

**Ausarbeiten von Risiko-Management-Optionen zur
Minimierung der HCB-Belastung von österreichischem
Ölkürbis (*Cucurbita pepo* L. subsp. *pepo* var. *styriaca* Greb.)**

Development of risk management options to reduce
hexachlorobenzene residues in Austrian pumpkin seeds
(*cucurbita pepo* L. subsp. *pepo* var. *styriaca* Greb.)

Ein Forschungsprojekt
der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Wien, November 2008

Im Auftrag von:



lebensministerium.at

Eigentümer, Herausgeber und Verleger:

Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Für den Gesamtinhalt verantwortlich:

Dr. Bernhard Url

Die AGES dankt dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und den Landesregierungen Steiermark, Niederösterreich, Burgenland, Kärnten und Oberösterreich für die Finanzierung des Forschungsprojektes.

ISBN: 978-3-200-01408-4

Ausarbeiten von Risiko-Management-Optionen zur Minimierung der HCB-Belastung von österreichischem Ölkürbis (*Cucurbita pepo* L. subsp. *pepo* var. *styriaca* Greb.)

Projektleitung: Dr. Sonja Ecker

Projektteam

Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit

Bereichsleitung Landwirtschaft: Dipl.Ing. Leopold Girsch

Institut für Pflanzenschutzmittelbewertung und Zulassung:

Mag^a Angelika Steininger

Dipl.Ing. Christian Prohaska

Dr. Albert Bergmann

Institut für Bodengesundheit: Dr. Andreas Baumgarten

Dipl.Ing. Dr. Georg Dersch

Zentrum Versuchswesen: Ing. Reinhard Zederbauer

Ing. Bernhard Muchitsch

Bereich Daten, Statistik und Risikobewertung:

Dipl.Ing. Dr. Johannes Hofrichter

Mag^a Corina Schleicher

Mag. Dr. Wilhelm Berg

Mag. Dr. Hans-Peter Stüger

Landwirtschaftskammer Steiermark

Dipl.Ing. Peter Klug

Ing. Barbara Jeitler

Dr. Richard Szith

Umweltbundesamt GmbH

Mag. Alarich Riss

Dipl. Biol. Andreas Bartel

Mag^a.Dr. Aline Berthold

Danksagung

Dank ergeht für die Unterstützung mit Datenmaterial aus Eigenkontrollen:

Fa. Stöger GmbH, Ölmühle Rudolph Lugitsch KG, Fritz Clement KG, Fa. Saatmaisbau reg. Gen.mbH, Fa. Url & Co. GmbH.

Weiters ergeht Dank für die Unterstützung bei der Bereitstellung schlagbezogener Kürbiskernmuster an folgende Ölmühlen bzw. Aufkäufer:

Fa. Saatmaisbau reg. Gen.mbH, Fa. Url & Co. GmbH, Ölmühle Fandler, Fa. Rudolph Lugitsch KG, Weststeirische Ölmühle Hamlitsch, Lödersdorfer Kernölpresse GmbH.

Wir bedanken uns bei Frau DI Johanna Winkler der Saatzucht Gleisdorf GmbH für die Bereitstellung von Kürbiskernmustern für das Sorten-Screening.

Gedankt wird Herrn Bernhard Glawogger von der „Gemeinschaft Steirisches Kürbiskernöl" für die Bereitstellung von Informationen zum Ölkürbisbau und -vertrieb.

Dank ergeht an alle Landwirte und Landwirtinnen die sich durch Einsenden von schlagbezogenen Kürbiskernproben am Projekt beteiligt haben.

Zusammenfassung

Hexachlorbenzol (HCB) ist eine persistente chlororganische Verbindung mit geringer Reaktivität, einer hohen Neigung zur Verflüchtigung und einer hohen Fettlöslichkeit und somit einem hohen Akkumulationspotential in Organismen. Auf Grund dieser Eigenschaften ist HCB heute eine ubiquitär vorkommende Substanz und als POP („persistent organic pollutant“) eingestuft. Einträge in die Umwelt erfolgten in der Vergangenheit vor allem durch die Verwendung von HCB als Fungizid in der Landwirtschaft und durch Emissionen aus der Industrie und aus Verbrennungsprozessen. Auf Grund seiner Eigenschaften wurde HCB in der Europäischen Gemeinschaft 1981 für landwirtschaftliche Verwendung verboten.

Der Ölkürbis besitzt eine außergewöhnlich hohe Fähigkeit, HCB aus dem Boden und aus der Luft aufzunehmen, und in den Samen zu speichern. Der bisherige österreichische HCB-Höchstwert für Kürbiskerne zum direkten Verzehr und für Ölsaaten bezogen auf den Fettgehalt lag bei 0.25 mg/kg. Er wurde durch die EU-Richtlinie 2004/61/EG auf 0.02 mg/kg gesenkt. Dadurch ergaben sich bei einem erheblichen Anteil von österreichischen Kürbiskernproben Höchstwertüberschreitungen (ca. 21 %). Im Rahmen dieses Projekts wurden konkrete Maßnahmen erarbeitet, um den Anteil an Höchstwertüberschreitungen auf <2.5 % zu senken.

Eine toxikologische Bewertung von HCB anhand von Literaturdaten ergab eine duldbare tägliche Aufnahmemenge (DTA) von 0.01 µg/kg Körpergewicht/Tag und eine akute Referenzdosis (ARfD) von 0.01 µg/kg Körpergewicht. Basierend auf diesen Werten wurde eine Risikobewertung für den Konsumenten durchgeführt, welche zu einer Änderung des EU-Höchstwertes auf 0.05 mg HCB/kg Kürbiskerne mit der Richtlinie 2007/56/EG führte.

Insgesamt wurden 3161 schlagbezogene Kürbiskernproben und 205 Bodenproben auf HCB analysiert. Zusätzlich wurden in Fragebögen zu den Kürbiskernproben feldstückbezogene Informationen erhoben und mit einer Auswahl an Landwirten Interviews bezüglich der historischen Bewirtschaftung der Felder geführt.

Durch die HCB-Analysen der Kernproben konnten "Hochrisiko-Flächen" identifiziert werden. Insgesamt wurde ca. ein Drittel der österreichischen Ölkürbis-Anbaufläche erfasst.

Die Datenauswertung ergab zwei Prognosemodelle für die Wahrscheinlichkeit einer Höchstwertüberschreitung in den Kernen. Ein Modell beruht auf Informationen zu früherer Getreidevermehrung und Saatgutbeizung. Alleine durch Berücksichtigung dieses Modells bei Planung des Kürbisanbaues kann die Zahl an Höchstwertüberschreitungen in der Zukunft (>50 µg HCB/kg) deutlich gesenkt werden. Ein weiteres Prognosemodell gibt die Wahrscheinlichkeiten einer Höchstwertüberschreitung bei bekannten HCB-Bodenkonzentrationen an. Mit diesen beiden Modellen kann abgeschätzt werden, ob auf einem Feld ein Anbau von Kürbis im Hinblick auf einen HCB-Höchstwert in Kernen von 50 µg/kg als sinnvoll erscheint.

Unterschiede in der HCB-Aufnahme bei verschiedenen Ölkürbissorten konnten nicht festgestellt werden.

HCB-Emissionen aus anderen Quellen als dem Boden können heutzutage in Österreich als vernachlässigbar für die Kontamination von Ölkürbispflanzen angesehen werden.

Insgesamt kann auf Grund der Ergebnisse des Projekts und bei Berücksichtigung der erarbeiteten Prognosemodelle im Ölkürbisbau in Zukunft mit weniger als 2 % an Höchstwertüberschreitungen bei Ölkürbiskernen gerechnet werden.

Summary

Hexachlorobenzene (HCB), an organic chlorine compound, shows high persistence, very low reactivity, a high tendency for volatilisation, high lipophilicity and thus, a high potential for bioaccumulation. Due to its properties it is classified as a POP (persistent organic pollutant) with ubiquitous occurrence. In the past HCB was released into the environment mainly by its use as a fungicide in agriculture (cereal seed growing) and through industrial emissions and combustion processes. In the European Community the agricultural use of HCB has been forbidden since 1981.

Oilseed pumpkin plants exhibit an unusual capability to take up HCB from soil as well as from air and to accumulate it in its seeds. The former maximum residue level (MRL) for HCB in oil pumpkin seeds and oil seeds in general was 0.25 mg/kg (related to the oil content). By EU Directive 2004/61/EG the maximum residue level was cut down to 0.02 mg/kg. The rate of MRL exceeding in case of Austrian oil pumpkin seeds reached 21 %. The aim of this research project was to develop measures for reducing the rate of exceedances to <2.5%.

A toxicological evaluation of HCB was done on the basis of literature data which yielded an acceptable daily intake (ADI) of 0.01 µg/kg body weight/day and an acute reference dose (ARfD) of 0.01 µg/kg body weight. Based on these data a consumer risk assessment was performed which led to a revised EU-MRL of 0.05 mg HCB/kg oil pumpkin seeds as laid down in Directive 2007/56/EG.

In total 3161 samples of oil pumpkin seeds from distinct fields (acres) and 205 soil samples were analysed for their HCB content. Additionally, information about properties and ancient management of the fields were collected by questionnaires and interviews with the respective farmers.

On the basis of the HCB-analysis of the seed samples "high risk" fields were identified. About one third of the Austrian oil pumpkin area was covered by this investigation.

By statistical analysis of the data two models were developed to predict MRL exceeding in the case of growing oilseed pumpkins on a specific field. One model is based upon information about historical seed growing (mainly wheat) and seed dressing practices. If this model is taken into account when planning oil pumpkin cultivation on certain fields the number of MRL exceeding (>50 µg HCB/kg) can be considerably decreased. A second forecast model gives probabilities of MRL exceeding on the basis of known HCB-concentrations in soil. The output of these two models is a good basis for deciding whether oilseed pumpkin cultivation on a specific field is reasonable considering the MRL of 50 µg/L.

No differences between oil pumpkin varieties were found with regard to the HCB uptake intensity.

HCB-emissions others than from soil can today be regarded as negligible regarding contamination of oil pumpkin plants in Austria.

It is concluded that due to the results of this project and when implementing the developed forecast models in selecting fields for oil pumpkin cultivation the number of MRL exceeding can be expected to be less than 2 % in future.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	8
1.1	Grundlagen.....	8
1.1.1	Einsatz von Hexachlorbenzol (HCB).....	8
1.1.2	Umweltverhalten	8
1.1.3	Aufnahme von Hexachlorbenzol durch Pflanzen	11
1.2	Projektziele und –nutzen.....	16
2	Toxikologische Bewertung.....	19
2.1	Toxikokinetik	19
2.2	Systemische Toxizität	20
2.3	Reproduktionstoxizität	21
2.4	Genotoxizität	22
2.5	Kanzerogenität.....	22
2.6	ADI/ARfD	23
3	Risikobewertung	24
3.1	Verarbeitungsfaktor ("processing factor")	24
3.2	Analysenergebnisse (Ernte 2005; Kerne/Öl).....	25
3.3	Modellannahmen.....	26
3.4	Risikoabschätzung für den Konsumenten (Basis Kerne Ernte 2005).....	26
3.5	Risikoabschätzung für den Konsumenten (Basis Kernöl - Ernte 2005).....	28
3.6	Schlussfolgerungen	29
4	Monitoring-Daten für Kürbiskerne und Kürbiskernöl.....	31
4.1	Inländische Proben.....	31
4.2	Ausländische Proben.....	32
5	Landwirtschaftliche Produktions-, Verarbeitungs- und Vermarktungsstrukturen	33
5.1	Fläche und Ertrag.....	33
5.2	Betriebsstrukturen.....	36
5.3	Verarbeitung und Vermarktung.....	37
6	Gezielte Datenerhebung Ölkürbiskerne.....	39
6.1	Fragestellung	39
6.2	Analytik.....	39
6.3	Ergebnisse.....	40
7	Bodenmonitoring	43
7.1	Auswahl der Flächen.....	43
7.2	Methodik der Probenziehung	45
7.3	Analytik.....	46
7.4	Ergebnisse.....	47

8	Untersuchungen zum Sorteneinfluss.....	52
9	HCB in der Umwelt	57
9.1	Konzentrationen in der Umwelt.....	57
9.1.1	Böden	57
9.1.2	Gewässer und Sedimente.....	61
9.1.3	Luft.....	61
9.1.4	Biota	63
9.2	Emissionen und Einträge.....	63
9.2.1	HCB-Emissionen nach der österreichischen Luftschadstoffinventur	63
9.2.2	HCB Emissionen auf europäischer Ebene	67
9.2.3	Kompostanwendung	68
9.2.4	Klärschlammasbringung	69
9.2.5	Gärrückstände aus Biogasanlagen.....	69
9.3	Zusammenfassende Bewertung	69
10	Bodensimulation.....	72
10.1	HCB-Abnahme im Boden.....	72
10.1.1	Verflüchtigung	72
10.1.2	Abbau von HCB in Böden	72
10.1.3	Verlagerung in tiefere Bodenschichten /Grundwasser	74
10.1.4	Oberflächenabfluss /Erosion	74
10.1.5	Entzug durch Pflanzen	74
10.2	Eintrag von HCB durch Pestizidanwendung	75
10.2.1	HCB als Pflanzenschutzmittelwirkstoff	75
10.2.2	Pflanzenschutzmittelwirkstoffe mit HCB-Verunreinigungen	75
10.3	Simulationsrechnungen.....	77
10.3.1	Modell	77
10.3.2	Auswahl der Inputparameter	77
10.3.3	Modellparameter und Annahmen zur Berechnung von HCB-Bodenkonzentrationen	78
10.4	Ergebnisse und Diskussion	79
10.5	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	81
11	Gezielte Interviews mit Landwirten	82
11.1	Auswahlkriterien für Interviewbetriebe	82
11.2	Inhalt der Interviews	82
11.3	Ergebnisse.....	83
11.3.1	Allgemeine Informationen zu den Feldern.....	83
11.3.2	Feldeigenschaften	84
11.3.3	Historische Bewirtschaftung der Felder.....	85
12	Statistische Analysen und Modellentwicklung	86
12.1	Ziel der statistischen Analyse.....	86
12.2	Überblick über das erhobene Datenmaterial.....	86
12.3	Datenaufbereitung für die Auswertungen	87

12.3.1	Erstellung von Übersichtskarten der HCB-Konzentrationen in Kernen und Böden	87
12.4	Zusammenführung der Daten in eine Datenbank.....	90
12.5	Überblick über HCB-Konzentrationen in Kernen und in Böden.....	91
12.6	Deskriptive Datenauswertung auf univariater Basis.....	93
12.6.1	Fragebogendaten	93
12.6.2	Interviewdaten.....	111
12.6.3	Auswertung Bodenparameter	117
12.7	Statistische Modellierung.....	118
12.7.1	Vorhersagemodell basierend auf Fragenbogendaten.....	119
12.7.2	Vorhersagemodell basierend auf Interviewdaten	120
12.7.3	Vorhersagemodell basierend auf gemessenen HCB-Konzentrationen in Böden	123
12.7.4	Wahrscheinlichkeit einer zukünftigen Höchstwertüberschreitung bei bereits bekannter HCB-Konzentration im Kern	127
12.8	Entscheidungsbaum für zukünftigen Ölkürbisbau.....	127
12.9	Wartezeit bei bekannter Höchstwertüberschreitung	128
12.10	Zusammenfassung	129
13	Literatur.....	131

1 Einleitung

1.1 Grundlagen

1.1.1 Einsatz von Hexachlorbenzol (HCB)

Bereits 1863 wurde Hexachlorbenzol zum ersten Mal chemisch dargestellt (Müller, 1864). Seine kommerzielle Bedeutung erlangten Hexachlorbenzol, sowie viele andere organischen Verbindungen aus der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe, nachdem man ihre außerordentlich wirksamen bioziden Eigenschaften entdeckt hatte. Bereits ab den 1930er Jahren wurde HCB auf Grund seiner relativ geringen akuten Toxizität als Ersatz für die hochgiftigen Quecksilberverbindungen in industriellem Ausmaß als Fungizid für Getreide - und hier insbesondere in der Saatgutvermehrung - eingeführt. In Österreich wurde HCB maßgeblich zur Bekämpfung von Zwergsteinbrand angewandt, wodurch erhebliche Mengen an HCB in den Boden gelangten. Seit 1988 sind allerdings in Österreich keine Pflanzenschutzmittel mehr zugelassen, welche HCB als Wirkstoff enthalten.

Auf Grund seines negativen Umweltverhaltens wurde HCB in der Europäischen Gemeinschaft 1981 für die landwirtschaftliche Verwendung verboten. In Österreich wird seit Anfang der 1980iger-Jahre Hexachlorbenzol als Pflanzenschutzmittelwirkstoff praktisch nicht mehr verwendet. HCB tritt allerdings auch als Verunreinigung verschiedener anderer PSM-Wirkstoffe auf, wobei das Ausmaß der Verunreinigungen in den letzten Jahren drastisch reduziert wurde (siehe Kapitel 10).

Als weitere mögliche Kontaminationsquellen des Bodens gelten Klärschlämme, Komposte und in sehr geringem Ausmaß auch Gärrückstände aus Biogasanlagen. Abschätzungen von HCB Neueinträgen in Ackerböden aus diesen Quellen sind in Kapitel 9 gegeben.

Außerhalb der Landwirtschaft tritt HCB als Neben- und Abfallprodukt bei verschiedenen chlororganischen Synthesen (z.B. Produktion von chlorierten Lösungsmitteln oder anderen Chlorkohlenwasserstoffen, auch Pestiziden) aber auch in der metallverarbeitenden Industrie auf. Weiters gelten Verbrennungsprozesse und Mülldeponien auch heute noch als potentielle HCB-Emittenten.

Bei Quinlivan et al. (1975/77) findet sich eine umfangreiche Zusammenstellung der Industrietypen, welche sich als mögliche HCB-Quellen herausgestellt hatten. So erwähnte man damals den Einsatz von HCB als Fungizid in der Landwirtschaft als mengenmäßig relativ bedeutungslose Quelle für die Umweltkontamination mit dieser Substanz. Aufgrund der Entwicklungen in der Umwelttechnik (Einsatz von Luftfiltern bei industrieller Abluft, entsprechende Behandlung von Abwasser, Abfallbehandlung, etc.) sowie dem Verbot des Einsatzes von HCB in verschiedenen industriellen (Herstellungs-) Prozessen (z.B. Weichmacher, Pyrotechnik) haben heute, zumindest in Europa, die nicht-landwirtschaftlichen Quellen als HCB-Emittenten an Bedeutung verloren (siehe dazu auch Kapitel 9).

1.1.2 Umweltverhalten

Hexachlorbenzol zählt aufgrund seiner chemisch/physikalischen Eigenschaften zu der Gruppe der persistenten organischen Verbindungen (POP = persistent organic pollutant). Seine geringe Wasserlöslichkeit von 5-7 µg/L (25° C) und seine extrem hohe Fettlöslichkeit (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient als $\log P_{OW} = 5.2 - 6.9$; IPCS 1997, IUCLID Dataset 2000) lassen auf eine hohe Akkumulation in fettreichen Geweben, und damit auf ein hohes Bioakkumulationspotential und auf eine Anreicherung in der Nahrungskette schließen. Untersuchungen an Tieren und Menschen bestätigen dies. HCB wurde in Pflanzen, Tieren, Milch und Milchprodukten, im Fettgewebe, Blut und in der Muttermilch des Menschen nachgewiesen. Tatsächlich wurden Biokonzentrationsfaktoren von, zum Beispiel, 250-1000 (Algen) bis zu 140 000 (Seemöveneiern) ermittelt (Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, 1995, Stoffbericht Hexachlorbenzol, HCB).

Hexachlorbenzol ist unpolar und dissoziiert nicht. Bei Raumtemperatur ist HCB chemisch nahezu inert.

Hexachlorbenzol ist zudem in der Umwelt schwer abbaubar. Die Halbwertszeit im Boden beträgt mehrere Jahre (siehe dazu Kapitel 10). Hydrolytisch ist HCB unter Umweltbedingungen stabil. HCB ist in seiner kristallinen Form photolytisch stabil, die photolytische Halbwertszeit in Wasser wurde mit 45 Tagen angegeben, wobei die

Absorptionsmaxima im UV-Bereich bei 291 und 301 nm liegen (Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, 1995, Stoffbericht Hexachlorbenzol, HCB).

Hinsichtlich des chemisch oxidativen Abbaus in der Atmosphäre (Reaktion mit OH-Radikalen) kann HCB als stabil bezeichnet werden. Aus einer gemessenen OH-Geschwindigkeitskonstante von $1.3 \times 10^{-14} \text{ cm}^3/\text{s}$ (3.85 °C; atmosphärische Durchschnittstemperatur) konnte unter der Annahme einer mittleren OH-Konzentration von $9.7 \times 10^{-5}/\text{cm}^3$ in der Luft eine atmosphärische Verweildauer von 940 Tagen errechnet werden (Brubaker and Hites, 1998).

HCB weist einen relativ mittleren Dampfdruck von $1.1 \times 10^{-3} - 2.5 \times 10^{-3} \text{ Pa}$ bei 20-25 °C auf (IUCLID Dataset 2000). Die Substanz ist allerdings in Gegenwart von Wasserdampf selbst bei niedrigen Temperaturen außerordentlich flüchtig. Die Henry-Konstante (H) weist hohe Werte auf, $76 - 170 \text{ Pa} \times \text{m}^3/\text{mol}$ (IPCS 1997; IUCLID Dataset 2000; Wenzel et al., 1994). HCB besitzt demnach eine hohe Fähigkeit, aus wässriger Lösung in die Gasphase überzutreten und damit zu verflüchtigen. Die Henry-Konstante berechnet sich aus dem Dampfdruck und der Wasserlöslichkeit einer Substanz.

Aufgrund seiner schlechten Abbaubarkeit, seiner hohen Flüchtigkeit verbunden mit sehr hoher Fettlöslichkeit und sehr hohem Bioakkumulationspotential wurde Hexachlorbenzol zu einem ubiquitär vorkommenden Stoff:

Luftmessungen aus den Jahren 2001 und 2002 in zwei europäischen Hochgebirgsregionen oberhalb der örtlichen Baumgrenze und fernab von menschlichem Einfluss (Drooge van, 2004) ergaben HCB Konzentrationen (geometrische Mittel) von $49 \pm 19 \text{ pg}/\text{m}^3$ Luft (Zentralpyrenäen; n=20) bis $85 \pm 28 \text{ pg}/\text{m}^3$ Luft (Hohe Tatra; n=10). Auffallend war, dass HCB, im Gegensatz zu weniger flüchtigen Substanzen (z.B. PCBs), ausschließlich in der Gasphase gefunden wurde und nicht an Partikel gebunden. Die beiden Standorte zeigten eine ähnliche Zusammensetzung an gemessenen semi-volatilen Substanzen (HCB, HCHs, PCBs, DDTs, Endosulfan), wobei HCB die dominante Substanz darstellte. Im Gegensatz zu jenen Stoffen, die noch Anwendung finden, zeigten sich bei HCB keine saisonalen Konzentrationsunterschiede in der Luft. Aus der Verteilung der HCB-Konzentrationen sowohl räumlich als auch zeitlich schlossen die Autoren auf einen eindeutigen atmosphärischen Ferntransport bei HCB. Dies wurde auch durch Messergebnisse von Wasser zweier Bergseen dieser Regionen bestätigt, wo HCB-Konzentrationen zwischen 6.7 und 8.5 pg/L (Mittelwerte) gemessen wurden. Diese waren vergleichbar mit den Konzentrationen anderer organischer Verbindungen, deren Verwendung in Europa ebenfalls bereits verboten ist (Fernández et al., 2005). Ein relativ geringer Anteil von HCB war an Schwebeteilchen gebunden, die im Wasser gelösten Anteile waren höher. Ferntransport von HCB und folgender Austausch der gasgelösten Phase zwischen Luft und Wasser führen zur Kontamination der Bergseen. Es wurde darauf hingewiesen, dass die gefundenen Konzentrationen allerdings im unteren Bereich der generell in der Literatur angegebenen Werte lagen.

Halsall et al. (1998) führten wöchentliche Messungen von organo-halogenen Pestiziden zwischen 1993-94 an 3 Standorte in der Kanadischen und Russischen Arktis durch. Auch hier wurde angemerkt, dass HCB, neben den HCHs, die vorherrschende Substanz war, gefolgt von Chlordan und Endosulfan. Die gemessenen HCB-Konzentrationen lagen zwischen 0.06 und 901 pg/m^3 Luft, wobei die Mittelwerte der 3 Standorte sehr ähnlich waren (42 – 57 pg/m^3).

14 Luftmessungen am südwestlichen Atlantik und antarktischen Ozean zwischen 23° and 62° N von verschiedenen organischen Verbindungen wurden im November 1995 durchgeführt (Montone et al., 2005). Die HCB-Konzentrationen lagen zwischen <0.6 und 25.3 pg/m^3 Luft.

In der Studie von Sanusi et al. (1999) wurde die Verteilung einer Reihe von Pestiziden zwischen der Gasphase und Festteilchen in der Luft eines Reinluftgebietes (Aubure, Vogesen), einem ländlichen Gebiet (Colmar) und in Straßburg (Rheintal) untersucht. Die Gesamtkonzentrationen an HCB betragen in Aubure 81 – 1620 pg/m^3 Luft (Mittelwert: 594; n=10), in Colmar 145 – 968 (Mittelwert: 317; n= 8) und in Straßburg 130 – 688 (Mittelwert: 483; n= 9). HCB ist fast ausschließlich in der Gasphase vorhanden. Die Temperatur und die relative Luftfeuchte zeigten keinen Einfluss auf die Verteilung von HCB zwischen der Gasphase und der partikelgebundenen Phase in der Luft. Substanzen, welche in der Gasphase vorliegen haben generell das Potential für eine lange Verweildauer in der Atmosphäre. Substanzen mit relativ hohem Wert der Henry-Konstante, wie HCB, zeigen die längste Verweildauer in der Luft, weil sowohl die Tendenz zur Auswaschung durch Niederschläge als auch der Austrag aus der Luft durch Partikeldeposition eher gering ist.

Etwas niedrigere Konzentrationen wurden an 2 Standorten in Zagreb in den Jahren 1999 und 2001 gemessen (Romanic und Krauthacker, 2003). In einem Wohngebiet ($n = 47$) lagen die HCB-Konzentrationen zwischen 1.1 und 36.3 pg/m^3 Luft (Median: 9.4), in einer Industriezone ($n = 33$) zwischen 2.1 und 33.6 pg/m^3 Luft (Median: 10.2). Die höchsten Konzentrationen wurden für Lindan gemessen. Bezüglich HCB dürfte es sich auch hier um eine allgemeine Hintergrundbelastung handeln da kein Unterschied zwischen den beiden Standorten hinsichtlich der HCB-Konzentration nachzuweisen war.

Ein mehrjähriges Beobachtungsprogramm (Berg et al., 2004), beginnend Anfang der 1990er Jahre in Norwegen (Ny-Ålesund, Svalbard, arktisches Reinluftgebiet) zeigte, dass die HCB Konzentrationen schwach abnahmen (47% über 10 Jahre). Die jährlichen Mittel sanken von 115 auf 55 pg/m^3 Luft. Diese Tendenz war aber bei den HCH-Isomeren deutlich höher. Die Autoren fassten zusammen, dass viele diffuse und variierende Quellen für HCB die Auswirkungen des Anwendungsverbotes hinsichtlich HCB-Konzentrationen in der Luft anscheinend abschwächen. Auch Teil et al. (2004) erwähnen, dass HCB-Belastungen zwar nicht mehr nennenswert aus landwirtschaftlichem Einsatz stammen, aber dass HCB dennoch in Spuren bei der Produktion von chlorierten Pestiziden, Lösungsmittel, und Zement sowie in der Metallindustrie und bei Verbrennungsprozessen entsteht. Zu den diffusen Eintragungspfad zählen auch so genannte "alte" Quellen, Kompartimente, welche früher "sinks" darstellten, wie z.B. Böden, Mülldeponien. Diese können heute als sekundäre "sources" für Hintergrundbelastungen betrachtet werden.

Entsprechend des ubiquitären Vorkommens von HCB in der Luft findet man diese Substanz in diversen Monitoring-Untersuchungen an Nadelbäumen und anderen Pflanzen. Nadelbäume eignen sich besonders gut für Luftmonitoring, da aufgrund der Wachsschicht der Nadeln fettlösliche Substanzen hier gut aufgenommen und gespeichert werden. Zudem stellen Nadelbäume aufgrund ihrer großen Blattoberflächen gute Filter für Luftschadstoffe dar. Im Folgenden seien Beispiele aus der jüngeren Literatur und beschränkt auf Nadelbäume angeführt:

An 25 Standorten in Österreich, inklusive alpine Reinluftgebiete, wurden 1993 in jungen Fichtennadeln HCB-Konzentrationen zwischen 0.3 und 1.1 ng/g FS gemessen (Weiss et al., 2000). Aufgrund der mit Clusteranalysen ermittelten räumlichen Muster der Belastungen mit organischen Schadstoffen, mit tendenziell höheren Konzentrationen nördlich und östlich der Zentralalpen, wurde grenzüberschreitender Ferntransport als relevanter Eintragungspfad genannt.

Strachan et al. (1994) befasste sich mit der Verteilung verschiedener organischer Schadstoffe zwischen dem Wachs der Fichtennadeln und der Kuticula plus dem Blattinneren. Während des Jahres 1989 wurden Messungen an *Pinus sylvestris* (3-5 Nadeljahrgänge) an verschiedenen Stationen in Westdeutschland, Dänemark, Norwegen und Schweden durchgeführt. Die HCB-Konzentrationen variierten nicht nennenswert zwischen den Standorten. Die HCB-Konzentrationen stiegen mit dem Alter der Nadeln an. HCB zeigte ein typisches Verteilungsmuster für Substanzen, welche mehrere, diffuse Quellen und eine sehr lange Verweildauer in der Atmosphäre aufweisen. Die gemessenen Konzentrationen in der Wachsschicht lagen zwischen 0.05 und 2.2 $\text{ng HCB}/\text{g FS}$. Im Rest der Nadeln fand man Konzentrationen zwischen 0.08 und 6.9 $\text{ng HCB}/\text{g FS}$. Von einzelnen Ausnahmen abgesehen, machten die HCB-Anteile im Wachs generell <50% des Gesamtgehaltes in den Nadeln aus.

Bei Untersuchungen an 2-jährigen Fichtennadeln (*Pinus sylvestris* L.) in der Region Leipzig-Halle wurde einerseits zwischen der äußeren Wachsschicht und dem Inneren der Nadeln differenziert und andererseits zwischen Nadeln mit unterschiedlichem Vitalitätsstatus (Wenzel et al., 1994). Es konnte gezeigt werden, dass der Vitalitätsstatus einen umso größeren Einfluss auf die Aufnahme organischer Schadstoffe hat, je geringer der Anteil der jeweiligen Substanz in der Gasphase ist im Vergleich zum partikelgebundenen Anteil. Für HCB war dieser Einfluss dementsprechend gering. Die HCB-Konzentrationen (Gesamtgehalt in den Nadeln) lagen im Durchschnitt zwischen 4 und 5 $\text{ng}/\text{g TS}$, wobei der Anteil im Nadelinneren verglichen mit der Wachsschicht etwas höher war. Ähnliche Ergebnisse erzielten Sinkkonen et al. (1995) bei Messungen an Fichtennadeln in Finnland allerdings mit etwas geringeren Gesamtkonzentrationen in den Nadeln (Jahrgänge 1991-93; 0.2-3.4 $\text{ng HCB}/\text{g}$ getrocknete Nadeln).

Umlauf et al. (1994) konnten in ihren Glashaus-Experimenten mit Fichten, die unterschiedlicher Luft ausgesetzt waren, ebenfalls zeigen, dass HCB in der Luft hauptsächlich in der Gasphase vorliegt, was durch seine relativ hohe Henry-Konstante bestätigt wird. Weiters wird durch die relativ geringe Größe des Moleküls der kutikuläre Widerstand relativ gering gehalten. Eine Gewichtung der Aufnahmepfade, durch die Stomata einerseits und der Diffusion durch

kutikuläre Wachsschichten andererseits, ist derzeit nicht möglich.

In Howe et al. (2004) wurden PAHs und HCB an 35 Standorten im Frühjahr 1997 in Alaska in Fichtennadeln (*Picea glauca*, *P. mariana*, *P. sitchensis*) gemessen. Dabei wurde die Entfernung zur Küste, die Abgeschiedenheit und die Nähe zu Verkehrswegen berücksichtigt. Für HCB wurde als Hauptquelle atmosphärischer Ferntransport postuliert. Die Konzentrationen lagen in den 5 geographischen Regionen zwischen 0.6 (± 0.1) und 0.9 (± 0.2) ng HCB/g TS. Es bestand eine positive Korrelation zwischen HCB-Konzentration und Lipidgehalt der Koniferennadeln.

Allgemein kann festgehalten werden, dass Substanzen, die in tropischen oder temperaten Regionen entlassen werden, in einem temperaturgetriebenen Prozess Richtung kalte, polare Regionen wandern ("global distillation"). Substanzen mit einem hohen Dampfdruck wandern schneller als solche mit niedrigem Dampfdruck ("global fractionation"). Die lipophile Cuticula von Blättern sorbiert Substanzen mit hohem Oktanol/Luft-Verteilungskoeffizienten (K_{OA}) aus der Luft. So werden Gefäßpflanzen zu einem Speichermedium für semivolatile organische Substanzen während ihrer Passage von warmen zu kalten Klimaten (Hellström et al. 2004a).

1.1.3 Aufnahme von Hexachlorbenzol durch Pflanzen

Organische Schadstoffe können über unterschiedliche Wege in die Pflanze gelangen. Ausmaß und Weg des Eintrages hängen stark von den physikalisch/chemischen Eigenschaften der Substanz sowie von der Pflanzenart ab.

Grundsätzlich können Chemikalien sowohl aus dem Boden über die Wurzel als auch aus der Luft über die Blätter aufgenommen werden. Luftschadstoffe, die sich in der Gasphase befinden, können direkt über die Stomata der Blätter (z.T. auch der Sprosse und Stengel) in die Pflanze dringen. Hierbei dürfte allerdings die Molekülgröße die Diffusion mitbeeinflussen (Deinum et al., 1995). In der Luft können organische Schadstoffe aber auch an Aerosole gebunden sein oder in Wassertropfen (Regenwasser, Nebelwasser) gelöst sein und so auf die oberirdischen Pflanzenorgane gelangen und sich ins Innere der Pflanze verteilen. Die Aufnahme von Schadstoffen über die Blätter wird allerdings durch die Cuticula (lipophile, polymere Membran) beschränkt, welche wachsähnliche Lipide im Inneren und Bipolymer Cutin an der Luft-Blatt-Grenzschicht aufweist. Die auf Blättern abgelagerten Stoffe können in kutikuläre Lipide eingelagert werden oder durch die Lipidschicht diffundieren und so bis zum Phloem gelangen und innerhalb der Pflanze verlagert werden. Kerler und Schönherr (1988) bestimmten Verteilungskoeffizienten für HCB und andere lipophile Substanzen für das System Cuticula/Wasser. Dabei wurden Koeffizienten für kutikuläre Membran/Wasser und Polymermatrix/Wasser getrennt bestimmt. Es wurden die enzymatisch isolierte Cuticula der Blätter von *Ficus elastica*, *Citrus aurantium*, und der Früchte von *Lycopersicon esculentum* und *Capsicum annum* herangezogen. Dabei stellte sich heraus, dass diese Verteilungskoeffizienten bei sämtlichen untersuchten Substanzen in der gleichen Größenordnung waren wie ihre Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten, und sich somit die Sorption durch pflanzliche Cuticula sehr gut durch den $\log K_{O/W}$ (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) voraussagen lässt. Weiters zeigten die Ergebnisse, dass die Stoffe im Cutin sorbiert waren. Allerdings hängt die Bedeutung der Cuticula als sorbierendes Medium einer lipophilen Substanz stark vom Gehalt des Pflanzenorgans an anderen Lipidspeichern ab. In der Regel können Stoffe je fettlöslicher und unpolarer sie sind desto besser die Barrieren von Cuticula und Membranen überwinden (Topp et al., 1986). Auch die Molekülgröße dürfte eine ausschlaggebende Größe sein. So gesehen besitzt HCB als hydrophobes, unpolares und relativ kleines Molekül grundsätzlich gute Voraussetzungen, um in Pflanzen zu gelangen.

Im Boden befinden sich Substanzen zwischen der Gasphase, gelöst im Bodenwasser und gebunden an Bodenpartikel im Gleichgewicht. Die Aufnahme über die Wurzel kann daher grundsätzlich sowohl über das Bodenwasser (und anschließender eventueller Translokation in die Pflanze) als auch durch Absorption aus der Bodenluft erfolgen. Je geringer die Wasserlöslichkeit und je höher der Wert für die Henry-Konstante einer Substanz ist, desto größer wird der Anteil sein, welcher in der Gasphase vorliegt. Bodenwasser und die darin gelösten Stoffe bewegen sich frei vom Boden über die Kapillarräume der Wurzelrinde in die Wurzel. Das Innere der Wurzel, in welchem sich die Gefäßbündel befinden, wird allerdings von der Rinde durch die Endodermis getrennt, welche bei den meisten Pflanzen das so genannte Casparische Band enthält. Dies ist eine wachsige Zellschicht die eindringende Stoffe daran hindert, durch Zellwände und interzelluläre Räume tiefer in die Wurzel bis zum Xylem, wo sie weiter innerhalb der Pflanze transportiert werden könnten, einzudringen (Hellström, 2004b). Hydrophobe Substanzen mit $\log K_{OW}$ zwischen

2 und 4 werden am effektivsten von der Pflanze aufgenommen. Hydrophilere Substanzen können die Membranbarrieren kaum überwinden und noch hydrophobere Substanzen werden zu sehr an Bodenpartikel oder an Membranen adsorbiert (Gent et al., 2007). Im Gegensatz dazu werden polare Substanzen und Ionen aktiv aufgenommen und innerhalb der Wurzel transportiert (aktiver, "kontrollierter" Membrantransport).

Für HCB, welches einen sehr hohen Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten aufweist, scheint es wahrscheinlich, dass pflanzliche Lipide in höchstem Ausmaß für dessen Verteilung in pflanzliches Gewebe ausschlaggebend sind. Ergebnisse von Sorptionsversuchen mit Weizen- und Gerstenpflänzchen zeigten zudem, dass die aus dem K_{OW} (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) geschätzte Verteilung wesentlich geringer war als die gemessene Sorption (Li et al.; 2005). Dies kann einerseits auf eine Unterschätzung des pflanzlichen Lipidgehaltes und andererseits auf den Umstand zurückgeführt werden, dass Oktanol ein weniger effektives Medium darstellt als pflanzliche Lipide. Der Verteilungskoeffizient für das System Pflanze/Wasser war bei HCB ca. 500-fach (Spross) bzw. 370-fach (Wurzel) höher als bei Lindan. Der Wert für den lipidnormalisierten Pflanzen/Wasser Verteilungskoeffizienten betrug 6.5 (Weizen).

Da Karotten (*Daucus carota*) einen hohen Lipidgehalt und zudem Ölgänge in der Wurzel aufweisen sind diese eine beliebte Versuchspflanze für Untersuchungen zur Aufnahme von fettlöslichen organischen Schadstoffen in die Pflanze. Wang und Jones (1994) untersuchten die Aufnahme von chlorierten Benzolen mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad bei Karotten, welche auf Böden wuchsen, die entweder mit kontaminiertem Klärschlamm oder direkt mit den Substanzen belastet wurden. Hierbei stellte sich heraus, dass Karottenpflanzen HCB aus dem Boden über die Wurzel aufnehmen, dass dieses aber nicht in oberirdische Pflanzenorgane verlagert wird. Allerdings waren die Blätter in der Lage, HCB, welches aus dem Boden verflüchtigt, über die Luft aufzunehmen. Die aufgenommene Menge an chlorierten Benzolen korrelierte positiv mit der entwickelten Pflanzenmasse. Die Transferfaktoren (hier als Biokonzentrationsfaktoren, BCF, bezeichnet) waren generell in Böden mit Klärschlamm niedriger, was auf eine höhere Bindung durch organische Substanzen in diesen Böden erklärbar ist. Generell waren aber die Transferfaktoren niedrig und in der äußeren Wurzelschicht am höchsten, mit BCFs von 5.6 (ohne Klärschlamm), 8.6 (mit Klärschlamm, niedrige Konzentrationsstufe) und 2.0 (mit Klärschlamm, hohe Konzentrationsstufe). Im Wurzelinneren betragen diese Werte lediglich 0.07, 0.08 und 0.12 und in den Blättern 0.79, 2.3 und 0.31. Die Kontrollpflanzen, die auf unkontaminiertem Boden wuchsen betrug der BCF 19 (bezogen auf die äußerst geringe HCB-Konzentration im Boden).

Für die Aufnahme über die Karottenwurzel wurden drei hauptsächliche Einflussfaktoren genannt: Die Diffusionsrate im Boden (die Wasserlöslichkeit gibt Hinweise auf die Mobilität im Boden), die Sorptionskapazität an Wurzeloberflächen (K_{OW} gibt Hinweise auf die Affinität zu lipiden Bestandteilen) und die Penetration ins Wurzelinnere (die Molekülgröße wird als entscheidend angesehen für die Transportfähigkeit im Pflanzengewebe). Interessant ist, dass Tetrachlorbenzol im Vergleich zu den anderen Chlorbenzolen am effektivsten aufgenommen wurde, zumindest über die Blätter und die Wurzelendodermis, während Trichlorbenzol am stärksten von allen chlorierten Benzolen ins Wurzelinnere aufgenommen wurde.

Der BCF in den Blättern korrelierte sehr gut mit dem Verflüchtigungspotential ($\log(V_p/K_{OW})$) und dem Oktanol/Luft-Verteilungskoeffizienten ($\log K_{OA}$) der Chlorbenzole mit Ausnahme von HCB. Die hohe Bindungskapazität von HCB im Boden (sehr hoher Wert für K_{OC} = Adsorptionskoeffizient bezogen auf organischen Kohlenstoff im Boden) steht dem hohen Verflüchtigungspotential entgegen. Dies kommt hier zum Tragen, da die BCFs aus der HCB-Konzentration im Boden berechnet wurden und nicht auf Basis der Konzentrationen in der Luft.

7-tägige Versuche im Labor und im Freiland (Lysimeter) mit unterschiedlichsten C^{14} -markierten Chemikalien an Gersten- und Kressesämlingen zeigten sehr gute Korrelationen zwischen den BCFs und verschiedenen physikalisch/chemischen Eigenschaften der Substanzen (Topp et al., 1986). So zeigte sich eine negative Korrelation zwischen dem BCF in den Gersten-Wurzeln (Konzentration in Wurzel/Konz. im Boden) und dem K_{OC} , und deutlich positive Korrelation zwischen dem BCF in den Wurzeln (Konzentration Wurzel/Konz. im Bodenwasser) und dem K_{OW} . Weiters war die Aufnahme über die Blätter eindeutig abhängig von der Verflüchtigungsrate der Substanzen aus dem Boden. Die Aufnahme sowohl über die Wurzel als auch über die Blätter korrelierte negativ mit der Molekülgröße. Es wurde postuliert, dass das Molekulargewicht möglicherweise einen größeren Einfluss auf die Pflanzenaufnahme hat als der K_{OW} . Bei Kresse, welche einen hohen Lipidgehalt aufweist, waren die Zusammenhänge so nicht gegeben. Es

wird angenommen, dass bei Pflanzen mit hohem Lipidgehalt oder mit Ölkanälen (z.B. Kresse, Karotten) noch zusätzliche Aufnahmemechanismen für lipophile Substanzen bestehen. Es konnte gezeigt werden, dass HCB von Kresse effektiver aufgenommen wird als von Gerstenpflanzen.

Die Translokation von HCB innerhalb der Pflanze ist in der Regel äußerst beschränkt. So fanden Topp et al. (1989) in Gerste und Kresse, die eine Vegetationsperiode in Freiland-Lysimetern auf HCB-kontaminiertem Boden wuchsen (2 mg ¹⁴C-HCB/kg Boden TS) Biokonzentrationsfaktoren von 0.3 in Gerstensamen aber BCFs von 4.8 in 10 Tage alte Gersten-Pflänzchen und 0.42 in 124 Tage alte Gersten-Pflänzchen (Verdünnungseffekt!). Bei Kresse war die Aufnahme höher, mit BCF von 15 (10 Tage alte Pflanzen) und 2.6 (77 Tage alte Pflanzen). Bei den niedriger chlorierten Benzolen war dies nicht der Fall. Die extrem hohe Lipophilie von HCB (höchster K_{OW} unter den chlorierten Benzolen) dürfte hier bei der stärker lipidhaltigen Kresse zum Tragen kommen.

Die Translokation in die Samen war negativ korreliert zum Chlorierungsgrad der Benzole und positiv korreliert zu Wasserlöslichkeit and Dampfdruck.

Scheunert et al. (1994) geben zu bedenken, dass zwar der K_{OW} als vorhersagende Größe für den Biokonzentrationsfaktor (gesamte Pflanze; Transferfaktor) für organische Verbindungen in Pflanzen geeignet ist, allerdings nur dann verlässliche Aussagen liefert, wenn man Substanzen der gleichen chemischen Gruppe (also mit der gleichen Grundstruktur und ähnlichen Substituenten) und Pflanzen derselben Species vergleicht. Die Aufnahme organischer Schadstoffe über pflanzliche Organe ist komplex und von unterschiedlichsten Faktoren beeinflusst, welche bei weitem nicht zur Gänze geklärt sind.

In einem Laborversuch (geschlossenes System) mit verschiedenen hoch chlorierten Benzolen (¹⁴C) an jungen Gersten- und Kressepflänzchen wurden verschiedene Verteilungskoeffizienten ermittelt. Der Verteilungskoeffizient Wasser/Bodenteilchen verringerte sich mit zunehmendem Chlorierungsgrad und betrug für HCB 0.0044. Der Verteilungskoeffizient Wurzel/Bodenwasser nahm mit steigendem Chlorierungsgrad zu und betrug für HCB 59 bei Kresse und 185 bei Gerste. Bei Gerste wurde allerdings der höchste Wert für Tetrachlorbenzol (246) ermittelt. Der Verteilungskoeffizient Luft/Boden nahm mit dem Chlorierungsgrad ab und betrug für HCB 0.12 bei Kresse und 0.21 bei Gerste. Der Verteilungskoeffizient Spross/Luft nahm mit dem Chlorierungsgrad zu und betrug für HCB 17.1 bei Kresse und 13.4 bei Gerste. Im Falle der Gerste wies allerdings Pentachlorbenzol mit 28.1 den höchsten Verteilungskoeffizienten auf. Der Verteilungskoeffizient Pflanze/Boden (entspricht dem BCF ganze Pflanze) nahm bei Gerste mit dem Chlorierungsgrad ab (HCB 1.21), bei Kresse war der höchste Koeffizient bei HCB zu finden (2.13) und der niedrigste bei Dichlorbenzol.

Schroll und Scheunert (1992) untersuchten in einem Labortest die Aufnahme von ¹⁴C-HCB bei verschiedenen Pflanzenarten. Vorgekeimte Pflänzchen wurden in einem geschlossenen System kontaminiertem Boden ausgesetzt. Es wurde gezeigt, dass keine Translokation von HCB zwischen Wurzeln und oberirdischen Pflanzenorganen stattfand. Die BCFs (bezogen auf Trockengewicht) waren in der Wurzel 7.2 (Hafer), 10.5 (Mais), 303.3 (Raps), 246 (Salat) und 450 (Karotte). In den Blättern 26.7 (Hafer), 20.8 (Mais), 26.4 (Raps), 27.7 (Salat) und 169 (Karotte). Es ist darauf hinzuweisen, dass die Kontamination der Blätter nicht vergleichbar ist mit Freilandbedingungen, da im geschlossenen System die HCB-Gehalte in der Luft vermutlich unvergleichlich höher sind. Weiters sind die Konzentrationen in jungen Pflänzchen nicht vergleichbar mit denen in ausgewachsenen Pflanzen, da bei letzteren ein Verdünnungseffekt zu deutlich niedrigeren Konzentrationen führt. Das Alter der Pflanzen und die Species sind jedenfalls bei Vergleichen zur Kontamination durch organische Schadstoffe (Transferfaktoren = BCFs) zu berücksichtigen.

Im oben genannten Labortest (geschlossenes System) wurden von Schroll et al. (1994) die Aufnahme unterschiedlichster ¹⁴C-markierter Chemikalien durch verschiedenen Pflanzen untersucht. Hierbei zeigte sich, dass sämtliche Stoffe sowohl über die Wurzel als auch über die Blätter aufgenommen wurden. Für HCB und Octachlorodibenzo-p-dioxin konnte keine Translokation zwischen den Pflanzenorganen festgestellt werden. Terbutylazin wurde zum größten Teil über die Wurzel aufgenommen und in den Spross transloziert. Chlorotoluron and Trichloressigsäure wurden in beide Richtungen transportiert. Trichlorethylen, Chlorbenzol und Methyl-t-butylether wurden hauptsächlich über die Blätter aufgenommen. Nach 7 Tagen auf kontaminiertem Boden (1 mg HCB/kg Boden) ergaben sich folgende BCFs in den Wurzeln: 9.0 (Gerste), 7.2 (Hafer), 10.5 (Mais), 30.3 (Raps), 246 (Salat) und 450 (Karotten). BCFs in den Blättern (auch hier berechnet auf der Basis von

Bodenkonzentrationen) waren: 26 (Gerste), 26.7 (Hafer), 20.8 (Mais), 26.4 (Raps), 27.7 (Salat) und 168 (Karotten). Die BCFs stiegen generell mit steigendem Lipidgehalt der Pflanzen.

In einem Freilandversuch über eine Vegetationsperiode mit ¹⁴C-HCB (0.9 – 3.0 mg HCB/kg Boden) konnte die Substanz in Tabakblättern und Weizenpflanzen nachgewiesen werden (Sotiriou et al., 1994). Allerdings konnte kein linearer Zusammenhang zwischen Bodenkonzentration und Konzentration in den Pflanzen festgestellt werden. Lediglich in den Wurzeln wurden höhere HCB-Konzentrationen festgestellt. Zwei Jahre nach der Applikation fanden sich 84-88% des HCB im Boden wieder. Die Biokonzentrationsfaktoren (Konz. Pflanze/Konz. Boden) betragen bei Tabak für die oberirdischen Pflanzenorgane <<1, für die Wurzel 0.4-0.2 (negativ korreliert zu Bodenkonzentration). Für Sommerweizen betragen die BCFs 0.13-0.26 im Stroh, in den Wurzeln 2.56-2.65 und <0.01-0.01 in den Samen. Die Verlagerung von HCB in die Samen ist demnach vernachlässigbar.

1.1.3.1 Der Steirische Ölkürbis (*Cucurbita pepo* L. subsp. *pepo* var. *styriaca* Greb.)

(*Cucurbita pepo* L. convar. *citrullina* (L.) Greb. var. *styriaca* Greb.; Synonym)

Der Kürbis (*Cucurbita* sp.; *Cucurbitaceae*) stammt ursprünglich aus der Neuen Welt (Mittelamerika), wo er bereits sehr früh von Menschen kultiviert wurde. Zu den kultivierten einjährigen Arten zählen z.B. *Cucurbita pepo*, *C. moschata*, *C. maxima*, *C. argyrosperma*.

In Österreich wird fast ausschließlich der "schalenlose" steirische Ölkürbis (*Cucurbita pepo* L. subsp. *pepo* var. *styriaca*) angebaut. Er ist eine Mutationsform, bei der die vier äußeren Zellschichten der Samenschale nicht verholzt und verdickt sind. Diese Spontanmutation entstand Ende des 19. Jahrhunderts in der Steiermark. Die neue Varietät etablierte sich rasch, und ermöglichte die effiziente Gewinnung des heute bekannten dunkelgrünen Kürbiskernöls (Fruhvirth und Hermstett, 2008).

Die Pflanzung von Ölkürbissen zur Gewinnung von Kürbiskernen und Kürbiskernöl stellt eine vor allem für die steirische Landwirtschaft typische Kulturform dar. Wurden diese Ölpflanzen ursprünglich nur für den Eigenbedarf angebaut, entwickelte sich der Ölkürbis unter entsprechender Vergrößerung der bebauten Flächen zur Markfrucht. Davor war Ölkürbis vorwiegend als Mischungspartner im Maisanbau üblich, und von der Aussaat bis zur Ernte fast ausschließlich mit Handarbeit verbunden. Heute beläuft sich der Anbau in Österreich auf jährlich rund 18 000 ha, die zu circa zwei Drittel in der Steiermark stehen. Der Ölkürbis entwickelte sich zu einer voll mechanisierten Kultur, auch im Bioackerbau.

Der Ölkürbis bevorzugt humose, nährstoffreiche, leichte bis mittelschwere Böden, die sich rasch erwärmen. Böden, die zur Staunässe und Verdichtung neigen, sind weniger geeignet.

Die Aussaat erfolgt in Reihen mit einem Abstand von 140 bis 210 cm zwischen Ende April und Mitte Mai (4-6 kg Saatgut/ha). Die Reihenweite hat bei langtriebigen Sorten in diesem Bereich keinen Einfluss auf den Ertrag. Ideal ist ein Bestand von 1.2 bis 1.8 Pflanzen je m². Die Ernte soll so spät wie möglich erfolgen, wenn die Früchte voll ausgereift sind. Dabei müssen sich die Stängel direkt am Kürbis leicht lösen lassen und großteils eingetrocknet sein. Die Kerne sind nach der Ernte mit Wasser zu waschen und anschließend sofort zu trocknen (Restfeuchte max. 8 %). In der Regel werden 500 – 600 kg Kerne /ha geerntet, Erträge bis zu 1000 kg /ha sind in Ausnahmefällen möglich. Im Durchschnitt ergeben ca. 3 kg Kerne, was im Schnitt 35 Kürbissen entspricht, einen Liter Kürbiskernöl.

Die Bezeichnung "Steirisches Kürbiskernöl" wurde von der EU geschützt und darf den Namen *Steirisches Kürbiskernöl g.g.A.* (geschützte geografische Angabe) führen und ist in der "*Gemeinschaft steirisches Kürbiskernöl*" organisiert. Seit 2006 ist die Gebietsschutzregion auch als Genussregion verankert.

Kürbisse besitzen ein ausgedehntes Wurzelsystem, welches aber verhältnismäßig flach ausgeprägt ist. Die meisten Wurzeln befinden sich in den obersten 60 cm Boden. Dagegen zeigen die meisten Sorten ein starkes bis sehr starkes Rankenwachstum. Der Spross, der 10-15 m lang werden kann, und die Blattstiele sind stachelig behaart und furchig. Die bikollateralen Gefäßbündel sind in zwei Ringen angeordnet. Die auffällige Sprossanatomie könnte der Erhöhung der Sprossflexibilität, der Erleichterung des Nährstofftransportes und der Förderung der Wundheilung dienen. Der Sprosszuwachs kann unter optimaler Bedingung 50-70 cm pro Tag erreichen.

Es ist mittlerweile bekannt, dass Vertreter aus der Familie der Kürbisgewächse eine im Pflanzenreich

außergewöhnliche Fähigkeit besitzen, hydrophobe organische Schadstoffe aus dem Boden aufzunehmen und in oberirdische Pflanzenorgane zu verlagern. Bemerkenswerte Translokation von Chlorkohlenwasserstoffen durch Zucchini und Kürbis fanden zum Beispiel Hülster et al. (1994). De Santis et al. (2003) konnten in einem Versuch mit *Lolium multiflorum*, *Zea mays* und *Raphanus sativus* und einem Vertreter aus der Familie der *Cucurbitaceae* (*Cucurbita moschata*) zeigten, dass sich Letzterer als einzige Art befähigt war, HCB aus dem Boden (2 % HCB im Boden) aufzunehmen und in die oberirdischen Pflanzenorgane zu verlagern (810 µg HCB/g; 10 Tage nach Einsetzen der Keimlinge).

Aber auch innerhalb der *Cucurbitaceae* bestehen große Unterschiede zwischen den Arten hinsichtlich ihrer Fähigkeit, hydrophobe organische Substanzen aufzunehmen und zu translokieren. Mattina et al. (2006) untersuchten an drei Vertretern der Familie *Cucurbitaceae* (Zucchini, Kürbis und Gurke) die BCFs bezogen auf die Konzentration im Xylemsaft und der Konzentration im Porenwasser des Bodens von in Böden gealterten organischen Schadstoffen (Chlordan, PAHs, DDT, DDD, DDE). Zucchini wurden besonders hervorgehoben, was sowohl die Quantität als auch die Qualität der aufgenommenen Substanzen betrifft.

In Versuchen mit Steirischem Ölkürbis (*Cucurbita pepo* L. convar. *citrullina* (L.) Greb. var. *styriaca* Greb.), der bis zur Reife gezogen wurde, konnte gezeigt werden, dass der Ölkürbis eine außergewöhnlich hohe Fähigkeit, Hexachlorbenzol aus dem Boden und aus der Luft aufzunehmen, effektiv innerhalb der Pflanze zu verlagern und in seinen fetthaltigen Samen zu speichern besitzt (Ecker und Horak, 1994). Ecker (1991) konnte zeigen, dass der Ölkürbis in unterschiedlichen Alterstadien HCB sowohl über die Wurzel als auch über die Blätter aufnimmt und zu den generativen Pflanzenorganen transportiert. Dies führt zu der Annahme, dass der Transport von Hexachlorbenzol somit sowohl im Xylem als auch im Phloem stattfindet. Transport in den Gefäßbündeln wurde auch durch autoradiographische Untersuchungen mit ¹⁴C-HCB belegt. Dies konnte bei Sonnenblumen nicht bestätigt werden. Es konnte zwar nachgewiesen werden, dass junge Sonnenblumenpflänzchen Hexachlorbenzol über die Wurzel aufnehmen können, dass aber, im Gegensatz zu Ölkürbis, in der adulten Pflanze auf Grund des Verdünnungseffektes während des Wachstums die HCB-Konzentrationen gering blieben und selbst in den fetthaltigen Samen vernachlässigbar waren. Im Gegensatz dazu wurden für Ölkürbissamen aus der Steiermark Transferfaktoren (HCB-Konzentration im Kern/HCB-Konz. im Boden) zwischen 5 und 38 (n=31) ermittelt. Für keine andere Pflanzenart wurde in der Literatur Transferfaktoren für Boden-Samen >1 gefunden.

In einem Gefäßversuch mit Ölkürbis mit bis zu 40 mg HCB/kg Boden konnte gezeigt werden, dass in extrem hohen Bodenkonzentrationsbereichen eine Art "Sättigung" eintritt. Bei einer Bodenkonzentration von 1 mg HCB/kg Betrag der Transferfaktor nur noch 1.3, ab 2 mg/HCB/kg Boden wurde dieser <1 (Ecker, 1991). Vergleichende Versuche mit Lindan zeigten, dass dessen Aufnahme durch die Ölkürbispflanze wesentlich weniger effektiver war als von Hexachlorbenzol.

Die genauen Mechanismen der vergleichsweise äußerst effektiven Aufnahme und Translokation von HCB in Ölkürbispflanzen wurden bislang nicht geklärt. Wie bereits in Kapitel 1.1.3 erwähnt, können flüchtige hydrophobe organische Schadstoffe über die Wurzel sowohl aus dem Bodenwasser als auch aus den Bodenporen (Gasphase) aufgenommen werden. Durch die oberirdischen Pflanzenorgane kann die Aufnahme direkt aus der Gasphase über die Stomata oder durch Diffusion durch die Cuticula und Membranen aus abgelagerten kontaminierten Staubpartikel erfolgen. Die Aufnahme über Ölzellen oder Ölgänge sei als spezieller Aufnahmepfad erwähnt. Der Ölkürbis besitzt eine relativ große Pflanzenmasse, welche mehr oder weniger flach über dem Boden liegt. Dies begünstigt eine Aufnahme des sich aus dem Boden verflüchtigen, gasförmigen Hexachlorbenzols über Blätter und Sprosse. Möglicherweise ist selbst eine HCB-Aufnahme über die große, lange am Boden liegende Beerenfrucht gegeben. Eine rasche Wüchsigkeit, große Früchte und ein relativ hoher Wasserdurchsatz lassen selbst eine Aufnahme aus der Bodenlösung über die Wurzel als bedeutend annehmen. Eine Quantifizierung der potentiellen Aufnahmepfade ist bisher noch nicht erfolgt. Eine gemessene Transpirationsrate von 135-201 mg H₂O/m²/s an gesunden Ölkürbisblättern (Ecker 1991) ergibt rein theoretisch folgende HCB-Aufnahme aus der Bodenlösung: Unter der Annahme einer durchschnittlichen Transpirationsrate von 100 H₂O/m²/s, einer Blattfläche von 0.8 m², einer tägliche Transpirationszeit von 12 Stunden und einer Vegetationsdauer von 120 Tagen (Juni bis September) erhält man einen Wasserdurchsatz von 420 L. Bei einer Bodenlösungskonzentration von nur 0.01 µg/L würden somit 4.2 µg HCB in die gesamte Pflanze gelangen. Unter der Annahme einer 100%igen Translokation in die ölproduzierenden Samen und

einer Ölmenge von 40 g pro Pflanze ergibt sich daraus eine geschätzte Endkonzentration von rund 100 µg HCB/L Öl. Demgegenüber haben Gent et al. (2007) in Nährlösungsversuchen mit jungen Zucchini (*Cucurbita pepo*, L.) und Gurkenpflanzen (*Cucumis sativus*, L.) - beides Vertreter aus der Familie der *Cucurbitaceae* - beobachtet, dass Zucchini um ein zehnfaches effektiver DDE über die Wurzel in den Spross transportiert als die Gurkenpflanze. Es wurde festgestellt, dass dies nicht auf Unterschiede in der Transpirationsrate, Blattfläche oder der Gewichtsverteilung zwischen den Pflanzenorganen zurückzuführen war. Auch die Gewebezusammensetzung der Pflanzen spielte offenbar insofern keine Rolle, da sich die beiden Arten quantitativ nicht in der Lipid- und Eiweißfraktion unterschieden. Die Autoren ziehen den Schluss, dass andere, unbekannte Faktoren für die effektive Translokation von hydrophoben organischen Schadstoffen im Xylem der Zucchini-pflanze ausschlaggebend sein müssen.

1.2 Projektziele und –nutzen

Der ursprüngliche österreichische Höchstwert in und auf Ölkürbis (0.25 mg HCB/KG Kürbiskerne zum direkten Verzehr und für Ölsaaten – bezogen auf den Fettgehalt) wurde durch die EU-Richtlinie 2004/61/EG auf einen Wert von 0.02 mg/kg herabgesetzt. Durch diesen neuen HCB-Höchstwert, der gemäß der zitierten Richtlinie in den Mitgliedsstaaten ab 27.12.2004 anzuwenden war, kam es bei einem erheblichen Anteil der österreichischen Ölkürbiskernproduktion zu Höchstwertüberschreitungen (ca. 21 % der im Zeitraum von 1999 bis 2005 vorliegenden Untersuchungen an Kürbiskernen lagen über dem Grenzwert). Dies führte bereits zu Handelsproblemen bzw. zur Zurückweisung von Warenlieferungen durch Handelspartner in anderen EU-Mitgliedstaaten.

Im Rahmen dieses Projektes sollten unter Einbeziehung eines möglichst großen Kreises an Projektpartnern Risiko Management Optionen erarbeitet werden, mit dem Ziel, die Sicherheit von Kürbisprodukten zu gewährleisten und die lebensmittelrechtliche Beanstandungsquote bezüglich der HCB-Höchstwerte-Überschreitungen von ca. 21% auf unter 2.5 % zu senken. Die Umsetzung dieser Optionen kommen nicht nur unmittelbar den Konsumenten (sichere Lebensmittel-Standards), den Produzenten (Produktionssicherheit) und den Lebensmittelbetrieben (Sicherheit der Absetzbarkeit der Erzeugnisse) zugute, sondern auch dem Land Steiermark, dessen Identität direkt durch die geschützte geografische Ursprungsangabe mit der landestypischen Spezialität "Steirisches Kürbiskernöl g.g.A." verbunden ist. Aber auch für die anderen Bundesländer, in denen Ölkürbisanbau betrieben wird, liefert dieses Produkt einen wichtigen Beitrag zur Regionalentwicklung. In Österreich werden derzeit rund 18 000 Hektar mit Ölkürbis bebaut. Davon fallen ca. 72 % auf das Bundesland Steiermark, 19 % auf Niederösterreich, 8 % auf das Burgenland und kleine Anteile auf die Bundesländer Kärnten und Oberösterreich.

Konkret wurden folgende Ziele verfolgt:

- Gewährleistung der Sicherheit heimischer Kürbiskern-Produkte
- Vorarbeiten zur Festsetzung eines gesundheitlich unbedenklichen Höchstwertes auf EU Ebene basierend auf einer Risikobewertung für den Konsumenten (Toxikologische Bewertung von HCB und Risikobewertung)
- Aufbau einer Datenbank zur effizienten Verknüpfung und Auswertung von verfügbaren und im Rahmen dieses Projektes erhobenen Daten
- Klassifizierung von möglichst vielen Anbauflächen bezüglich des HCB- Risikos (Messung von HCB-Kernwerten)
- Erarbeitung von Strategien zur Minimierung der Rückstandsbelastung bezüglich HCB bei Ölkürbis
- Ausarbeitung von Kriterien zum Ausschließen von "Hochrisikoflächen", die nicht für Kürbisanbau geeignet erscheinen (Entwicklung von Prognosemodellen)
- Erfassung von Faktoren, welche eine HCB-Aufnahme durch den Ölkürbis begünstigen
- Recherche von Hintergrundinformationen zu potentiellen historischen und heutigen HCB-Emittenten und zum Umweltverhalten von HCB zur fachlichen Absicherung der erarbeiteten Risikomanagement Optionen

und der Prognosemodelle

Bisher lagen keine direkt verwertbaren Daten über die kausalen Zusammenhänge zwischen HCB-Rückständen in Kürbiskernen und den möglichen Kontaminationsquellen, insbesondere den vorhandenen Rückständen in den Ackerböden vor. Auch zu den Faktoren, welche die Aufnahme von HCB aus dem Boden oder der Luft begünstigen, standen keine aussagekräftigen Daten zur Verfügung. Durch die Studie sollten diese Wissenslücken durch Erhebung gezielter Daten geschlossen werden, wodurch eine prospektive Abschätzung möglicher Rückstandskonzentrationen im Ernteprodukt ermöglicht werden soll.

Das Kernziel des Projekts, nämlich eine Erfassung von Anbauflächen bezüglich des HCB- Risikos und damit die Eröffnung einer Möglichkeit, so genannte "Hochrisikoflächen" aus der Kernöl-Produktion ausscheiden zu können, um die Quote von "nicht-verkehrsfähigem" Kürbiskernöl zu minimieren, soll folgendermaßen erreicht werden:

- HCB-Messung an einer möglichst großen Anzahl an Kürbiskernproben, welche jeweils einer bestimmten Ackerfläche zugeordnet werden können, um damit eine größtmögliche Fläche des österreichischen Ölkürbisbaues zu erfassen. Innerhalb dieses Projekts wurden finanzielle Mittel für 4000 Kürbiskernproben bereitgestellt.
- Um die Zusammenhänge zwischen HCB-Belastungen des Bodens und der HCB-Konzentrationen in den Kürbiskernen quantitativ abschätzen zu können, werden auch Bodenproben auf ihren HCB-Gehalt untersucht. Innerhalb dieses Projektes waren 200 Bodenanalysen vorgesehen.

Ein weiterer Aspekt ist die Erfassung von Risikofaktoren, welche eine HCB-Aufnahme durch den Ölkürbis begünstigen. Dies soll durch statistische Analysen folgender Datenbasen erzielt werden:

- Gezielte flächenbezogene Datenerhebungen bei jenen Landwirten, welche HCB-Analysen ihrer Kürbiskernproben dem Projekt zur Verfügung stellen. Mittels eines Fragenkatalogs (in der Folge genannt "Probenahme-Begleitblatt" oder "Fragebogen") sollen diese flächenspezifischen Daten erhoben werden. Es sollen Fragen bezugnehmend auf Bewirtschaftungsweise, Geschichte der betreffenden Flächen sowie auf die gegenständliche Kürbiskultur, etc. beantwortet werden.
- Durch vertiefende Interviews mit ausgewählten Landwirten soll eine genaue Erfassung der historischen Bewirtschaftung (v.a. Pflanzenschutzmittel-Einsatz) der beprobten Ackerflächen erzielt werden. Bodenkenndaten der beprobten Flächen.
- Gemessene HCB-Konzentrationen in den beprobten Böden
- Gemessene HCB-Konzentrationen in den Kürbiskernen (welche durch die freiwillig am Projekt beteiligten Landwirte zur Verfügung gestellt werden)

Zusätzlich sollen die Auswirkungen weiterer potentieller HCB-Quellen abgeschätzt werden, und landwirtschaftliche Quellen und sonstige Immissionen in Beziehung gesetzt werden. Abbildung 1.2-1 zeigt eine Darstellung in Frage kommender Kontaminationsquellen bzw. Kontaminationspfade für Ölkürbis.

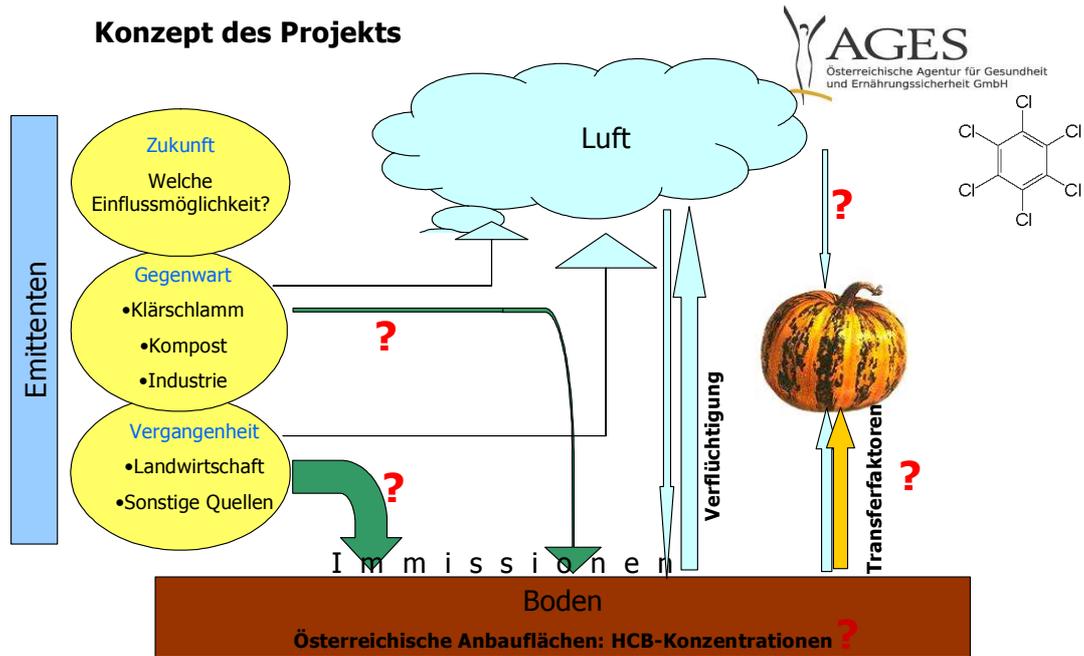


Abbildung 1.2-1: Bildliche Darstellung der Hauptfragen zur HCB-Kontamination von Cucurbita pepo L. subsp. pepo var. Styriaca Greb.

2 Toxikologische Bewertung

HCB (Hexachlorbenzol) ist ein Stoff, für den es kein, den heutigen Standards entsprechendes, vollständiges toxikologisches Datenpaket gibt. Im Rahmen dieses Projekts erfolgte eine zusammenfassende, aktualisierte Darstellung des toxikologischen Profils auf der Basis der verfügbaren Daten. Ausgehend davon wurden toxikologische Endpunkte, eine duldbare tägliche Aufnahmemenge (DTI) und eine Akute Referenzdosis abgeleitet, die an die zuständigen EU-Dienststellen übermittelt wurden. Weiters erfolgte eine Aktualisierung aller verfügbaren Rückstandsdaten. Ausgehend von diesen Daten wurde ein geeigneter Grenzwert für HCB in Ölkürbiskernen abgeleitet, der, nach erfolgter Risikobewertung hinsichtlich der Verbrauchersicherheit, der EU-Kommission als Vorschlag vorgelegt wurde.

Als Ergebnis der aktuellen Evaluierung wurde angestrebt, den genannten Höchstwert von 0.02 mg/kg auf 0.05 mg/kg für Kürbiskerne (mit einem Verarbeitungsfaktor für Kürbiskernöl) anzuheben. Die Anhebung des Grenzwertes muss über die Kommission der Europäischen Union erfolgen. Das entsprechende Verfahren wurde im Herbst 2007 abgeschlossen.

Erschwerend für diese umfassende Evaluierung war allerdings die Tatsache, dass ausführliche wissenschaftlich valide Angaben und Untersuchungsberichte zur Toxikologie von Hexachlorbenzol ho. nicht vorlagen. Dieser Umstand ist u.a. darin begründet, dass Fungizid-Präparate mit diesem Wirkstoff in Österreich seit 1988 nicht mehr zugelassen sind und auch nicht verwendet werden dürfen.

Die Darstellung zur Toxikologie von HCB einschließlich der Ableitung toxikologischer Endpunkte basierte daher im wesentlichen auf den im Internet erhältlichen Informationen, in erster Linie auf einer zusammenfassenden Bewertung der verfügbaren relevanten Untersuchungen durch das US-amerikanische "Department of Health and Human Services – Agency for Toxic Substances and Disease Registry" vom September 2002.

Da die gegenständliche Problematik "Aufnahme von HCB-Rückständen durch den Konsumenten über die Nahrung" zum Inhalt hat, wurde in dieser Stellungnahme Augenmerk auf jene Kapitel in der amerikanischen Bewertung gelegt, die die orale Aufnahme des Stoffes und die daraus resultierenden Effekte berücksichtigen.

Im Folgenden wird diese toxikologische Zusammenfassung kurz dargestellt:

2.1 Toxikokinetik

Ergebnisse aus Tierversuchen belegen, dass die enterale Resorptionsrate von HCB in Abhängigkeit von der Lipophilie des Lösungsmittels eine große Bandbreite aufweist (6 % bei Verabreichung in wässriger Lösung – 82 % in Olivenöl). Da die orale Aufnahme von HCB durch den Menschen im wesentlichen über die Nahrung bzw. das darin enthaltene Fett erfolgt, kann daher auf eine relativ hohe Resorptionsrate geschlossen werden.

Untersuchungsergebnisse belegen aber auch eine mögliche Beeinflussung dieser Resorptionsrate durch den bereits vorhandenen HCB-Gehalt in Blut und Lymphflüssigkeit.

Nach enteraler Resorption erfolgt im Säugerorganismus eine rasche Verteilung im Körper mit Bioakkumulation besonders in Organen bzw. Geweben mit hohem Fettanteil, wie Unterhautfettgewebe, Speicherfettgewebe, endokrine Organe, Knochenmark, Ovarfollikelflüssigkeit, Lymphknoten. Epidemiologische Studien belegen, dass sich der Gehalt an HCB im Körper mit steigendem Alter der Personen erhöht.

Im Tierversuch konnte auch eine direkte Übertragung über die Plazenta in die Feten nachgewiesen werden. Besondere Bedeutung kommt zudem der Tatsache zu, dass HCB in der Muttermilch angereichert und so direkt an den Säugling weitergegeben wird.

Im Säugerorganismus unterliegt HCB nach oraler Aufnahme nur einer sehr geringen Metabolisierung und wird zum überwiegenden Anteil in unveränderter Form über den Kot ausgeschieden. Zu einem geringeren Anteil erfolgt Dechlorinierung; so konnten im Urin (sowohl bei Tier als auch Mensch) verschiedene Chlorbenzol- und Chlorphenolverbindungen (sowohl konjugiert als auch in freier Form) nachgewiesen werden.

Die biologische Halbwertszeit ($T_{1/2}$) im Organismus (auf Basis absinkender HCB-Konzentrationen in der Leber) weist

einen retardierten mehrphasigen Verlauf auf: T wurde unmittelbar zu Beginn der Eliminationsphase mit 8 Tagen angegeben, und verlängerte sich 3 Monate nach Beginn der Eliminationsphase auf 10 Wochen bzw. 1.5 Jahre nach Beginn der Eliminationsphase auf 12 Monate.

2.2 Systemische Toxizität

HCB besitzt im Tierversuch nach einmaliger oraler Verabreichung eine relativ geringe akute Giftigkeit; aus älteren Literaturstellen werden LD₅₀-Werte von 3.500 mg/kg TG für Ratten, 4 000 mg/kg TG für Mäuse, 2 600 mg/kg TG für Kaninchen und 1 700 mg/kg TG für Katzen angeführt. Die durch die Substanz hervorgerufene Letalität steigt allerdings mit Fortdauer der Verabreichung im Sinne eines kumulierenden Effektes deutlich an. So liegen die letalen Konzentrationen in Fütterungsstudien mit mittelfristiger Dauer zwischen 19 und 245 mg/kg TG/Tag. Als weitere Faktoren, die die Toxizität wesentlich beeinflussen können, werden Tierart, Geschlecht, Alter, Zusammensetzung des Futters, Ernährungsstatus, und verwendetes Lösungsmittel angeführt. Die besondere Empfindlichkeit gravider Tiere wird dabei betont.

Als wesentliche Effekte bzw. als relevante Zielorgane nach subakuter, mittel- und längerfristiger oraler Verabreichung im Tierversuch sind vor allem Leber, Niere, endokrine Organe, Immunsystem und das Nervensystem zu nennen.

- Die lebertoxische Wirkung an Ratten beruht zunächst in einer massiven Beeinträchtigung der Häm-biosynthese durch Hemmung der Uroporphyrinogen-decarboxylase-Aktivität unter gleichzeitiger Kumulierung von Häm-Vorstufen (Porphyrine). In chronischen Studien bewirkten dabei Dosierungen von 7-10 mg/kg TG/Tag eine vollständige Hemmung des genannten Enzyms. Zusätzlich wurden eine Erhöhung des Lebergewichts, die Induktion mikrosomaler Enzyme, Hepatomegalien, degenerative Veränderungen und Zellschädigungen sowie hyperplastische Veränderungen des Gallengangsystems beschrieben. Läsionen der Leber durch HCB wurden auch an anderen Tierarten wie Mäusen, Hunden, Schweinen und auch Affen nachgewiesen, wobei bei Nichtnagern hochgradige porphyrinogene Effekte nicht nachweisbar waren. Zu Frage der geringsten relevanten Dosis ohne Wirkung wurde auf eine Mehrgenerationenstudie an Ratten verwiesen. Da in dieser Studie peribiliäre Lymphozytosen und Fibrosierungen des Lebergewebes auch bei der niedrigsten Dosierung von 0,016 mg/kg TG/Tag in den Männchen der F₁ Generation evident waren, stellt diese Dosis in Hinblick auf Lebereffekte lediglich einen LOAEL dar.
- Nephrotoxische Effekte äußerten sich in erhöhten Organgewichten, die vermutlich auf eine Induktion mikrosomaler Enzyme zurückzuführen sind. Ebenso konnten histopathologische Veränderungen im Sinne degenerativer und regenerativer Veränderungen an den Tubulusepithelien bestätigt werden. Der Nachweis einer Reihe von Enzymen im Harn (alkalische Phosphatase, Laktatdehydrogenase), aber auch Auswirkungen auf andere Harnparameter kann zudem als Hinweise auf eine Glomerulus-Schädigung interpretiert werden. Die nierenschädigende Wirkung durch HCB konnte sowohl an Ratten als auch Schweinen und Affen nachgewiesen werden. Als niedrigster relevanter NOAEL wurden 0.1 mg/kg TG/d aus einer Rattenstudie angegeben.
- Endokrine Organe: Im Tierversuch konnten durch kontinuierliche HCB-Verabreichung Hypothyroidismus und Hyperparathyroidismus induziert werden. Hypothyroidismus (nachgewiesen in Ratten und Hamstern, z.T. bereits nach wenigen Tagen evident) äußerte sich in deutlich verringerte Thyroxinwerte im Plasma, erhöhten Schilddrüsengewichte sowie histologisch veränderte Follikel und dürfte in Zusammenhang mit dem gesteigerten Leberstoffwechsel stehen. Hyperparathyroidismus in Ratten (bei täglicher Verabreichung von 1 mg HCB/kg TG;) bewirkte Beeinträchtigungen des Stoffwechsels von Calcium und Phosphat und damit des Skelettaufbaus im Sinne einer Osteoporose. Der NOAEL hinsichtlich osteosklerotischer Veränderungen wurde mit 0.1 mg/kg TG/d angegeben.
Störungen an weiteren endokrin wirksamen Organen betrafen die Nebennieren (erhöhte Organgewichte, histologische Veränderungen und Auswirkungen auf Hormonspiegel).
- HCB-induzierte Effekte auf das Immunsystem umfassen, je nach getesteter Spezies, sowohl immunosuppressive (an Mäusen und Affen) als auch immunostimulierende Auswirkungen (an Ratten und

Hunden). In Mäusen konnten bei täglicher Verabreichung von 0.6 mg/kg TG über 18 Wochen eine signifikant verminderte Zellaktivität gegenüber Antigenstimulationen in der Milz nachgewiesen werden. An weiteren immunosuppressiven Auswirkungen werden verminderte Gehalte von IgM, IgG und IgA im Serum, sowie in Untersuchungen mit spezifischen Versuchsanordnungen auch verminderte Immunantworten auf verschiedene Antigene beschrieben. Die Immunostimulation in Ratten äußerte sich in erhöhten Gewichten von Milz und Lymphknoten, erhöhten Immunoglobulin-Werten im Plasma, Neutrophilie und histologischen Veränderungen an den Lymphknoten. In einer 12-monatigen Hundestudie verursachten HCB-Dosierungen von 0.1 mg/kg TG/d Hyperplasien des gastralen lymphoiden Gewebes sowie in höheren Dosierungen infebriale Neutrophilien. Auch aus verschiedenen Entwicklungsstudien an Ratten – die Testsubstanz wurde dabei an die Muttertiere (2.5 und 7.5 mg/kg TG/d) verabreicht – ergaben sich Hinweise auf mögliche Auswirkungen auf das Immunsystem der Jungen (erhöhte humorale Immunität bei gleichzeitig verminderter zelluläre Immunität). Im Rahmen einer weiteren Studie (sowohl Muttertiere als auch die Jungen erhielten HCB über das Futter) bewirkten Dosierungen von 0.2 mg/kg TG erhöhte IgM und IgG Konzentrationen im Plasma, ab 1 mg/kg TG erhöhte Lymphknotengewichte und Zellproliferation, die ab 5 mg/kg TG auch im Milzgewebe vorhanden war.

- Neurotoxische Effekte, sowohl nach subakuter als auch längerfristiger Verabreichung an verschiedenen Tierarten, äußerten sich im Auftreten von Krämpfen, Tremor, Lähmungen und Lethargien. Zusätzlich zeigen Ergebnisse aus Tierversuche Hinweise auf HCB-induzierte Verhaltensstörungen bei Jungtieren. In einer Entwicklungsstudie erhielten weibliche Ratten orale Dosierungen von 2.5 und 25 mg/kg TG/d über 4 Tage hindurch etwa 2 Wochen vor der Paarung verabreicht. An den Jungtieren konnte während der ersten drei Lebenswochen eine signifikant gesteigerte Hyperaktivität festgestellt werden. Jungtiere der höheren Dosisgruppe wiesen zudem Beeinträchtigung bei Reflexen (verzögerter "acoustic startle response" am 23. Tag p.n.) auf. In einer weiteren Studie an Ratten bewirkte eine HCB-Dosis von 1.3 mg/kg TG über das Futter (wurde sowohl an Muttertiere als auch deren Jungtiere verabreicht) eine Beeinträchtigung der Lernfähigkeit der Jungen. In der nächstniedrigeren Dosisgruppe (0.64 mg/kg TG) waren diese Effekte jedoch nicht nachweisbar.

Erfahrungen zur systemisch-toxischen Wirkung an Menschen konnten vor allem in Zusammenhang mit einer Massenvergiftung durch Verwendung von mit HCB gebeiztem Getreide zur Broterzeugung in der Türkei (1950) gewonnen werden. Die aufgenommene HCB-Dosis wurde mit 0.7 – 2.9 mg/kg KG/Tag errechnet. Diese Dosis führte zu einer extrem hohen Mortalität (95 %) bei Säuglingen (Aufnahme von HCB über die Muttermilch) und belegt eine sehr hohe Empfindlichkeit dieser Subpopulation gegenüber HCB.

Bei Kindern im Alter von 6 bis 15 Jahren konnten u.a. Auswirkungen auf die Haut beobachtet werden (Photosensitivität, Hautulcera und Krustenbildung, Epidermolysis, Hyperpigmentierung, Hirsutismus), wobei ein Zusammenhang mit der durch HCB verursachten Porphyrie besteht (die in der Leber fehlerhaft gebildeten Porphyrine schädigen vor allem die Haut). An weiteren klinischen Erscheinungen werden persistente neurologische Symptome, Arthritiden, Osteoporose, Bewegungsstörungen, Vergrößerung von Leber und Schilddrüse beschrieben.

2.3 Reproduktionstoxizität

Die Untersuchungen zur Reproduktionstoxizität an verschiedenen Tierspezies belegen eine hohe Empfindlichkeit des Ovars gegenüber HCB in einem sehr niedrigen Dosisbereich, wobei sowohl Organgewichtsveränderungen, histologisch nachweisbare degenerative Veränderungen aber auch Störungen der Steroidhormon-Biosynthese nachweisbar waren. Von besonderer Bedeutung sind Untersuchungen an weiblichen Affen (*Macaca fascicularis*) zu nennen. Eine 90-tägige Verabreichung ab einer Dosierung von 0.01 mg/kg TG/d bewirkte ultrastrukturelle Veränderungen an Mitochondrien in den Ovarialfollikeln (= LOAEL; ein NOAEL konnte nicht angegeben werden). In höheren Dosierungen wurden wirkstoffbedingt u.a. Veränderungen am Keimepithel des Ovars und Oozytenmorphologie, verminderte Anzahl an Primärfollikeln, Cystenbildungen, Nekrosen von folliculären Granulosazellen, geringere Progesteron- und Östrogenkonzentrationen im Blut und Störungen des weibliche Zyklus festgestellt. Der genaue Zeitpunkt für das erste Auftreten von Ovarveränderungen im Rahmen der 90-Tage-Studie ist

dem Bericht nicht zu entnehmen; die histologischen Untersuchungen erfolgten nach 90-tägiger Verabreichung. Vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich der Ovarveränderungen wurden auch in Untersuchungen an Ratten – allerdings mit höheren HCB-Dosierungen - erzielt. Eine Auswirkung auf die Reproduktionsleistung (verminderte Wurfgrößen) konnte im Rahmen einer Mehrgenerationenstudie aber erst ab einer Dosierung von 16 mg/kg TG/d nachgewiesen werden.

In Zusammenhang mit diesen HCB-induzierten Effekten auf das Ovar ist festzuhalten, dass in Konnex mit der bereits erwähnten Massenvergiftung in der Türkei durch HCB-gebeiztes Getreide auch epidemiologische Untersuchungen mit Schwerpunkt Reproduktion durchgeführt wurden. Die Erhebung erbrachte Hinweise, dass Frauen, die als Kinder dieser erhöhten HCB-Belastung ausgesetzt waren, einen höheren Prozentsatz an Fehlgeburten bzw. auch erhöhte Säuglings- und Kindersterblichkeit aufwiesen. Bei diesen Müttern konnte auch ein relativ hoher HCB-Gehalt in der Muttermilch nachgewiesen werden (0.51 ppm im Vergleich zu 0.07 ppm aus dem Kontrollkollektiv).

2.4 Genotoxizität

Die Bewertung des "Department of Health and Human Services" behandelt sowohl *in-vitro* als auch *in-vivo* Studien mit HCB sowie *epidemiologische* Untersuchungen, wobei in den meisten Fällen genauere Angaben über die in den Studien verwendeten Konzentrationen oder Dosierungen nicht enthalten sind.

Die Ergebnisse aus den *in-vitro* Untersuchungen mit HCB können wie folgt zusammengefasst werden: In Reverse-Mutation-Assays (Ames) an *S. typhimurium* wurden sowohl ohne als auch mit metabolischer Aktivierung negative Resultate erzielt. Unter Verwendung desselben Testsystems konnte an *Saccharomyces cerevisiae* jedoch ein positives Ergebnis erzielt werden. Eindeutig negative Resultate waren im DNA-Repair-Test mit *E.coli* vorhanden.

Im Chromosomen-Aberrationstest an peripheren Humanlymphozyten konnte keine klastogene Aktivität nachgewiesen werden. Dagegen wurden in Primärkulturen von humanen Leberzellen schwach positive Ergebnisse hinsichtlich DNA-Fragmentierung und Mikronucleus-Bildung beobachtet. Auch in Ratten-Leberzellkulturen war die Bildung von Mikronuclei nachweisbar, eine DNA-Fragmentierung im entsprechenden Testverfahren jedoch nicht vorhanden. HCB verursachte auch positive Ergebnisse in einem Test zur Erfassung replikativer DNA-Synthese in Mäusehepatozyten. Die Bildung von DNA Addukten sowohl in fetalen Rattenhepatozyten als auch in humanen Hepatomazellen war nur sehr schwach vorhanden.

In-vivo Untersuchungen an Ratten umfassen zwei Dominant Lethal Studien an Ratten mit oraler Verabreichung (60-221 mg/kg TG). In beiden Studien wurden negative Ergebnisse erzielt. Ebenso konnten nach oraler Verabreichung an Mäuse keine Hinweise auf genotoxische Effekte in den Geweben/Organen Leber, Nieren, Milz und Knochenmark nachgewiesen werden ("Comet-Assay"; keine weiteren Dosisangaben vorhanden). Nach oraler Gabe an Ratten (25 mg/kg TG) konnte eine Bindung von HCB an Leber-DNA nachgewiesen werden.

In einer *epidemiologischen* Untersuchung an Arbeitern aus Chemiefabriken in Brasilien konnten erhöhte Inzidenzen für Mikronuclei in peripheren Lymphozyten nachgewiesen werden. Eine valide Schlussfolgerung ist jedoch insofern nicht durchführbar, da diese Personen einer multiplen Exposition verschiedenster Chemikalien ausgesetzt waren.

2.5 Kanzerogenität

Ergebnisse aus *Tierversuchen* belegen eine eindeutige kanzerogene Wirkung von HCB nach längerfristiger oraler Verabreichung. Betroffen von dieser kanzerogenen Wirkung ist vor allem die Leber mit Hepatomen bei Ratten und Mäusen, Hämangiohepatome und Gallengangadenome in Ratten, Hepatokarzinome in Ratten, Mäusen und Hamstern und Gallengangadenokarzinome in Ratten. Leberzellhyperplasien konnten in Ratten, Mäusen, Hunden, Schweinen und Affen nachgewiesen werden. Als weitere Effekte bzw. Zielorgane einer kanzerogenen Wirkung werden die Nieren (Metaplasien, Adenome und Karzinome in Ratten, Mäusen und Hamstern), Nebennieren (Hyperplasien und Pheochromocytome in Ratten), Hämangioendotheliome und Schilddrüsenadenome (in Hamstern), Adenome der Nebenschilddrüse (in Ratten) und Lymphosarkome (in Ratten, Mäusen und Hamstern) angeführt.

Als jeweils tierartspezifisch kleinste Dosierung mit tumorigener Wirkung wurden für die Ratte 4 mg/kg TG/d, für die

Maus 12 mg/kg TG/d und für den Hamster 4 mg/kg TG/d angegeben. Dosierungen ohne kanzerogene Wirkung wurden in keiner der genannten Spezies/Versuche festgestellt.

In *epidemiologischen Untersuchungen* und "case-control-Studien" konnte eine eindeutige Korrelation zwischen oraler HCB-Exposition bzw. festgestellten HCB-Konzentrationen im Blut oder anderen Organgeweben und dem Auftreten von Tumoren nicht abgeleitet werden. Die amerikanische Bewertung erwähnt in diesem Zusammenhang auch die Schwierigkeiten hinsichtlich der Bewertung derartiger Untersuchungen (bedingt durch kleine Gruppengrößen; multiple Expositionen gegenüber verschiedenen Chemikalien; gleiche HCB-Konzentrationen in den Geweben von Tumorpatienten und "Kontrollpersonen"), die keine eindeutigen Schlussfolgerungen zulassen.

Aufgrund sämtlicher Ergebnisse wurde HCB von der US-EPA als "*probably human carcinogen*", Group B2 eingestuft. Auch die IARC (International Agency for Research on Cancer) klassifiziert den Stoff als "*possibly carcinogenic to humans*" ("inadequate evidence in humans and sufficient evidence in experimental animals").

Die zur Zeit gültige EU-Einstufung von HCB hinsichtlich der kanzerogenen Wirkung entsprechend der europäischen Richtlinie 67/548/EEC lautet Carc.Cat.2; R45 – "Kann Krebs erzeugen".

2.6 ADI/ARfD

Als relevante Dosierung bzw. als relevante Studie für die Festsetzung eines Richtwertes der duldbaren täglichen Aufnahmemenge (DTA) für den Konsumenten aus den in der amerikanischen Bewertung genannten verschiedenen Tierversuchen mit mittel- und längerfristiger Verabreichung wurde der LOAEL von 0.01 mg/kg TG/Tag aus einer Affenstudie über 90 Tage vorgeschlagen. Die genannte Dosierung bewirkte erste ultrastrukturelle Veränderungen am Ovar (deformierte Mitochondrien in den Follikeln). In höheren Dosierungen (ab 0.1 mg/kg TG/Tag) waren zudem Störungen der Ovarphysiologie und -histologie evident.

Zur Festlegung eines DTA-Wertes wurde ein üblicher "Sicherheitsfaktor" von 100, welcher intra- und interspezies Empfindlichkeitsunterschieden Rechnung trägt, berücksichtigt. Zusätzliche ist ein Faktor von 10 anzuwenden, da die genannte Dosierung lediglich einen LOAEL darstellt. Nach ho. Ansicht rechtfertigen zudem die kanzerogene Wirkung sowie die hormonelle Disruptor-Wirkung die Anwendung dieses Faktors. Es wird daher ein **DTA-Wert von 0.01 µg/kg KG/Tag** vorgeschlagen.

Bei den Überlegungen zur akuten Referenzdosis ist zu berücksichtigen, dass in der für die Festsetzung der duldbaren täglichen Aufnahmemenge über einen längerfristigen Zeitraum dienenden Affenstudie die Tiere auf Ovarveränderungen erst nach 90-tägiger Verabreichung untersucht wurden. Ein Auftreten von Ovarveränderungen zu einem früheren Zeitpunkt im Sinne eines "akuten oder subakuten" Effekts kann aber nicht ausgeschlossen werden. In der Folge ist die Festlegung der **ARfD mit demselben Wert (0.01 µg/kg KG)** aus toxikologischer Sicht gerechtfertigt.

Diese toxikologische Evaluierung wurde in weiterer Folge mit Datum 29. September 2005 an die Europäische Kommission als Teilbereich der Risikobewertung im Verfahren zur Anhebung des Grenzwertes gesendet.

3 Risikobewertung

Die Richtlinie 2004/61/EG regelte bis zum 17. 09.2007 unter anderem die Höchstmenge von HCB in Kürbiskernen im Raum der Europäischen Union und somit auch in Österreich. Auf Basis der genannten Richtlinie ist im Ernteprodukt "Kürbiskerne" eine maximale HCB-Menge von 0.02 mg/kg (entspricht der damals validierten Bestimmungsgrenze für ölhältige Kulturen) zulässig.

Zur Bewertung der Inverkehrbringung von Kürbiskernen und in weiterer Folge von Kürbiskernöl wurde auf der Grundlage der ermittelten HCB-Konzentrationen in den Kernproben aus dem Ernte-Jahr 2005 im Rahmen des Forschungsprojektes die Evaluierung von toxikologischen Endpunkten, sowie eine Risikoabschätzung für den Konsumenten aus dem Verzehr von belastetem Kürbiskernen bzw. Kürbiskernöl seitens I-PSM der AGES vorgenommen. Als Ergebnis der aktuellen Evaluierung wurde angestrebt, den genannten Höchstwert auf 0.05 mg/kg für Kürbiskerne (und damit verbunden die Möglichkeit der Anwendung eines Verarbeitungsfaktors für Kürbiskernöl) anzuheben. Die Anhebung des Grenzwertes musste über die Kommission der Europäischen Union erfolgen. Das entsprechende Verfahren wurde im September 2007 abgeschlossen.

Um ein Inverkehrbringen von Kürbiskernen und dem entsprechenden Öl (Kerne multipliziert mit Verarbeitungsfaktor) zwischen 0.02 und 0.05 mg/kg zwischenzeitlich zumindest in Österreich gewährleisten zu können, wurden vom BMGF entsprechende Erlässe verabschiedet (BMGF, Oktober 2005; Juli 2006).

3.1 Verarbeitungsfaktor ("processing factor")

Zur Risikoabschätzung für den Konsumenten hinsichtlich des Verzehrs von möglicherweise HCB-hältigem Kernöl wurde ein Verarbeitungsfaktor abgeleitet, um vom Rohprodukt (Kürbiskerne) auf das Verarbeitungsprodukt (Kernöl) schließen zu können.

Der Verarbeitungsfaktor lässt sich wie folgt darstellen:

Gehalt an HCB im Verarbeitungsprodukt [mg/kg]/Gehalt an HCB im Ausgangsprodukt [mg/kg]

Als Ausgangsbasis dienten die vom *Technischen Büro und Chemisches Büro, Mag. Dr. Franz Siegfried Wagner* übermittelten HCB-Werte im Kürbiskern bzw. im Kürbiskernöl (2005): Kürbiskerne von 6 Chargen (HCB-Rückstände von 0.018 mg/kg – 0.086 mg/kg) wurden einem Verarbeitungsprozess unterzogen (Zugabe von NaCl und Wasser; Inkubation bei 122 – 125 °C für einen Zeitraum von 50 – 60 Minuten; Ölpressung). Die HCB-Belastung im so gewonnenen Kernöl betrug 0.037 – 0.161 mg/kg und ist in folgender Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 3.1-1: Rückstände in Kürbiskernen, Kürbiskernöl und der daraus ermittelte Verarbeitungsfaktor

Chargen Nr.	HCB-Rückstände in den Kürbiskernen [mg/kg]	HCB-Rückstände im Kürbiskernöl [mg/kg]	Verarbeitungsfaktor [dimensionslos]
1	0.024	0.058	2.42
2	0.024	0.060	2.50
3	0.038	0.078	2.05
4	0.086	0.161	1.87
5	0.019	0.053	2.79
6	0.018	0.037	2.06

Die ermittelten Verarbeitungsfaktoren bewegen sich zwischen 1.87 und 2.79. Der gängigen Praxis entsprechend wird das arithmetische Mittel angewendet. Somit ergibt sich ein **Verarbeitungsfaktor von 2.3**.

Um, wie eingangs erwähnt, die nationale Vermarktung von Kürbiskernen (im Erlass bezeichnet als "genannte" Warengruppe, d.h. Kürbiskerne) bis zum Inkrafttreten einer entsprechenden EU-Richtlinie gewährleisten zu können,

wurde vom Bundesministerium für Gesundheit und Frauen (BMGF) ein Runderlass hinsichtlich Rückstandshöchstmengen von Hexachlorbenzol auf Kürbiskernen (19.10.2005) verabschiedet. Demgemäß heißt es im 2. Absatz: "Auf Grund der örtlichen Gegebenheiten ist für die nationale Vermarktung der Höchstwert von 0.05 mg/kg für die genannte Warengruppe befristet zulässig". Die "genannte Warengruppe" wurde im 1. Absatz des o.g. Erlasses mit "Kürbiskernen" definiert.

Unter Bezug auf die ersten beiden Absätze würde der Wert 0.05 mg/kg sich lediglich auf die Rohprodukte (Kürbiskerne) beziehen. Entsprechend der gängigen Praxis im Zuge der EU-Evaluierung bzw. der EU-weiten, harmonisierten Ableitung von Höchstwerten wird ein Höchstwert (MRL) im Regelfall auf das Rohprodukt (im gegenständlichen Fall Kürbiskerne) bezogen. Im Fall von Verarbeitungsprodukten (im konkreten Fall Kürbiskernöl) kommt, bei gesetzten Höchstmengen über der Bestimmungsgrenze für das Ausgangsprodukt, der Verarbeitungsfaktor zum Tragen (wie auch in der VO 396/2005 ausgeführt). Im konkreten Fall (Verarbeitungsfaktor 2.3) würde dies bedeuten, dass Kürbiskernöl mit HCB-Mengen bis 0.115 mg/kg verkehrsfähig ist.

Demgemäß wurde am 10.07.2006 vom Bundesministerium für Gesundheit und Frauen ein weiterer Erlass gefertigt, indem die Berücksichtigung des Verarbeitungsfaktors für aus Rohprodukten hergestellte Erzeugnisse (im konkreten Fall Kürbiskernöl: 2.3) explizit ausgeführt wurde.

3.2 Analysergebnisse (Ernte 2005; Kerne/Öl)

Im Rahmen des gegenständlichen Projektes zur Hexachlorbenzol (HCB)-Belastung von österreichischen Kürbiskernen wurden Kürbiskerne auf deren HCB-Belastung untersucht (siehe Kapitel 6).

Daten Kerne:

Zum Zeitpunkt der Durchführung der gegenständlichen Risikobewertung waren im Rahmen des Projektes 537 Kernproben auf ihren HCB-Gehalt analysiert worden (Stand: 08.09.2006): 4.2 % der untersuchten Kerne wiesen Werte über 0,05 mg/kg (vorgeschlagener neuer Höchstwert) auf; 26.6 % waren mit Werten über 0.02 mg/kg (zum Zeitpunkt der Risikobewertung gültige, "alte" Höchstmenge) belastet.

In der Risikobewertung wurden im ersten Ansatz ("Szenario 1") die Daten aller untersuchten Kürbiskerne berücksichtigt; in einer weiteren Berechnung ("Szenario 2") wurden diejenigen Kürbiskerne exkludiert, die Werte über 0.05 mg HCB/kg aufwiesen (wie in der Zielvorstellung des Projektes definiert, sollen diejenigen Anbauflächen, deren Kürbiskerne entsprechende Überschreitungen aufweisen, vom Kürbiskernanbau ausgenommen werden). In einer dritten Risikoabschätzung ("Szenario 3") blieben die Ergebnisse unberücksichtigt, die über der zum Zeitpunkt dieser Risikoabschätzung gültigen Höchstmenge von 0.02 mg/kg lagen.

Tabelle 3.1-2: Zusammenfassung der Analysergebnisse Kerne (Ernte 2005; 537 Analysergebnisse)

	Häufigkeit [%]	R _{min}	R _{max}	Median
Alle Werte	100 %	<0.005 mg/kg	0.495 mg/kg	0.011 mg/kg
Werte ≤0.05 mg/kg	95.8 %	<0.005 mg/kg	0.05 mg/kg	0.011 mg/kg
Werte ≤0.02 mg/kg	73.4 %	<0.005 mg/kg	0.02 mg/kg	0.008 mg/kg

Daten Kernöl:

Als Basis dienten Monitoring-Daten von 319 Ölproben. 1.6 % der Proben wiesen Werte über 0.115 mg HCB/kg auf. Dieser "Grenzwert" wurde aufgrund folgender Überlegungen gewählt: Bei einem Höchstwert von 0.05 mg/kg für Kürbiskerne würde – multipliziert mit einem Verarbeitungsfaktor von 2.3 – das Kernöl mit der oben genannten Menge von 0.115 mg HCB/kg verkehrsfähig sein.

43.3 % der Ölproben waren mit Werten über 0.02 mg/kg belastet ("alte" Höchstmenge von HCB in Kürbiskernen). Da

der Wert von 0.02 mg/kg die zum Zeitpunkt der Höchstmengenfestsetzung gem. Richtlinie 2004/61/EG der damaligen Bestimmungsgrenze entspricht, ist kein Verarbeitungsfaktor anzuwenden.

In der Risikobewertung wurden in erster Näherung die Analysenergebnisse aller Ölproben berücksichtigt ("Szenario 1"); in einer weiteren Bewertung ("Szenario 2") wurden diejenigen Werte exkludiert, die Werte über 0.115 mg/kg auswiesen (wie in der Zielvorstellung des Projektes definiert, sollen diejenigen Anbauflächen, deren Kürbiskerne entsprechende Überschreitungen ausweisen, vom Kürbiskernanbau ausgenommen werden). In einer dritten Risikoabschätzung ("Szenario 3") blieben die Ergebnisse unberücksichtigt, die über 0.02 mg HCB/kg liegen.

Tabelle 3.2-2: Zusammenfassung der Analysenergebnisse Kernöl (Ernte 2005; 319 Analysenergebnisse)

	Häufigkeit [%]	R _{min}	R _{max}	Median
Alle Werte	100 %	<0.005 mg/kg	1.037 mg/kg	0.022 mg/kg
Werte ≤0.115 mg/kg	98.4 %	<0.005 mg/kg	0.115 mg/kg	0.022 mg/kg
Werte ≤0.02 mg/kg	56.7 %	<0.005 mg/kg	0.02 mg/kg	0.012 mg/kg

3.3 Modellannahmen

Auf Basis der vorliegenden Daten der Ernte 2005 wurde eine Risikobewertung hinsichtlich des Verzehr von rückstandsbelastetem Kürbiskernöl vorgenommen: Dem Modell wurde die Verzehrsmenge von 20.2 g Kürbiskernen mit einer Mahlzeit zu Grunde gelegt (Deutsche Verzehrdaten). Eine Berechnung und Darstellung des Risikos aus dem Verzehr von Kürbiskernöl ist nur indirekt möglich, da Verzehrdaten für Kürbiskernöl den Verzehrsmengen-erhebungen nicht zu entnehmen sind (die oben angegebene Verzehrsmenge von Kürbiskernen, 20.2 g, impliziert lediglich die Ausgangsmenge zur Ölerzeugung): Demnach wurde auf Basis der Ausbeute aus der Ölerzeugung (laut mündlicher Mitteilung Herr Dr. Wagner, technisches Büro und chemisches Labor Mag. Dr. Franz Sigfried Wagner) ein Kürbiskernölverzehr von 8.4 g errechnet (aus 60 kg Kürbiskernen erhält man 25 l Öl; die Ausbeute kann mit 41.7 % entsprechend einem Faktor von 2.4 angesetzt werden).

Verzehr-Daten und weitere Annahmen:

- Verzehrsmenge (Kürbiskerne) aus dem Deutschen Verzehrmodell: 20.2 g
- Verzehrsmenge (Kürbiskernöl): unter Berücksichtigung der Ölausbeute aus der Kernölerzeugung (41.7 % entsprechend einem Faktor von 2.4): 8.4 g
- Verarbeitungsfaktor: 2.3 (Anreicherung von HCB in Öl)
- Körpergewicht: 16.15 kg
- Belastung Kerne bzw. Kernöl: Medianwerte
- ARfD (Akute Referenz Dosis als toxikologische Kennzahl für das akute Risiko): 0.00001 mg/KG

3.4 Risikoabschätzung für den Konsumenten (Basis Kerne Ernte 2005)

Wie eingangs erwähnt (Punkt 3.2.) wurden folgende 3 Szenarien berechnet:

Tabelle 3.4-1: Szenarien zur Bewertung des Konsumentenrisikos; Daten Ernte 2005

Szenario	Häufigkeit [%]	Wertebereich	Median
1	100 %	<0.005 – 0.495mg/kg	0.011 mg/kg
2	95.8 %	<0.005 – 0.05 mg/kg	0.011 mg/kg
3	73.4 %	<0.005 – 0.02 mg/kg	0.008 mg/kg

Szenario 1:

Es wurden alle Messwerte herangezogen; der Median liegt bei 0.011 mg/kg. Die ARfD wird zu 131.6 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.4-2: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0.011 mg/kg; Verarbeitungsfaktor: 2.3)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0.00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.0253
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	1.32E-05
Ausschöpfung ARfD (%)	131.6

Szenario 2:

Es wurden alle Messwerte ≤ 0.05 mg/kg berücksichtigt; der Median liegt bei 0.011 mg/kg. Die ARfD wird zu 131.6 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.4-4: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0.011 mg/kg; Verarbeitungsfaktor: 2.3)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0.00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.0253
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	1.32E-05
Ausschöpfung ARfD (%)	131.6

Szenario 3:

Es wurden alle Messwerte ≤ 0.02 mg/kg berücksichtigt; der Median liegt bei 0.008 mg/kg. Die ARfD wird zu 95.7 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.4-4: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0.008 mg/kg; Verarbeitungsfaktor: 2.3)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0,00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrsmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.0184
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	9.57E-06
Ausschöpfung ARfD (%)	95.7

3.5 Risikoabschätzung für den Konsumenten (Basis Kernöl - Ernte 2005)

Wie eingangs erwähnt (Punkt 3.2.) wurden folgende 3 Szenarien berechnet:

Tabelle 3.5-1: Szenarien zur Bewertung des Konsumentenrisikos; Daten Ernte 2005

Szenario	Häufigkeit [%]	Wertebereich	Median
1	100 %	<0.005 – 1.037 mg/kg	0.022 mg/kg
2	98.4 %	<0.005 – 0.115 mg/kg	0.022 mg/kg
3	56.7 %	<0.005 – 0.02 mg/kg	0.012 mg/kg

Szenario 1:

Es wurden alle Messwerte herangezogen; der Median liegt bei 0.022 mg/kg. Die ARfD wird zu 114.4 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.5-2: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0.022 mg/kg)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0.00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrsmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.022
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	1.14E-05
Ausschöpfung ARfD (%)	114.4

Szenario 2:

Es wurden alle Messwerte ≤ 0.115 mg/kg berücksichtigt; der Median liegt bei 0.022 mg/kg. Die ARfD wird zu 114.4 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.5-3: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0.022 mg/kg)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0.00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.022
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	1.14E-05
Ausschöpfung ARfD (%)	114.4

Szenario 3:

Es wurden alle Messwerte ≤ 0.02 mg/kg berücksichtigt; der Median liegt bei 0.012 mg/kg. Die ARfD wird zu 62.4 % ausgeschöpft.

Tabelle 3.5-4: Akutes Risiko für HCB-kontaminiertes Kürbiskernöl (Median 0,012 mg/kg)

Lebensmittel	Kürbiskernöl
ARfD [mg/kg KG]	0.00001
Körpergewicht [kg]	16.15
gewähltes Perzentil	97.5
Verzehrmenge [g]	8.4
Unit weight [g]	
HR bzw. HR-P [mg/kg]	
STMR-P [mg/kg]	0.012
Variabilitäts-Faktor	1
Fall	3
Aufnahme [mg/kg KG]	6.24E-06
Ausschöpfung ARfD (%)	62.4

3.6 Schlussfolgerungen

- Die vorliegenden Rückstandswerte (Ernte 2005; Basis Einzelflächenzuordnungen) belegen, dass 4.2 % der Kürbiskerne HCB-Gehalte über 0.05 mg/kg aufwiesen. Auffällig ist, dass gepoolte Mischproben aus den Jahren 2000 – 2004 einen vergleichbaren Anteil von Kürbiskernen über 0.05 mg/kg zeigten (5 %).
- Aufgrund des HCB-Gehaltes in Kürbiskernen (Monitoring Daten aus der Ernte 2005) lässt sich über den abgeschätzten Kürbiskernöl-Verzehr (auf Basis der Rückstandswerte in Kürbiskernen) eine Ausschöpfung der

ARfD von 131.6 % errechnen (sowohl unter Einbeziehung aller Messwerte als auch nach "Bereinigung" der vorhandenen Messdaten durch Eliminierung der über dem vorgeschlagenen Höchstwert von 0.05 mg/kg liegenden Werten). Werden nur jene Messwerte, die unter 0.02 mg/kg liegen (bisher gültiger Höchstwert) berücksichtigt, so wird die ARfD zu 95.7 % ausgeschöpft.

- Hinsichtlich der projektbezogenen Zielvorgaben würden bei Anhebung des Grenzwertes auf 0.05 mg/kg 4.2 % der Kürbiskernernte (Ernte 2005; im Vergleich dazu 5 % der Kürbiskerne aus dem Untersuchungszeitraum der Jahre 2000 – 2004) nicht verkehrsfähig sein. Bei unverändertem Grenzwert von 0.02 mg/kg wären dagegen 26.6 % der Ware aus 2005 nicht verkehrsfähig (im Vergleich dazu 21.5 % der Kürbiskerne aus dem Untersuchungszeitraum der Jahre 2000 – 2004).
- Aufgrund des HCB-Gehaltes in Kürbiskernöl (Monitoring Daten aus der Ernte 2005) lässt sich über den abgeschätzten Kürbiskernöl-Verzehr (auf Basis der Rückstandswerte in Kürbiskernöl) eine Ausschöpfung der ARfD von 114 % errechnen (sowohl unter Einbeziehung aller Messwerte als auch nach "Bereinigung" der vorhandenen Messdaten durch Eliminierung der über dem vorgeschlagenen Höchstwert von 0.05 mg/kg liegenden Werten multipliziert mit dem Verarbeitungsfaktor von 2.3). Werden nur jene Messwerte, die unter 0.02 mg/kg liegen berücksichtigt, so wird die ARfD zu 62 % ausgeschöpft.
- Hinsichtlich der projektbezogenen Zielvorgaben würden bei Anhebung des Grenzwertes auf 0.05 mg/kg für Kürbiskerne 1.8 % des Kürbiskernöles nicht verkehrsfähig sein. Bei unverändertem Grenzwert von 0.02 mg/kg wären dagegen 43.3 % der Ware (Kernöl) nicht verkehrsfähig.
- Eine Schwerpunktsaktion zum Monitoring von Kürbiskernen bzw. Kürbiskernöl insbesondere im Hinblick auf die verschiedenen Vertriebswege (Direktvermarktung, Gastronomie) wird angeraten.

Die hier dargelegten Schlussfolgerungen aus den Teilbereichen Toxikologie und Risikobewertung wurden an die EFSA (European Food Safety Authority) und die Europäische Kommission gesandt.

In der Folge wurde, wie bereits eingangs erwähnt, der Österreichische Vorschlag, die HCB-Höchstmenge in Kürbiskernen von 0.02 mg/kg auf 0.05 mg HCB/kg Kerne anzuheben, von der Europäischen Kommission angenommen. Die Richtlinie 2007/56/EG der Kommission, welche den neuen HCB-Höchstwert in Kürbiskernen mit 0.05 mg/kg festlegt, wurde am 17. September 2007 veröffentlicht.

Demzufolge kann zur Festlegung eines Rückstandshöchstwertes für HCB im Kürbiskernöl ein Verarbeitungs-Faktor angewendet werden. In Österreich wird mit einem Verarbeitungs-Faktor von 2.3 gerechnet, was bedeutet, dass Kürbiskernöl mit HCB-Konzentrationen bis zu 0.115 mg/L verkehrsfähig ist.

4 Monitoring-Daten für Kürbiskerne und Kürbiskernöl

Durch die Gegenüberstellung von Monitoringergebnissen aus vergangenen Jahren und Monitoringdaten aus den Jahren der Projektlaufzeit sollten eventuelle Trends ermittelt werden. Es liegen zahlreiche Überwachungsdaten für Kürbiskernöle und Kürbiskerne aus verschiedenen Quellen vor. Daten aus amtlichen und privaten Untersuchungen der Lebensmitteluntersuchungsanstalten der AGES, anderer akkreditierter österreichischer Laboratorien für Rückstandsuntersuchungen sowie Untersuchungsergebnisse, die von österreichischen Ölmühlen und Handelsorganisationen zur Verfügung gestellt wurden, konnten ausgewertet werden. Die Werte von Kürbiskernölen wurden mit dem Faktor 2.3 auf die Belastung der Kerne rückgerechnet (siehe Kapitel 3, Punkt 3.1).

4.1 Inländische Proben

In Summe konnten 3 132-HCB Werte recherchiert werden (Summe aus Kerndaten und Öldaten). Für 1999 liegen lediglich 4 HCB-Messungen vor, für die Jahre 2000 bis 2003 stehen bereits größere Datenmengen zur Verfügung (Tabelle 4.1-1). Seit 2004 konnten pro Jahr mehrere Hundert HCB-Werte von unterschiedlichen Stellen zusammengetragen werden. Hier ist insbesondere das Jahr 2006 mit 1125 Monitoringdaten hervorstreichend.

Im Folgenden ist eine deskriptive Datenauswertung gegeben wobei die unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen der verschiedenen Labors nicht berücksichtigt wurden. Werte unter der Bestimmungsgrenze wurden auf den Wert der Bestimmungsgrenze gesetzt und Datensätze die 0 µg/kg auswiesen wurden auf 1 µg/kg gesetzt (halbe Nachweisgrenze der in diesem Projekt verwendeten Analysenmethode). In Tabelle 4.1-1 ist eine Zusammenfassung der statischen Kennzahlen der Monitoringdaten für die Jahre 1999 bis 2007 gegeben. Zusätzlich sind in dieser Tabelle die Anteile der Messwerte mit Höchstwertüberschreitungen (> 50 µg/kg) für die jeweiligen Jahre angeführt. Auffallend sind die Jahre 2004 mit lediglich 0.8 % und 2007 mit nur 0.5 % der HCB-Werte über 50 µg/kg. Die Maximalwerte für Kernbelastungen liegen zwischen 188 und 1450 µg HCB/kg, lediglich für 1999 beträgt der Maximalwert 15 µg HCB/kg. Allerdings liegen für dieses Jahr extrem wenig Daten vor (n=4). Die gefundenen Maximalwerte stimmen somit gut mit den höchsten HCB-Konzentrationen überein, welche im Rahmen dieses Projektes gefunden wurden (Maximum = 1280 µg/kg). Auch die Mediane der HCB-Kernwerte aus den Monitoringdaten sind in der Größenordnung in guter Übereinstimmung mit dem Median der Projektdaten (10 µg/kg).

Tabelle 4.1-1 Statistische Kennwerte der Monitoringdaten zu HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen (HCB-Ölwerte wurden für die Auswertungen mit dem Faktor 2.3 in Kernwerte umgerechnet)

Jahr	MW ± Stabw. [µg/kg]	Median [µg/kg]	Max [µg/kg]	N	% > 50 µg/kg
1999	13 ± 2	14	15	4	0.0
2000	33 ± 158	10	1450	82	6.1
2001	21 ± 36	11	235	99	3.0
2002	22 ± 71	11	608	71	2.8
2003	19 ± 25	12	188	137	5.1
2004	13 ± 21	9	315	385	0.8
2005	15 ± 18	10	313	460	2.8
2006	17 ± 34	10	640	1125	2.8
2007	11 ± 16	7	308	769	0.5

Aus Abbildung 4.1-1 ist ersichtlich, dass kein Trend bezüglich der Höhe der HCB-Kontamination von Kernen über die Jahre hinweg zu erkennen ist. Lediglich 2007 scheinen die HCB-Kernwerte etwas niedriger zu sein, allerdings kann hier noch von keinem Trend gesprochen werden. Dies lässt sich erst nach Auswertung von Monitoringdaten der kommenden Jahre interpretieren.

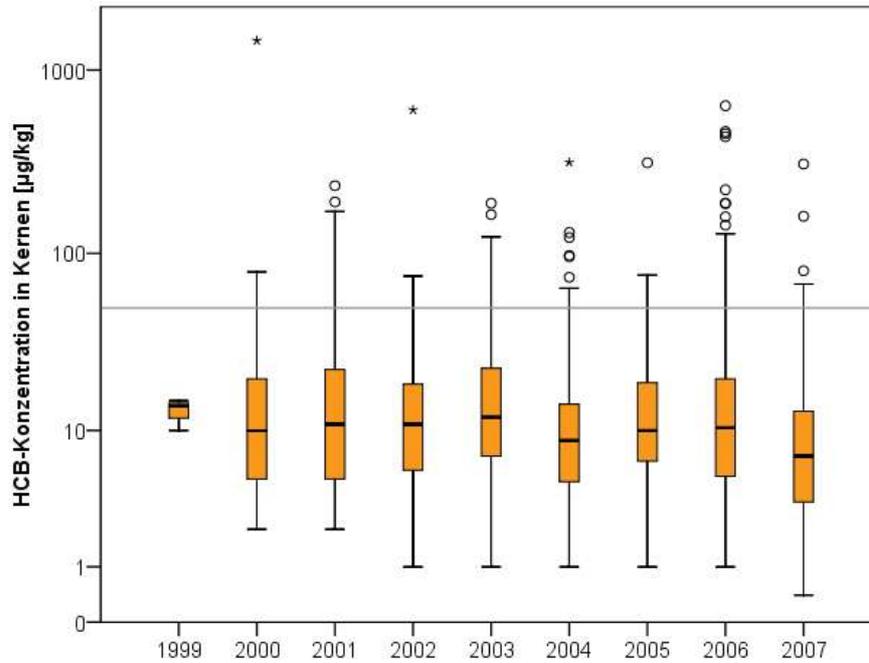


Abbildung 4.1-1: Boxplots zu Monitoringdaten von HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen für die Jahre 1999 bis 2007, die graue Linie stellt den Höchstwert von 50µg/kg dar

4.2 Ausländische Proben

Insgesamt liegen 454 HCB-Daten zu ausländischen Kern- bzw. Ölproben für die Jahre 2000 bis 2007 vor. In Tabelle 4.2-1 ist die Anzahl der Proben nach Ländern aufgeschlüsselt dargelegt.

Von den 454 HCB-Werten liegen lediglich 4 Werte über dem Höchstwert von 50 µg/kg (0.9 %). Alle Überschreitungen stammen aus Ungarn, allerdings sind auch 81 % der Daten aus Ungarn. Die höchste gefundene HCB-Konzentration beträgt 435 µg/kg. Ein Großteil der Kernwerte in den Monitoringdaten liegt unter der Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg (348 Werte, 77 %). Daher erschien eine weiterführende Auswertung der ausländischen Daten nicht sinnvoll.

Tabelle 4.2-1: Anzahl der Monitoringdaten pro Land

Land	N
Ungarn	368
China	36
Kroatien	21
Schweiz	8
Rest	1 - 5

Rest: Bulgarien, Dänemark, Deutschland, Griechenland, Rumänien, Serbien, Slowakei, Türkei, Ukraine

5 Landwirtschaftliche Produktions-, Verarbeitungs- und Vermarktungsstrukturen

In diesem Kapitel wird die Entwicklung des Ölkürbiskernanbaus in Österreich in den letzten Jahren und Jahrzehnten dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf Angaben aus diversen Berichten und mündlichen Mitteilungen der Statistik Austria, der Landwirtschaftskammern Steiermark, Burgenland und Niederösterreich, der AMA sowie der Steirischen Wirtschaftskammer.

5.1 Fläche und Ertrag

Der Ölkürbisbau hat in den Jahren seit 1995 in Österreich an Bedeutung gewonnen. Im gesamten Bundesgebiet sind die Anbauflächen im letzten Jahrzehnt deutlich gestiegen. Dementsprechend sind auch die Erntemengen gestiegen (siehe Tabelle 5.1-1). In der Steiermark nahmen die Anbauflächen in den letzten Jahren nur geringfügig zu, hingegen kam es in Niederösterreich und im Burgenland im Zeitraum von 1995 bis 2007 zu mehr als eine Verdoppelung der Anbauflächen (siehe Abbildung 5.1-1). In Kärnten und in Oberösterreich wird nur in geringem Ausmaß Ölkürbisbau betrieben.

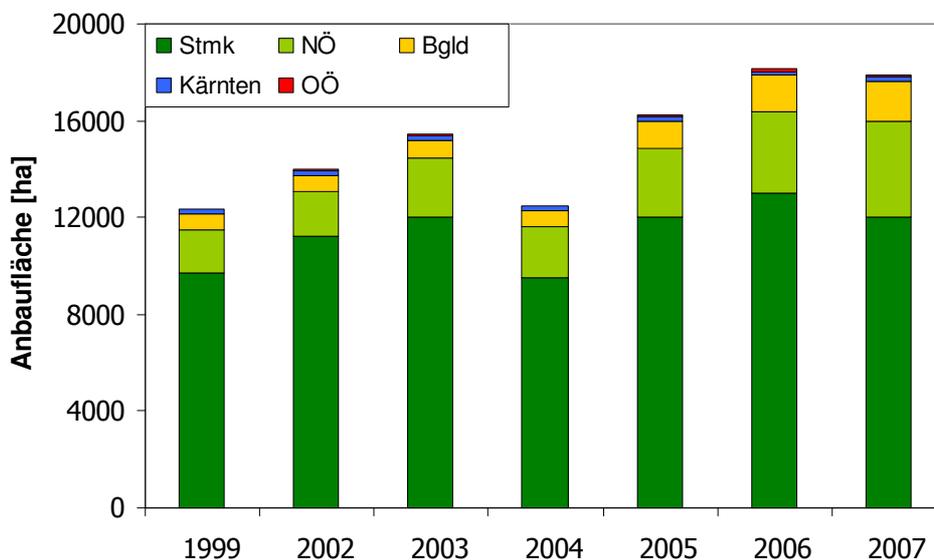


Abbildung 5.1-1: Anbauflächen für Ölkürbis in den Jahren 1999 bis 2007 (Datenquelle: Statistik Austria)

Tabelle 5.1-2: Anbaufläche von Ölkürbis in der Steiermark in den letzten 55 Jahren.

Jahr	Fläche [ha]
1951	1 849
1970	2 085
1980	5 154
1990	3 900
2000	10 500
2005	11 000
2006	12 365
2007	12000*

Quelle: LK Steiermark, * Statistik Austria

Wie in Tabelle 5.1-1 ersichtlich, ist die Ölkürbisbaufläche in der Steiermark in den letzten 55 Jahren um mehr als das 6-fache gestiegen. Entsprechende Daten wurden für die restlichen Bundesländer nicht recherchiert.

Die vorliegenden Daten zu Anbauflächen und Erntemengen zeigen deutliche Schwankung in den Hektarerträgen von Jahr zu Jahr und zwischen den Bundesländern auch innerhalb eines Jahres (Tabelle 5.1-2 und Abbildung 5.1-2). Hier spielen offenbar das Wetter und andere Einflüsse, wie Krankheiten, eine entscheidende Rolle. Ein Vergleich zwischen den Bundesländern anhand von Abbildung 5.1-2 ist mit Vorsicht zu interpretieren, da die Anbauflächen von Bundesland zu Bundesland beträchtlich divergieren (siehe Abb. 5.1-1).

Tabelle 5.1-2: Anbau, Ernte und durchschnittlicher Ertrag von Ölkürbis in den Jahren 1995 bis 2007 (gesamt Österreich)

Jahr	Fläche 1.000 ha	Ernte ¹⁾ 1.000 t	Durchschn. Ertrag ¹⁾ 100 kg/ha
1995	9	5.4	6
1996	12.5	8.4	6.7
1997	14	8.3	5.9
1998	13.1	11.4	8.7
1999	12	6.3	5.2
2000	10.4	6.2	6.0
2001	11.5	7.0	6.1
2002	14	8.7	6.2
2003	15.5	9.8	6.3
2004	12.5	5.5	4.4
2005	16.3	7.7	4.8
2006	18.151	11.058	6.1
2007	17.888	11.638	6.5

¹⁾ nur Kerne, Quelle: Statistik Austria, Lebensministerium

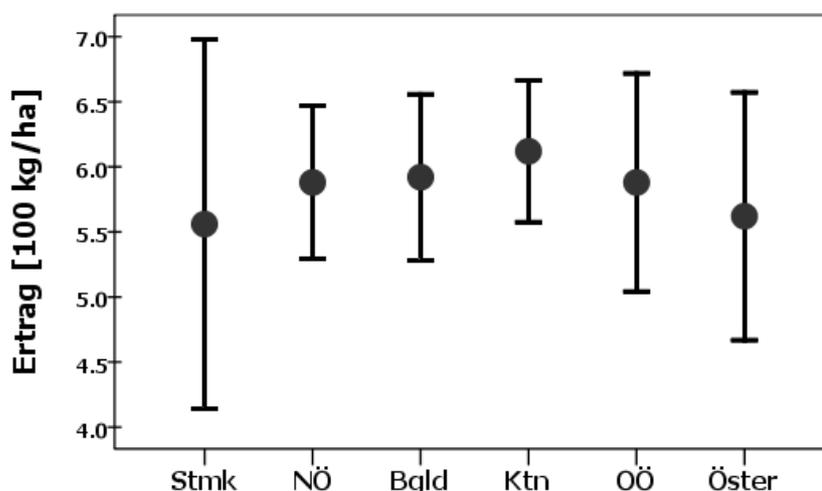


Abbildung 5.1-2: Ernteerträge im Ölkürbisbau in den Jahren 2003 – 2007 aufgeschlüsselt nach Bundesländern, Punkte stellen die Mittelwerte über die Jahre und Balken die Standardabweichungen dar

Die Ölkürbisernte stellt mit 3 % nur einen geringen Anteil der Gesamtproduktion der in Österreich produzierten

Ölfrüchte dar. Im Vergleich dazu fielen auf Raps, Sonnenblumen, Sojabohnen und Mohn 41, 32, 24 und 1 %. Dennoch hat sich der "Steirische Ölkürbis" in den letzten Jahren zur dritt wichtigsten Ackerkultur in der Steiermark entwickelt. Die Anbaufläche von rund 10 000 bis 12 000 ha in den letzten Jahren (siehe Tabelle 5.1-1) stellt für einige tausend Kürbiskernbauern eine wesentliche Einkommensquelle dar. Daraus ergibt sich bei einem Durchschnittsertrag von 500 kg/ha eine jährliche Produktion von ca. 5 000 bis 6 000 Tonnen Kürbiskernen. Tatsächlich schwanken die Werte auf Grund der Ertragsunterschiede von Jahr zu Jahr jedoch mitunter beträchtlich. Über 2 000 Betriebe, die sich im Erzeugerring "Steirisches Kürbiskernöl g.g.A." (heute "Gemeinschaft Steirisches Kürbiskernöl") zusammengeschlossen haben, beschäftigen sich intensiv mit der Kürbiskernproduktion und Vermarktung von steirischem Kürbiskernöl.

Im Jahr 2004 bewirkte bei Ölkürbis unter anderem die schlechte Preisentwicklung einen Flächenrückgang um 2948 ha (-19.1%) auf 12 502 ha im Vergleich zum Vorjahr. Vor allem auf Grund der schlechten Ertragslage in der Steiermark war auch die gesamtösterreichische Ernte mit 5 500 Tonnen sehr niedrig (-44 % im Vergleich zum Vorjahr, siehe Tabelle 5.1-2) (Statistik der Landwirtschaft 2004, Statistik Austria).

2005 wurde in Österreich Ölkürbis auf einer Fläche von 16 271 ha (+ 30.1%) angebaut. Durch die Einführung der "Einheitlichen Betriebsprämie" im Jahr 2005 besteht auch für Ölkürbisflächen ein Zahlungsanspruch, da diese nun zur beihilfefähigen Fläche gerechnet werden (Schnellbericht 1.16, Statistik Austria).

In der Steiermark stieg die Anbaufläche um fast 20 % gegenüber dem Vorjahr an. Die Erträge schwankten regional sehr stark. Während in der Oststeiermark teilweise gute Erträge (700 bis 800 kg/ha) erreicht wurden, wurden im Raum Deutschlandsberg und Voitsberg extrem niedrige Erträge erzielt. Im Herbst zwang starke Fäulnis zu einer verfrühten Ernte. Somit betrug der durchschnittliche Ertrag je ha in der Steiermark nur ca. 430 kg, womit dieser wiederum deutlich unter dem langjährigen Mittel lag (Tätigkeitsbericht 2005, LK Steiermark).

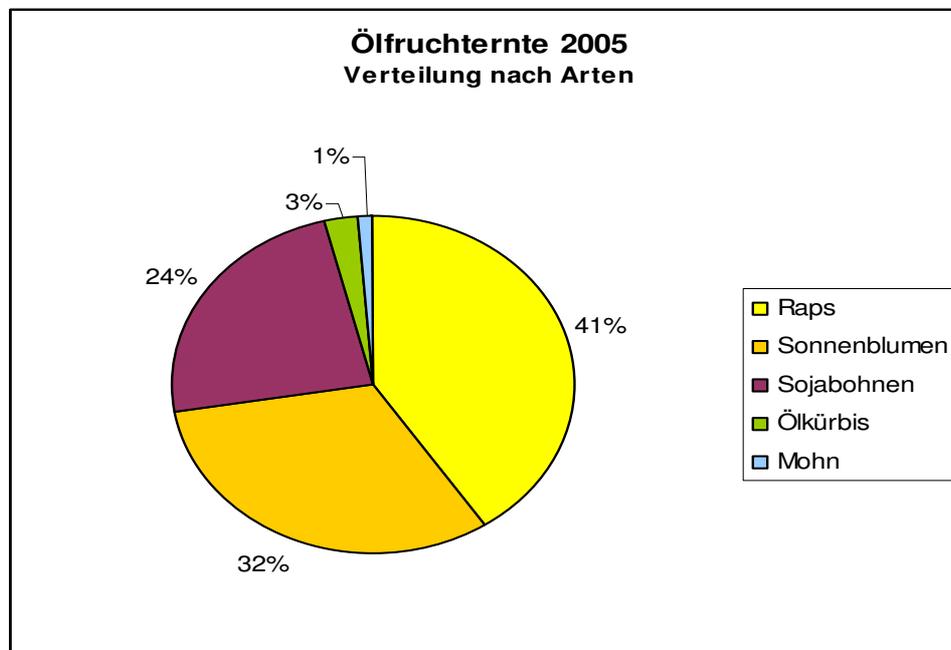


Abbildung 5.1-1: Gesamte Ölfruchternte 2005 in Österreich. Der Anteil des Ölkürbis lag bei 3 % (Quelle: Statistik Austria, Feldfruchternte 2005).

5.2 Betriebsstrukturen

Die Agrarstrukturerhebungen von 1999 und 2003 (Statistik Austria) geben einen Einblick in die Betriebsstrukturen im österreichischen Ölkürbisbau. Die Tabellen 5.2-1 und 5.2-2 zeigen die Anzahl der Betriebe nach Größenstufen der landwirtschaftlich genutzten Fläche und den jeweiligen Anteil der für den Ölkürbisbau genutzten Fläche. Demnach gab es im Jahr 1999 noch um ca. 1000 Betriebe der Größenstufe <5 ha mehr als 2003. Die für den Ölkürbisbau genutzte Fläche hat sich mit ca. 2300 bis 2400 ha bei dieser Größenstufe allerdings kaum verändert. Eine Zunahme der Kürbisbaubetriebe im Jahr 2003 gab es erst ab der Größenstufe 20 bis <30 ha. Insgesamt betrachtet bauen im Vergleichsjahr 2003 weniger Betriebe – vor allem in der Größenstufe <5 ha – auf größeren Flächen Ölkürbis als im Jahr 1999 an.

Tabelle 5.2-1: Ölkürbisbau in Österreich, Betriebsstrukturen im Jahr 1999, Betriebe nach Größenstufen

Größenstufe	Anzahl Betriebe	Fläche [ha]
unter 1 ha	103	23
1 bis <2 ha	1 260	424
2 bis <5 ha	3 809	1 973
5 bis <10 ha	3 036	2 696
10 bis <20 ha	1 919	3 027
20 bis <30 ha	630	1 682
30 bis <50 ha	397	1 473
50 bis <100 ha	199	847
100 bis <200 ha	32	187
>200 ha	1	3

Quelle: Statistik Austria

Tabelle 5.2-2: Ölkürbisbau in Österreich, Betriebsstrukturen im Jahr 2003, Betriebe nach Größenstufen

Größenstufe	Anzahl Betriebe	Fläche [ha]
unter 5 ha	4 190	2 343
5 bis <10 ha	2 369	2 372
10 bis <20 ha	2 027	4 185
20 bis <30 ha	662	1 830
30 bis <50 ha	576	2 665
50 bis <100 ha	263	1 542
100 bis <200 ha	46	293
>200 ha	8	66

Quelle: Statistik Austria

Die Tabellen 5.2-3 und 5.2-4 zeigen den Ölkürbisbau in den Vergleichsjahren 1999 und 2003 nach Erwerbsart der landwirtschaftlichen Betriebe. Hier zeigt sich, dass die Zahl der Haupterwerbsbetriebe, die auch Ölkürbisbau betreiben, im Jahr 2003 etwas gestiegen ist, während sich die Zahl der Nebenerwerbsbetriebe um etwa 2 400 drastisch verminderte. Die Zahl der für den Ölkürbisbau genutzten Flächen stieg in der Gruppe der Haupterwerbsbetriebe an und blieb bei den Nebenerwerbsbetrieben praktisch gleich. Das zeigt, in Übereinstimmung mit den Tabellen 5.2-1 und 5.2-2, dass 2003 im Vergleich zu 1999 pro Betrieb im Durchschnitt auf etwas größeren Flächen Ölkürbis angebaut wird.

Tabelle 5.2-3: Ölkürbisbau in Österreich, Anzahl der Betriebe nach Erwerbsart im Jahr 1999

Erwerbsart	Anzahl Betriebe	Fläche [ha]
Haupterwerbsbetriebe	4 054	7 120
Nebenerwerbsbetriebe	7 301	5 176
Betr. jurist. Personen	21	40

Quelle: Statistik Austria

Tabelle 5.2-4: Ölkürbisbau im Jahr 2003: Betriebe nach Erwerbsart im Jahr 2003

Erwerbsart	Anzahl Betriebe	Fläche [ha]
Haupterwerbsbetriebe	4331	9 980
Nebenerwerbsbetriebe	5 795	5 278
Personengemeinschaften	5	24
Betr. jurist. Personen	9	13

Quelle: Statistik Austria

5.3 Verarbeitung und Vermarktung

Laut Auskunft bei der AMA (Referat 10 / Intervention u. sonstige Marktordnungen, Bereich Marktberichte Getreide und Ölsaaten) liegen keine konkreten Daten bezüglich Marktanteile von Kürbiskernen und Kürbiskernöl vor. Ebenso besitzt Statistik Austria keine Daten zu den Marktanteilen von Kürbiskernen und Kürbiskernöl im Direktvertrieb bzw. im Lebensmittelhandel. Auch gibt es keine Zahlen bezüglich des Exports dieser Produkte da es für Ölkürbisse keine eigene Warennummer gibt. In den Statistiken über den Außenhandel ist der Ölkürbis in der Gruppe aller Ölsaaten mit einbezogen. Eine diesbezügliche Anfrage bei der steirischen Wirtschaftskammer lieferte ebenfalls ein negatives Ergebnis.

Daher können an dieser Stelle nur einige Schätzungen zu diesem Themenkreis abgegeben werden. Laut Aussage der steirischen Landwirtschaftskammer (Gartenbaureferat) werden von den in der Steiermark geernteten Kürbiskernen ca. 90 % in Form von Kernöl vermarktet. Der Anteil der Direktvermarktung beim Kernölverkauf beträgt in der Steiermark schätzungsweise 60 bis 70 %. Der Rest geht überwiegend an heimische Ölmühlen. In den anderen Bundesländern spielt die Direktvermarktung kaum eine Rolle. Laut Auskunft der Niederösterreichischen Landwirtschaftskammer werden ca. 10-20% der Ölkürbiskernproduktion in diesem Bundesland direkt vermarktet. Der Rest wird an steirische Ölmühlen verkauft.

Zum selben Ergebnis führt eine Schätzung des Erzeugerrings "Steirisches Kürbiskernöl g.g.A." (heute "Gemeinschaft Steirisches Kürbiskernöl"), wonach die steirische Kernölproduktion zu zwei Drittel direkt durch die Landwirte und zu einem Drittel über die gewerbliche Schiene vermarktet wird. Neben den Supermärkten (praktisch in jedem Supermarkt in Österreich ist Kürbiskernöl erhältlich) spielt auch die Vermarktung in der Gastronomie eine gewisse Rolle. Laut Erzeugerring beträgt der Exportanteil von Kürbiskernöl rund 20 Prozent der Gesamtproduktion. Hauptzielländer sind die Schweiz und Deutschland, wobei auch der asiatische Raum eine gewisse Rolle spielt. Die Situation im Burgenland stellt sich laut Auskunft der Bezirkskammer Jennersdorf wie folgt dar. Ca. 80% der Erzeuger dieses Bezirks bauen Ölkürbis nur für den Eigenverbrauch auf kleinsten Flächen (10-20 Ar, max. 0.5 ha) an. Der Rest umfasst ca. 50 Betriebe mit Wertschöpfung als Direktvermarkter.

Die Nettopreise für Kürbiskerne bewegten sich im August 2006 zwischen € 2.40 und € 2.60 je Kilo. Ein Liter "Steirisches Kürbiskernöl g.g.A." lag Brutto bei € 14,- (Marktbericht der Landwirtschaftskammer Steiermark, Nr. 33, Jg. 38). Für 1 Liter Kürbiskernöl benötigt man rund 2.5 bis 3 Kilo schalenlose Kürbiskerne. Dies entspricht der Kernmenge von 30 bis 40 Kürbissen.

Tabelle 5.3-1: Österreichmittel der Erzeugernettopreise für Ölkürbiskerne von 1995 - 2007 (Statistik Austria; Lebensministerium 2008)

	1995	2000	2005	2006	2007
Erzeugerpreis [€/1000 kg] *	2779.08	2412.01	2581.69	2487.52	2478.10

- exklusive Ust.

6 Gezielte Datenerhebung Ölkürbiskerne

6.1 Fragestellung

Die Erhebung und Auswertung von HCB-Konzentrationen einer aussagekräftigen Anzahl an Kürbiskernmustern mit bekannter Herkunft stellt die Basis für die Entwicklung eines Prognosemodelles zur Vorhersage von Grenzwertüberschreitungen dar (siehe Kapitel 12). Zudem ist durch die Beprobung einer möglichst großen Anbaufläche eine fundierte Risikoaussage für eben diese Flächen möglich. Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieses Projektes österreichische Ölkürbisproduzenten aufgefordert, Mischproben von Kürbiskernen einer definierten Anbaufläche (Schlag) auf ihren HCB-Gehalt analysieren zu lassen. Die Analysekosten wurden mit Mitteln aus dem Projekt gefördert und die Analysenergebnisse wurden in anonymisierter Form im Rahmen des Projekts ausgewertet. Zusätzlich wurden von den Landwirten in einem Probenahme-Begleitblatt (Fragebogen) gezielt Daten erfragt, welche die Ermittlung möglicher Einflussfaktoren auf die HCB-Kontamination von Boden und Kürbiskernen unterstützen sollen. Bei der Entwicklung des Probenahme-Begleitblattes wurde versucht, eine möglichst umfassende Anzahl an Faktoren zu berücksichtigen und gleichzeitig eine größtmögliche Übersichtlichkeit zu bewahren. Der Fragenkatalog bezog sich auf:

- Eigenschaften des Feldes (gängige Bodenkenngrößen, z.B. Bodenschwere, Gründigkeit, etc.)
- Angaben zur aktuellen Ernte (pflanzenpezifische Beobachtungen, Krankheiten)
- Historische Bewirtschaftung des Feldes (Pflanzenschutzmittel, Saatgutvermehrung, Grünlandumbruch etc.)
- Angaben zu gegenwärtig verwendeten Pflanzenschutzmitteln und Düngern

Die analysierten Kürbiskerne wurden jeweils einem bestimmten Schlag zugeordnet, um folgende Ziele des Projektes verfolgen zu können:

1. Ausscheidung von hoch kontaminierten Risiko-Flächen für den Kürbisanbau durch die Entwicklung eines geeigneten Prognosemodells (siehe Kapitel 12) und die kernprobenmäßige Abdeckung eines möglichst großen Anteils der Gesamtanbaufläche
2. Ermittlung des Zusammenhanges zwischen der HCB-Konzentration im Boden und der HCB-Konzentration im Kürbiskern (Transferfaktoren), in Kombination mit Bodenmonitoring (Ergebnisse siehe Kapitel 7, Punkt 7.3.2).
3. Auswertung der Daten aus Fragebögen und der gemessenen Bodenparameter hinsichtlich eines möglichen Einflusses auf die HCB-Aufnahme durch den Ölkürbis aus dem Boden (Transferfaktoren, Ergebnisse siehe Kapitel 7, Punkt 7.3.2 und Kapitel 12, Punkt 12.8.3).
4. Abschätzungen zum Einfluss von eventuell unterschiedlichen Hintergrundsbelastungen auf die HCB-Konzentrationen im Kürbiskern (siehe Kapitel 9).

6.2 Analytik

Die vorliegenden Kürbiskernproben wurden in folgender Prüfeinrichtung analysiert:

Technisches Büro und Chemisches Labor

Staatlich akkreditierte Prüfstelle gem. ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025

Mag. Dr. Franz Siegfried Wagner, Parkring 2, A-8403 Lebring

Die Analytik erfolgte gemäß folgender akkreditierter Methode:

Prüfvorschrift SOP P201 (DFG S 19-Methode in modifizierter Form) "Bestimmung von Organohalogenpestiziden in pflanzlichen Ölen und Ölsaaten"

Bestimmungsgrenze: 0.005 mg/kg

Nachweisgrenze: 0.002 mg/kg

Messunsicherheit: 20 %

Die mittleren Wiederfindungsraten betragen bei Dotierungsversuchen mit 0.005 mg/kg HCB 101.53 %, bei Dotierungsversuchen mit 0.010 mg/kg HCB 98.48 % (n=6).

6.3 Ergebnisse

Insgesamt nahmen 1 430 landwirtschaftliche Betriebe am Projekt teil und es wurden 3 161 schlagbezogene Kürbiskernproben für HCB-Analysen zur Verfügung gestellt. Davon entfielen 670 Proben auf das Erntejahr 2005, 591 Proben auf das Jahr 2006 und 1 900 Proben auf das Erntejahr 2007. Parallel dazu wurden 3 147 ausgefüllte Probenahme-Begleitblätter übermittelt. Zu 14 Kernproben konnte kein Probenahme-Begleitblatt erwirkt werden. Alleine im Jahr 2007 wurde eine Anbaufläche von 3 726 ha beprobt. Insgesamt wurden im Zuge dieses Projektes rund ein Drittel der derzeitigen österreichischen Ölkürbisbauflächen mit Kernprobenmessungen erfasst.

Einen Überblick über die Anzahl der Kernproben bezogen auf die 5 Bundesländer und politischen Bezirke, in welchen Ölkürbisbau betrieben wird, gibt Tabelle 6.3-1.

Tabelle 6.3-1: Regionale Verteilung der Kürbiskernproben

Bundesland	Bezirk	Anzahl der Kernproben
Steiermark	Deutschlandsberg	164
	Feldbach	279
	Fürstenfeld	243
	Graz	28
	Graz-Umgebung	313
	Hartberg	427
	Leibnitz	294
	Radkersburg	333
	Voitsberg	34
	Weiz	169
	Knittelfeld	3
Steiermark gesamt		2286
Niederösterreich	Gänserndorf	55
	Hollabrunn	216
	Horn	188
	Melk	124
	Mistelbach	35
	St. Pölten Land	23
	Rest	35
Niederösterreich gesamt		676
Oberösterreich	Vöcklabruck	30
	Rest	12
Oberösterreich gesamt		42
Burgenland	Jennersdorf	85
	Güssing	19
	Oberwart	37
Burgenland gesamt		141
Kärnten gesamt		16

Im Folgenden wird eine Übersicht über alle in den Kernproben gemessenen HCB-Konzentrationen gegeben. Die Verteilung der HCB-Gehalte in Kernen ist in Abbildung 6.3.1-1 dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Achse für den HCB-Gehalt im Kern logarithmiert ist, um so den Sachverhalt besser darstellen zu können. Im Histogramm für den HCB-Gehalt im Kern (linke Grafik) ist zu erkennen, dass die Verteilung trotz logarithmischer Darstellung schief ist und die Werte unter der Bestimmungsgrenze (5 µg/kg) einen deutlichen Anteil (19.8%) der Daten ausmachen. 20.2 % der Proben weisen eine HCB-Konzentration über 20 µg/kg auf, 3.16 % der Proben weisen eine HCB-Konzentration über 50 µg/kg auf, der höchste gemessene Wert beträgt 1 280 µg HCB/kg Kerne. Das arithmetische Mittel für die Gesamtheit der Kernproben beträgt 18.2 µg/kg, der Median beträgt 10 µg HCB/kg Kerne.

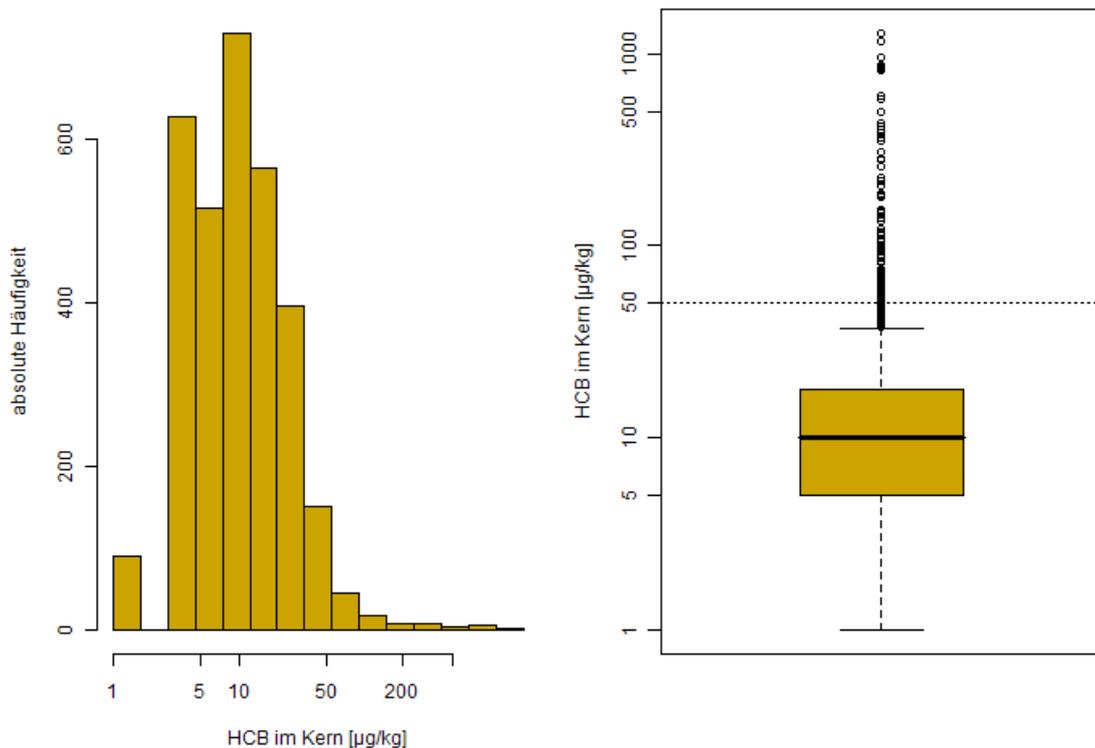


Abbildung 6.3-1: Verteilung der HCB-Konzentrationen in den Kernproben

Aus Abbildung 6.3-2 ist ersichtlich, wie hoch der relative Anteil der Kürbiskernproben ist, welche HCB-Konzentrationen über dem angehobenen Grenzwert von 50 µg HCB/kg aufweisen: Im Jahr 2005 3.6 %, im Jahr 2006 5.2 % und im Jahr 2007 2.4 %. Der Anteil der Kernproben über dem alten und dem angehobenen neuen Höchstwert in den 3 Probenahmejahren ist vergleichbar. Es ist allerdings klar erkennbar, dass alleine durch die Anhebung des Höchstwertes von 20 µg/kg auf 50 µg/kg gemäß Richtlinie 2007/56/EG mit einem bedeutend geringeren Anteil an Höchstwertüberschreitungen zu rechnen ist.

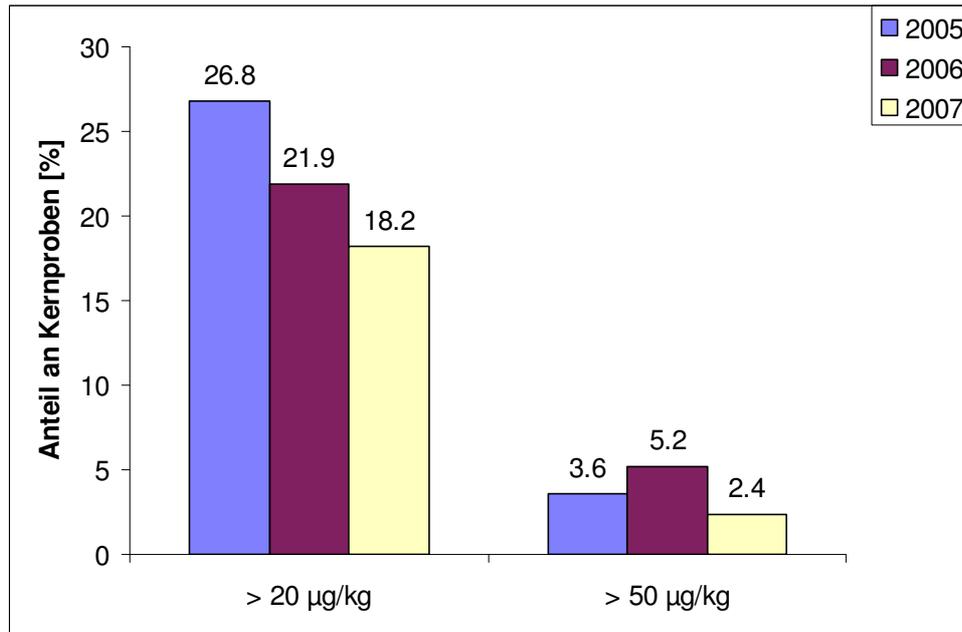


Abbildung 6.3-2: Relative Anteile von Kürbiskernproben mit HCB-Konzentrationen >20 µg/kg und >50 µg/kg aufgeschlüsselt nach Probenahmejahren

7 Bodenmonitoring

7.1 Auswahl der Flächen

Der Auswahl der Bodenproben lagen immer die HCB-Ergebnisse der Kürbiskerne aus dem Jahr davor zugrunde.

Auswahl der Flächen für Bodenprobenziehung 2006

Zum Zeitpunkt der Auswahl der Flächen für die Bodenproben-Entnahme zu Beginn Juni 2006 lagen HCB-Ergebnisse von 459 Kürbiskernproben aus dem Ernte-Jahr 2005 vor. Aus dieser Gesamtheit sollten 100 Flächen für die Bodenprobenziehung ausgewählt werden. Es wurden nach dem Zufallsprinzip Flächen ausgewählt, wobei folgende Vorgaben berücksichtigt wurden:

1. Eine möglichst große Streuung des Humusgehaltes in den ausgewählten Böden, da dieser Faktor auf Grund der Adsorptionsneigung von Hexachlorbenzol an organischen Kohlenstoff als mögliche Einflussgröße für das Verhalten von HCB im Boden und damit für dessen Bioverfügbarkeit in Betracht gezogen wurde. Die Humusgehalte der Flächen wurden mittels Verschneidung der Grundstücknummern (Angaben der Landwirte in den Fragebögen) mit der digitalen Katastralmappe (DKM), der digitalen Bodenkarte (eBOD) und INVEKOS ermittelt.
2. Eine große Streuung der Boden-HCB-Gehalte zur Ermittlung von Transferfaktoren Boden-Pflanze. Zu diesem Zweck wurden die HCB-Konzentrationen in den Kürbiskernen als Indikator für die HCB-Gehalte in den Böden angenommen.

Es wurden daher die HCB-Konzentrationen in den Kürbiskernen in 4 Kategorien unterteilt ($<5 \mu\text{g}/\text{kg}$; $5\text{-}20 \mu\text{g}/\text{kg}$; $>20\text{-}50 \mu\text{g}/\text{kg}$ und $>50 \mu\text{g}/\text{kg}$), welche gleich stark in 4 Humuskategorien repräsentiert sein sollten. Da nur 10 der bis zu diesem Zeitpunkt vorhandenen 459 Kernproben Konzentrationen $>50 \mu\text{g}/\text{kg}$ aufwiesen, wurden diese jedenfalls miteinbezogen. Die restlichen Proben wurden dann in den jeweiligen Kombinationen von Humus- und Konzentrationskategorien zufällig ausgewählt (Software: SAS 9.1.3 mit PROC SURVEYSELECT). Insgesamt wurden 102 Bodenproben auf diese Weise ausgewählt.

Auswahl der Flächen für Bodenprobenziehung 2007

Zum Zeitpunkt der Auswahl der Bodenproben-Entnahme Anfang April 2007 lagen HCB-Ergebnisse von 591 Kürbiskernproben aus dem Jahr 2006 vor. Die statistischen Auswertungen der Bodendaten aus dem Vorjahr hinsichtlich eines Zusammenhanges zwischen Bodeneigenschaften und HCB-Aufnahme bei Ölkürbis ergaben, dass eine Auswahl der Bodenprobenstandorte unter Berücksichtigung ausgewählter Bodenparameter nicht zielführend ist. Es wurde daher als sinnvoll erachtet, sich hauptsächlich auf die höher belasteten Segmente zu konzentrieren. Daher wurden jene Standorte ausgewählt, wo die dazugehörigen Kernproben die höchsten HCB-Konzentrationen aufwiesen, also all jene Standorte, wo der Kern-HCB-Gehalt über $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ lag (31 Proben). Die restlichen Proben wurden aus allen anderen Kern-HCB-Konzentrationsbereichen zufällig ausgewählt. Insgesamt wurden 103 Bodenproben gezogen.

Zusätzlich zu den oben beschriebenen Bodenprobenziehungen wurden auf einem Feld mit einem Strommasten noch weitere Bodenproben entnommen. Damit sollte abgeschätzt werden, inwieweit ein HCB-Eintrag von Strommasten oder Bahnschwellen, welche mit Holzschutzmitteln behandelt wurden, zur HCB-Belastung von Böden beitragen könnte. Für diese Abschätzung wurden auf einem Feldstück in konzentrischen Kreisen mit 1 m, 3 m und 10 m Radius um einen Holzstrommasten Bodenproben gezogen. Als Vergleichswert wurde eine Mischprobe über das gesamte Feld entnommen.

Die Ackerflächen der Saatzucht Gleisdorf, die für das HCB-Sorten-Screening verwendet wurden, wurden ebenfalls beprobt. Die Ergebnisse dieser Bodenanalysen finden sich in Kapitel 8.

Tabelle 7.1-1: Übersicht über die Anzahl der Flächen und die zugrunde liegenden HCB-Konzentrationen in den Kernen für die Bodenproben-Ziehung 2006

Bundesland	Bezirk	Stichprobenartig gewählte Anzahl	Zugrunde liegende HCB-Gehalte in Kernen, Ernte 2005 [µg/kg]
Steiermark	Hartberg	n = 28	2.5 – 285
	Radkersburg	n = 14	2.5 – 58
	Graz-Umgebung	n = 12	n.n. – 45
	Fürstenfeld	n = 11	10 – 66
	Feldbach	n = 6	n.n. – 11
	Leibnitz	n = 6	2.5 – 29
	Deutschlandsberg	n = 6	2.5 – 29
	Weiz	n = 5	10 – 184
Burgenland	Jennersdorf	n = 6	7 – 105
	Güssing	n = 1	20
Niederösterreich	Hollabrunn	n = 4	8 – 66
	Horn	n = 1	34
	Melk	n = 1	18
	Gänserndorf	n = 1	76
Gesamt basierend auf Kernwerten 2005		n = 102	n.n. – 285
Flächen des Sorten-Screenings (siehe Kapitel 8)			
Steiermark Saatzucht Gleisdorf	Standort Vogau	n = 1	nicht anwendbar
	Standort Gleisdorf	n = 1	
	Standort Gleisdorf, Feld "Sepp"	n = 1	
	Standort Gleisdorf „Gelbes Feld“	n = 1	
Gesamt 2006		n = 106	

Tabelle 7.1-2: Übersicht über die Anzahl der Flächen und die zugrunde liegenden HCB-Konzentrationen in den Kernen für die Bodenproben-Ziehung 2007

Bundesland	Bezirk	Bedingt stichprobenartig *) gewählte Anzahl	Zugrunde liegende HCB-Gehalte in Kernen, Ernte 2006 [µg/kg]
Steiermark	Hartberg	n = 25	12 – 946
	Radkersburg	n = 9	n.n – 22
	Graz	n = 1	41
	Graz-Umgebung	n = 10	n.n. – 48
	Fürstenfeld	n = 16	11 – 1280
	Feldbach	n = 2	12 – 17
	Leibnitz	n = 5	2.5 – 19
	Deutschlandsberg	n = 1	n.n.
	Weiz	n = 4	5 – 115
Burgenland	Oberwart	n = 2	37 – 43
Niederösterreich	Hollabrunn	n = 6	2.5 – 46
	Horn	n = 10	6 – 83
	Mistelbach	n = 2	11 – 24
Oberösterreich	Vöcklabruck	n = 7	37 – 118
	Perg	n = 1	7

Bundesland	Bezirk	Bedingt stichprobenartig *) gewählte Anzahl	Zugrunde liegende HCB-Gehalte in Kernen, Ernte 2006 [µg/kg]
Kärnten	Sankt Veit an der Glan	n = 2	25 – 135
Gesamt basierend auf Kernwerten 2007		n = 103	n.n. – 1280
Ackerfläche mit Strommast			
Steiermark	Leibnitz Strommasten	Kreis Radius 1 m	Probenstandort wurde nicht nach Kernwert, sondern auf Grund des Strommasten ausgewählt, Kernergebnis (8 µg/kg) lag hier erst nach Bodenprobenziehung vor
		Kreis Radius 3 m	
		Kreis Radius 10 m	
		Gesamter Acker	
Gesamt 2007		n = 107	

*) mit Schwerpunkt auf hochbelastete Kernproben bei Probenstandortwahl

Von den gezogenen Bodenproben wurden seitens des Institutes für Bodengesundheit der AGES zusätzlich die in Tabelle 7.1-3 gelisteten Bodenparameter gemessen. Mittels der digitalen Bodenkarte ist zwar eine grobe Charakterisierung der Böden möglich, für eine statistische Analyse möglicher Zusammenhänge zwischen konkreten Bodeneigenschaften und dem Verhalten von HCB im System Boden/Pflanze wurden die Daten aus der Österreichischen Bodenkartierung jedoch als ungeeignet erachtet. Die in diesem Projekt beprobten Flächen wurden bereits in den 1970er und frühen 1980er Jahren kartiert und zwischenzeitliche Nutzungsänderungen führten somit auch zu einer beträchtlichen Änderung von Bodeneigenschaften, wie z.B. Humusgehalt, Wasserverhältnisse oder pH-Wert. Weiters ist mit einer gewissen Ungenauigkeit bei der Zuordnung eines bestimmten Feldstückes zu einer Bodenform mittels Verschneidung der verschiedenen Datensätze (eBOD, DKM, INVEKOS) zu rechnen.

Tabelle 7.1-3: Zusammenfassung der gemessenen Bodenparameter (alle Verfahren nach ÖNORM)

Parameter	Kommentar
Korngrößenverteilung [%]	Sand (<2000 µm-63 µm), Schluff (<63µm-2 µm), Ton (<2 µm)
pH in CaCl ₂	
pH in Kalziumacetat	
Kationenaustauschkapazität [cmolc/kg]	Austauschbares Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn und Al in % KAK
austauschbare Protonen [cmolc/kg]	
Karbonat [% CaCO ₃]	
Humusgehalt [%]	trockene Verbrennung
Stickstoff	% Gesamtstickstoff, C/N-Verhältnis
Phosphat im CAL-Extrakt [mg P ₂ O ₅ /100 g]	
K ₂ O im CAL-Extrakt [mg K ₂ O/100 g]	

7.2 Methodik der Probenziehung

In allen Fällen wurden die Techniker für die Bodenproben-Entnahme von den Landwirten persönlich zu den entsprechenden Feldstücken geführt. Die Bodenprobe-Entnahmen erfolgten gemäß der "Anleitung zur Entnahme von Bodenproben der AGES (10. Auflage, Oktober 2003)". Die Proben wurden mittels eines Bodenstechers von 2.5 cm Durchmesser bis zu einer Tiefe von 20 cm entnommen, wobei pro Feldstück ca. 25 Einstiche (über das gesamte Feld verteilt) vorgenommen wurden. Diese Einzelproben wurden in einem Metalleimer zu einer Durchschnittsprobe vermischt. Daraus wurde 1 kg Boden entnommen und dieser in Rexgläsern luftdicht bei +4° C bis zur Aufarbeitung aufbewahrt. Die Proben wurden bei 25° C bis maximal 30° C luftgetrocknet und anschließend praxisüblich homogenisiert und gesiebt und im Anschluss daran in luftdichten Glasgefäßen an die Umweltbundesamt GmbH zur Analytik gesandt. Aufgrund der Größe der Proben (1 kg) und der schonenden Trocknungs-Temperatur (niedrigere

Temperatur als üblich - wegen der Flüchtigkeit bzw. des hohen Dampfdrucks von HCB) dauerte der Trocknungsprozess 2 - 3 Tage. Es wurde zusätzlich von 8 Bodenproben jeweils ein Aliquot einer Gefriertrocknung an Stelle der Lufttrocknung zwecks Methodenvergleich unterzogen.

7.3 Analytik

Die Bodenproben wurden im chemisch-analytischen Labor der Umweltbundesamt GmbH (staatlich akkreditierte Prüfstelle gem. ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025) analysiert.

Analysenprinzip

Soxhletextraktion

- Soxhletextraktion der Probe mit n-Hexan
- Reinigung über GPC
- Säulenreinigung mittels Florisil
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-MS im SIR Mode (Single ion recording)
- Quantifizierung nach der externen Standardmethode mit Zugabe eines Injektionsstandards und Wiederfindungskorrektur über den zugesetzten ^{13}C markierten Surrogatstandard

Kaltextraktion

- Kaltextraktion der Probe mit Ethylacetat
- Säulenreinigung mittels Florisil
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-MS im SIR Mode (Single ion recording)
- Quantifizierung nach der externen Standardmethode mit Zugabe eines Injektionsstandards und Wiederfindungskorrektur über den zugesetzten ^{13}C markierten Surrogatstandard

Probenvorbereitung

Soxhletextraktion

20 g der Probe werden in eine Extraktionshülse auf 1 mg genau eingewogen. Die Probe wird mit 4 ng HCB $^{13}\text{C}_6$ dotiert und mit 200 ml Hexan 12 Stunden am Soxhlett extrahiert. Das Hexan wird anschließend am Rotavapor auf ca. 1 ml eingeengt, im Stickstoffstrom fast zur Trockene abgeblasen und mit 5 ml Dichlormethan aufgenommen.

Danach erfolgt die erste Extraktreinigung mittels Gelpermeationschromatografie an einer Waters Envirogel Säule. Der vorgereinigte Extrakt wird auf 0.5 ml eingeengt. Nach Zusatz von 1 ml n-Hexan wird das restliche Dichlormethan abgeblasen. Anschließend folgt ein weiterer Reinigungsschritt mittels Florisil Fertigsäule. Das Eluat wird unter Stickstoff auf ca. 300 μl eingeengt, mit Decachlorbiphenyl versetzt, auf 400 μl aufgefüllt und der GC Analyse zugeführt.

Kaltextraktion

10 g der Probe werden auf 1 mg genau eingewogen. Die Probe wird mit 20 ng HCB $^{13}\text{C}_6$ dotiert und mit 40 ml Ethylacetat über Nacht am Überkopfschüttler extrahiert. 20 ml des Ethylacetates werden unter Stickstoff auf 0.5 ml eingeengt. Danach folgt ein Reinigungsschritt mittels Florisil Fertigsäule. Das Eluat wird unter Stickstoff auf ca. 800 μl eingeengt, mit Decachlorbiphenyl versetzt, im Messkolben auf 1 ml aufgefüllt und der GC Analyse zugeführt.

Analyse

Die Gaschromatographische Endbestimmung erfolgte mit einem Thermoquest Voyager GC/MS System mit folgenden Einstellungen:

Transferline: 350°C

Ionenquelle: 260°C

Analysenart: Selected Ion Recording, Elektronenstossionisation

Quantifizierungsionen: HCB: 283.8 , HCB ¹³C₆ 289.8

Qualifizierungen: HCB: 281.8 / 285.8 , HCB ¹³C₆ 291.8

Temperaturprogramm GC: 75°C (1' isotherm) mit 8 °C/min auf 210 °C danach mit 15 °C / min auf 340 °C (5' isotherm).

Als Trennsäule kommt eine DB-5 Fused Silica Kapillare (60 m, 0.25 mm I.D., 0.25 mm Filmdicke) zum Einsatz. Die Quantifizierung erfolgte nach der externen Standardmethode mit Zugabe eines Injektionsstandards (Decachlorbiphenyl) und Wiederfindungskorrektur über den zugesetzten ¹³C markierten Surrogatstandard.

Qualitätssicherungsmaßnahmen, Verfahrenskennndaten und Messwertunsicherheit

Qualitätssicherungsmaßnahmen:

Es wurde bei jeder Aufarbeitungsserie eine Blindprobe mitanalysiert. Sämtliche Blindwerte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Um eventuell während der Probenaufbereitung auftretende Verluste kalkulieren zu können, wurden alle Proben vor Beginn der Aufarbeitung mit ¹³C markiertem Hexachlorbenzol als Surrogat dotiert.

Verfahrenskennndaten:

Soxhletextraktion

Bestimmungsgrenze: 20 ng HCB / kg lufttrockenem Boden.

Nachweisgrenze: 10 ng HCB / kg lufttrockenem Boden.

Mittlere Wiederfindung der ¹³C Zudotierungen: 93.8 % (n= 50).

Kaltextraktion

Bestimmungsgrenze: 200 ng HCB / kg lufttrockenem Boden.

Nachweisgrenze: 100 ng HCB / kg lufttrockenem Boden.

Mittlere Wiederfindung der ¹³C Zudotierungen: 92.6 % (n= 96).

Messwertunsicherheit:

Die Messwertunsicherheit, ermittelt nach QUAM (EURACHEM / CITAC Leitfaden, Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen, Zweite Auflage 2004), beträgt für beide Methoden 9.9 %.

7.4 Ergebnisse

7.4.1 Vergleich Lufttrocknung versus Gefriertrocknung

In Tabelle 7.4.1-1 finden sich die in 8 luftgetrockneten Böden und 8 gefriergetrockneten Parallelproben gemessenen HCB-Konzentrationen. Die HCB-Gehalte in den luftgetrockneten Böden waren tendenziell höher. Dies weist darauf hin, dass bezüglich eines möglichen HCB-Verlustes während des Trocknungsvorganges, die Lufttrocknung die schonendere Methode darstellt. Es muss erwähnt werden, dass die Messergebnisse nicht auf Trockensubstanz bezogen sind und daher eine Ungenauigkeit von einigen wenigen Prozent bestehen bleibt.

Tabelle 7.4.1-1: Vergleich luftgetrocknete Bodenproben mit gefriergetrockneten Parallelproben ^{*)}

Ernte- Nummer	HCB-Konz. im Kern [µg/kg]	HCB-Konz. im Boden [ng/kg luftgetrocknet]	HCB-Konz. im Boden [ng/kg lyophilisiert]
RA91	7	160	100
WZ40	12	1 900	580
N86	18	200	200
GU54	24	830	650
RA81	31	1 100	920
GU127	45	1 700	1400
N94	76	1 500	1 000
WZ12	184	660	550

^{*)} Die Werte wurden nicht auf Trockensubstanz bezogen (siehe Text).

7.4.2 HCB-Konzentrationen in Ackerböden

Wie aus den Daten der Kürbiskernproben zu erwarten war, streuten die HCB-Konzentrationen in den Ackerböden beträchtlich. Proben aus dem Jahr 2006 wiesen HCB-Konzentrationen zwischen 0.064 µg HCB/kg Boden (lufttrocken) und 9.7 µg/kg Boden auf, die Werte der Bodenproben aus dem Jahr 2007 lagen zwischen 0.05 µg HCB/kg und 62 µg HCB/kg (lufttrockener Boden).

Da bei der Auswahl der Bodenprobenstandorte 2007 ein Schwerpunkt auf hochbelastete Böden gesetzt wurde (Tabelle 7.4.2-1), ist eine verallgemeinernde Interpretation der Häufigkeits-Verteilung der HCB-Konzentrationen in Böden basierend auf den vorliegenden Ergebnissen nur bedingt möglich. Ein Überblick über die Verteilung der unterschiedlichen HCB-Konzentrationen in den Böden ist in Abbildung 7.4.2-1 dargestellt. Die höchste gemessene HCB-Konzentration betrug 62 µg/kg.

Tabelle 7.4.2-1: Statistische Kennzahlen der ermittelten HCB-Konzentrationen in Ackerböden

Bodenprobenziehung	Mittelwert [µg/kg]	Standardabw. [µg/kg]	Median [µg/kg]	Maximum [µg/kg]	Minimum [µg/kg]	n
2006 (auf Basis der Kerndaten Ernte 2005)	0.82	1.14	0.49	9.7	0.06	102
2007 (auf Basis der Kerndaten Ernte 2006)	3.36	7.86	1	62	n.n	103
Summe aller Bodenproben	2.1	5.75	0.83	62	n.n.	205

n.n = nicht nachweisbar (Nachweisgrenze = 100 ng/kg)

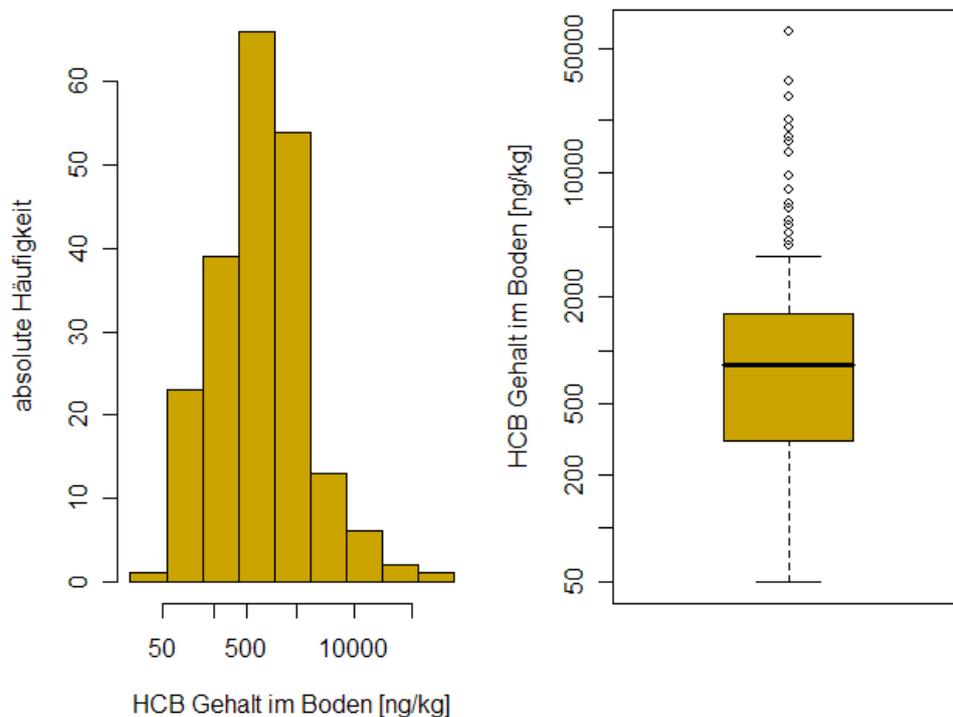


Abbildung 7.4.2-1: Verteilung der HCB-Gehalte in Bodenproben

Eine Auswertung der Daten hinsichtlich eines Zusammenhanges zwischen Boden-HCB und Kern-HCB bzw. zwischen gemessenen Bodenparametern und Kern-HCB ist im Kapitel 12 (Statistische Analysen und Modellentwicklung) gegeben.

7.4.3 Transferfaktoren

Transferfaktoren (in der Literatur oft auch als Biokonzentrationsfaktoren bezeichnet) errechnen sich aus der Konzentration eines Stoffes im Organismus dividiert durch die Konzentration im umgebenden Medium. Somit stellen Transferfaktoren ein Maß für die Aufnahme aus einem Umweltmedium und die Anreicherung einer Substanz im Organismus dar. Transferfaktoren können auch für einzelne Pflanzenorgane oder Gewebe berechnet werden. Dividiert man die HCB-Konzentration in den Kürbiskernen durch die HCB-Konzentration im Boden so erhält man eine Maß für die Anreicherung von Hexachlorbenzol in den Samen im Verhältnis zum HCB-Gehalt im Boden. Da Ölkürbispflanzen HCB in beträchtlichen Mengen nicht nur über die Wurzel sondern auch aus der Luft über die oberirdischen Pflanzenorgane aufnehmen (Ecker, 1991), sind die HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen als Summe aller Aufnahmepfade zu verstehen.

Eine ausführliche Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1998) listet eine Reihe von Studien auf, die Boden-Pflanze Transferfaktoren für HCB ermittelt haben. Untersucht wurden mehrheitlich Getreide und verschiedene Gemüsesorten. Die höchsten Transferfaktoren wurden wiederholt für unterirdische Pflanzenorgane (z.B. Karotten) oder für wenige Tage alten Versuchspflänzchen gefunden. Bei ausgewachsenen Pflanzen, die auf HCB-kontaminiertem Medium wuchsen, lagen die Transferfaktoren meist unter 1, nur selten darüber. Da in der Regel keine Korrelation von Bodengehalten zu Pflanzengehalten erkennbar ist, wurde von den Studienautoren eine wichtige Rolle des Transfers über die Luft vermutet.

Bei Ölkürbis wurden allerdings eine Korrelation zwischen HCB-Gehalt im Boden und in Pflanzen sowie deutlich höhere Boden-Kern-Transferfaktoren (Median: 21) beobachtet (Ecker 1991). Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen bestätigen die starke HCB-Anreicherung in Kürbiskernen. Der Median für die gemessenen Transferfaktoren liegt bei 27 und ist somit in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Ecker (1991).

Einen Überblick über die statistischen Kennwerte der in diesem Projekt ermittelten Transferfaktoren und ihre Verteilung sind in Tabelle 7.4.3-1 und Abbildung 7.4.3-1 gegeben. Da die Verteilung der Transferfaktoren stark schief ist, wird der Mittelwert stark von den wenigen extrem hohen Transferfaktoren beeinflusst. Daher ist der Median das geeignetere Maß um die mittlere Lage der Transferfaktoren zu charakterisieren. Auffallend ist die große Spannweite der im Rahmen dieses Projektes errechneten Transferfaktoren. Bei 14 Proben liegt dieser über 100 bei 16 Proben liegt er unter 10.

Tabelle 7.4.3-1: Statistische Kennwerte der ermittelten Transferfaktoren

Kennwert	Bodenprobenziehung 2006 (auf Basis der Kerndaten Ernte 2005) [µg/kg]	Bodenprobenziehung 2007 (auf Basis der Kerndaten Ernte 2006) [µg/kg]	Summe aus beiden Jahren [µg/kg]
Median	29	25	27
Maximum	603	440	603
Minimum	2	3	2
Mittelwert	53	40	46
Standardabweichung	81	57	
n	102	103	205

Generell konnte für keine der gemessenen Bodeneigenschaften ein Zusammenhang zur Höhe der Transferfaktoren,

und damit zur Aufnahmeintensität der Kürbispflanze, hergestellt werden. Lediglich für den Parameter Bodenschwere ließ eine deskriptive Datenauswertung vermuten, dass bei schweren Böden die Transferfaktoren tendenziell niedriger sind. Allerdings erwies sich dieser Zusammenhang nicht als statistisch signifikant (siehe Kapitel 12, Punkt 12.7.3.1). Auch eine qualitative Auswertung der Interviewdaten hinsichtlich Feldlage (z.B. Hangneigung, Exposition), Begrenzung der Felstücke, Bewirtschaftungsweise (z.B. Düngung), spezielle Bodenverhältnisse, Krankheiten, etc. ergab keine Erklärung für die große Spannweite bzw. für extrem hohe oder niedrige Transferfaktoren. Es sei darauf hingewiesen, dass klimatische Parameter in die vorliegenden Untersuchungen nicht mit aufgenommen wurden, da dies den Rahmen dieses Projektes bedeutend überschritten hätte.

Da kein Zusammenhang zwischen der Größe der Ackerfläche und den Schwankungen von Transferfaktoren gegeben ist, ist auch nicht davon auszugehen, dass die hohe Streuung bei den gefundenen Transferfaktoren auf eine eventuelle höhere Probenahmeungenauigkeit (z.B. ungleichmäßigere Verteilung der Einstiche über das Feld) bei größeren Flächen zurückzuführen ist (siehe Kapitel 11, Punkt 11.1.1).

Zusätzlich wurde ein Sorten-Screening durchgeführt, wobei jedoch kein Einfluss der Kürbissorte auf die Aufnahme und Anreicherung von HCB in Kürbiskernen gefunden wurde (siehe Kapitel 8). Basierend auf den Informationen aus Kapitel 9, ist kein Zusammenhang zwischen außerlandwirtschaftlichen HCB-Immissionen aus der Luft und hohen Transferfaktoren anzunehmen.

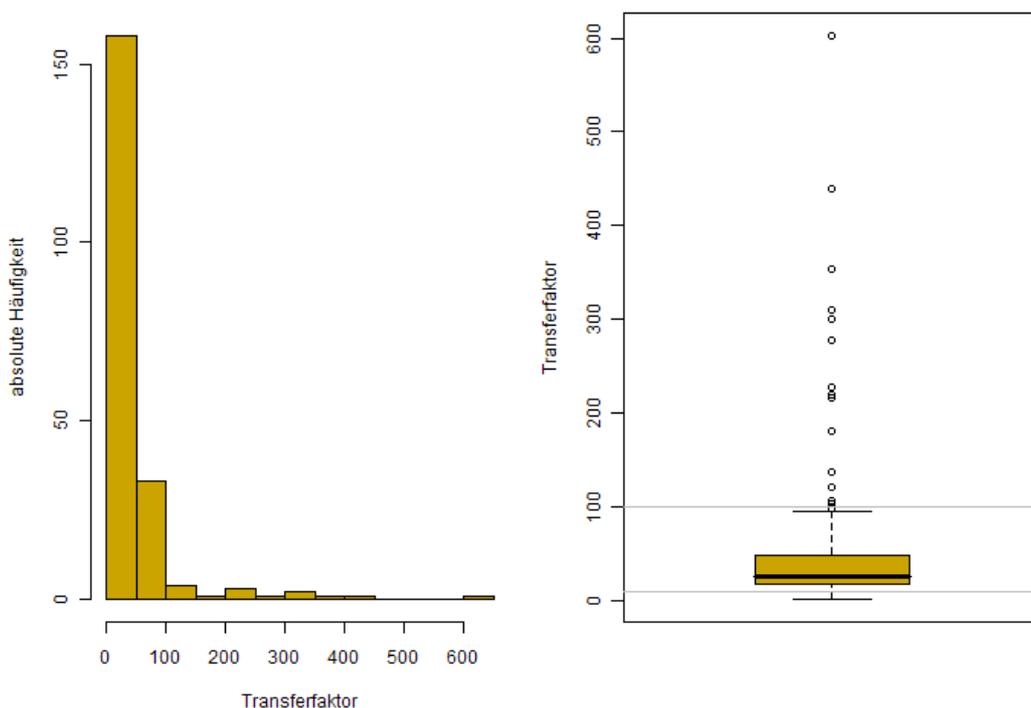


Abbildung 7.4.3-1: Verteilung der Transferfaktoren für den Transfer von HCB aus dem Boden in den Kern, Daten aus den Jahren 2005 und 2006

7.4.4 Möglicher HCB-Eintrag aus Holzschutzmitteln

Früher wurde Hexachlorbenzol auf Grund seiner fungiziden Wirkung auch Holzschutzmitteln beigelegt. Pentachlorphenol, ebenfalls ein Fungizid, wurde bis Mitte der 80er Jahre als Holzschutzmittel eingesetzt. Produktionsbedingt enthält Pentachlorphenol Verunreinigungen von Hexachlorbenzol, weswegen Holzschutzmittel auch als mögliche Quelle von HCB-Emissionen in Frage kommen. Inwieweit im Falle von Ackerflächen die

unmittelbare Nähe zu Bahnschwellen und Holzmasten einen zusätzlichen Eintrag an HCB darstellen kann ist nicht geklärt. Um einen unmittelbaren Eintrag zu erfassen, wurde auf einem Feld rund um einen darauf befindlichen Holzmasten beprobt.

Die Messergebnisse aus den Bodenproben in unmittelbare Nähe zu einem Strommasten sind in Tabelle 7.4.4-1 dargestellt.

Die HCB-Konzentration der Kürbiskernprobe von diesem Feld, beträgt 8 µg/kg Kerne, die HCB-Konzentration im Boden (Mischprobe über die gesamte Ackerfläche) beträgt 300 ng/kg Boden. Der daraus errechnete Transferfaktor (Konzentration Kern/Konz. Boden) beträgt 27.

Tabelle 7.4.4-1: HCB-Gehalte im Boden in 1, 3 und 10 m Entfernung von einem Strommasten

Gesamte Ackerfläche:	300 ng HCB/kg Boden
Kreis um Strommasten Radius 1 m:	100 ng HCB/kg Boden
Kreis um Strommasten Radius 3 m:	100 ng HCB/kg Boden
Kreis um Strommasten Radius 10 m:	100 ng HCB/kg Boden

Tendenziell sind die HCB-Konzentrationen rund um den Holzmasten sogar etwas niedriger als in der Mischprobe des gesamten Ackers. Geht man davon aus, dass die Belastung der Ackerfläche mit HCB aus früheren Anwendungen von HCB-hältigen Pflanzenschutzmittel beruht, so könnte das Ergebnis dahingehend interpretiert werden, dass die Ackerfläche in unmittelbarer Nähe rund um den Strommasten weniger intensiv für den Pflanzenschutz behandelt wurde als die restliche Fläche.

Der Verdacht von nennenswerten HCB-Einträgen aus mit Holzschutzmittel behandelten Strommasten auf Grund von direkter Erosion oder Auswaschung auf die unmittelbare Ackerfläche konnte nicht bestätigt werden. Der extrem hohe HCB-Gehalt im Boden eines Ackers (62 µg/kg) und der darauf gewachsenen Kürbiskerne (1 280 µg/kg), auf welchem sich mehrere Holzmasten befinden, scheint mit diesen nicht in Zusammenhang zu stehen.

8 Untersuchungen zum Sorteneinfluss

In Zusammenarbeit mit der Saatzucht Gleisdorf Ges.mBh und Co. KG (Am Tieberhof 33, 8200 Gleisdorf) wurde ein Sorten-Screening-Versuch mit Ölkürbis durchgeführt, um festzustellen ob sortenspezifische Unterschiede in der Aufnahmeintensität von HCB vorliegen. Dazu wurden die in Tabelle 8-1 aufgelisteten zwei Standorte ausgewählt. Tabelle 8-2 zeigt die wichtigsten Bodenparameter der untersuchten Ackerböden an den beiden Standorten.

Tabelle 8-1: Charakteristika der Standorte der Sorten-Screening-Versuche in der Steiermark

Prüfstandort	Politischer Bezirk	Höhenlage [m]	Mittl. Jahrestemp. [°C]	Mittl. Jahres-NS [mm]	Bodentyp
Gleisdorf	Gleisdorf	380	8.2	820	Pseudogley, mittelschwer bis schwer
Vogau	Leibnitz	250	8.9	907	Sandiger bis schottriger, leichter Lehmboden

NS...Niederschlag

Tabelle 8-2: Bodencharakteristika der Standorte für Sorten-Screening-Versuche

Standort	% Sand	% Schluff	% Ton	pH (CaCl ₂)	KAK (cmolc/kg)	% Humus	C/N	% CaCO ₃	N gesamt
Gleisdorf	23	61	16	6.0	14.2	2.7	9.6	0	0.17
Gleisdorf Standort "Sepp"	20	62	18	6.3	16.5	3.2	9.6	0	0.19
Vogau	43	46	11	5.4	7.7	2.8	11.7	0	0.14

Es wurden drei derzeit für den Anbau übliche Sorten ausgewählt, welche eine möglichst geringe genetische Verwandtschaft und möglichst große Variabilität in der Wuchsform aufweisen. Zusätzlich wurde eine vierte Sorte ausgewählt ("Sepp"), welche zwar in der Praxis momentan kaum mehr Bedeutung hat, die aber als einzige dem Wuchstyp "Buschform" zugeordnet werden kann. Eine Übersicht über die Merkmale der ausgewählten Ölkürbissorten gibt Tabelle 8-3.

An den beiden Standorten wurden jeweils innerhalb einer Fläche von ca. 0.9 ha pro Ölkürbissorte 3 Parzellen (also 3 "Wiederholungen") in der Größe von jeweils 7 m x 6.3 m angebaut. Für die Sorte "Gleisdorfer Ölkürbis" wurden 6 Parzellen angebaut (siehe Abbildung 8-1). Jede Parzelle umfasst 5 Reihen Ölkürbis. Die Parzellen der ausgewählten Sorten für das Screening befanden sich verstreut zwischen Parzellen von weiteren Ölkürbissorten. Eine Ausnahme bildete die Sorte "Sepp", welche aus Kapazitätsgründen bloß im Randbereich angebaut wurde. Am Standort Gleisdorf wurde diese Sorte auf ein zusätzliches Feld in unmittelbarer Nachbarschaft zu der Hauptfläche gesetzt (in der Skizze für den Standort Gleisdorf nicht mehr ersichtlich). Die Sorte "Sepp" ist derzeit nicht mehr Gegenstand der Untersuchungen der Saatzucht Gleisdorf und wurde daher ausschließlich für den Zweck dieses Projekts angebaut. Die Fläche, auf welcher die Mischprobe der Sorte "Sepp" genommen wurde betrug sowohl am Standort Gleisdorf als auch am Standort Vogau ca. 30 m². Für die übrigen Sorten wurden Kürbiskerne als Mischproben von jeder Parzelle entnommen.

Tabelle 8-3: Merkmale der ausgewählten Ölkürbissorten (alle unbeschalt)

Sorte	Sortentyp	Wuchstyp	Bemerkungen	Fruchtansatz	Abreife-Reihenfolge	Korntrag in rel. %	Fettgehalt in % (TRM)
Gleisdorfer Ölkürbis	Freiabblühend Populationsorte, daher Variationen	Rankenform sehr langtriebzig		1. Frucht in 1.5 m	2	100	47.4
Gleisdorfer Diamant	Hybrid	Rankenform mittellangtriebzig eher gestauchter Wuchs (rel. kurze Internodien)	Große Blätter aber blattärmer Nässe- unempfindlicher Hitze-empfindlicher rel. starke Fruchtwand	1. Frucht in 0,5 m (eher zentrumsnahe) "Zwillingsfrüchte" möglich vergleichsweise mehr Früchte	1	111	+0.2
Gleisdorfer Express	Hybrid	Rankenform langtriebzig	Späte Abreife Laubreich aber zarter trockenresistent trotz Turgorprobleme	1. Frucht in 1.5 m	3	131	+0.9
Sepp	Freiabblühend, Liniensorte (sehr homogen)	Buschform			3	78	+1.5

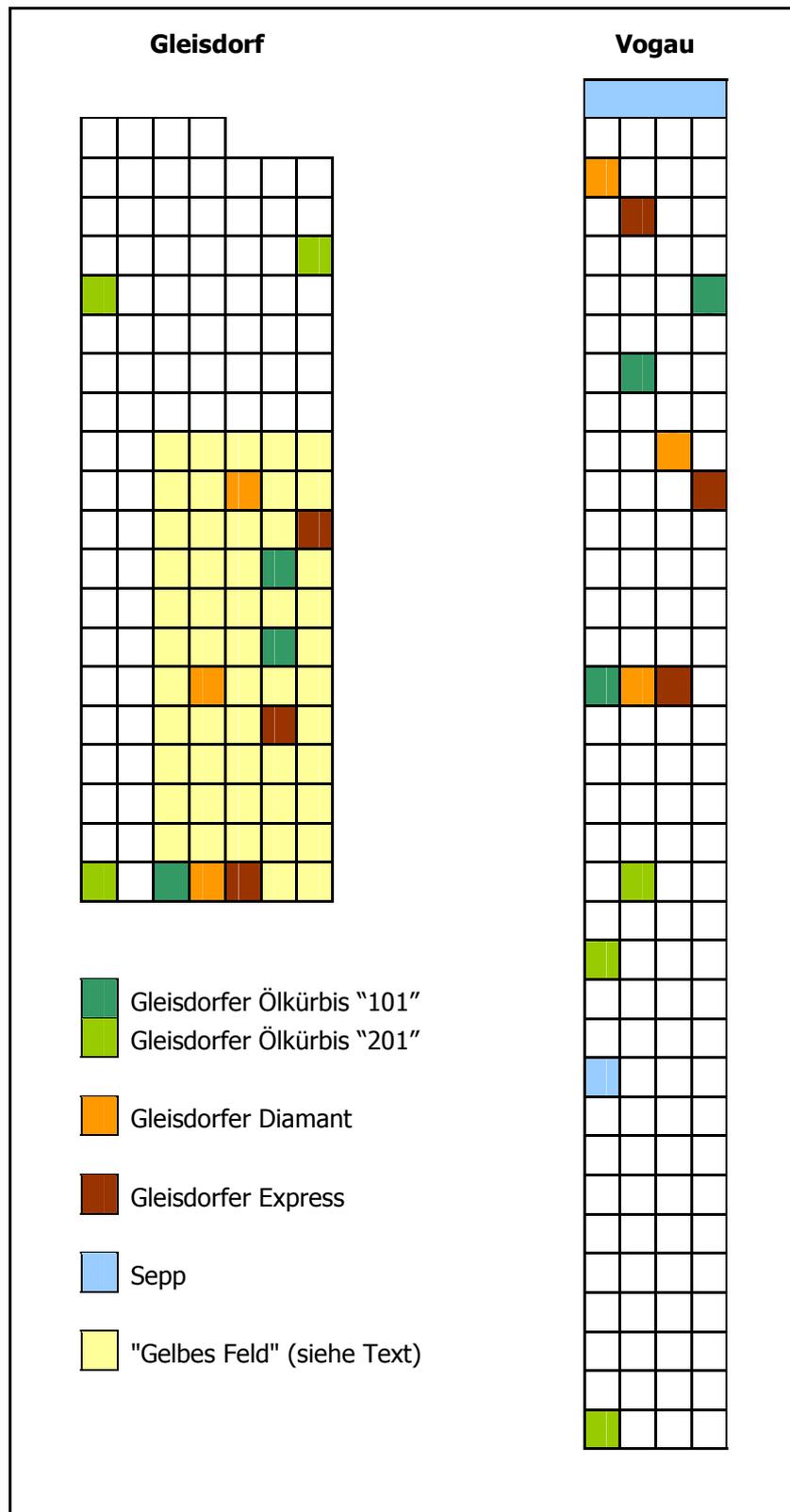


Abbildung 8-1: Symbolskizze der Versuchsfelder in Gleisdorf und Vogau (je ca. 0.9 ha), Rechtecke stellen einzelne Parzellen auf den Feldern dar

Von den beiden Feldern in Gleisdorf und Vogau wurden im Jahr 2006 Bodenproben gezogen (Mischproben über jeweils das ganze Feld) und die HCB-Konzentrationen gemessen. Der Standort der Sorte "Sepp" in Gleisdorf wurde zusätzlich beprobt. Um die Homogenität des Feldes in Gleisdorf bezüglich der HCB-Belastung zu prüfen, wurde innerhalb eines kleinen Ausschnittes, auf welchem die hier untersuchten Sorten gehäuft zu finden waren, zusätzlich eine Bodenmischprobe gezogen (= "Gelbes Feld" in Abbildung 8.1).

Methodik der Boden-Probenziehung:

Siehe Kapitel 7.2.

Analytik Boden:

Siehe Kapitel 7.3.

Nachdem auf diesen Feldern eine erhöhte HCB-Konzentration vermutet wurde, kam hier die Kalt-Extraktion zur Anwendung.

Analytik Kürbiskerne:

Die Analysen der Kürbiskerne wurden im Labor des Kompetenzzentrums Analytik (CC-RANA) der AGES durchgeführt. Folgendes Untersuchungsverfahren wurde verwendet: Bestimmung von Organochlorpestiziden, polychlorierten Biphenylen (PCB's) und einigen Phosphorsäureester-Pestiziden in Futtermitteln (PV_CC_VIE_RANA_317).

Nachweisgrenze: 5.0 µg/kg

Bestimmungsgrenze: 15.0 µg/kg

Ergebnisse:

Die Ergebnisse der Bodenanalysen sind in Tabelle 8-4 dargestellt.

Tabelle 8-4: HCB-Konzentrationen im Boden – Sorten-Screening

Standort	µg HCB/kg Boden (lufttrocken)	Bemerkung
Gleisdorf	0.81	
Gleisdorf Standort "Sepp"	0.79	Boden verdichtet
Gleisdorf "Gelbes Feld"	0.81	
Vogau	0.84	

Wie der Tabelle zu entnehmen ist, weisen die Bodenproben keine Streuung in den HCB-Konzentrationen auf. Die HCB-Konzentration in den Böden beträgt durchwegs 0.8 µg/kg Boden (lufttrocken) und liegt somit im mittleren Konzentrationsbereich der innerhalb dieses Projektes gemessenen HCB-Konzentrationen in Ackerböden.

Die Ergebnisse der Kürbiskernanalysen sind in Table 8-5 dargestellt. Die jeweils drei Wiederholungen (Parzellen) einer Sorte wurden jeweils zu einer Mischprobe für die HCB-Analyse zusammengefasst. Für die Sorte "Gleisdorfer Ölkürbis" wurden Mischproben aus 2 x 3 Parzellen (Wiederholungen) entnommen.

Nachdem sich die Werte für die Mischproben nur gering unterschieden, wurde auf die Analyse der Einzelproben (also Mischproben aus einzelnen Parzellen) verzichtet.

Die HCB-Konzentrationen in den Kürbiskernen liegen mit 2 Ausnahmen unter dem Grenzwert von 50 µg/kg. Auf Grund der relativ homogenen HCB-Konzentrationen sowohl in den Bodenproben als auch in den Kernproben ergibt sich eine geringe Streuung der Transferfaktoren (= Konz. im Kern/Konz. im Boden) im Verhältnis zu den im Zuge des Bodenmonitorings gefundenen Transferfaktoren. Die hier gefunden Werte liegen zwischen 41 und 63. Ein etwas geringerer Wert von 19 findet sich beim "Gleisdorfer Ölkürbis" („201“) in Vogau. Der Mittelwert aller Transferfaktoren aus dem Sorten-Screening-Versuch beträgt 45 und ist in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Bodenmonitoring (siehe Kapitel 7.4).

Tabelle 8-5: HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen, Sorten-Screening

Kürbissorte	µg HCB/kg Kerne ^a		Transferfaktoren	
	Gleisdorf	Vogau	Gleisdorf	Vogau
"Gleisdorfer Ölkürbis" („101")*	42.0 ± 10.1	53.0 ± 12.7	52	63
"Gleisdorfer Ölkürbis" („201")*	37.0 ± 8.9	16.0 ± 3.8	46	19
"Gleisdorfer Diamant"	41.0 ± 9.8	36.0 ± 8.6	51	43
"Gleisdorfer Express"	39.0 ± 9.4	35.0 ± 8.4	48	42
"Sepp"	32.0 ± 7.7	53.0 ± 12.7	41	49

^a Mittelwert ± Standardabweichung aus 2 Messwiederholungen

* jeweils Mischprobe aus 3 Parzellen

Schlussfolgerungen:

In einem Sorten-Screening mit 4 verschiedenen Ölkürbissorten konnten keine Unterschiede zwischen den Sorten bezüglich ihrer HCB-Aufnahme festgestellt werden.

9 HCB in der Umwelt

Dieses Kapitel behandelt die gemessenen Konzentrationen in der Umwelt und die möglichen Immissionen von HCB auf Ackerflächen und auf die Kürbispflanze selbst, die nicht aus direktem Eintrag durch landwirtschaftliche Aktivitäten stammen. Mögliche Eintragspfade, wie HCB über die Luft (Industrie und Kleinfeuerungsanlagen), über Niederschläge sowie über Ausbringung von Kompost, Klärschlamm oder Gärrückstände aus Biogasanlagen, sind zusammengestellt. In welcher Größenordnung der Neueintrag im Vergleich zu vorhandenen Konzentrationen im Boden (Hintergrundkonzentration) und in anderen Umweltmedien liegt, wird in der zusammenfassenden Bewertung evaluiert.

9.1 Konzentrationen in der Umwelt

HCB wurde in verschiedenen Böden, Gewässern und Sedimenten sowie in der Luft nachgewiesen. Im Folgenden sind Daten, die dem Umweltbundesamt vorliegen, sowie die Ergebnisse einer Literaturrecherche zusammengestellt.

9.1.1 Böden

Eine Reihe von Studien aus Österreich und Deutschland untersuchten die Konzentrationen von Hexachlorbenzol in Böden an verschiedenen Standorten. In Tabelle 9.1.1-1 sind die HCB-Konzentrationen in Ackerböden, in der Tabelle 9.1.1-2 sind die Werte der Grünlandböden und anderer Böden zusammengestellt, inklusive der HCB-Konzentrationen der 205 Bodenproben dieses Projektes zum Vergleich.

Ein Teil der Werte sind dem Bodeninformationssystem **BORIS** des Umweltbundesamtes entnommen. BORIS macht durch Datenharmonisierung und Aufbereitung Informationen über den Zustand der Böden Österreichs und deren Belastung mit Schadstoffen vergleichbar, führt diese zusammen und stellt sie bereit. Das Ziel ist, auf Informationen über Zustand, Belastung und Belastbarkeit unserer Böden für verschiedenste Fragestellungen jederzeit zurückgreifen zu können. Derzeit stellt BORIS mehr als 1.5 Mio. Datensätze zu mehr als 10 000 Standorten in Österreich für verschiedene NutzerInnengruppen bereit (siehe www.borisdaten.at).

Durch BORIS stehen ursprünglich heterogene Datensätze einzelner Untersuchungen, auch z.B. für österreichweite Auswertungen, zur Verfügung. Insbesondere die umfassenden Datensätze der Bodenzustandserhebungen der Bundesländer sind eine wichtige Datengrundlage, die in BORIS integriert ist. Die Daten wurden auf methodische Unterschiede geprüft und vergleichbar gemacht.

Messungen von HCB-Gehalten in Böden finden sich in den Erhebungen Oberösterreichs, Kärntens und der Steiermark und sind in den Tabellen gelistet.

Die Abbildung 9.1.1-1 macht deutlich, dass die aus Ackerböden berichteten Konzentrationen meist wesentlich höher liegen als die Werte aus Grünlandböden. Die direkte Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Studien wird allerdings durch methodische Inkonsistenzen erschwert. Wertvoll sind aber in diesem Zusammenhang die Daten der oberösterreichischen Bodenzustandsinventur. Hier wurde ein starres Rasternetz mit einem Messpunkteabstand von 2.75 km über das Bundesland gelegt. Insgesamt wurden 439 Äcker und 441 Grünlandböden (inklusive sonstiger Nutzung) beprobt. Die Proben wurden im Acker aus einer Tiefen von 0 – 20 cm und im Grünland aus 0 – 5 cm bzw. 5-10 cm geworben. An 280 Proben wurde HCB gemessen. Die statistische Auswertung zeigte, dass ein hoch signifikanter Unterschied zwischen Acker- und Grünlandböden besteht. Die Gehalte der Ackerböden liegen signifikant höher (Umweltbundesamt 2003) (siehe auch Abbildung 9.1.1-1).

Die höhere Belastung der Ackerstandorte wird auf die in der Vergangenheit erfolgte Applikation HCB-haltiger Pflanzenschutzmittel zurückgeführt. Aufgrund der Durchmischung der Ackerböden bei der Bodenbearbeitung werden Oberflächeneinträge "verdünnt", und Hintergrundbelastungen sollten in Äckern daher in geringerem Maß feststellbar sein als im Grünland. Höhere Rückstände in Äckern weisen daher auf spezielle Einträge auf diesen Flächen hin. Da HCB sehr flüchtig und persistent ist, wird diese Chemikalie weltweit über die Luft verfrachtet (siehe Punkt 9.1.3).

Es ist daher nicht verwunderlich, dass sogar in entlegenen Waldgebieten auf 1400 m Seehöhe HCB in der Streuauflage eines Fichtenwaldes nicht nur nachweisbar, sondern auch in einer Konzentration bis 3 µg HCB/kg Streu gemessen wurde (Details siehe MONARPOP, Punkt 9.1.3).

Die Messwerte von Böden aus Siedlungsgebieten streuen sehr stark. Der höchste Messwert von 63.5 µg HCB/kg, der mit den höchsten im vorliegenden Projekt gemessenen Konzentrationen vergleichbar ist, stammt aus einem Grünlandboden mitten in Linz (Amt der OÖ Landesregierung, OÖ Bodenzustandsinventur 1993). Wodurch diese hohe lokale Belastung zustande gekommen ist, wäre Gegenstand einer eigenen Untersuchung.

Die Datensätze aus BORIS wurden auch auf Korrelationen der HCB-Gehalte im Boden mit dem entsprechenden Humusgehalt, Tongehalt, sowie pH-Wert geprüft. Für alle drei Wertepaare konnte kein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. Die Belastung scheint von diesen Bodenparametern also nur gering beeinflusst zu werden.

Vorangegangener Kürbisanbau als Entzugsfaktor spielt ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle. Mit einer Ernte von 600 kg Kerne/ha, und einem Gehalt von 20 µg HCB/kg Kerne würden 12 mg/ha mit einer durchschnittlichen Ernte entzogen. Dies steht einem geschätzten Bodengehalt von durchschnittlich ca. 2 500 mg HCB/ha lediglich eines 0.5 % Jahresentzugs dar. (Annahmen: 1 µg HCB/kg Boden; Boden mit angenommenen 1.25 g/cm³ und 20 cm Tiefe: 2.5 x 10⁶ kg Boden/ha, und damit 2.5 g HCB/ha).

Welche potentielle Rolle die Einträge über die Luft aus anderen nicht-agrarischer Quellen spielen können, wird im Kapitel 9.2 "Emissionen und Einträge" und in der zusammenfassenden Bewertung (Punkt 9.3) diskutiert.

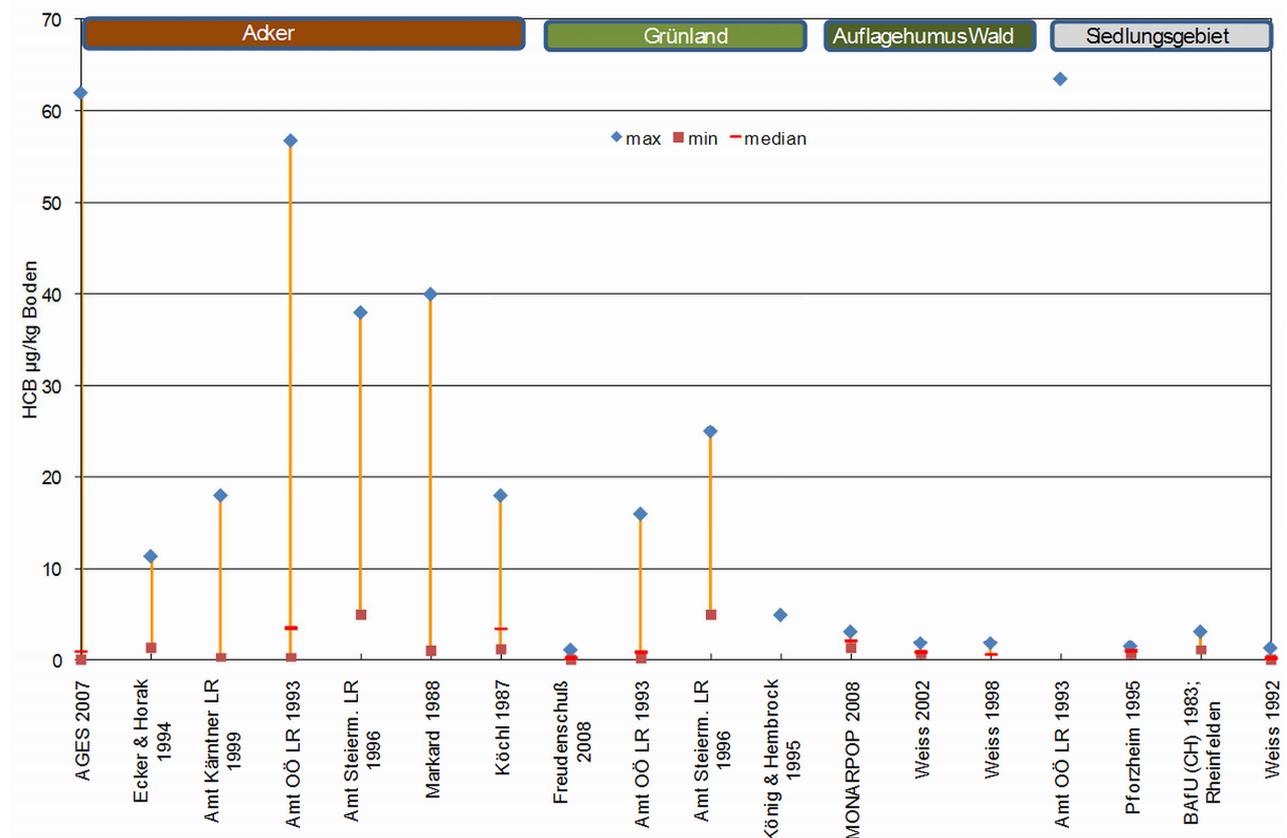


Abbildung 9.1.1-1: Vergleich der HCB-Konzentrationen in Böden mit verschiedenen Nutzungen. Ackerböden zeigen meist höhere Werte als Grünland und andere

Tabelle 9.1.1-1: Gehalte an HCB in Ackerböden: Daten der Untersuchung aus diesem Projekt und Vergleichsdaten aus der Literatur

Land, Ort	n	Wertebereich µg HCB/kg	Median MW	µg HCB /kg	Standort/Nutzung	Quelle
Kürbisbaugebiete Österreich	205	n.n. (0.1) - 62	Median MW	0.83 2.1	Ackerböden mit Ökürbisbau	Vorliegender Bericht Probenziehung 2006, 2007
Österreich		1.3 – 11.4			Ackerböden mit Ökürbisbau	Ecker & Horak (1994)
Österreich, Kärnten	100	< 0.3 – 18	MW	2.69	Ackerflächen	Amt der Kärntner Landesregierung (1999), Bodenzustandsinventur
Österreich, OÖ	165	< BG – 56.8	Median MW	3.60 6.45	Acker	Amt der o.ö. Landesregierung (1993), Bodenzustandsinventur
Österreich, STMK	6	5 – 38			Acker	Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1991-1996)
Österreich, Marchfeld		1.2 - 18	MW	3.5	Acker	Köchl (1987), zitiert nach Weiss (1992)
Deutschland		2 – 50			Acker mit Klärschlammver- wendung	Markard (1988), zitiert nach Weiss (1992)
Deutschland		1 - 40			Acker ohne Klärschlamm	Markard (1988), zitiert nach Weiss (1992)

n: Stichprobenumfang, MW: Mittelwert, BG: Bestimmungsgrenze

Tabelle 9.1.1-2: Gehalte an HCB in *Grünland- und anderen Böden*: Daten der Untersuchung aus diesem Projekt und Vergleichsdaten aus der Literatur

Land/ Ort	n	Wertebereich µg HCB/kg	Median MW	µg HCB/kg	Standort/ Nutzung	Quelle
Kürbisanbaugebiete Österreich	205	n.n.(0.1) - 62	Median MW	0.83 2.1	Ackerböden mit Ölkürbisanbau	Vorliegender Bericht Probenziehung 2006, 2007
Österreich (ST, OÖ, BL, KT)	14	<0,037 – 1,1 (0-5 cm und 5-10 cm)	Median	0.090	Dauergrünland ohne bekannte lokale Belastungen	Umweltbundesamt (2008a)
Österreich, Oberösterreich	115	0.20 – 16	Median MW	0.75 1.75	Grünland	Amt der o.ö. Landesregierung (1993), Bodenzustandsinventur
Österreich, Steiermark	4	5 – 25			Grünland	Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1991–1996)
Niedersachsen		< 5			Grünland, ohne bekannte lokale Belastungen	König und Hembrock (1989), zitiert nach Weiss (1992)
Deutschland	108		MW	5	Dauergrünland	Seibold (1986), zitiert nach Weiss (1992)
Österreich, Alpenraum Fichtenwald auf 1400 m	17	1.34–3.19	Median	2.1	Humusauflage, Bergwald und Hochgebirge; ohne bekannte lokale Belastungen	Endbericht in Vorbereitung, Interreg III B project MONARPOP (Weiss et al.)
Österreich und Slowenien, Wald	~10-15	0.6-1.9	Median	0.8	Humusauflage; ohne bekannte lokale Belastungen	Weiss (2002)
Österreich, Wald	25	n.n. – 1.9	Median	0.5	Humusauflage; ohne bekannte lokale Belastungen	Weiss (1998)
Schweiz		0.15 – 0.5			Hintergrundwerte	Bundesamt für Umweltschutz CH (1983), zitiert nach Weiss (1992)
Österreich, Stadtgebiet Linz	1	63,5			Grünland im Siedlungsgebiet	Amt der o.ö. Landesregierung (1993), Bodenzustandsinventur
Deutschland, Pforzheim	38	90%: < 6.3	Median	0.6 – 1.5 je nach Nutzung	Siedlungsbereich und Umgebung	Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (1995) Bodenzustandsbericht
Schweiz, Rheinfelden		1.1 – 3.2			Siedlungsgebiet	Bundesamt für Umweltschutz CH (1983), zitiert nach Weiss (1992)

n: Stichprobenumfang, MW: Mittelwert, BG: Bestimmungsgrenze

9.1.2 Gewässer und Sedimente

Da HCB nur sehr gering wasserlöslich ist, sind keine hohen Konzentrationen in der wässrigen Phase von Gewässern zu erwarten. Die umfangreiche Zusammenstellung des IPCS (International Program on Chemical Safety, 1997) gibt einen Wert generell unter 1 ng/L für Süßwasser in Europa und Nord Amerika an.

HCB bindet stark an organisches Substrat, wodurch es im Sediment und in den suspendierten organischen Partikeln durchaus zu nennenswerten Anreicherungen kommen kann. Die Variationsbreite der Messungen ist sehr hoch.

In Deutschland wurde das Sediment des Rheins und der Elbe mehrfach beprobt. Die Messungen lagen im Bereich von 1 mg/kg bis 500 mg/kg Trockengewicht (BUA 1994, zitiert nach IPCS 1997).

In Österreich gibt es nur wenige Nachweise von HCB in messbaren Konzentrationen in Wasser und Sedimenten.

Donaubefahrung / Joint Danube Survey

Im Jahre 2007 wurde im Rahmen der internationalen Flussexpedition "Joint Danube Survey" an der Donau an insgesamt 95 Untersuchungsstellen die Qualität des Wassers, der Sedimente und Schwebstoffe sowie die biologische Besiedelung geprüft. Organisiert wurde die weltweit größte wissenschaftliche Flussexpedition im Jahr 2007 von der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau (IKSD). Ziel der IKSD ist die Umsetzung des Donauschutz-Übereinkommens und die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.

Ein Teil der Analysen, die nicht in den Schiffslabors untersucht wurden, wurden in Österreich im Umweltbundesamt durchgeführt. Im Auftrag des Lebensministeriums und der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau wurden im Umweltprüflabor Wasser-, Sediment-, Biota- und Schwebstoffproben auf die Stoffgruppen Organozinnverbindungen und Organochlorverbindungen untersucht.

An 11 Stellen wurden in Österreich Proben der Schwebstoffe entnommen. Bei allen Proben war die HCB-Konzentration unter der Nachweisgrenze (1 µg/kg Trockensubstanz bei 105°C getrocknet).

Sedimentproben wurden an 17 Stellen entnommen. Auch hier wurden keine HCB-Konzentrationen über der Nachweisgrenze (wie oben) gefunden.

9.1.3 Luft

HCB ist weit verbreitet in der Umgebungsluft und ist in geringen Konzentrationen ubiquitär vorhanden.

Durchschnittliche Konzentrationen an HCB wurden weltweit - Norwegen, Schweden, Deutschland, USA, Kanada, sowie in der Arktis und der Antarktis - im Bereich von 0.04 bis 0.6 ng/m³ gemessen (umfangreiche Literatursammlung in IPCS 1997).

Im Allgemeinen ist die Konzentration von HCB im vergleichbaren Bereich, unabhängig ob in urbanen, ländlichen oder abgelegenen Messstellen Proben genommen wurden (IPCS 1997). Dies spiegelt die Persistenz und den weiträumigen Transport dieser persistenten organischen Chemikalie wieder.

Manche Chemikalien, darunter auch HCB, zeigen eine Kombination an Giftigkeit, Langlebigkeit und Potential, sich in der Umwelt und der Nahrungskette anzureichern. Das sogenannte ‚dreckige Dutzend‘ POPs (Persistente organische Verbindungen) wurde in der UNEP Stockholm Konvention (2004) erfasst. Der Alpenraum ist eine Hauptsenke für weiträumig verfrachtete persistente organische Verbindungen, da die Alpen eine Barriere für die atmosphärische Langstreckenverfrachtung bilden.

Noch vor Abschluss der UN Verhandlungen zur Stockholm Konvention wurde in Österreich ein einzigartiges international vernetztes Monitoring Projekt gestartet, um den Eintrag und die Belastung durch POPs im Alpengebiet zu quantifizieren. Die Ergebnisse sind nun ein wichtiger Beitrag zur Umsetzung der internationalen UN Konvention.

Das Monitoringnetzwerk **MONARPOP** (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and Other Organic Pollutants) ist in Kooperation mit den Nachbarn Deutschland, Italien, Schweiz und Slowenien entstanden, wodurch eine fast vollständige Abdeckung des Alpenraums gegeben ist. Neben POPs wurden einige weitere organische Substanzen analysiert. Gemessen wurde die Kontamination von Waldökosystemen an 40 Hintergrundstandorten, an

denen die wesentliche Belastung nicht vor Ort entsteht, sondern aus größerer Entfernung über die Luft antransportiert wird. Weiters wurden die Schadstoffgehalte von Luft und Deposition auf drei Berggipfeln (Sonnblick in Österreich, Zugspitze in Deutschland, Weißfluhjoch in der Schweiz; siehe Foto Abbildung 9.1.3-1) erfasst. Eine weltweite Novität von MONARPOP war die zwischen Herkunftsregionen trennende Luftprobenahme, die automatisch über tagesaktuelle Wetterprognosen angesteuert wird. So kann der Einfluss verschiedener europäischer Regionen auf den POP-Gehalt der Bergluft untersucht werden. Ebenfalls erstmalig waren Ausdehnung und Dichte des Messnetzes, mit dem markante geografische Unterschiede in der Belastung des Alpenraums nachgewiesen werden konnten.

Weitere Informationen: www.monarpop.at



Abbildung 9.1.3-1: Bei MONARPOP verwendete Depositionssammler für den Einsatz unter hochalpinen Bedingungen

Tabelle 9.1.3-1: MONARPOP Ergebnisse für HCB

Medium	Lage (Seehöhe)	n	Minimum	Median	Maximum
Deposition aus der Luft über jeweils drei Monate	Sonnblick (3106 m)	6	2.01 pg HCB/m ² /d	4.48 pg HCB/m ² /d	5.35 pg HCB/m ² /d
Fichtennadeln halbjährig	Transsekt (1400 m)	38	0.032 µg/kg	0.076 µg/kg	0.154 µg/kg
Humusauflage	(ca. 1400 m)	17	1.34 µg/kg	2.10 µg/kg	3.19 µg/kg

Wälder stellen besondere Senken für eine Vielzahl an luftbürtigen Schadstoffen dar. Nadelwälder in Bergregionen reichern persistente, organische Verbindungen durch ihre raue Kronenschicht, die wachsartige Nadeloberfläche, die POPs effektiv aus der Luft zu filtern und zu binden vermag, und durch den Waldboden, der reich an organischem Material ist, an.

9.1.3.1 Nasse Deposition

Die nasse Deposition spielt mengenmäßig eine untergeordnete Rolle: Götz und Sattelberger (1998) maßen 1991 - 1994 die HCB-Konzentrationen im Niederschlag monatlich an verschiedenen Beobachtungsstandorten in Österreich (auch an Hintergrundstandorten). Zumeist lagen die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze von 0.001 –

0.004 µg/L; 1992 waren in sieben Monaten Konzentrationen von <0.005 µg/L nachweisbar, zwei davon bei 0.014 und 0.09 µg/L. Dieser Maximalwert würde eine Fracht von einigen hundert mg/ha nahe legen, ist jedoch höchstwahrscheinlich als "Ausreißer" zu beurteilen. In den meisten Monaten wurden sehr geringe Konzentrationen gemessen. Die geringe Wasserlöslichkeit von HCB kommt hier zum Tragen.

9.1.4 Biota

HCB wurde in vielen Wirbellosen Tieren, Fischen, Reptilen, Vögel und Säugetieren in der ganzen Welt nachgewiesen (IPCS 1997). Höhere Konzentrationen an HCB wurden in Tieren gefunden, die in der Nahrungspyramide weiter oben stehen. Der Gehalt an HCB war z.B. in Raubvögeln höher als in Fischen und Muscheln (IPCS 1997). Environment Canada konnte die Bioakkumulation in der Nahrungskette bei Vögeln nachweisen (Environment Canada 1991).

9.2 Emissionen und Einträge

9.2.1 HCB-Emissionen nach der österreichischen Luftschadstoffinventur

HCB entsteht als unerwünschtes Nebenprodukt oder als Schadstoff bei Chlorierungsprozessen, bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse und bei thermischen Prozessen.

Die Emissionen aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse werden auf Grund der angewendeten Verfahren als gering eingestuft. Da in Österreich seit 1993 keine für die HCB Bildung relevanten Produkte (z.B. Pflanzenschutzmittel) mehr hergestellt werden, bzw. die Produktion stark zurückgegangen ist (Perchlorethylen), kommt diesem Emissionspfad keine Bedeutung mehr zu.

Durch das Inkrafttreten der Verbotsverordnung bestimmter gefährlicher Stoffe in Pflanzenschutzmittel (BGBl. Nr. 97/1992) wurde die Herstellung, Anwendung, und das in Verkehr setzen u.a. zahlreicher chlorhaltiger Pflanzenschutzmittelwirkstoffe verboten. Mit diesem Gesetz wurde auch Hexachlorbenzol als Pflanzenschutzmittel verboten. Seit 1993 ist somit mit keiner nennenswerten und beabsichtigten HCB-Freisetzung aus der Neuanwendung von Pestiziden zu rechnen (Hübner 2001). Zusätzlich sei erwähnt, dass bereits seit 1988 in Österreich Pflanzenschutzmittel mit HCB als Wirkstoff nicht mehr zugelassen sind.

Durch diese Umstände kommt den Emissionen aus thermischen Prozessen relativ gesehen größere Bedeutung zu.

Für die Emissionen von HCB aus thermischen Prozessen sind in Österreich keine gesetzlichen Grenzwerte vorgeschrieben. In der Literatur werden die Ergebnisse von Messungen bei Hausmüll- und Sondermüllverbrennungsanlagen, Zementanlagen, Anlagen zur Verbrennung von Altölen, Kleinf Feuerungsanlagen (darunter sind häusliche Verbrennungsquellen zusammengefasst) und je einer Anlage zur Sekundärkupfererzeugung und Sekundäraluminiumerzeugung angeführt (Hübner, 2001).

Die Messergebnisse lassen einen Zusammenhang zwischen PCDD/F-Emissionen (Dioxine und Furane) und HCB-Emissionen als sehr wahrscheinlich erscheinen, das Verhältnis HCB zu PCDD/F (als I-TEF: internationale Toxizitätsäquivalente) wird mit 50-1 000 angegeben. Daher werden thermischen Prozessen, bei denen nur geringe PCDD/F Emissionen entstehen (z.B. Öl-, Kohle-, Gaskraftwerke, Laugenverbrennungskessel der Zellstoffindustrie, Zementdrehrohröfen), oder bei denen die Emissionen durch sekundäre Maßnahmen (das sind z.B. Aktivkohlefilter, Staubfilter, SCR-Anlagen) effizient gemindert werden (z.B. Abfallverbrennungsanlagen, Sinteranlagen), nur geringe HCB Emissionen zugeschrieben.

Die in der österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI) (Umweltbundesamt 2006a und 2006b) für bestimmte Emittentengruppen ausgewiesenen Emissionen von HCB sind das Ergebnis der Multiplikation von Aktivitätszahlen (z.B. Energieeinsatz in Terrajoule (TJ)) und aktivitätsspezifischen Emissionsfaktoren (z.B. g HCB/TJ Energieeinsatz). Eine Zusammenfassung der HCB Emissionen relevanter Emittentengruppen in Österreich finden sich in den Tabellen 9.2.1-1 und 9.2.1-2. Die Qualität der verfügbaren Emissionsfaktoren und Aktivitätszahlen ist generell mit großen Unsicherheiten behaftet, da von den verfügbaren Messergebnissen auf den gesamten Anlagenbestand in Österreich hochgerechnet werden muss. Dementsprechend ist die Datenlage dort am Besten, wo Messergebnisse vorliegen und der Anlagenbestand relativ gering ist (z.B. bei der Abfallverbrennung oder bei Zementanlagen). In vielen anderen

Fällen wurden Emissionsfaktoren auf Basis des Verhältnisses der PCDD/F-Emissionen zu HCB Emissionen errechnet (z.B. für Kleinf Feuerungsanlagen, die sekundäre Aluminiumerzeugung, Sinteranlagen oder die sekundäre Kupfererzeugung). Hier ist die Datenunsicherheit entsprechend groß (Hübner, 2001).

Im Jahr 2004 wurden 44.8 kg HCB emittiert (Abbildung 9.2.1-1, Details siehe Tabelle 9.2.1-1 und 9.2.1-2). Hauptverantwortliche Quellkategorie sind die Kleinf Feuerungsanlagen (häusliche Verbrennungsquellen) mit 88.7 %, gefolgt von thermischen Prozessen in der metallurgischen Industrie (v.a. Sinteranlagen) mit 9 %. Der Anteil aller anderen Quellkategorien incl. Emissionen aus Pestizidproduktion und Anwendung wird mit unter 1 % angegeben.

Tabelle 9.2.1-1: Zusammenfassung der HCB-Emissionen relevanter Emittentengruppen in Österreich – Teil 1 (Umweltbundesamt, 2006a und b; Berechnungen des Umweltbundesamt)

Quellkategorien Teil II	2004 [kg HCB]	2010 [kg HCB]
Abfallverbrennungsanlagen, einschließlich Anlagen zur Mitverbrennung von Siedlungsabfällen, gefährlichen Abfällen, Abfällen aus dem medizinischen Bereich oder Klärschlamm	0.196	0.282
Mit gefährlichen Abfällen befeuerte Zementöfen*	0.016	0.020
Zellstoffproduktion unter Verwendung von elementarem Chlor oder von Chemikalien, bei denen elementares Chlor erzeugt wird, für Bleichzwecke **	0.000	0.000
Folgende thermische Prozesse in der metallurgischen Industrie:		
(i) Sekundärkupferproduktion	0.090	0.166
(ii) Sinteranlagen in der Eisen- und Stahlindustrie	3.261	3.863
(iii) Sekundäraluminiumproduktion	0.665	0.907
(iv) Sekundärzinkproduktion	NR	NR
Gesamt (Teil II)	4.230	5.211

* Gesamt PCDD/F-Emissionen der österreichischen Zementöfen

** nur Prozessemissionen; PCDD/F-Emissionen aus Verbrennungsprozessen werden bei den relevanten Quellkategorien des Teil III betrachtet.

NR: nicht relevant (in Österreich nicht vorhanden).

Tabelle 9.2.1-2: Zusammenfassung der HCB Emissionen relevanter Emittentengruppen in Österreich – Teil 2 (Umweltbundesamt, 2006a und b; Berechnungen des Umweltbundesamt)

Quellkategorien Teil III	2004 [kg HCB]	2010 [kg HCB]
Offene Verbrennung von Abfall, einschließlich Verbrennung auf Deponien*	0.043	0.043
In Teil II nicht genannte thermische Prozesse in der metallurgischen Industrie	0.016	0.016
Häusliche Verbrennungsquellen	39.722	39.509
Mit fossilen Brennstoffen befeuerte Kesselanlagen von Versorgungs- und Industrieunternehmen	0.192	0.147
Feuerungsanlagen für Holz und sonstige Biomassenbrennstoffe	0.250	0.426
Spezifische chemische Produktionsprozesse, bei denen unbeabsichtigt gebildete persistente organische Schadstoffe freigesetzt werden, insbesondere bei der Produktion von Chlorphenolen und Chloranil	NV	NV
Krematorien	0.015	0.032
Kraftfahrzeuge, insbesondere bei Verbrennung von verbleitem Ottokraftstoff	0.300	0.258
Tierkörperbeseitigung	NV	NV

Quellkategorien Teil III	2004 [kg HCB]	2010 [kg HCB]
Färben (mit Chloranil) und Endbehandlung (durch alkalische Extraktion) von Textilien und Leder	NV	NV
Schredderanlagen zur Behandlung von Altfahrzeugen	NV	NV
Kupferkabelverschmelzung	NV	NV
Altölaufbereitungsanlagen	NV	NV
Gesamt (Teil III)	40.538	40.432

* ohne Brände (einschließlich Deponiebrände)
 NV: nicht verfügbar.

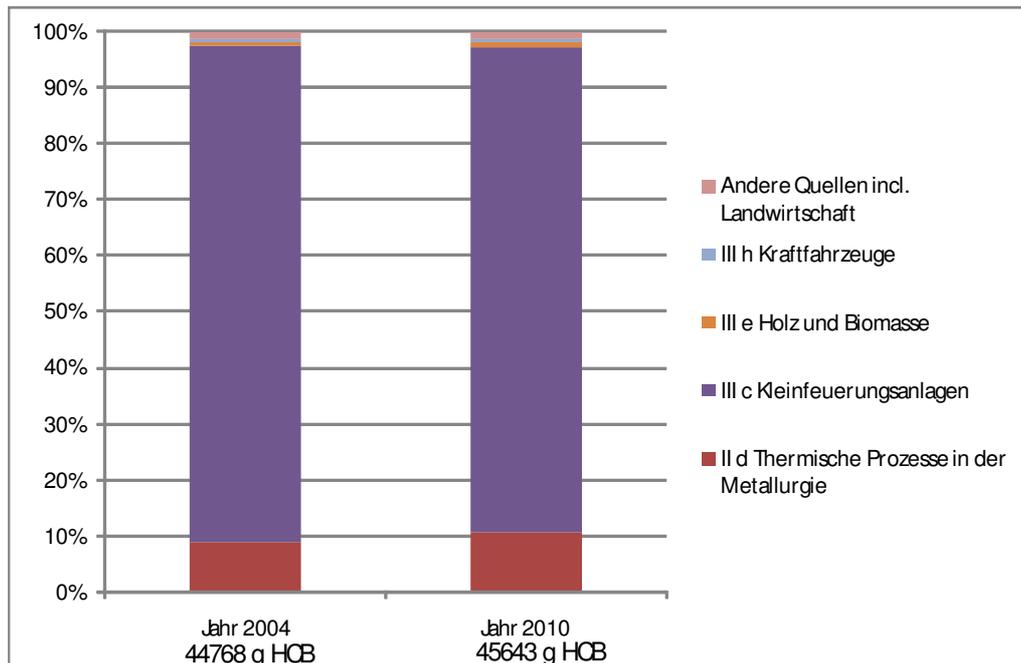


Abbildung 9.2.1-1: Relevante Quellkategorien für HCB (WIFO 2005, Umweltbundesamt 2006 a und b, eigene Berechnung)

In der ersten Hälfte der 1990er Jahre konnte die Gesamtemission um knapp 40 % auf ca. 50 kg HCB pro Jahr und bis 2004 weiter auf 44.8 kg gesenkt werden (Abbildung 9.2.1-2).

Gemäß der Emissionsprognose für das Jahr 2010 werden die Gesamtemissionen an HCB auf 45,6 kg steigen. Dies beruht auf Kapazitätserweiterungen in der metallurgischen Industrie, der Anteil dieser Quellkategorie an den Gesamtemissionen wird auf 10.8 % steigen, der Anteil der Kleinfeuerungsanlagen (häusliche Verbrennungsquellen) wird geringfügig sinken (auf 86.8 %).

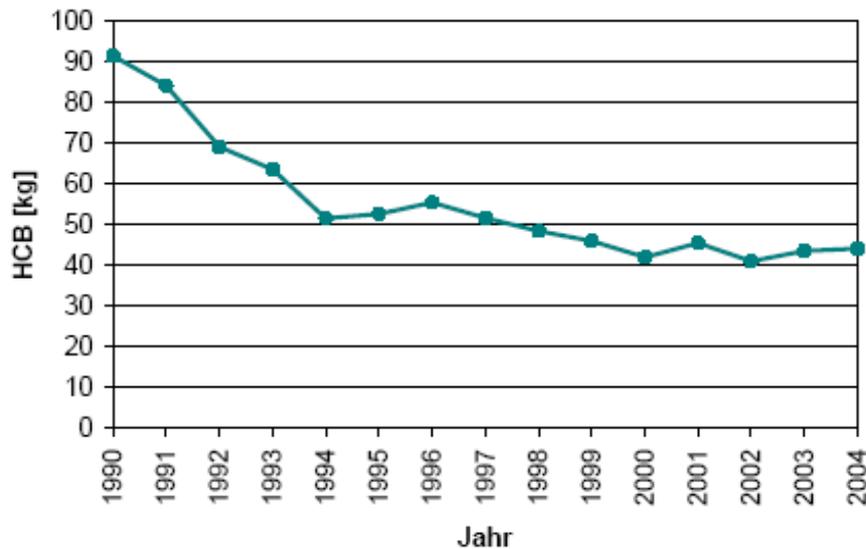


Abbildung 9.2.1-2: Trend der HCB-Emissionen in Österreich von 1999 bis 2004 (Anderl et al., 2006)

Anlagenspezifische Betrachtung

In der Fachliteratur wird allgemein angenommen, dass die Emissionen von PCDD/F (Dioxinen und Furanen) mit den Emissionen von HCB korrelieren. In Österreich sind alle Anlagen zur Verbrennung gefährlicher und nicht gefährlicher Abfälle mit effizienten Technologien zur Minderung der Emissionen an PCDD/F ausgerüstet, die Emissionen liegen z.T. weit unter einem Wert von $0,1 \text{ ng/Nm}^3$ (bei 11% O_2) (Umweltbundesamt, 2007a).

Daher ist davon auszugehen, dass auch die HCB Emissionen gering sind. Messkampagnen ergaben Reingaswerte von rund 50 ng/Nm^3 (11% O_2) (Hübner, 2001).

Ebenso sind die PCDD/F Emissionskonzentrationen von Zementanlagen und Sinteranlagen vergleichsweise gering, sodass auch hier von geringen HCB Emissionen ausgegangen werden kann (Umweltbundesamt, 2008b).

Die Emissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen (häusliche Verbrennungsquellen) sind auf Grund der insgesamt hohen Brennstoffeinsätze (für die Emissionen maßgeblich ist die Verbrennung von Holz, Kohle und (biogenen) Abfällen) dominierend. Hohe Emissionen entstehen insbesondere im nicht stationären Betrieb und bei manueller Brennstoffbeschickung.

Anfrage bezüglich Lenzing

Bei den Projektbegleitenden Gesprächen wurde eine mögliche HCB-Emission der Zellstoff- und Viscosefaserproduktion Lenzing direkt angesprochen. Daher erfolgt im Folgenden eine genauere Betrachtung. Der Standort Lenzing ist aus der Sichtweise des Faserrohstoffes gesondert zu betrachten. Die am Standort nach dem sauren Magnesium-Bisulfitverfahren erzeugten rund 130.000 t/a Sulfid Zellstoff dienen nicht der Herstellung von Papier, sondern werden zur Gänze für die Produktion von Chemiefasern eingesetzt.

Am Standort werden eine Vielzahl von Verbrennungsanlagen betrieben, darunter zwei Laugenverbrennungskessel, ein Wirbelschichtkessel zur Verbrennung von Rinde, Schlämmen und Kohle (Kessel 1K7), ein Wirbelschichtkessel zur Verbrennung von Abfällen (Kessel 1K8 der Reststoffverwertung Lenzing (RVL), sowie einige gasbefeuerte Kessel (Umweltbundesamt, 2007a).

Laugenverbrennungskessel und "konventionelle" Feuerungsanlagen zeigen geringe Emissionen an PCDD/F (Umweltbundesamt, 2007b), die beiden Wirbelschichtkessel unterliegen der Abfallverbrennungs-Verordnung und müssen daher einen PCDD/F Grenzwert von 0.1 ng/Nm^3 einhalten. Für die Abfallverbrennungsanlage (Kessel 1K8) ist ein Emissionswert von 0.05 ng/Nm^3 (bei 11% O_2) publiziert (Umweltbundesamt, 2007a).

Daher wird diesen Anlagen nur ein geringes Potential zur HCB Emission zugeschrieben. Direkte Messergebnisse für HCB liegen allerdings nicht vor.

9.2.2 HCB Emissionen auf europäischer Ebene

Im Gegensatz zu der speziellen Situation in Österreich, ergibt die gesamteuropäische Betrachtung ein anderes Bild. Sie soll hier der Vollständigkeit halber vorgestellt und besprochen werden.

In einer Studie im Auftrag der Europäische Kommission (BiPRO 2006) werden die Quellen für unbeabsichtigte Freisetzung von POPs in der EU25 zusammengestellt und quantitativ abgeschätzt. Beabsichtigte Produktion und Freisetzung in Form von z.B. chlororganischen Lösungsmitteln werden nicht behandelt.

Als wichtigste Quelle von HCB-Emissionen in die Luft wird darin der Gebrauch von Pestiziden eingestuft. In der EU ist seit 1981 der HCB-Einsatz als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln verboten, in den USA seit 1984, seit Anfang der 1990er Jahre auch in Russland. Trotzdem scheint sich der Großteil der Freisetzung von HCB für Gesamteuropa über Pflanzenschutzmittel zu ereignen, wobei HCB als Verunreinigung aus der Synthese in verschiedenen Pestiziden auftritt (siehe Kapitel 10, in Tabelle 10.2.2-1 sind Pflanzenschutzmittelwirkstoffe mit HCB-Verunreinigungen aufgelistet). In Europa wird von diesen Substanzen laut ECB-ESIS Register nur noch der Wirkstoff Chlorothalonil in nennenswertem Umfang produziert sowie Picloram in geringen Mengen (EEA 2005). In Österreich sind Chlorothal-dimentyl, Picloram und Chlorothalonil zur Zeit als Wirkstoffe mit geringen HCB Verunreinigungen zugelassen.

Trotz des Verbotes der Verwendung von HCB als Wirkstoff in Europa seit 1981 gilt die Landwirtschaft immer noch als Hauptquelle für HCB Emissionen, wenn entsprechende verunreinigte Mittel verwendet werden (EEA 2005). Die sektorale Verteilung scheint sich nicht zu verändern, auch wenn die Gesamtemissionsmengen zurückgegangen sind. Für 1990 wurden von Berdowski (1997, zitiert nach EEA 2005) noch über 70 % bis 100 % der HCB Emissionen in Europa der Landwirtschaft zugeordnet, und für 1993-1995 nach Pacyna (1999, zitiert nach EEA 2005) immer noch 80 %. Auch wenn der beabsichtigte Einsatz als Wirkstoff seit den 80er Jahren stark zurückging, sind die Verunreinigungen in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln bis in die letzten Jahre relevant:

Unbeabsichtigte HCB Luftemissionen entstehen in Europa (EU25) nach BiPRO (2006) zu mehr als 50% durch Verunreinigungen in Pestiziden, gefolgt von metallverarbeitender Industrie mit 30 %, chemischer Industrie, Hausbrand, mit je ca. 5 % und anderen mit ca. 10 %.(Abbildung 9.2.2-1, aus BiPRO 2006). Da hier nur die Luftemissionen betrachtet werden, kann man nach EEA (2005), die einen Emissionsfaktor in die Luft von 0.5 t pro ausgebrachter Tonne HCB annimmt, für die Gesamtemission durch die Verwendung von Pestiziden etwa die doppelte Menge HCB schätzen. Der Sektor "Pesticide use" (Verwendung von Pflanzenschutzmitteln) ist somit immer noch die bei weitem überwiegende potenzielle Quelle von HCB in der Umwelt in gesamteuropäischer Betrachtung, wenn entsprechend verunreinigte Produkte verwendet werden (z.B. Chlorothalonil).

Im EMEP / CORINAIR4 Handbook (EEA 2005) werden "Sources of HCB Emissions" in der EU25 abgeschätzt. Es werden Emissionsfaktoren für verschiedene Produktionsprozesse mit dem Ziel angegeben, Emissionen in die Luft zu quantifizieren. Für "Pesticide use" wird hier ein Faktor von 0.5 t "to air" je Tonne ausgebrachter HCB geschätzt. Es kann angenommen werden, dass die andere halbe Tonne – evtl. in wässriger Suspension – auf den Boden gelangt. Duiser & Veldt (1989) ermitteln für Acker und Dauerkulturen Emissionen von 50-150 mg/ha pro Jahr in die Luft; die gleiche Menge wird nach obiger Annahme am Boden deponiert. Die geringe Wasserlöslichkeit führt zu einem sehr geringen Übergang von HCB ins Oberflächen- oder Grundwasser.

Dies ergibt eine durchschnittliche direkte jährliche Fracht von 50-150 mg HCB /ha Boden aus "pesticide use" (bzw. ca. 5-15 µg HCB pro m² oder 4-11 ng HCB /kg Boden bei angenommener Bodendichte von 1.3 t/m³). Dazu kommt die Deposition aus der Luft mit der sich verzögert am Boden niederschlagenden Menge.

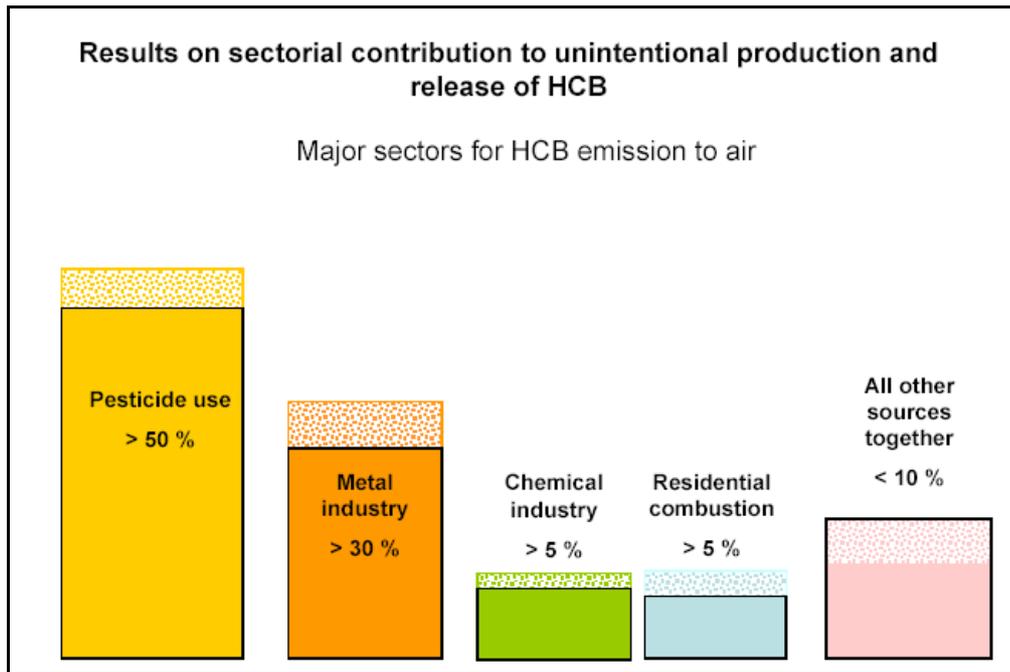


Abbildung 9.2.2-1: Sektorale Verteilung unbeabsichtigter HCB-Emissionen in die Luft, Hochrechnung für EU25 (BiPRO 2006)

Hohe Datenunsicherheit der Schätzung

Die Schätzung der BiPRO-Studie basiert auf EMEP-Reports für 2003 von zwei Staaten, und ist über die Bevölkerungszahl für EU25 hochgerechnet. Da die Anwendung von Pestiziden in Europa nicht direkt korreliert mit der Bevölkerungsdichte, kann diese pauschale Hochrechnung die Mengen für einzelne Staaten sowohl stark überschätzen als auch unterschätzen. BiPRO selbst geben im "Uncertainty assessment" für die Gesamtemission in der EU25 sehr hohe Schwankungsbreiten für verschiedene Ansätze der Schätzung an (zwischen 5 t/a und einem Vielfachen davon). Der Handlungsbedarf zur Reduktion wird – trotz der hohen potenziellen Relevanz durch "pesticide use" – als gering eingestuft, mögliche Maßnahmen seien getroffen, (die Richtlinie 2005/53/EC begrenzt die tolerierte Verunreinigung in Chlorothalonil auf 0.01 g/kg) um in Zukunft eine angemessene Reduktion im Sektor Landwirtschaft zu erreichen. Aus österreichischer Sicht stellen sich die Emissionswerte aus der Anwendung von Pestiziden ebenfalls als unproblematisch dar. Sowohl auf Grund des geltenden Anwendungsverbotes von HCB als Wirkstoff als auch auf Grund fehlender bzw. auslaufender Zulassungen HCB-verunreinigter Mittel dürften Neuemissionen in diesem Bereich gering sein (mögliche Ausnahme: Chlorothal-dimethyl, Chlorothalonil und Pcloram). Über Verkaufszahlen oder tatsächliche Anwendung bestehen jedoch keine Aufzeichnungen.

9.2.3 Kompostanwendung

Zethner et al. (2000) stellten in 42 Kompostanlagen in Österreich einen Gehalt von im Median 0.6 µg HCB/kg TS Kompost (max. 3.1 µg/kg TS - Trockensubstanz) fest. Dabei gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen Grünschnittkompost und Haushaltskompost. Vor der Anwendung wird Kompost meist noch einige Wochen gelagert, so dass diese Werte tendenziell abnehmen werden.

Laut Kompost VO (Kompostverordnung, BGBl. II Nr. 292/2001) des Bundes darf in der landwirtschaftlichen Anwendung nicht mehr als 8 t TS/ha/a im fünfjährigen Durchschnitt ausgebracht werden. Als mögliche durchschnittliche Fracht errechnet sich daher im Median zwischen 0.48 µg HCB/m²/a (4,8 mg HCB/ha/a) und maximal 2.48 µg HCB/m²/a (24,8 mg HCB/ha/a).

9.2.4 Klärschlammausbringung

In 17 kommunalen Kläranlagen wurden vom Umweltbundesamt (Scharf, 1997) mittlere Gehalte von 6 µg HCB/kg TS (Trockensubstanz) festgestellt (Wertebereich 4 – 13 µg/kg TS). In ausgefaulten Schlämmen wurden 5 - 200 µg HCB/kg TS nachgewiesen (Schönberger, 1990).

1995/1996 wurden zehn hessische kommunale Klärschlämme auf HCB untersucht. Dabei ergaben sich Werte von 3-10 µg/kg TS. Eine ältere Untersuchung von 12 großen hessischen Kläranlagen ermittelte einen HCB-Wert von ca. 20 µg/kg TS (Fooker et al. 1997).

Die Werte der unterschiedlichen Studien liegen bis auf den Maximalwert bei der Untersuchung Schönberger (1990) in einem gut vergleichbaren Bereich. Daher wird der vom Umweltbundesamt (Scharf 1997) ermittelte Mittelwert für die weitere Abschätzung herangezogen. Entsprechend der Klärschlamm-Verordnung der meisten Bundesländer, insbesondere des Landes Steiermark (Steiermärkische Klärschlammverordnung vom 14. Dezember 1987, LGBl. Nr. 89/1987) und des Landes Oberösterreich (Landesgesetz über die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Kulturlflächen (OÖ. Klärschlammgesetz), Gültigkeit ab 1. Jänner 1990), ist die Ausbringung von Klärschlamm mit 2.5 t TS/ha/a beschränkt. Wegen der Abgabebestimmungen verwenden in diesen Bundesländern nur sehr wenige Landwirte Klärschlamm. Als mögliche durchschnittliche Fracht durch Klärschlamm errechnet sich eine Menge von ca. 1.5 µg HCB/m²/a (15 mg HCB/ha/a).

9.2.5 Gärrückstände aus Biogasanlagen

Biogasanlagen verarbeiten z.T. Reste aus Großküchen und Fette als Gärsubstrat. Die Rückstände haben somit ein Potenzial zu Anreicherung von fettlöslichen Schadstoffen. In den Gärrückständen von drei Biogasanlagen in Österreich wurden unter anderem die HCB Gehalte untersucht (Zethner et al. 2002). Die gefundenen Mengen liegen unter der Nachweisgrenze bis maximal 42 µg HCB/kg TS (Trockensubstanz). Gemäß Empfehlung des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (BMLFUW 2007) sollen maximal 6 t TS/ha/a ausgebracht werden. Allgemein werden nur selten Gärrückstände ausgebracht.

Bei einer ‚worst case‘ Annahme, dass die maximale Menge an Gärrückständen 6 t TS/ha/a ausgebracht wird und diese mit der höchsten gemessenen Menge von 42 µg HCB/kg TS kontaminiert ist, errechnet sich ein maximaler Neueintrag von 252 mg HCB/ha/a (25.2 µg HCB/m²/a). Unter der Annahme, ein Quadratmeter Ackerboden (20 cm Tiefe, Dichte 1.25) wiege 250 kg, ist dieser Wert gleichbedeutend mit einem Neueintrag von maximal 0.1 µg HCB/kg Boden/a. Der empfohlene "Eingreifwert" vom 1 mg/kg TM für sensible Nutzungen wird durch die landwirtschaftliche Verwendung von Gärrückständen nicht erreicht (Zethner et al. 2002).

9.3 Zusammenfassende Bewertung

Die Recherche der Literatur und der vorhandenen Daten des Umweltbundesamtes dient einerseits einem Vergleich der in diesem Projekt gemessenen Konzentrationen von HCB in den Kürbisanbauflächen und möglichen Hintergrundkonzentrationen, und andererseits zur Abschätzung eines möglichen Neueintrags von HCB durch andere als landwirtschaftliche Quellen. Der zweite Punkt ist wesentlich zur Beurteilung des möglichen Eintrags von HCB über die Atmosphäre und nicht-agrarischer Quellen.

Ein Vergleich der in diesem Projekt gemessenen Daten mit Daten anderer Ackerstandorte aus der Literatur und Messwerten, die dem Umweltbundesamt vorliegen, zeigte, dass die hier gemessenen Konzentrationen durchaus auch in anderen Ackerböden zu finden sind. Deutlich geringer sind die gemessenen HCB Konzentrationen aus Grünlandböden (siehe Abbildung 9.1.1-1). Die statistische Auswertung der OÖ Bodenzustandsinventur 1993 zeigte, dass zwischen Acker- und Grünlandböden ein hochsignifikanter Unterschied besteht, wobei die Gehalte der Ackerböden höher liegen.

Dieser Befund legt nahe, dass grundsätzlich Ackerböden durch (frühere) Pflanzenschutzmaßnahmen höher mit HCB belastet sind als Grünlandböden. Die Aufnahme aus dem Boden wird somit als entscheidender Faktor für die Konzentration an HCB in Kürbiskernen angesehen.

Die Tabelle 9.3-1 stellt die Ergebnisse der in den einzelnen Kapiteln angeführten Studien zusammen. Details und die Aufschlüsselung der Berechnung der Frachten finden sich in den einzelnen Kapiteln.

Tabelle 9.3-1: Zusammenstellung der möglichen Neu-Einträge von HCB durch nicht-agrarische Quellen (zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Einheiten in der gesamten Übersichtstabelle gleich gehalten; Details und die Aufschlüsselung der Berechnung der Frachten finden sich im Text unter Punkt 9.2)

Potentielle Quellen	Neu-Eintrag ^a pro kg Boden	Neu-Eintrag pro m ²
Ausbringung von Kompost	0.002 - max. 0.01 µg/kg/a	Median 0.48 – max. 2.48 µg/m ² /a (5 - max. 25 mg/ha/a)
Ausbringung von Klärschlamm	0.006 µg/kg/a	1.5 µg/m ² /a 15 mg/ha/a
Ausbringung von Gärrückständen aus Biogasanlagen, worst case	0.1 µg/kg/a	25.2 µg/m ² /a 252 mg/ha/a
Nasse Deposition	meist unter 0.01 µg/kg/a ^b	2.5 µg/m ² /a 25 mg/ha/a
Deposition aus Luft (Alpen, MONARPOP, Median)	0.0000064 µg/kg/a	0.0016 µg/m ² /a 0.016 mg/ha/a
Messwerte aus diesem Projekt Ackerböden (Vergleichswerte)	HCB-Konzentration 0.064 – 62 µg/kg	HCB-Lager 16 – 15 500 µg/m ² (160 – 155 000 mg/ha)

^a Umrechnung unter der Annahme 250 kg Ackerboden/m² (20 cm Tiefe, Dichte 1,25)

^b Annahme 0.0025 µg/l und 1000 mm Niederschlag, und Umrechnung m² auf kg wie unter ^a

Die Tabelle 9.3-1 macht sichtbar, dass die Neu-Einträge über die Luft und über andere mögliche Eintragsquellen als vergleichsweise gering zur Gesamtbelastung mit HCB im Boden anzusehen sind. Die Annahme aus den Messungen der nassen Deposition von 25 mg/ha/a (siehe Tabelle 9.3-1) sind als Schätzung im höchst möglichen Bereich ("worst case") anzusehen.

Die Daten der Österreichischen Luftschadstoffinventur (Umweltbundesamt 2006a) geben einen Neu-Eintrag in die Atmosphäre von 44.8 kg HCB pro Jahr für ganz Österreich an. Eine Umrechnung der Emissionen auf Immission pro Flächeneinheit ist nicht direkt durchführbar, da HCB über die Grenzen verfrachtet und auch ‚importiert‘ wird. Andererseits kommt es zu physikalischen Bindungen in der Atmosphäre sowie Akkumulationserscheinungen in verschiedenen Medien. Auch Reemissionen und Umlagerungen bestehender Depots beeinflussen diesen Zusammenhang.

Der überwiegende Teil des Neu-Eintrags in die Atmosphäre stammt mit 88.7% der Gesamtemission aus Kleinf Feuerungsanlagen, das sind alle häuslichen Verbrennungsquellen. Diese Quellkategorie kommt vor allem in den Wintermonaten, außerhalb der Vegetationsperiode, zu tragen. Da HCB eines der flüchtigen und langlebigen POP (persistent organic pollutants) Chemikalien ist, wird es bis zur nächsten Vegetationsperiode nicht vollständig abgebaut und kann über weite Strecken verfrachtet werden. Direkte Immissionswerte sind daher nicht ermittelbar und ein lokaler Zusammenhang zwischen der Nähe von häuslichen Verbrennungsquellen und der Aufnahme vom HCB in die Kürbispflanzen kann daher nicht abgeleitet werden.

Die Frage, ob Bodenbelastungen mit HCB direkt (Aufnahme über die Wurzeln) oder indirekt (über Volatilisierung aus dem Boden und Aufnahme über die Blätter) für die Belastung der Kerne bestimmend sind, ist in diesem Zusammenhang sekundär. Ursache wäre für beide Wege die HCB-Belastung des Bodens.

Die Auswertung der graphischen Darstellung zur Zuordnung der in diesem Projekt untersuchten Böden zu Gemeinden und Bundesländern (Kapitel 11) ließ keinen eindeutigen Schluss auf eventuelle andere lokale Emissionsquellen zu. Die theoretisch in Frage kommenden industriellen Betriebe sind unter Punkt 9.2.1 gelistet und sind als Verursacher

der in dieser Studie gemessenen erhöhten HCB-Gehalten in Kürbiskernen unwahrscheinlich.

Somit gibt es aus dem derzeitigen Wissen über HCB-Belastungen in verschiedenen Umweltmedien und HCB-Emissionen in Österreich keine Hinweise darauf, dass andere Ursachen als die erhöhten HCB-Konzentrationen in Ackerböden die Ursache für erhöhte HCB-Gehalte in Kürbiskernen sind. Der mögliche Neueintrag von HCB über die Luft entspricht nur einem Bruchteil des im Boden verfügbaren Hexachlorbenzols für die Kürbispflanze.

10 Bodensimulation

HCB wurde in der Vergangenheit vor allem als Fungizid im Getreidebau eingesetzt und teils in beträchtlichen Mengen auf Ackerböden ausgebracht. Seit Mitte der 80iger Jahre sind Pflanzenschutzmittel mit HCB als Wirkstoff in Österreich nicht mehr zugelassen und auch der Anteil an HCB-Verunreinigungen in anderen Wirkstoffen wurde auf ein sehr geringes Maß reduziert. Zusätzlich zum landwirtschaftlichen Eintrag von HCB waren sicherlich auch Einträge über die Luft, welche aus anderen HCB-Quellen wie z.B. Industrie oder Müllverbrennungsanlagen stammen, gegeben.

Im Zuge dieses Projektes wurde basierend auf Literaturdaten zum Umweltverhalten von HCB ein Modell entwickelt, welches die Abnahme von HCB in Ackerböden beschreibt. Unter der Annahme von unterschiedlichen landwirtschaftlichen HCB-Eintragszenarien in der Vergangenheit, wurde dann mit Hilfe dieses Modells berechnet, welche "Restkonzentration" laut Modell heute in Ackerböden zu erwarten sind. Ziel war eine Abschätzung, inwieweit heutige HCB-Konzentrationen in Ackerböden auf primär landwirtschaftlichen Einträgen beruhen.

10.1 HCB-Abnahme im Boden

Grundsätzlich kommen für die Abnahme von HCB-Konzentrationen in Böden folgende Faktoren in Frage:

- Verflüchtigung
- Abbau
- Verlagerung mit Oberflächenabfluss/Erosion
- Verlagerung in die Tiefe
- Entzug durch Pflanzen

10.1.1 Verflüchtigung

Die Wasserlöslichkeit von HCB ist mit 5 - 7 µg/L (bei 25 °C) sehr gering (IPCS 1997; IUCLID Dataset 2000) und der Dampfdruck von 0.0011 – 0.0025 Pa bei 20 - 25 °C ist als moderat einzustufen (IUCLID Dataset 2000). Die Henry-Konstante berechnet sich aus dem Dampfdruck und der Wasserlöslichkeit einer Substanz und liegt für HCB bei 76 – 170 Pa x m³/mol (IPCS 1997; IUCLID Dataset 2000; Wenzel et al., 1994). HCB besitzt daher eine hohe Fähigkeit, aus wässriger Lösung in die Gasphase überzutreten und damit zu verflüchtigen. Dampfdruck und Wasserlöslichkeit und somit auch die Henry-Konstante sind deutlich temperaturabhängig und beeinflussen die Verflüchtigung von HCB aus Ackerböden.

Nash & Gisch (1989) fanden bei einer Sprühapplikation von HCB als Pentachlornitrobenzolverunreinigung direkt auf den Boden, dass 8 – 80 % der aufgetragenen HCB-Menge innerhalb von 154 Tagen in die Luft verflüchtigten (2 % HCB-Verunreinigung, Aufwandmenge von 50 g HCB/ha). Kilzer et al. (1979) zeigten in einem Laborexperiment ebenfalls eine starke Tendenz von HCB zur Verflüchtigung aus einer 1 cm dicken Bodenschicht, wobei für sandigen Boden eine höhere Verflüchtigung beobachtet wurde als für lehmigen oder humosen Boden. Auf Grund dieser Studienergebnisse kann angenommen werden, dass der Anteil an HCB, der nach der Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen in die Luft verflüchtigt, sehr variabel ist und dabei sehr hohe Werte erreichen kann.

10.1.2 Abbau von HCB in Böden

Die Geschwindigkeit des Abbaus einer Substanz im Boden, ist in erster Linie von der molekularen Struktur (HCB: Benzolring mit 6 Chloratomen, sehr stabil und sehr geringe Reaktivität) und von Umweltbedingungen (z.B. Bodenart, Bodentemperatur, Bodenfeuchte, mikrobielle Zusammensetzung und Aktivität im Boden usw.) abhängig.

In der durchgeführten Literaturrecherche konnte keine fundierte Bodenstudie gefunden werden, in welcher der mikrobielle Abbau von HCB quantifiziert wurde (z.B. durch radioaktive Markierung der Testsubstanz und eine hinreichend lange Versuchszeit). In Studienberichten aus der Literatur fehlen meist detaillierte Angaben zu

Applikationsmengen, Temperatur, Bodenfeuchte, Bodenart, Abdeckung der Versuchseinheiten zur Verminderung von Verflüchtigung etc. oder Angaben der gemessenen HCB-Konzentrationen zu den einzelnen Probenahmeterminen. Dementsprechend sind die in Tabelle 10.1.2-1 aufgelisteten Angaben zu Abnahmeraten von HCB-Konzentrationen im Boden oft nur sehr vage. Zudem kann auf Grund der hohen Flüchtigkeit von HCB angenommen werden, dass bei diesen Untersuchungen ein beträchtlicher Anteil der HCB-Abnahme in den Versuchseinheiten auf Verflüchtigung zurückzuführen ist. Somit stellen die aus den Studienergebnissen resultierenden Halbwertszeiten eine Mischung aus Verflüchtigung und Abbau dar, wobei der relative Anteil dieser beiden Prozesse nicht quantifiziert werden kann. Die in Tabelle 10.1.2-1 angegebenen Halbwertszeiten sind daher Abnahmeraten (Abbau + Verflüchtigung) und keine Abbauraten. Zusätzlich ist noch anzumerken, dass die in Tabelle 10.1.2-1 angegebenen Halbwertszeiten eine Extrapolation weit über den Versuchszeitraum hinaus darstellen und somit die resultierenden Halbwertszeiten mit einer zusätzlichen Unsicherheit behaftet sind, die nicht näher quantifiziert werden kann.

Auf Grund der Studien von Isensee et al. (1976, zitiert nach Barber et al. 2005), Howard (1991, zitiert nach Barber et al. 2005), Beall (1976) und Scheunert et al. (1983) kann angenommen werden, dass HCB nur sehr langsam mikrobiell abgebaut wird (siehe Tabelle 10.1-1). In diesen Studien wurde entweder Verflüchtigung durch Abdeckung der Versuchseinheiten reduziert (Isensee et al., 1976) oder die Abnahme der HCB-Konzentrationen in unterschiedlichen Bodenschichten untersucht. Dabei zeigte sich, dass HCB, sobald es nur wenige Zentimeter in den Boden eindringt, dort sehr beständig ist (Beall, 1976; Howard, 1991; Scheunert et al., 1983).

Wang und Jones (1994) fanden biphasische Abnahmeraten für zwei Standardböden, wobei einer direkt mit HCB versetzt wurde und ein weiterer mit HCB-kontaminiertem Klärschlamm behandelt wurde (Ergebnisse siehe Tabelle 10.1.2-1). Aus den Ergebnissen dieser Studie ist klar zu erkennen, dass anfangs Verflüchtigung maßgeblich zur HCB-Reduktion im Boden beiträgt, in weiterer Folge jedoch die Verflüchtigungsraten sinken und somit die weiteren Abnahmeraten deutlich geringer werden (länger Halbwertszeiten). Dies kann durch Verflüchtigung von HCB aus der oberen Bodenschicht erklärt werden, wohingegen HCB aus tieferen Bodenschichten schwerer entweichen kann. Zusätzlich kann angenommen werden, dass die Einstellung eines Adsorptionsgleichgewichtes einerseits eine bestimmte Zeit dauert und andererseits mit der Zeit immer mehr HCB sehr fest adsorbiert. Das heißt, je länger HCB im Boden ist, desto stärker ist es vermutlich gebunden und desto weniger verflüchtigt es.

Tabelle 10.1.2-1: Ergebnisse einer Literaturrecherche zu Abnahmegeschwindigkeiten und Halbwertszeiten (DT_{50}) von HCB im Boden

Referenz	Abnahme im Boden	Kommentar
Griffin & Chou (1981)	Kein signifikanter mikrobieller Abbau innerhalb von 6 Monaten	Inkubationsstudien mit sterilisiertem und nicht sterilisiertem Boden
Isensee et al. (1976) zitiert nach Barber et al. (2005)	Keine erkennbare HCB-Reduzierung von behandeltem Boden innerhalb eines Jahres	Behälter waren abgedeckt um Verflüchtigung zu verhindern, aerobe und anaerobe Bedingungen
Beall (1976)	Rasche Verflüchtigung an der Oberfläche (0 - 2 cm Bodenschicht), in 2 - 4 cm Tiefe war kaum eine Abnahme von HCB innerhalb der Versuchsdauer von 19 Monaten feststellbar	Behandlung einer Grasnarbe von Zoysiagrass, Sprühapplikation, Rohdaten der HCB Gehalte zu einzelnen Messzeitpunkten sind angeführt, keine klare Aussage über eine DT_{50} im Boden möglich, Konzentration war mit Ausnahme einer Erhöhung zu zwei Probenterminen über Versuchszeit in 2-4 cm Bodentiefe \pm stabil
Beck & Hansen (1974)	DT_{50} : 2.7 und 5.7 Jahre	Beide Werte stammen von zwei Wiederholungen (Replikate) mit gleichem Boden und unter gleichen Bedingungen, Versuchsdauer: 600 Tage, Messrohdaten sind in der Publikation nicht angeführt
Howard (1991) zitiert nach Barber et al. (2005)	DT_{50} : 10.6 – 22.9 Jahre	In tieferen Bodenschichten Keine näheren Angaben zu den Versuchsböden verfügbar

Referenz	Abnahme im Boden	Kommentar
Meijer et al. (2001)	DT ₅₀ : 11.7 Jahre	Daten von Böden, die 1968 – 1990 mit Klärschlamm behandelt worden waren. für den Zeitraum von 1972 – 1990 liegen 5 Messwerte von Bodenproben vor. Wenn lediglich Daten nach dem Peak von 1980 herangezogen werden, ergibt sich eine geringere Halbwertszeit von 4 – 6 Jahren.
Scheunert et al. (1983)	DT ₅₀ : 7.7 Jahre (0 - 20 cm Boden) 16 Jahre (0 - 40 cm Boden, Berechnung AGES)	Experimentelle Einheiten (Töpfe) im Freiland, sandiger Boden, Applikation mit gebeiztem Weizen, geringer Anteil an HCB wurde in tiefere Bodenschichten (40 cm) verlagert. Keine Abdeckung, Versuchsdauer: ca. 15 Monate
Wang und Jones (1994)	HCb-Applikation: DT ₅₀ für 1. Monat: 0.14 Jahre DT ₅₀ 1. Jahr: 0.6 Jahre Klärschlammapplikation DT ₅₀ für 1. Monat: 0.05 Jahre DT ₅₀ für 1. Jahr: 3 Jahre	Laborstudie mit 2 Bodentypen: Standardboden + HCB Applik. (lehmiger Ton, ≈ 1.5 % Humus) und Standardboden + Klärschlammapplikation (≈ 4.5 % Humus) Testdauer: 259 Tage, Verdunstung und Abbau gemeinsam erfasst Bei höherem Humusgehalt höhere Halbwertszeit für das 1. Jahr

DT₅₀: Halbwertszeit für das Verschwindend der Substanz aus dem Boden. Die Berechnung dieser Halbwertszeit ist eine Kinetik erster Ordnung zugrunde gelegt.

10.1.3 Verlagerung in tiefere Bodenschichten /Grundwasser

Auf Grund der geringen Wasserlöslichkeit von HCB und der hohen Adsorption an organischen Kohlenstoff, ist nicht anzunehmen, dass HCB in einem signifikanten Ausmaß mit der Wasserphase in tiefere Bodenschichten bzw. ins Grundwasser transportiert wird. In der Literatur wurden Koc Werte (Adsorptionskoeffizient bezogen auf organischen Kohlenstoff) von 59 000 (Boonsaner, 1995) und 28 000 ± 4800 (8 Böden, Corg 0.16 – 6.34 %, Schrap et al., 1994) gefunden.

In Untersuchungen von Gartenerden, welche mit Pentachlornitrobenzol (ungefähr 2 - 4 % HCB Verunreinigung) behandelt worden waren, konnte keine Verlagerung von HCB in tiefere Bodenschichten festgestellt werden (Häfner, 1975). In 60 – 80 cm Tiefe wurden nur noch sehr geringe Mengen an HCB gefunden (1 – 6 % der Mengen die in den ersten 30 cm Boden gefunden wurden). In 80 – 100 cm Tiefe konnte kein HCB mehr nachgewiesen werden (auch 7 Jahre nach der letzten Anwendung von Pentachlornitrobenzol).

10.1.4 Oberflächenabfluss /Erosion

Da HCB stark an Bodenpartikel adsorbiert, ist mit keinem signifikanten Austrag durch Oberflächenabfluss mit der Wasserphase zu rechnen. Austrag mit Bodenpartikel durch Erosion ist vor allem von Feldern in Hanglagen zu erwarten. Für die Simulationsrechnungen wurde kein Austrag durch Oberflächenabfluss bzw. mit Erosion in Betracht gezogen, da Ölkürbis typischerweise nicht auf abtragsgefährdeten Flächen angebaut wird.

10.1.5 Entzug durch Pflanzen

Der Entzug von HCB aus dem Boden durch Pflanzen wie z.B. Ölkürbis ist äußerst gering. In Kapitel 9, Punkt 9.1.1 wurde abgeschätzt, dass bei einer Bodenbelastung von 1 µg HCB/kg Boden lediglich mit einem Entzug von rund 0.5 % durch Ölkürbis pro Anbausaison zu rechnen ist. Auf Grund dieser geringen Entzugsrate wurde in den Modellberechnungen dieser Pfad des HCB-Austrags aus Ackerböden nicht berücksichtigt.

10.2 Eintrag von HCB durch Pestizidanwendung

10.2.1 HCB als Pflanzenschutzmittelwirkstoff

Recherchen im Pflanzenschutzmittelregister des Bundesamtes für Ernährungssicherheit (BAES) und Nachforschungen der Landwirtschaftskammer Steiermark, sowie Angaben von Landwirten in Interviews ergaben, dass bei Weizenvermehrung das Pflanzenschutzmittel "Tritifor Spritzpulver" angewandt wurde. Dabei kam "Tritifor" in sehr hohen Aufwandmengen zum Einsatz (10 - 12 kg/ha, entspricht 4 – 4.8 kg HCB/ha). "Tritifor" war von 1968 – 1988 in Österreich zugelassen und wurde laut Recherchen der Landwirtschaftskammer Steiermark bis 1987 angewandt.

Aus den Angaben der Landwirte in durchgeführten Interviews (Kapitel 11) kann von einer 3 – 4 jährigen Fruchtfolge ausgegangen werden. Da die Anwendung von HCB-hältigen Pflanzenschutzmitteln schon 30 – 40 Jahre zurück liegt, war es nicht möglich, detaillierte Angaben bezüglich der Häufigkeit von Getreidevermehrungen auf einem Feld bzw. der angewandten Fungizide und Saatgutbeizen zu erhalten. Die Landwirte konnten lediglich mit relativ hoher Sicherheit darüber Auskunft geben, ob "früher" auf einem bestimmten Feld Saatgut (Weizen) vermehrt wurde oder nicht. Bereits die Frage nach einer Anwendung von "Tritifor" wurde von vielen Landwirten mit "Ich weiß nicht" beantwortet. Am ehesten konnten sich die Landwirte an Saatgutbeizungen erinnern, da diese oft am Hof selbst durchgeführt worden waren. Unter den HCB-hältigen Saatgutbeizen nannten die Landwirte vor allem "Ceresan", welches laut Pflanzenschutzmittelregister des BAES als Trockenbeize und als Schlämmbeize am Markt war.

Aus den Interviewangaben war es nicht möglich, für spezifische Felder detailliertes Datenmaterial zu historischen Einträgen von HCB durch HCB-hältige Pflanzenschutzmittel zu erhalten. Somit mussten für Simulationsrechnungen allgemeine HCB-Ausbringungsszenarien angenommen werden (siehe Punkt 10.3).

10.2.2 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe mit HCB-Verunreinigungen

In einer umfangreichen Literaturrecherche wurden die in Tabelle 10.2.2-1 ermittelten Anteile an HCB für eine Reihe von Wirkstoffen gefunden.

Tabelle 10.2.2-1: Anteil an HCB-Verunreinigungen in verschiedenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die Wirkstoffnamen in einer Zelle stellen in der Literatur gefundene Synonyme dar

Wirkstoff *	HCB [%]	Referenz
Pentachlornitrobenzol PCNB Quintozen	0.2 – 2.5	Beck & Hansen (1974)
	1.5	FAO/WHO (1975)
	0.5 – 2 MW: 1	Barber et al. (2005)
	1.8 – 11	Sittig (1980), zitiert nach Barber et al. (2005)
	0.1	Nishimura et al. (1980), zitiert nach Barber et al. (2005)
	0.7	Ando et al. (1984), zitiert nach Barber et al. (2005)
	< 0.05	Tobin (1986)
	0.5 (1983) 0.1 (1988)	US EPA (1992)
	< 0.1	FAO/WHO (1995)
	0.05	Benazon (1999)
	0.05	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
Chlorthal-dimethyl Dacthal DCPA TCTP	10 – 14	Barber et al (2005) nach Wapensky (1969)
	9 (1973) 8 (1974)	Burns et al (1974), zitiert nach Barber et al. (2005)
	0.3 (1972)	Mumma & Lawless (1975) zitiert nach Barber et al. (2005)

Wirkstoff *	HCB [%]	Referenz
	0.1 – 11 MW: 7.7	Barber et al. (2005)
	< 0.3	Tobin (1986)
	0.07 – 0.3	Benazon (1999)
	0.3	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
	0.0075	EU Evaluierung
Pentachlorphenol PCP	N.D.	Barber et al. (2005)
	0.04	Schwetz et al. (1978), zitiert nach Barber et al. (2005)
	0.4	Ando et al (1984), zitiert nach Barber et al. (2005)
	0.01 (Mittel)	Tobin (1986)
	< 0.005	ATSDR (2002)
	0.0075	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
Chlorothalonil TPN	N.D.	Barber et al. (2005)
	< 0.05	Tobin (1986)
	0.0018 – 0.0026	Benazon (1999)
	0.004	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
	0.0058 0.0092	EU Evaluierung
Picloram	< 0.02	Tobin (1986)
	≤ 0.01	Cox (1998)
	0.0008 – 0.005	Benazon (1999)
	0.005	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
Atrazin, Simazin, Propazin	<<1	Mumma & Lawless (1975), zitiert nach Barber et al. (2005) Baily (2001)
	0.004	USA Grenzwert (Barber et al. (2005))
Lindan	0.0058-0.01	Baily (2001)

* Die in dieser Spalte angeführten Wirkstoffnamen stellen Synonyme dar

Aus den Angaben in Tabelle 10.2-1 ist ersichtlich, dass ab Mitte der 1980er Jahre die HCB-Verunreinigungsmengen stark reduziert wurden und heute nur noch sehr geringe Anteile an HCB in diesen Wirkstoffen enthalten sind. Es ist anzunehmen, dass die Grenzwerte der USA auch in Europa eingehalten werden. Laut Benazon (1999) liegen die Anteile an HCB-Verunreinigung mit den heutigen Produktionsverfahren höchstwahrscheinlich weit unter den in den USA festgelegten Grenzwerten. Dies wird im Fall des Wirkstoffes Chlorothal-dimethyl durch die im Zuge der EU-Evaluierung dieses Wirkstoffes gefundene sehr niedrige HCB-Verunreinigung ("relevant impurity") von 0.0075 % bestätigt (USA Grenzwert liegt bei 0.3 %).

Im Pflanzenschutzmittelregister des BAES wurde eine Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln mit den in Tabelle 10.2.2-1 aufgelisteten Wirkstoffen gefunden. Diese Mittel sind jedoch seit Mitte der 80er Jahre nicht mehr in Österreich zugelassen. Lediglich für "Dacthal" (Chlorothal-dimethyl) besteht bis Ende 2008 eine Zulassung in Österreich für eine Anwendung im Gemüsebau.

Anmerkung: Der Name "Dacthal" wird in der Literatur sowohl als Synonym für den Wirkstoff Chlorothal-dimethyl als auch als Pflanzenschutzmittelname gefunden.

10.3 Simulationsrechnungen

10.3.1 Modell

Der Abbau vieler Pflanzenschutzmittelwirkstoffe folgt einer Kinetik erster Ordnung. Mangels fundierter Daten wurde daher angenommen, dass der Abbau von HCB auch einer solchen Kinetik folgt. Da jedoch ein beträchtlicher Anteil an HCB aus dem Boden eher durch Verflüchtigung als durch Abbau entweicht, wurde für die Simulierung der Abnahme von HCB im Boden über die Zeit ein triphasisches Modell mit unterschiedlichen Halbwertszeiten für die einzelnen Phasen gewählt (siehe Punkt 10.3.2.2).

Modell: Kinetik erster Ordnung

$$C_t = C_0 e^{-kt}$$

C_0 ...Konzentration im Boden zum Zeitpunkt 0 (direkt nach Applikation von HCB)

C_t ...Konzentration im Boden zum Zeitpunkt t

e...Eulersche Zahl

k...Geschwindigkeitskonstante für die Abnahme ($k = \ln(2)/DT_{50}$)

t...zwischen C_0 und C_t verstrichene Zeit

10.3.2 Auswahl der Inputparameter

10.3.2.1 Eintragungsszenarien

HCB-Eintrag durch das Pflanzenschutzmittel "Tritifor"

Im Fruchtfolgerhythmus wiederholte "Tritifor Spritzpulver"-Anwendungen stellen auf Grund der hohen Aufwandmenge von 4.8 kg HCB/ha sicherlich Spitzenwerte an HCB-Einträgen in Ackerböden dar. Aus den zur Verfügung stehenden Informationen ergeben sich für einen Anwendungszeitraum von 1968 – 1987 (Zulassungszeitraum) bei Annahme einer 3-4 jährigen Fruchtfolge maximal 6 – 7 Anwendungen von "Tritifor". Als realistisch können 3 – 4 Anwendungen angesehen werden.

Für die Simulationsrechnungen wurden folgende Eintragungsszenarien herangezogen:

- 4 x 4.8 kg HCB/ha mit 4-jähriger Fruchtfolge, erste Anwendung 1970 (realistische Annahme)
- 6 x 4.8 kg HCB/ha mit 3-jähriger Fruchtfolge, erste Anwendung 1970 ("Extremfall")

HCB-Eintrag durch Saatgutbeizen

Aus den Interviews ging hervor, dass "Ceresan" eine häufig verwendete Saatgutbeize war. "Ceresan" war bis 1991 zugelassen, allerdings bereits seit 1986 HCB-frei. Laut Pflanzenschutzmittelregister des BAES gab es eine "Ceresan Trockenbeize" mit 5 % HCB und eine "Ceresan Schlämmbeize" mit 20 % HCB. Die Aufwandmengen betragen jeweils 200 g Beize/100 kg Saatgut. Laut "Faustzahlen der Landwirtschaft" (1993) werden für Winterweizen pro ha 140-230 kg Saatgut ausgebracht und für Sommerweizen 150 – 270 kg Saatgut. Für die Simulationsrechnungen wurden 200 kg Saatgut/ha angenommen. Daraus ergeben sich folgende HCB-Aufwandmengen:

Trockenbeize: 0.02 kg HCB/ha

Schlämmbeize: 0.08 kg HCB/ha

Aus den Befragungen von Landwirten ging klar hervor, dass im Getreidebau generell (nicht nur bei Weizenvermehrung) HCB-hältige Saatgutbeizen wie z.B. "Ceresan", eingesetzt wurden, allerdings konnten auch hier keine eindeutigen Anwendungsmuster für spezifische Felder erfragt werden.

Für die Simulationsrechnungen wurden folgende Eintragungsszenarien herangezogen:

- 6 x 0.02 kg HCB aus Trockenbeize mit 3-jähriger Fruchtfolge, erste Anwendung 1970
- 6 x 0.08 kg HCB aus Schlämmbeize mit 3-jähriger Fruchtfolge, erste Anwendung 1970

HCB-Eintrag durch HCB-verunreinigte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe

Zu Anwendungsmustern von Wirkstoffen mit HCB-Verunreinigungen liegen nicht genügend Informationen vor, um realistische Szenarien auswählen zu können. Daher wurde hier eine Extremsituation einer mehrmaligen Anwendung von Chlorothal-dimethyl (Dacthal) vor 1988 (hohe HCB-Verunreinigung von 7 % angenommen) simuliert und mit einer mehrmaligen Anwendung nach 1988 (geringe HCB-Verunreinigung von 0.0075 %) verglichen. Interzeption wurde nicht angenommen. Ziel war hier lediglich eine Abschätzung des möglichen Maximalbeitrages von Verunreinigungen zu heutigen HCB-Bodenkonzentrationen und eine Abschätzung der HCB-Belastung von Böden, die sich aus heutigen Verunreinigungsanteilen ergeben kann. Der Wirkstoff Chlorothal-dimethyl (Dacthal) wurde für diese Simulationen gewählt, da er noch immer in hohen Mengen (8.9 kg/ha) im Gemüsebau zugelassen ist (Ende der Zulassung in Österreich 31.12.2008). Bei einer 7 % bzw. 0.0075 % Verunreinigung von Chlorothal-dimethyl mit HCB und einer Aufwandmenge von 8.9 kg /ha ergeben sich HCB Applikationsraten von 0.685 bzw. 0.0006675 kg/ha.

10.3.3 Modellparameter und Annahmen zur Berechnung von HCB-Bodenkonzentrationen

Halbwertszeit (DT_{50})

In der Literatur wurde keine fundierte Studie mit radioaktiv markiertem HCB und detaillierteren Angabe zu den Versuchsbedingungen, Messungen der Verflüchtigungs- und Abbauraten sowie ausreichend langer Versuchsdauer (länger als die Halbwertszeit) gefunden. Daher ist die Festlegung einer realistischen Halbwertszeit für den reinen Abbau von HCB für Simulationszwecke nicht möglich. In den in Tabelle 10.1.2-1 aufgelisteten Literaturstudien ist bei den kürzeren Halbwertszeiten höchstwahrscheinlich ein beträchtlicher Anteil von HCB-Verflüchtigung in die HCB-Reduktion im Boden involviert. Die langen Halbwertszeiten spiegeln eher den mikrobiellen Abbau von HCB in tieferen Bodenschichten wieder.

Wie oben beschrieben, hat HCB eine starke Tendenz zur Verflüchtigung und wie auch in der Studie von Wang und Jones (1994) gezeigt, ist die Abnahmerate von HCB in den ersten Wochen nach Ausbringung daher sehr hoch. Dies ist auf die Verflüchtigung der an der Bodenoberfläche befindlichen HCB-Anteile, welche noch nicht adsorbiert sind, zurückzuführen. HCB-Anteile in tieferen Bodenschichten bleiben vorerst in den Porenräumen gefangen (auch in der Gasphase) und werden mit zunehmender Zeit immer stärker adsorbieren und weisen daher eine immer geringere Tendenz zur Verflüchtigung auf.

Für Simulationsrechnungen zu HCB-Einträgen in Ackerböden über Sprühapplikationen von "Tritifor" und "Dacthal" (Chlorothal-dimethyl) wurde ein triphasisches Modell gewählt. Dabei wurde angenommen, dass sich die Halbwertszeit für die Abnahme der HCB-Konzentration im Boden mit der Zeit verändert. Folgende drei Phasen für die HCB-Abnahme im Boden wurden in diesem Modell angenommen:

- Initiale rasche Verflüchtigung von oberflächennahem HCB:
 DT_{50} von 0.14 Jahren aus der Studie von Wang und Jones (1994)
Zeitdauer: 1 Monat
- Zeit der Einstellung eines Adsorptionsgleichgewichtes, bereits verringerte Verflüchtigung:
 DT_{50} von 0.6 Jahren aus der Studie von Wang und Jones (1994)
Zeitdauer: 1 Jahr
- HCB ist fest adsorbiert, Verflüchtigung ist daher gering, Abbau ist ebenfalls gering:
 DT_{50} von 6 Jahren aus der Studie von Meijer et al (2001): Langjährige Freilandstudie
Zeitdauer: Restzeit bis 2007

Für Simulationsrechnungen zu HCB-Einträgen in Ackerböden über gebeiztes Saatgut wurde ein zweiphasiges Modell gewählt, da hier HCB mit dem Saatgut in den Boden eingearbeitet wird und somit die initiale Verflüchtigung geringer ist als bei Sprühapplikationen. Für dieses Modell wurde für das erste Jahr eine DT_{50} von 0.6 Jahren und für die Restzeit bis 2007 eine DT_{50} von 6 Jahren gewählt.

Interzeption

Laut Informationen von Landwirtschaftskammern wurde "Tritifor Spritzpulver" direkt auf den nackten Ackerboden ausgebracht und daher war keine Interzeption durch die Pflanzendecke gegeben. Saatgutbeizen kommen ebenfalls direkt in den Boden. Daher wurde für die Simulationen von "Tritifor"-Anwendungen keine Interzeption angenommen.

Bodentiefe

Da HCB auf Grund seines hohen Koc Wertes nur in sehr geringem Ausmaß in tiefere Bodenschichten verlagert wird, wurde für die Simulationen davon ausgegangen, dass der Großteil der ausgebrachten HCB-Menge über lange Zeitstrecken hinweg in den oberen Bodenschichten verbleibt. Für die Ermittlung der Bodenkonzentration nach einer Sprühapplikation direkt auf den nackten Boden (z.B. Anwendung von "Tritifor") wurde daher angenommen, dass jeweils die gesamte flächig ausgebrachte HCB-Menge gleichmäßig in eine 20 cm dicke Bodenschicht verteilt wurde. Als Bodendichte wurde der Wert von 1.5 g cm⁻¹ gewählt.

10.4 Ergebnisse und Diskussion

In den Abbildungen 10.4-1 und 10.4-2 sind simulierte HCB-Bodenkonzentrationen über die Zeit als Ergebnis einer 4-maligen und einer 6-maligen Anwendung von "Tritifor Spritzpulver" dargestellt. Aus den Modellberechnungen ergeben sich für April 2007 hypothetische Bodenkonzentrationen von 48 µg/kg (4 Anwendungen) bzw. 88 µg/kg (6 Anwendungen). Diese Ergebnisse stimmen gut mit den höchsten in diesem Projekt gefundenen Bodenkonzentrationen von bis zu 62 µg/kg überein. In den statistischen Auswertungen von Interviewdaten wurde ein positiver Zusammenhang zwischen einer früheren Anwendung von "Tritifor" und HCB-Kernwerten (und somit vermutlich auch dem HCB-Bodenwerten) gefunden (siehe Punkt 12.6.2). Basierend auf diesem Ergebnis aus den Interviewdaten und den Ergebnissen der Simulationsrechnungen kann daher angenommen werden, dass heutige hochbelastete Ackerböden sehr wahrscheinlich in der Vergangenheit mit "Tritifor" behandelt wurden.

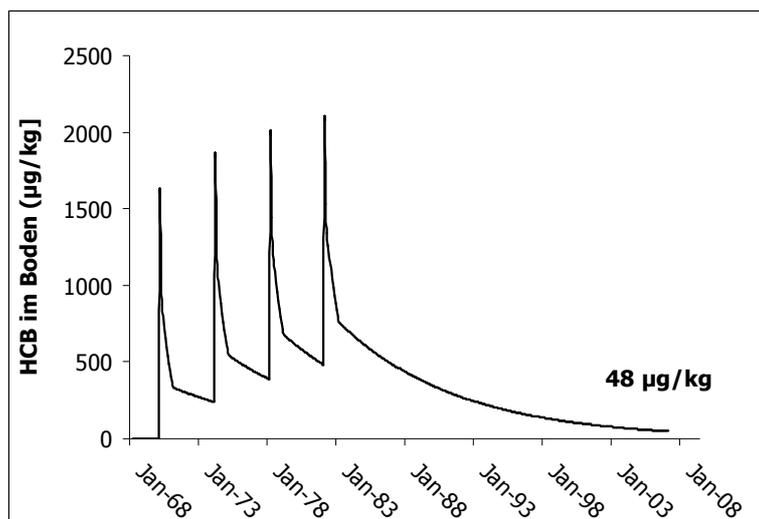


Abbildung 10.4-1: Zeitlicher Verlauf der HCB-Konzentrationen im Boden bei 4 Anwendungen von "Tritifor" (4 x 4.8 kg HCB/ha) mit einer 4-jährigen Fruchtfolge (realistischer Fall), erste Anwendung: 1970, der Wert rechts unten stellen die simulierte Bodenkonzentration für April 2007 dar

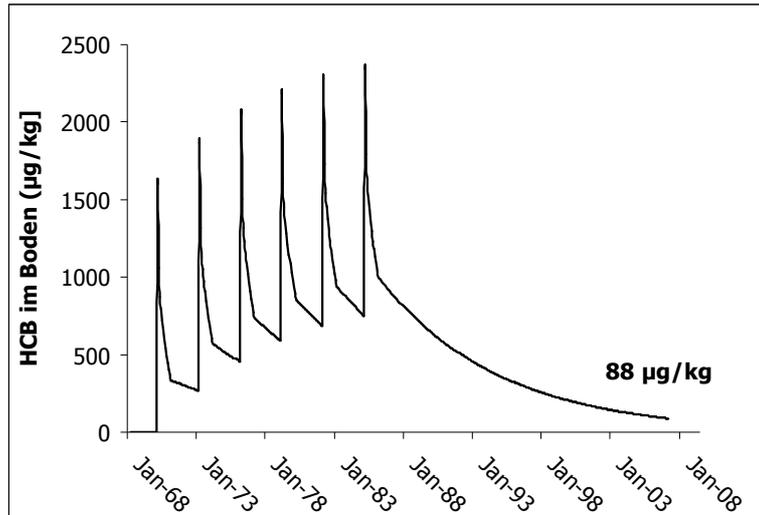


Abbildung 10.4-2: Zeitlicher Verlauf der HCB-Konzentrationen im Boden bei 6 Anwendungen von "Tritifor" (6 x 4.8 kg HCB/ha) mit einer 3-jährigen Fruchtfolge (realistischer Fall), erste Anwendung: 1970, der Wert rechts unten stellen die simulierte Bodenkonzentration für April 2007 dar

In Abbildung 10.4-3 ist der hypothetische zeitliche Verlauf der HCB-Konzentrationen im Boden nach 6-maliger Anwendung von HCB-hältigen Saatgutbeizen im Zeitraum von 1970 – 1985 dargestellt. Die durch Modellberechnungen für 2007 gefundenen Bodenkonzentrationen von 2.0 µg/kg (6 x 0.08 kg HCB/ha) und 0.5 µg/kg (6 x 0.02 kg HCB/ha) stimmen gut mit den im Projekt gefundenen mittleren Wertebereich von HCB-Bodengehalten überein (25. Perzentil: 0.3 µg/kg und 75. Perzentil: 1.6 µg/kg). Die Landwirte in den Interviews gaben an, dass generell bei Getreidebau und nicht nur bei Saatgutvermehrung das verwendete Saatgut gebeizt wurde (z.B. mit "Ceresan"). Die Ergebnisse der Bodensimulationen lassen somit vermuten, dass mittlere HCB-Bodenbelastungen durchaus von der Anwendung HCB-hältiger Saatgutbeizen stammen können.

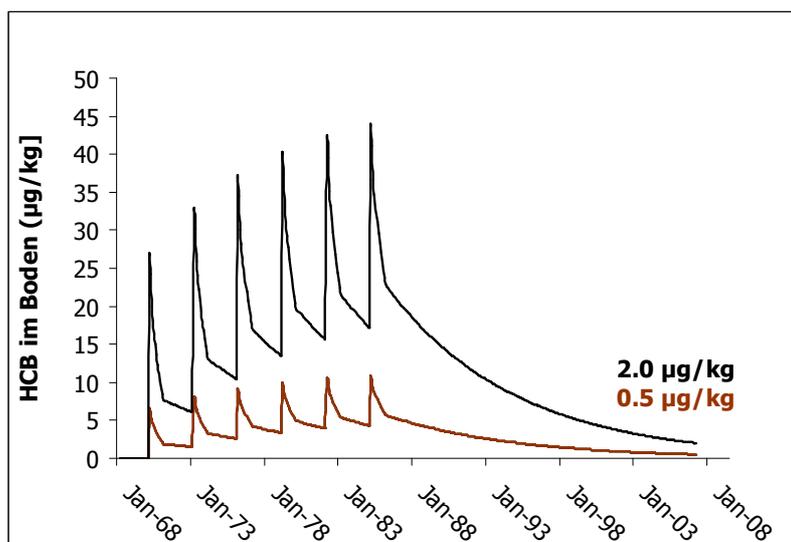


Abbildung 10.4-3: Zeitlicher Verlauf der HCB-Konzentrationen im Boden bei 6 Anwendungen von Saatgutbeizen (6 x 0.02 kg HCB/ha für Trockenbeize und 6 x 0.08 kg/ha für Schlämmebeize) mit einer 3-jährigen Fruchtfolge, erste Anwendung: 1970, die Werte rechts unten stellen die simulierten Bodenkonzentrationen für April 2007 dar

Simulationsrechnungen für einen HCB-Eintrag in den Boden durch den verunreinigten Wirkstoff Chlorothal-dimethyl ergab bei Annahme einer 7 % HCB-Verunreinigung eine HCB-Belastung von 12.6 µg/kg Boden (Applikationen: 6 x 0.685 kg HCB/ha, 3-jährige Fruchtfolge, erste Anwendung: 1970). Somit könnten zumindest theoretisch beachtliche Mengen an heutigem HCB im Boden von der Anwendung stark verunreinigter Pflanzenschutzmittel, welche noch dazu in hohen Aufwandmengen ausgebracht wurden, stammen. Allerdings wurden in den Fragebögen und Interviews von den befragten Landwirten keine Anwendung von Chlorothal-dimethyl und lediglich eine Anwendung von Pentachlornitrobenzol genannt. Somit kann angenommen werden, dass die heutigen HCB-Belastungen der in diesem Projekt untersuchten Böden nicht primär von früheren Anwendungen HCB-verunreinigter Wirkstoffe stammen.

Nach 6-maliger Anwendung von Chlorothal-dimethyl seit 1988 mit einer 0.0075 % HCB-Verunreinigung (0.0006675 kg/ha) und einer 3-jährigen Fruchtfolge ist theoretisch für 2007 eine Bodenbelastung von 0.1 µg/kg zu erwarten. Somit ist nicht auszuschließen, dass auch heute noch HCB-verunreinigte Pflanzenschutzmittel einen Beitrag zu HCB-Hintergrundbelastungen in der Umwelt leisten.

10.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die durchgeführten Simulationsrechnungen beruhen auf einer Reihe von Annahmen, welche zum Teil mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet sind. Vor allem die Halbwertszeit für die Abnahme von HCB-Konzentrationen in Ackerböden ist schwer zu fassen, da in der Literatur eine Bandbreite von ca. 3 - 20 Jahren zu finden ist. Die Anwendungsmuster von HCB-hältigen Pflanzenschutzmitteln sind auch mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Die für die hier dargelegten Simulationsrechnungen ausgewählten Modellinputparameter (z.B. Halbwertszeiten) und HCB-Eintragsszenarien in Ackerböden können als "wahrscheinlich realistische Fälle" betrachtet werden und sind auf keinen Fall als "Realität" anzusehen.

Basierend auf den Ergebnissen der Modellierungen der HCB-Konzentrationen in Ackerböden kann davon ausgegangen werden, dass heutige HCB-Konzentrationen in Ackerböden vor allem aus Pflanzenschutzmitteleinträgen stammen.

11 Gezielte Interviews mit Landwirten

Mit den Fragebogendaten, welche von den Landwirten eigenständig ausgefüllt wurden und mit den Kernproben eingeschickt wurden, konnte für eine große Anzahl an Feldern Informationen erhoben werden. Allerdings zeigten erste Datenanalysen, dass für eine fundierte Modellentwicklung dieses Datenmaterial unzureichend ist. Die historische Anwendung von HCB als Fungizid liegt 30 – 40 Jahre zurück. Aus diesem Grund war die Erhebung von verlässlichen Daten über die historische Bewirtschaftung von Feldern, auf welchen heute u.a. Ölkürbis gebaut wird, mittels Fragebögen nur bedingt möglich. In persönlichen Interviews kann hingegen oft durch gezieltes Nachfragen und im Idealfall durch direkten Kontakt mit den früheren Betriebsinhabern ein höheres Ausmaß an konkreter Information und eine höhere Verlässlichkeit der Information erhalten werden. Daher wurde die Durchführung von direkten Befragungen von Ölkürbisbauern als sinnvoll erachtet. Im August 2007 wurden Pilotinterviews durchgeführt, der Hauptanteil and Befragungen fand im Dezember 2007 und Jänner 2008 statt.

11.1 Auswahlkriterien für Interviewbetriebe

Ziel war es, ca. 30 Landwirte zu befragen und so einen für statistische Auswertungen ausreichenden Datenumfang zu erhalten. Die Auswahl der Betriebe für Interviews erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Anzahl der Felder im Betrieb für die Kernwerte vorliegen
Somit sollte mit einer beschränkten Anzahl an Interviews eine möglichst hohe Zahl an Schlägen für die statistische Auswertung erfasst werden.
- Kernwerte (hohe und niedrige)
Bei der Auswahl der Betriebe wurde darauf geachtet, dass insbesondere für Felder mit hohen HCB-Kernwerten Interviewdaten ermittelt wurden, gleichzeitig aber auch genügend niedrig belastete Felder zur Prüfung von unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die zu erwartenden Kernwerte erfasst wurden.
- Transferfaktoren (Schwerpunkt hohe)
Da der HCB-Transfer vom Boden in die Kürbiskerne beträchtlich schwankt (siehe Kapitel 7 und 12) wurde bei den Interviews auch versucht, möglichst viele Landwirte mit Feldern mit sehr hohen Transferfaktoren zu erfassen.
- Anfahrtsweg
Die Befragungen sollte zwecks Standardisierung von nur einer Person durchgeführt werden. Daher war der Anfahrtsweg auch ein Kriterium für die Auswahl der Betriebe. Wenn möglich sollte die Befragung am Betrieb durchgeführt werden, da hier eventuell alte Aufzeichnungen während des Interviews gesucht werden konnten, bzw. die ältere Generation auch dabei sein konnte.
- Bereitschaft der Landwirte
Generell musste die Bereitschaft der Landwirte für ein Interview vorab geklärt werden.

11.2 Inhalt der Interviews

In den persönlichen Interviews wurde neben allgemeinen Informationen und Feldeigenschaften vor allem versucht, möglichst viel Information zur historischen Bewirtschaftung der Ölkürbisfelder zu ermitteln. Folgenden Fragen sollten beantwortet werden:

Allgemeine Informationen

- Ist das Feld ein Pachtacker oder Eigengrund? Seit wann wird es gepachtet / ist es im Besitz dieses Betriebes?
- Größe des Feldes (falls nicht bereits mit den Fragebögen erfasst)

- Begrenzung des Feldstückes (Straße, anderes Feld, Wald etc)?
- Kam es zu Grundzusammenlegungen? Wenn ja, wann?

Feldeigenschaften

- Hangneigung / Exposition (Himmelsrichtung)?
- Bodenbeschaffenheit (leicht, mittel, schwer oder lehmig, sandig)?
- Kommt es zu Staunässe am Feld?

Historische Bewirtschaftung der Felder

- Wurde am Feld Weizen vermehrt? Wenn ja, in welchem Zeitraum?
- Wurde am Feld generell Getreide vermehrt? Wenn ja, in welchem Zeitraum?
- Wurde "Tritifor" angewendet? Wenn ja, in welchem Zeitraum?
- Wurde gebeiztes Saatgut angebaut? Mit welchen Saatgutbeizen war das Getreide behandelt?
- Hat ein Grünlandumbruch stattgefunden? Wenn ja, wann?
- Fruchtfolgen heute und im Zeitraum vor ca. 1986
- Wurden Pflanzenschutzmittel mit HCB Verunreinigungen verwendet? Welche?
- Wurde Klärschlamm ausgebracht?

Aus den Gesprächsprotokollen wurden Antwortkategorien erstellt, welche in der Tabelle "Interviews" in der HCB Datenbank eingegeben wurden.

11.3 Ergebnisse

Insgesamt wurden Interviews bei 28 Betrieben durchgeführt und so Informationen über 131 Felder erhalten.

11.3.1 Allgemeine Informationen zu den Feldern

Pachtacker/Eigengrund

Insgesamt wurden von den 131 Feldern, für welche Interviewdaten erhoben wurden, 62 Felder erst seit 1988 oder später vom befragten Landwirt bewirtschaftet. Für diese Flächen war dementsprechend nur in einer geringen Anzahl von Fällen umfassende Informationen zur historischen Bewirtschaftung verfügbar, z.B. dann wenn der frühere Eigentümer oder der Verpächter ein Verwandter war, oder wenn in der Gegend generell bestimmte Bewirtschaftungsformen nie durchgeführt worden waren.

Flächen

Die Flächenangaben wurden im Hinblick auf einen möglichen Zusammenhang zwischen Feldgröße und Transferfaktorschwankungen ausgewertet. Weiters war die Vermutung gegeben, dass, je größer ein Feld ist desto höher die Wahrscheinlichkeit ist, dass darauf Weizenvermehrung durchgeführt wurde. In den Jahren 2005 und 2006 wurde im Fragebogen die Fläche der Felder nicht erfasst, da diese über GIS Auswertungen von verschiedenen Datenbanken eruiert werden sollte. Allerdings stellte sich dies als praktisch nicht durchführbar heraus da zwischen den tabellarischen Flächenangaben in den INVEKOS Daten und den geographischen Grundstücken der DKM keine eindeutige Zuordnung hergestellt werden konnte. Somit liegen für 2005 und 2006 lediglich für die Interviewfelder Flächenangaben vor. Da im zweiten Fragebogen (2007) die Erhebung der Feldflächen aufgenommen wurde, liegen für alle Kernproben aus 2007 auch die Flächenangaben der entsprechenden Schläge vor.

In den Interviews wurden 41 Felder erfasst, für welche auch Bodenproben genommen und auf den HCB-Gehalt

untersucht wurden. Somit können für diese Felder Transferfaktoren berechnet und diese in Relation zur Anbaufläche gesetzt werden. Somit wurde untersucht ob ein Zusammenhang zwischen der Abweichung dieser 41 Transferfaktoren zum Mittelwert aller Transferfaktoren (n=205) besteht. Es wurde kein Zusammenhang gefunden und somit ist auch nicht davon auszugehen, dass die hohe Streuung bei den gefundenen Transferfaktoren auf eine eventuelle höhere Probenahmeungenaugigkeit (z.B. ungleichmäßigere Verteilung der Einstiche über das Feld) bei größeren Flächen zurückzuführen ist.

Begrenzung der Feldstücke

Es konnte kein klarer Zusammenhang zwischen der Art der Begrenzung eines Feldstückes (z.B. Wald, Straße, anderes Feld, Wiese etc.) und dem HCB-Gehalt in Kürbiskernen oder dem HCB-Gehalt im Boden gefunden werden. Einerseits waren pro Begrenzungskategorie lediglich wenige Fälle gegeben, andererseits ist der Einfluss von z.B. durch Gummiabrieb in der Nähe einer Straße verursachten HCB-Einträgen im Vergleich zu Rückständen von historischen Anwendungen von HCB-hältigen Pflanzenschutzmitteln sehr gering und somit nicht erkennbar.

Grundzusammenlegung

In den Interviews wurde erhoben, dass es bei 37 von 131 Kürbisbauflächen eine Grundzusammenlegung gegeben hatte. Bei einer Grundzusammenlegung können ein hochbelasteter Schlag und ein niedrig belasteter Schlag zusammengelegt worden sein. In solchen Fällen wäre eine höhere Wahrscheinlichkeit für einen Probenahmefehler bei der Kernprobenziehung gegeben (wenn z.B. die Probe nicht vollständig durchmischt ist) und so zur Schwankungsbreite der gefundenen Transferfaktoren beitragen. Eine Auswertung der Daten zeigte allerdings keinen Zusammenhang zwischen der Abweichung der Transferfaktoren vom Mittelwert und einer Grundzusammenlegung.

11.3.2 Feldeigenschaften

Hangneigung/Exposition

Insgesamt wurde in den Interviews für 90 Flächen angegeben, dass die Felder eben sind und für 42 Flächen wurde eine leichte Hangneigung genannt. Lediglich für 17 Felder mit einer leichten Neigung wurde auch die Hangexposition (Süd-, Ost-, Nord- oder Westhang) angegeben. Für die Exposition war auf Grund der zu geringen Datenmenge keine aussagekräftige Auswertung möglich. Eine qualitative Auswertung der in den Interviews erhobenen Angaben lässt auf keinen fassbaren Zusammenhang zwischen der Hangexposition und dem HCB-Gehalt in Kernen schließen. Grundsätzlich ist jedoch denkbar, dass die Exposition eines Feldes sehr wohl einen gewissen Einfluss auf die HCB-Aufnahme der Pflanzen hat. So ist vorstellbar, dass direkte Sonneneinstrahlung, Wind, Feuchtigkeit etc. die Mengen an HCB, welches aus dem Boden verdunstet und somit über die Blätter aufgenommen wird, beeinflusst. Die entsprechenden Einflussfaktoren können jedoch gegenläufig sein und somit wäre es lediglich in einem standardisierten Freilandversuch mit genauen mikroklimatischen Messdaten möglich, die Auswirkungen der einzelnen Faktoren (welche ja auch durch die Hangneigung und Exposition mitbestimmt werden) zu erfassen. Dies war jedoch außerhalb des Rahmens dieses Projektes.

Staubnässe

Für 19 Felder wurde angegeben, dass mitunter Staubnässe auf diesen Flächen auftritt. Auch hier konnte in einer univariaten Analyse kein Einfluss dieses Faktors auf die Kontamination von Kernen mit HCB gefunden werden.

Bodenschwere

In den Interviews wurde auch nach der Bodenschwere gefragt. Die Landwirte nannten sehr häufig mehrere

Bodenschwerekategorien (leicht, mittel, schwer) für ein Feld. Dies ist, neben der subjektiven Beurteilung, darauf zurückzuführen, dass innerhalb eines Feldes verschiedene Bereiche unterschiedliche Bodenschwere aufweisen können. Da jedoch die Kernprobe für ein spezifisches Feld eine Mischprobe über das ganze Feld ist, wurde eine Auswertung bezüglich eines möglichen Zusammenhanges zwischen Bodenschwere und Kern-HCB basierend auf diesen Daten nicht als zielführend erachtet. Zudem liegen für sämtliche Bodenproben gemessene Korngrößenverteilungen und somit deutlich verlässlichere Daten zur durchschnittlichen Bodenschwere der Felder vor. Die Analyse dieser Daten im Zusammenhang mit Kern-HCB Werten und einen möglichen Einfluss der Bodenschwere auf den Transfer vom Boden in Kürbiskerne ist im Kapitel 12 zu finden.

11.3.3 Historische Bewirtschaftung der Felder

Pflanzenschutzmittel mit HCB Verunreinigungen

In einer Recherche im Pflanzenschutzmittelregister des BAES wurde erhoben, welche Pflanzenschutzmittel seit Führung des Registers bis heute zugelassen waren, die HCB als Wirkstoff enthielten bzw. Wirkstoffe mit HCB Verunreinigungen enthielten. Insgesamt wurden von den Landwirten in den Befragungen lediglich 3 Wirkstoffe mit HCB-Verunreinigungen (bzw. Pflanzenschutzmittel mit diesen Wirkstoffen) genannt. Auf 97 Flächen wurde Atrazin angewandt, auf 46 Feldern Lindan und auf lediglich 3 Äckern PCNB (Pentachlornitrobenzol, Brassicol).

In einer univariaten Analyse konnte kein Zusammenhang zwischen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, welche HCB als Verunreinigung enthalten, und HCB-Kernwerten für diese Felder gefunden werden. Dies ist mit den geringen Mengen an HCB, welche in Atrazin- und Lindanpräparaten (< 1 % HCB) enthalten sind, im Vergleich zu Anwendungen von HCB als Wirkstoff, erklärbar (siehe auch Kapitel 10).

Klärschlammdüngung

Klärschlamm ist neben Pflanzenschutzmitteln eine mögliche HCB-Kontaminationsquelle für Böden. In den Interviews wurde lediglich für 5 Felder Klärschlammdüngung genannt und somit ist eine aussagekräftige Auswertung des Einflusses von Klärschlamm auf heutige HCB-Kontaminationen von Böden und damit von Kürbiskernen nicht möglich. Im Vergleich zu einer "Tritifor"-Anwendung oder "Ceresan"-Anwendung (HCB-hältige Saatgutbeize) wurden mit Klärschlamm relativ geringen Mengen an HCB ausgebracht. Daher ist nicht anzunehmen, dass Klärschlammdüngung eine wesentliche Rolle für die heutigen HCB-Belastungen in Böden spielt (vergleiche dazu auch Kapitel 9, Punkt 9.2.4).

Getreidevermehrung, Saatgutbeizung, Anwendung von "Tritifor"

Aus den Angaben der Landwirte in den Interviews kann von einer 3 – 4 jährigen Fruchtfolge ausgegangen werden. Da die Anwendung von HCB-hältigen Pflanzenschutzmitteln schon 30 – 40 Jahre zurück liegt, war es nicht möglich, detaillierte Angaben bezüglich der Häufigkeit von Getreidevermehrungen auf einem Feld bzw. der angewandten Fungizide und Saatgutbeizen zu erhalten. Die Landwirte konnten lediglich mit relativ hoher Sicherheit darüber Auskunft geben, ob "früher" auf einem bestimmten Feld Saatgut (Weizen) vermehrt wurde oder nicht. Bereits die Frage nach einer Anwendung von "Tritifor" wurde von vielen Landwirten mit "Ich weiß nicht" beantwortet. Am ehesten konnten sich die Landwirte an durchgeführte Saatgutbeizungen erinnern, da diese oft am Hof selbst durchgeführt worden waren. Insgesamt war es nicht möglich, für spezifische Felder genaue historische HCB-Eintragsmuster durch Anwendung HCB-hältiger Pflanzenschutzmittel über die Zeit aus den Interviews zu erhalten. Eine Auswertung der Daten hinsichtlich eines Zusammenhanges von Getreidevermehrung, Saatgutbeizung und Anwendung von "Tritifor" ist in Kapitel 12, Punkt 12.6.2 zu finden.

12 Statistische Analysen und Modellentwicklung

12.1 Ziel der statistischen Analyse

Ziel der statistischen Analyse war es, ein Vorhersagemodell zu entwickeln, mit welchem abgeschätzt werden kann, ob auf einem bestimmten Feld bei Ölkürbisbau eine HCB-Belastung der Kerne über dem Grenzwert von 50 µg/kg zu erwarten ist. Dieses Vorhersagemodell soll als Entscheidungshilfe für Landwirte dienen. Für die Entwicklung eines entsprechenden Modells standen zusätzlich zu 3161 gemessenen HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen unterschiedliche Daten zur Verfügung: Fragebogendaten, Interviewdaten, gemessene HCB-Konzentrationen in Bodenproben und gemessene Bodenparameter. Diese Daten können im Wesentlichen in zwei Gruppen eingeteilt werden. Die eine Gruppe bezieht sich auf die historische Bewirtschaftung des Feldes, sowie Eigenschaften des Feldes. Diese Daten wurden anhand der mit den Kernproben übermittelten ausgefüllten Fragebögen bzw. in Interviews mit Landwirten erfasst. Die zweite Gruppe besteht aus gemessenen HCB-Konzentrationen in Böden und gemessenen physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften (Bodenparameter).

Beruhend auf diesen unterschiedlichen Datenquellen wurden verschiedene statistische Modelle entwickelt. Ziel war es nun, diese unterschiedlichen Modelle auf ihre Vorhersagekraft zu untersuchen und jene zu identifizieren, welche für die Praxis hinreichend gute Ergebnisse liefern. Ein wesentlicher Punkt dabei war herauszufiltern, welche erfassten Informationen für eine Vorhersage der HCB-Konzentration im Kürbiskern eine Rolle spielen.

Im ersten Teil der statistischen Analyse wurde eine rein deskriptive Auswertung durchgeführt, um die verschiedenen Daten zu beschreiben. In diesem Teil wurden keine inferenzstatistischen Schlüsse gezogen, das heißt es wurden auf univariater Basis keine Tests auf signifikante Unterschiede in den einzelnen Kategorien durchgeführt. Eine inferenzstatistische Betrachtung wurde dann im zweiten Teil bei der statistischen Modellbildung durchgeführt.

12.2 Überblick über das erhobene Datenmaterial

Wie schon erwähnt, gibt es unterschiedliche Datenquellen mit unterschiedlicher Datenqualität:

- Fragebogendaten
 - Diese Daten stammen aus den Fragebögen, welche die Landwirte eigenständig ausgefüllt haben und mit den, auf die HCB-Konzentration zu untersuchenden Kernproben, mitgeschickt haben. Der Vorteil dieser Daten ist, dass mit nahezu allen Kernproben Fragebögen eingeschickt wurden (lediglich für 14 von 3161 Kernproben liegen keine Fragebogendaten vor). Der Nachteil ist, dass die Datenqualität nicht immer in zufrieden stellendem Maß gegeben ist.
 - Auf Grund der Erfahrungen der Jahre 2005 und 2006, wurde das Fragebogendesign für 2007 adaptiert und verbessert. Allerdings können dadurch die erhobenen Daten von 2007 (zweiter Fragebogen) nicht für alle Parameter mit den Daten von 2005 und 2006 (erster Fragebogen) für eine gemeinsame Auswertung zusammengefasst werden (siehe Punkt 12.7.1).
- Interviewdaten
 - Auf Basis der Ergebnisse der HCB-Konzentration im Kürbiskern und im Boden aus den Jahren 2005 und 2006 bzw. der daraus resultierenden Transferfaktoren wurden gezielt Landwirte ausgesucht, die dann über die Eigenschaften und Behandlung der einzelnen Felder interviewt wurden. Falls ein ausgewählter Landwirt auch 2007 eine Kernprobe eingeschickt hatte wurden Angaben für dieses Feld im Interview ebenfalls erfasst. Somit sind die Kernwerte, die zu den Interviewdaten gehören, eine Teilmenge aus der gesamten Kerndatenmenge.
 - Der Vorteil dieser Daten ist, dass sehr verlässliche Angaben bezüglich der Felder erfragt werden konnten. Allerdings bedingt der erhöhte Zeitaufwand für intensive persönliche Befragungen der Landwirte eine beschränkte Anzahl von Interviews im Vergleich zum Datenumfang, welcher mit einem Fragebogen erhoben werden kann.
- HCB-Konzentration im Boden

- Bei einer Teilmenge der Felder für welche HCB-Kernwerte erhoben wurden, wurde zusätzlich die HCB-Konzentration im Boden bestimmt, um den Zusammenhang zwischen HCB-Konzentration im Boden und HCB-Konzentration im Kürbiskern näher zu analysieren.
- Bodenparameter
 - Bei allen Bodenproben bezüglich der HCB-Konzentration im Boden wurden zusätzlich verschiedene Bodenparameter bestimmt (siehe Tabelle 12.7.3-1), um so einen eventuell vorhandenen Zusammenhang zwischen diesen Bodenparametern und der HCB-Konzentration im Kürbiskern bzw. im Boden zu untersuchen.

12.3 Datenaufbereitung für die Auswertungen

Für die Auswertungen der Daten aus den Jahren 2005, 2006 und 2007 galt es, mehrere Datensätze aus unterschiedlichen Quellen mit unterschiedlichen Typen und mit unterschiedlicher Aktualität zusammenzuführen. Diese waren

- Messergebnisse Kerne (2005, 2006, 2007)
- Messergebnisse Bodenproben (Probennahme 2006 und 2007, Probenstandortauswahl erfolgte auf Basis von Kerndaten aus 2005 und 2006, daher werden in diesem Bericht den Bodenproben die Jahreszahlen 2005 und 2006, der zugehörigen Kernprobennahme, zugeordnet)
- Daten aus Fragebögen (2005, 2006, 2007)
- Daten aus Interviews (2007)
- Digitale Katastralmappe (2004)
- INVEKOS (2005, 2006)
- Adresskoordinaten DATA Geo (April 2007)

12.3.1 Erstellung von Übersichtskarten der HCB-Konzentrationen in Kernen und Böden

Die Digitale Katastralmappe (DKM) stellt in geographischer Form die Grundstücksgrenzen mit Grundstücksnummern und Grundstücksgrenzpunkten dar. Sie ist eine wesentliche Grundlage für großmaßstäbige und grundstücksbezogene Planungen, wie z.B. digitalen Flächenwidmungsplänen.

Das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (INVEKOS) ist ein EU-weites System von Verordnungen zur Durchsetzung einer einheitlichen Agrarpolitik in den Mitgliedsstaaten. Neben der Abwicklung von Direktzahlungen hat sich INVEKOS in der Zwischenzeit zu einem zentralen Informationssystem über und für die Landwirtschaft entwickelt. Eine Vielzahl von statistischen Erhebungen konnten durch die Auswertung von Antragsdaten ersetzt bzw. ergänzt werden.

Die Verortung der untersuchten Feldstücke anhand der von den Landwirten in den Fragebögen angegebenen Namen und des INVEKOS-Datensatzes stellte sich als sehr schwierig bis unmöglich heraus. Problematisch erwiesen sich dabei vor allem die unterschiedlichen Schreibweisen in den verschiedenen Datensätzen sowie die manchmal nicht vollständig ausgefüllten Stammdaten in den Fragebögen. Damit war keine eindeutige Identifizierung der einzelnen Feldstücke im Raum möglich und es wurde beschlossen, die Messwerte für Kern- und Boden-HCB immer dem entsprechenden Betrieb zuzuordnen. Für die lagerichtige Darstellung von regionalen Gebieten (einzelnen Bundesländern bzw. einer Österreich-Karte) ist dies als durchaus praktikabel anzusehen.

Durch die Verfügbarkeit des DATA.GEO Datensatzes, in dem alle Adressen Österreichs mit geographischen Koordinaten vorhanden sind, war es möglich, die Adressen der einzelnen Betriebe damit zu verschneiden und so für jeden untersuchten Betrieb eine eindeutige räumlichen Zuweisung zu finden.

Probleme bereiteten die jedoch weiterhin unterschiedlichen Schreibweisen einiger Adressen, die aus unterschiedlichen Quellen stammten. Eine räumliche Verortung aller Betriebe konnte somit nicht auf Anhieb durchgeführt werden und eine aufwändige, händische Nachbearbeitung der Adressen war notwendig.

Die geographische Darstellung der Probenstandorte erfolgte mit Hilfe des Geoinformationssystems ArcGIS 9.2. Es werden HCB-Kernwerte, HCB-Bodenwerte, Transferfaktoren sowie Extremwerte dargestellt (Abbildung 12.3.1-1, 12.3.1-2, 12.3.1-3 und 12.3.1-4).

Um eine Übersicht über den Umfang und die Verteilung der untersuchten Gebiete zu geben, wurden die HCB-Messwerte als verschiedenfarbige Punkte in eine Österreichkarte eingezeichnet. Die unterschiedlichen Farben ergeben sich aus der Klassifikation in verschiedene Wertebereiche.

Die dargestellten Probenpunkte reihen sich automatisch um den zugehörigen Betrieb, dies kann bei Betrieben in Grenznähe dazu führen, dass die Punkte scheinbar außerhalb Österreichs liegen.

Als Endergebnis steht nun eine Geodatabase zu Verfügung mit deren Hilfe die geographischen Daten in andere GI-Systeme eingebunden und weiter gegeben werden können.

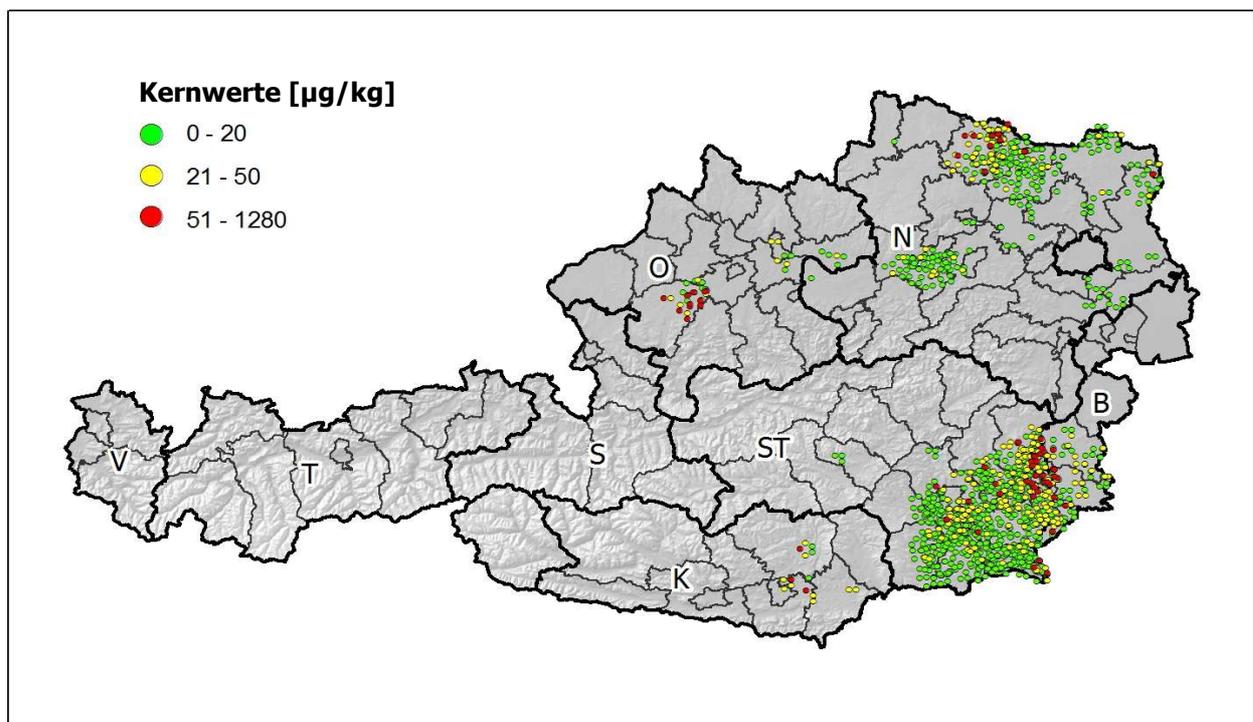


Abbildung 12.3.1-1: Übersicht über die geographische Verteilung von gemessenen HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen

In der folgenden Abbildung (12.3.1-2) sind die HCB-Konzentrationen in Kernen über dem Höchstwert von 50 µg/kg in unterschiedliche Wertebereiche aufgesplittet, um einen besseren Eindruck über das Ausmaß der Grenzwertüberschreitung für die einzelnen Probenahmestandorte zu erhalten.

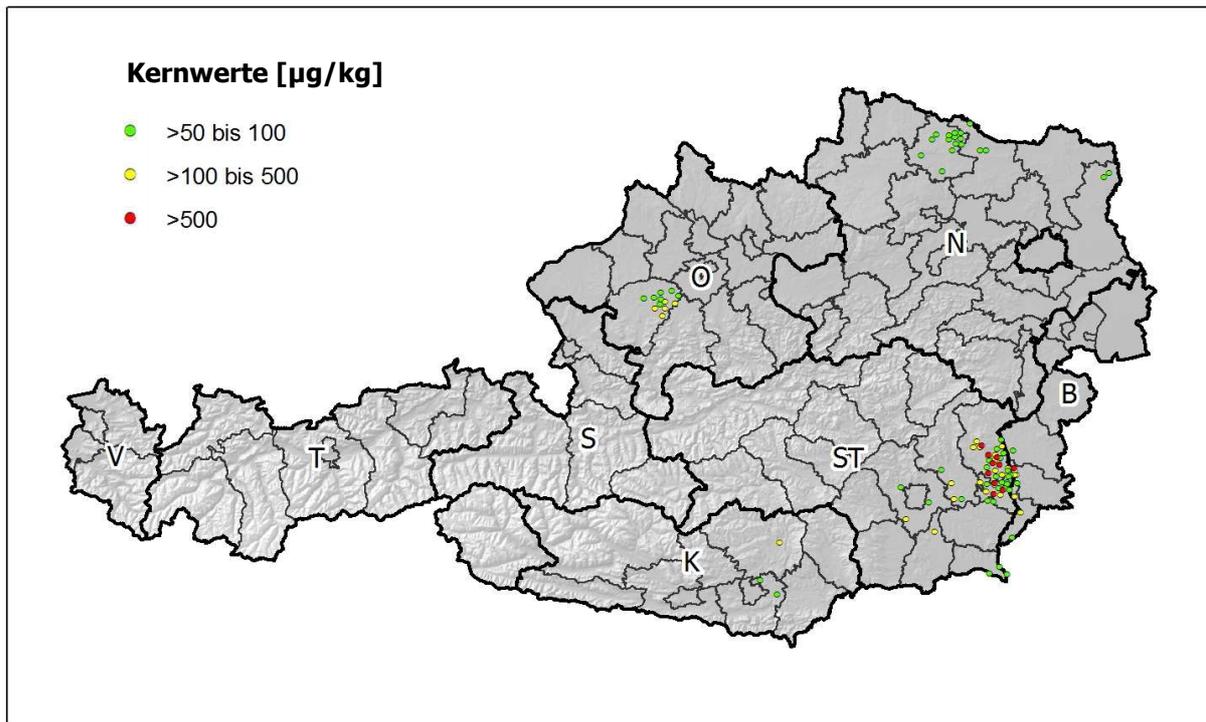


Abbildung 12.3.1-2: Übersicht über die geographische Verteilung von HCB-Konzentrationen in Kernen, welche über dem Höchstwert von $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ liegen

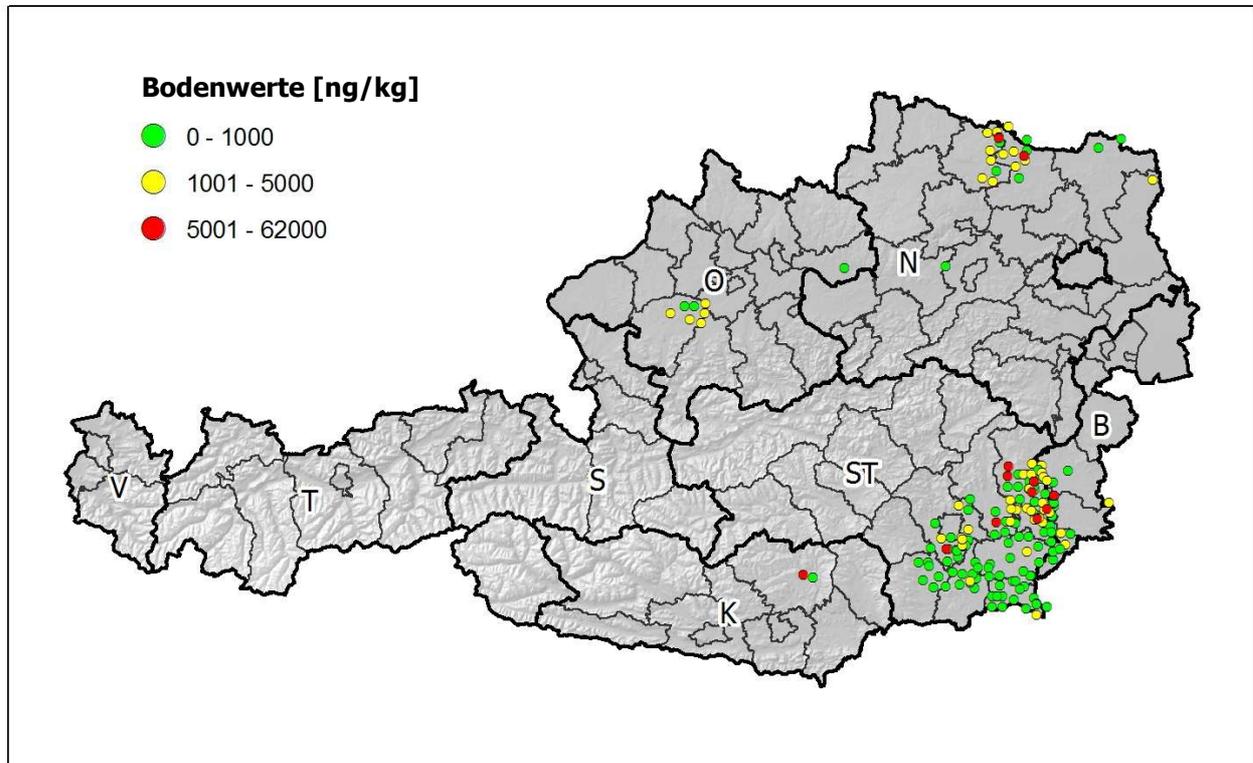


Abbildung 12.3.1-3: Übersicht über die geographische Verteilung von gemessenen HCB-Konzentrationen in Böden

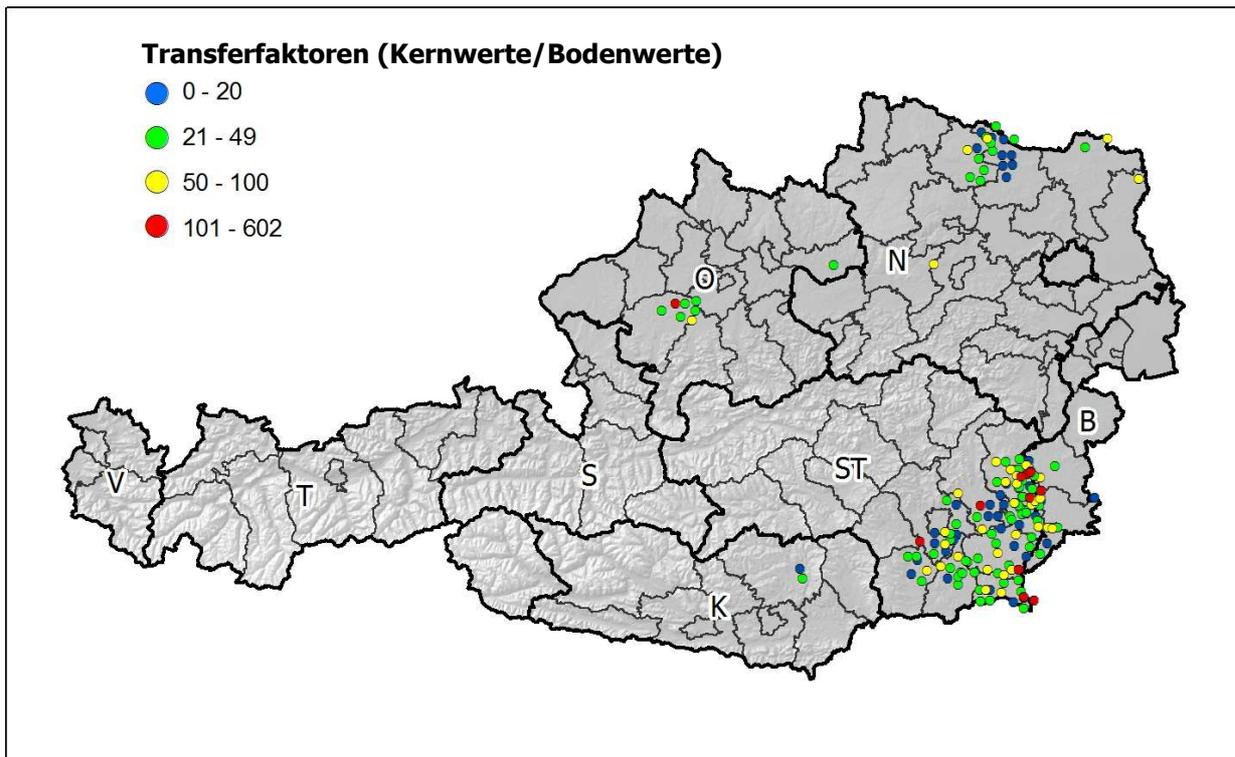


Abbildung 12.3.1-4: Übersicht über die geographische Verteilung von Transferfaktoren für die Aufnahme und Verlagerung von HCB aus dem Boden in Kürbiskerne (Transferfaktor = HCB-Konz. Kern/HCB-Konz. Boden)

12.4 Zusammenführung der Daten in eine Datenbank

Um die mit den Fragebögen und Interviews erhobenen Daten konsistent halten und mit anderen Daten leicht verknüpfen zu können, wurde eine Datenbank auf Ms Access Basis entwickelt (Abbildung 12.4-1). In diese wurden alle im Zuge dieses Projektes erhobenen Daten eingespeist:

- Kontaktdaten der Landwirte, welche Kürbiskernproben zur Verfügung gestellt haben (n=1430)
- HCB-Kernwerte (n=3161)
- HCB-Bodenwerte (n= 205)
- Bodenparameter (n=206)
- Informationen zu Feldstücken, von welchen Kernproben analysiert wurden: Schlagname und Grundstücksnummer (soweit in den Fragebögen angegeben)
- Fragebogendaten: Daten, die in den Fragebögen zu den zugehörigen Kürbiskernproben angegeben wurden (3 147 Datensätze)
- Interviewdaten: Daten, die in den gezielten Interviews von Landwirten erfragt wurden (131 Datensätze)

Bei der Auswahl eines Betriebes in der Datenbank werden automatisch die zugehörigen Kernproben sowie die dazu passenden Stammdaten angezeigt. Weiters kann eine Kernprobe gewählt werden und der entsprechende Fragebogen dazu angezeigt werden. Die Datenbank zeigt dann je nach Erhebungsjahr entweder den entsprechenden Fragebogen aus dem Jahren 2005/ 2006, bzw. den Fragebogen aus dem Jahr 2007 an. Weiters können die Daten des entsprechenden Interviews angezeigt werden.

Ist eine Probe gewählt und sind zusätzlich Daten über den Boden vorhanden, werden diese ebenfalls angezeigt.

Die eingegebenen Daten können so mit geringem Aufwand in andere Datenbank-, Auswerte- und Statistiksysteme übernommen werden.

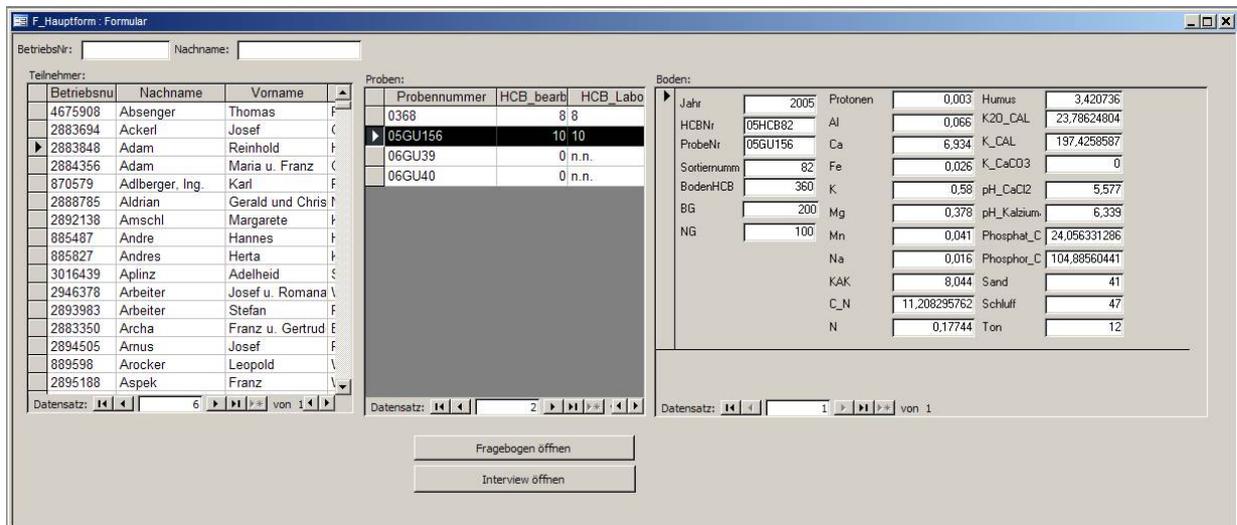


Abbildung 12.4-1: HCB-Datenbank, Datenfenster für eine Kernprobe

12.5 Überblick über HCB-Konzentrationen in Kernen und in Böden

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die in der statistischen Analyse verwendeten Daten gegeben. Es wurden nur solche Datensätze für die Auswertungen berücksichtigt, bei denen sowohl der Kern HCB-Gehalt und Fragebogendaten bzw. Interviewdaten existieren. Von den insgesamt 3161 Kernwerten liegen für lediglich 14 keine Fragebogendaten vor. Bei einer Teilmenge der Kerndaten existieren auch Messungen bezüglich des HCB-Gehaltes im Boden und gemessene Bodenparameter. Die genaue Anzahl der Proben pro Jahr ist in Tabelle 12.5-1 aufgelistet. Zu 131 Kernwerten liegen auch Interviewdaten vor. Von diesen 131 Datensätzen stehen für 41 auch HCB-Bodenwerte zur Verfügung.

Tabelle 12.5-1: Anzahl der Proben, wobei alle Kernproben angeführt sind (Fragebogendaten vorhanden und Fragebogendaten nicht vorhanden)

	Kern-HCB	Boden-HCB	Kern-HCB & Boden-HCB
Gesamt	3161	205	205
2005	670	102	102
2006	591	103	103
2007	1900	0	0

Bei der Bestimmung der HCB-Konzentration in den Kernen und im Boden gibt es unterschiedliche Nachweisgrenzen (NG) bzw. Bestimmungsgrenzen (BG). Die NG für den Kern ist 2 µg/kg. Werte unter der NG wurden für die statistische Analyse auf 1 µg/kg gesetzt. Die BG für den Kern ist 5 µg/kg. Werte unter der BG wurden auf 3.5 µg/kg gesetzt. Für den HCB-Gehalt im Boden ist die BG 200 ng/kg und die NG 100 ng/kg (Kaltextraktion). Für die Bodenproben basierend auf den Kernwerten von 2005 wurde zusätzlich eine Soxhlett-Extraktion angewandt, sodass die HCB-Konzentration im Boden für Proben aus diesem Jahr bis 20 ng/kg (BG für Soxhlett-Extraktion) quantifiziert werden konnten. Dieser Wert wurde bei keiner Probe unterschritten. Für Bodenproben basierend auf den Kernwerten von 2006 wurde auf diese Methode verzichtet. Aus diesem Jahr wurden Werte unter der BG (200 ng/kg;

Kaltextraktion) für die Datenauswertung auf 150 ng/kg und Werte unter der NG (100 ng/kg; Kaltextraktion) auf 50 ng/kg gesetzt. Der Anteil der Werte unter der jeweiligen BG bzw. NG ist in Tabelle 12.5-2 aufgelistet. Aus dieser Tabelle ist abzulesen, dass bei 19.8 % der untersuchten Kerne die HCB-Konzentration unter der BG lag. Bei 6 der insgesamt 205 Bodenproben lag die HCB-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze von 200 ng/kg, bei einer weiteren Probe war die Nachweisgrenze von 100 ng/kg unterschritten.

Tabelle 12.5-2: Anzahl der Messungen unter den entsprechenden Bestimmungsgrenzen (BG) bzw. Nachweisgrenzen (NG)

	Kompartiment	N	< NG	% < NG	< BG	% < BG
gesamt	Kern	3161	90	2.8 %	627	19.8 %
	Boden	205	1	0.5 %	6	2.9 %
2005	Kern	670	30	4.5 %	114	17.0 %
	Boden	102	0	0.0 %	0	0.0 %
2006	Kern	591	57	9.6 %	147	24.9 %
	Boden	103	1	1.0 %	6	5.8 %
2007	Kern	1900	3	0.2 %	366	19.3 %
	Boden	0	0	-	0	-
Interview	Kern	131	4	3.0 %	9	6.9 %
	Boden	41	0	0.0 %	0	0.0 %

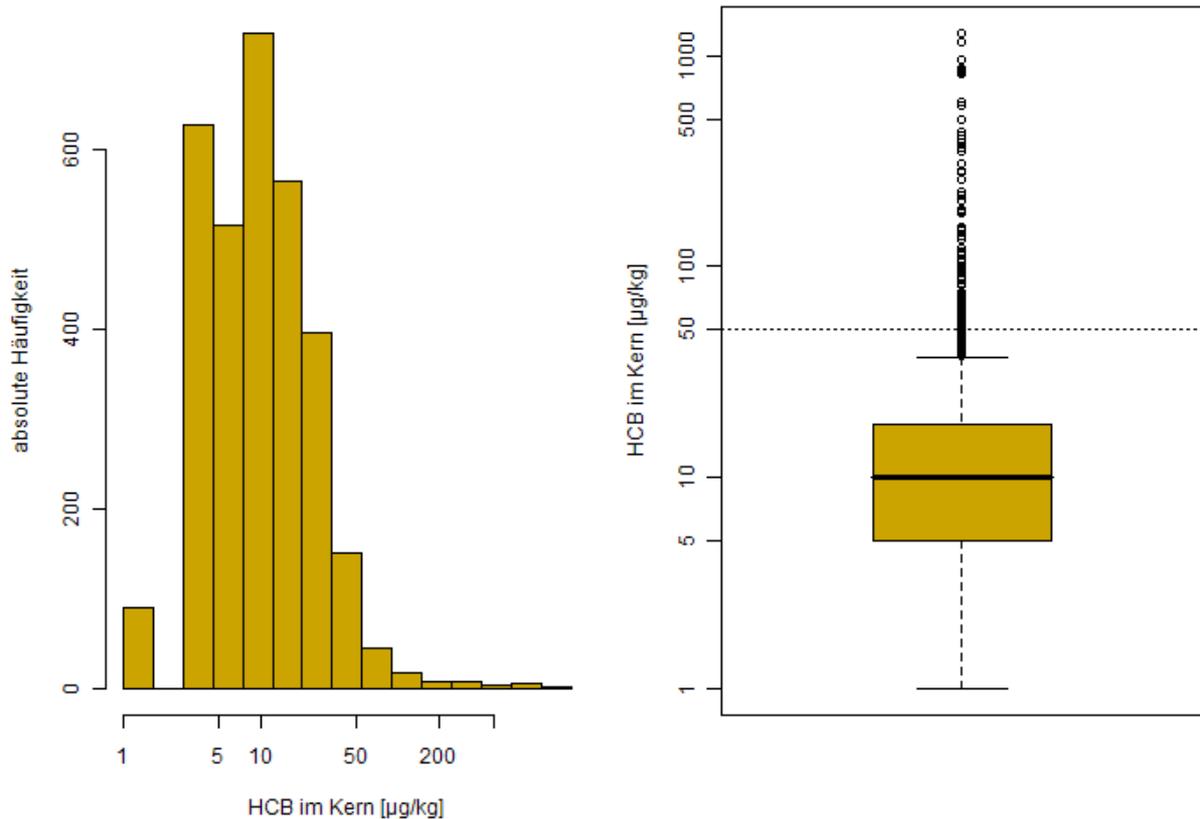


Abbildung: 12.5-1: Verteilung der HCB-Konzentrationen in Kürbiskernproben

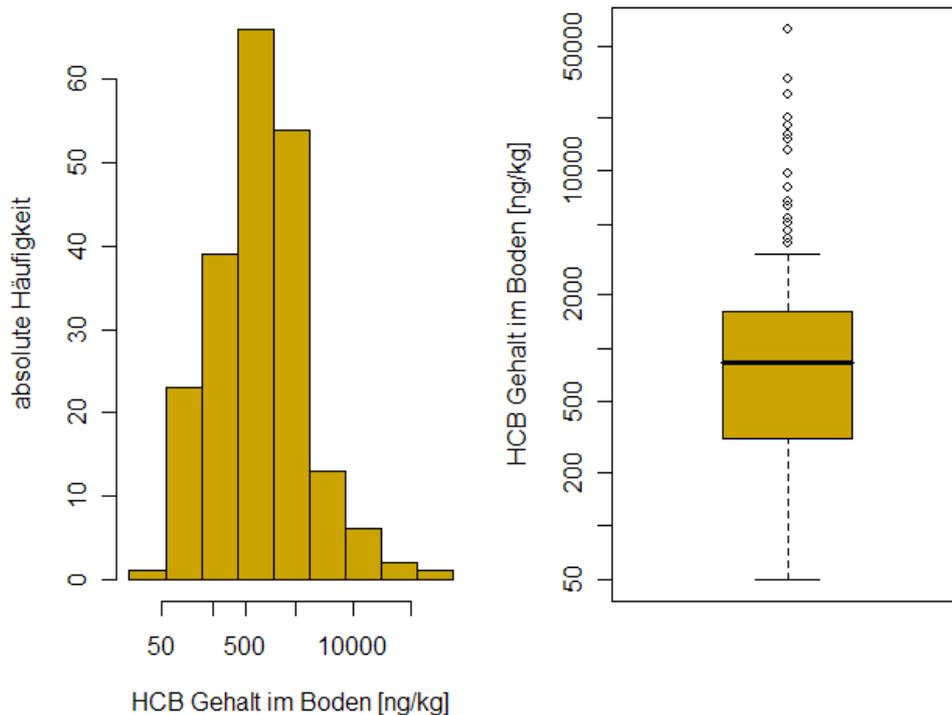


Abbildung 12.5-2: Verteilung der HCB-Konzentrationen in Bodenproben

Die Verteilung des HCB-Gehaltes in den Kernen ist in Abbildung 12.5-1 dargestellt. In dieser und in den folgenden Abbildungen ist zu beachten, dass die Achse für den HCB-Gehalt im Kern und im Boden logarithmiert ist, um so den Sachverhalt besser darstellen zu können. Im Histogramm für den HCB-Gehalt im Kern ist zu erkennen, dass die Verteilung trotz logarithmischer Darstellung schief ist und die Werte unter der BG einen deutlichen Anteil (19.8 %) der Daten ausmachen. Die maximale HCB-Konzentration im Kern liegt bei 1280 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

In Abbildung 12.5.-2 ist die Verteilung der HCB-Konzentrationen der Bodenproben dargestellt. Der höchste beobachtete Wert liegt bei 62 000 ng/kg.

12.6 Deskriptive Datenauswertung auf univariater Basis

12.6.1 Fragebogendaten

Für jede Kernprobe wurde von den Landwirten auch ein zugehöriger Fragebogen (Probenahme-Begleitblatt) ausgefüllt (siehe auch Kapitel 6). Lediglich für 14 der insgesamt 3161 Kernwerte liegen keine Fragebogendaten vor. Für das Jahr 2007 wurde der Fragebogen basierend auf den Erfahrungen und ersten Auswertungen der Jahre 2005 und 2006 adaptiert und geändert. Es wurde auch versucht den Fragebogen zu kürzen und zu vereinfachen, um für die einzelnen Fragen eine höhere Antwortqualität zu erzielen. Im Probenahmejahr 2007 wurden so z.B. einige Fragen nicht mehr gestellt, da einerseits die Antwortquote sehr gering war (z.B. Angaben zum Zeitpunkt der Blüte, Ernte, dem Abwelken der Blätter) bzw. erste Auswertungen keinen relevanten Erklärungswert der Angaben im Fragebogen für die HCB-Konzentration in den entsprechenden Ackerböden bzw. Kürbiskernen ergaben.

Die aus den Fragebögen ermittelten Informationen können in drei Fragenbereiche gegliedert werden. Der erste Fragenkomplex betraf die Eigenschaften des Feldes auf dem der Kürbis angebaut wurde. Hier wurde nach der Bodenart gefragt (z.B. Bodenschwere, Gründigkeit, Wassergehalt). Der zweite Fragenkomplex bezog sich auf Eigenschaften der aktuellen Ernte (Virusbefall, Blattkrankheiten, u.ä.). Der dritte Fragenkomplex erhob Informationen

zur historischen Bewirtschaftung des Feldes. In diesem Abschnitt des Fragebogens wurde danach gefragt, ob ein Grünlandumbruch in der Vergangenheit durchgeführt worden war, Saatgutvermehrung durchgeführt wurde und welche Pflanzenschutzmittel (z.B. "Tritifor", HCB-hältige Saatgutbeizmittel) in der Vergangenheit eingesetzt wurden. Von vorrangigem Interesse war, in wie weit der HCB-Gehalt in den Kürbiskernen von den Eigenschaften des Bodens und der Bewirtschaftung des Feldes in der Vergangenheit abhängt.

Im Folgenden wird der mittlere HCB-Gehalt im Kern und im Boden in Abhängigkeit von den einzelnen Antwortkategorien der jeweiligen Fragen im Fragebogen betrachtet. Zusätzlich werden die Häufigkeit und der relative Anteil der Antwortkategorien angegeben. Da die Daten schief verteilt sind und es mehrere extrem hohe Werte gibt, wurde als Vergleich für die mittlere Lage der Verteilung des HCB-Gehaltes der Median herangezogen. Dieser teilt die geordnete Stichprobe in zwei gleich große Hälften, so dass 50 % der Werte kleiner oder gleich dem Median sind. Grafisch sind die Daten in Form von Boxplotserien dargestellt. Bei diesen Boxplotserien sind die einzelnen Antwortkategorien auf der x-Achse aufgetragen und der HCB-Gehalt wieder in logarithmischer Skala auf der y-Achse. Um die Grafiken bzgl. HCB-Gehalt im Kern von jenen im Boden zu unterscheiden, sind diese unterschiedlich eingefärbt (gold... HCB-Gehalt im Kern; terrakotta ... HCB-Gehalt im Boden). In Form von Balkendiagrammen sind zusätzlich die Anzahl der Nennungen der jeweiligen Antwortkategorien bei Grafiken den Kürbiskernen betreffend dargestellt.

12.6.1.1 Bodenschwere, Bodengründigkeit und Wasserverhältnisse

Informationen zur Bodenschwere (leicht, mittel, schwer), Bodengründigkeit (seicht, mittel, tiefgründig) und den Wasserverhältnissen (sehr trocken, mittel, feucht/nass) wurden lediglich im ersten Fragebogen (2005 und 2006) erhoben. Daher beziehen sich die folgenden univariaten Auswertungen lediglich auf Kern- und Bodenproben von 2005 und 2006.

Bodenschwere

Als Erstes wurde der Zusammenhang zwischen Bodenschwere und dem HCB-Gehalt untersucht. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Befragten ihre Böden zu einem Großteil mit "mittel" charakterisiert haben. Dennoch kann man nicht davon ausgehen, dass die Antwort "mittel" auch als "weiß nicht" zu interpretieren ist. In Abbildung 12.6.1.1-1 wurden für jene Flächen, wo auch Bodenproben gezogen worden waren, die Angaben zur Bodenschwere aus den Fragebögen mit dem gemessenen Sandanteil in Relation gesetzt. Das Diagramm zeigt sehr wohl eine konsistente Einschätzung des Bodens, jedenfalls von der Tendenz her. Gleichwohl ist auch eine große Streuung innerhalb der Antwortkategorien ersichtlich.

In Tabelle 12.6.1.1-1 ist die Anzahl der gemessenen HCB-Konzentrationen im Kern bzw. im Boden, für welche in den zugehörigen Fragebögen die Bodenschwere von den Landwirten angegeben wurde, aufgelistet. In der Tabelle ist auch der Median des HCB-Gehaltes der in die jeweilige Kategorie fallenden Werte angeführt. Es ist zu erkennen, dass sich der mittlere HCB-Gehalt im Kern in den einzelnen Kategorien nicht wesentlich unterscheidet. Der HCB-Gehalt im Boden ist bei einem schweren Boden etwas geringer als bei den anderen beiden Bodenarten. Dieser Sachverhalt ist auch in den Abbildungen 12.6.1.1-2 und 12.6.1.1-3 zu sehen. In Abbildung 12.6.1.1-2 ist zu erkennen, dass es keinen wesentlichen Unterschied beim HCB-Gehalt im Kern zwischen den Kategorien (leicht, mittel und schwer) gibt. Abbildung 12.6.1-3 zeigt den etwas geringeren mittleren HCB-Gehalt bei schweren Böden, wobei auch hier der Unterschied nur gering ist.

Tabelle 12.6.1.1-1: Zusammenhang zwischen Bodenschwere (Angaben aus Fragebögen) und Kern- bzw. Boden-HCB

Bodenschwere	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
leicht	198	15.7	10	31	15.1	880
mittel	780	61.9	9	125	61.0	910
schwer	227	18.0	9	45	22.0	630
gesamt	1205	95.6	9	201	98.0	830

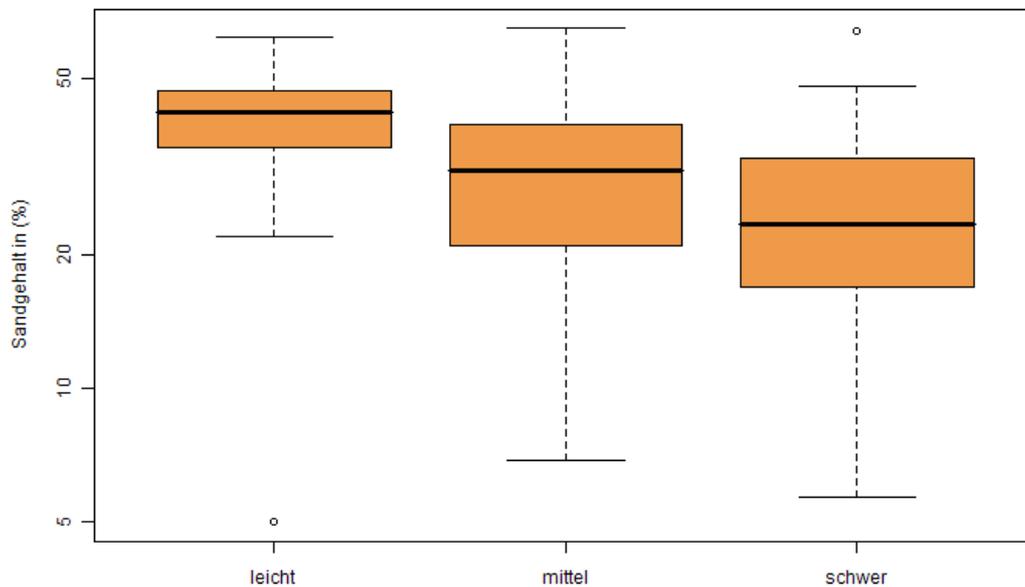


Abbildung 12.6.1.1-1: Zusammenhang zwischen im Fragebogen angegebener Bodenschwere und gemessenem Sandgehalt im Boden

Da aus dem Datensatz der gemessenen Bodenparameter für 205 Kernproben die Ton-, Schluff und Sandgehalte der entsprechenden Ackerböden zur Verfügung standen, wurde für Vergleichszwecke auch der Zusammenhang zwischen der gemessenen Bodenschwerekategorie für ein Feld (aus der gemessenen Korngrößenverteilung ermittelt) und den zugehörigen HCB-Boden- und Kernwerten untersucht. Die Analyse der aus der gemessenen Korngrößenverteilung berechneten Bodenschwerekategorie zeigt einen gleich bleibenden HCB-Gehalt im Kern und einen leicht ansteigenden HCB-Gehalt im Boden bei schweren Böden (Tabelle 12.6.1.1-2). Eine graphische Darstellung der Zusammenhänge ist in den Abbildungen 12.6.1.1-4 und 12.6.1.1-5 gegeben. Die deutlich größere Box in der Kategorie "sehr schwer", sollte nicht überbewertet werden, da nur 5 Werte in dieser Kategorie beobachtet wurden. Die hier gefundenen Ergebnisse zeigen eine andere Tendenz als die Auswertungen der in den Fragebögen angegebenen Bodenschwerekategorien im Zusammenhang mit Kern-HCB und Boden-HCB (Tabelle 12.6.1.1-1). Dies ist möglicherweise auf die Unsicherheit der subjektiven Einschätzung der Bodenschwere der Landwirte zurückzuführen und auf die Auswahl der Bodenprobenstandorte (Standorte mit hohen HCB-Kernwerten sind überproportional vertreten). Daher liegt hier der Median der Kern-HCB Werte höher als der Median für alle Kernwerte (10 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Zu Bodenprobenstandortauswahl siehe Kapitel 7.

Tabelle 12.6.1.1-2: Zusammenhang zwischen berechneter Bodenschwere und Kern- bzw. Boden-HCB

Boden- schwere	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
leicht	70	6.3	26.0	70	34.1	780
mittelschwer	100	9.0	22.0	100	48.8	780
schwer	30	2.7	32.0	30	14.6	1050
sehr schwer	5	0.4	19.0	5	2.4	1100
gesamt	205	18.4	25.0	205	100.0	830

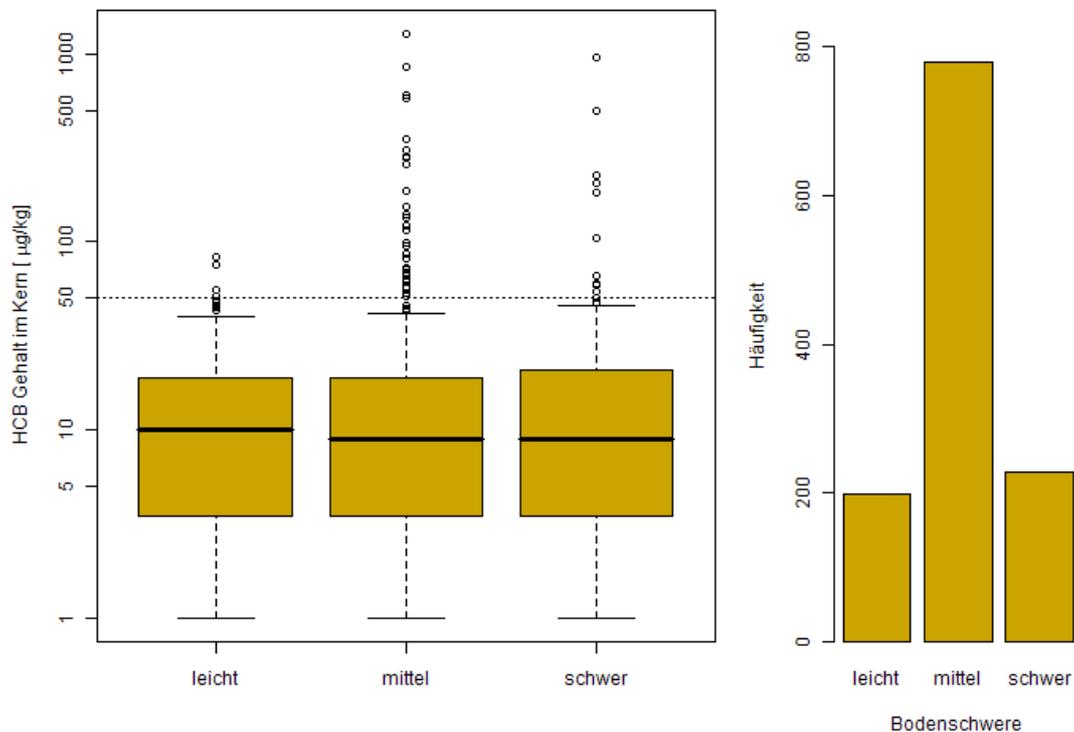


Abbildung 12-6.1.1-2: Zusammenhang zwischen im Fragebogen angegebener Bodenschwere und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Fragebogendaten 2005 & 2006 als Balkendiagramm

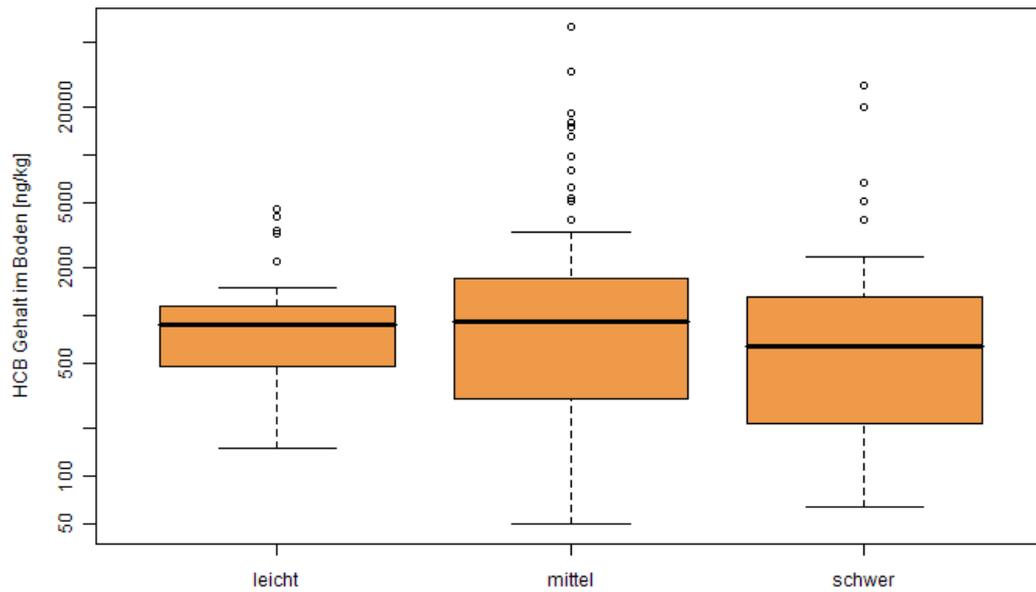


Abbildung 12.6.1.1-3: Zusammenhang zwischen im Fragebogen angegebener Bodenschwere und Boden-HCB

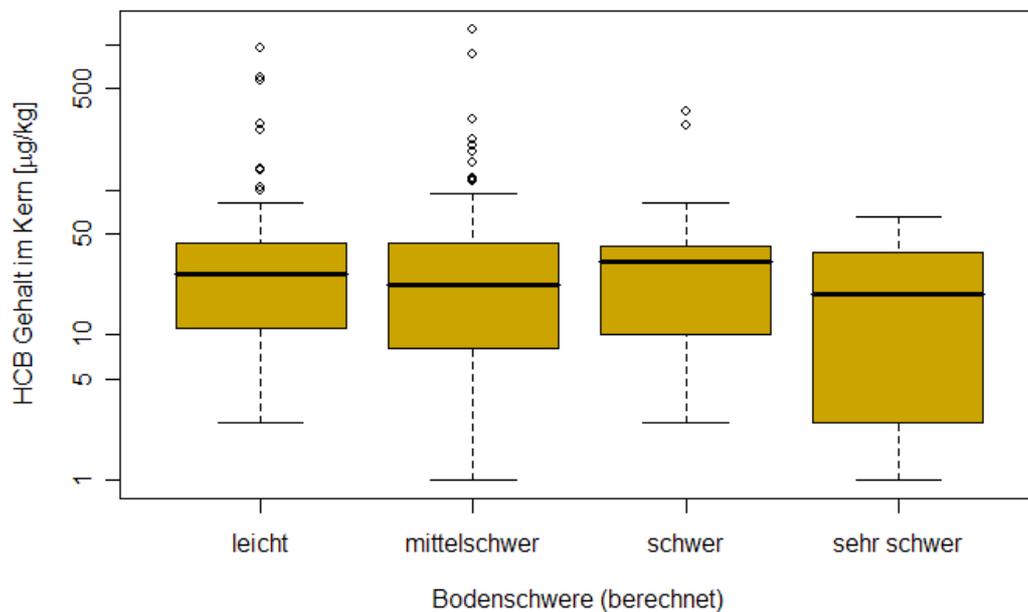


Abbildung 12.6.1.1-4: Zusammenhang zwischen der aus gemessener Korngrößenverteilung berechneten Bodenschwere und Kern-HCB

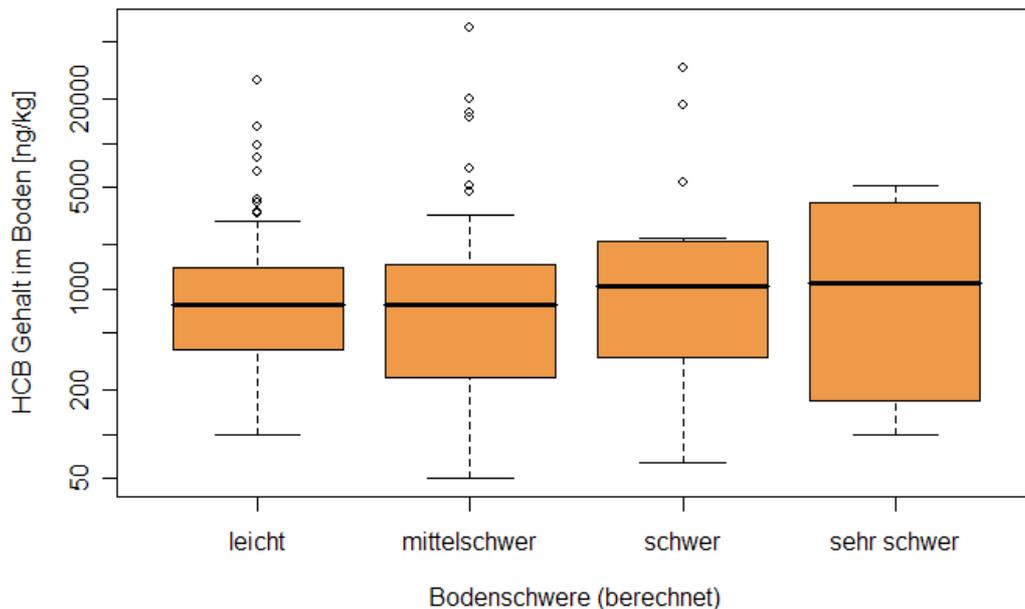


Abbildung 12.6.1.1-5: Zusammenhang zwischen der aus gemessener Korngrößenverteilung berechneten Bodenschwere und Boden-HCB

Bodengründigkeit

Als Nächstes ist der Zusammenhang zwischen Bodengründigkeit und dem HCB-Gehalt in Kürbiskernen und in Böden dargestellt. In Tabelle 12.6.1.1-3 ist die Anzahl der gemessenen Werte des HCB-Gehaltes im Kern bzw. im Boden, für welche in den Fragebögen die entsprechende Information von den Landwirten angegeben wurde, aufgelistet. In der Tabelle ist auch der Median des HCB-Gehaltes der in die jeweilige Kategorie fallenden Werte angeführt. Es ist zu erkennen, dass der HCB-Gehalt im Kern mit der Gründigkeit des Bodens tendenziell leicht abnimmt. Im Gegensatz dazu wurde bei tiefgründigen Böden ein höherer HCB-Gehalt im Boden gefunden als in den anderen beiden Bodenkategorien. Dies ist auch in den Abbildungen 12.6.1.1-6 und 12.6.1.1-7 zu sehen. Auf Grund der relativ hohen Streuung der Daten kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, dass diese Unterschiede von statistischer Relevanz sind.

Tabelle 12.6.1.1-3: Zusammenhang zwischen Bodengründigkeit und Kern- bzw. Boden-HCB

Bodengründigkeit	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
seicht	195	15.5	11	40	19.5	890
mittel	846	67.1	9	136	66.3	690
tiefgründig	156	12.4	8	23	11.2	1100
gesamt	1197	94.9	9	199	97.1	820

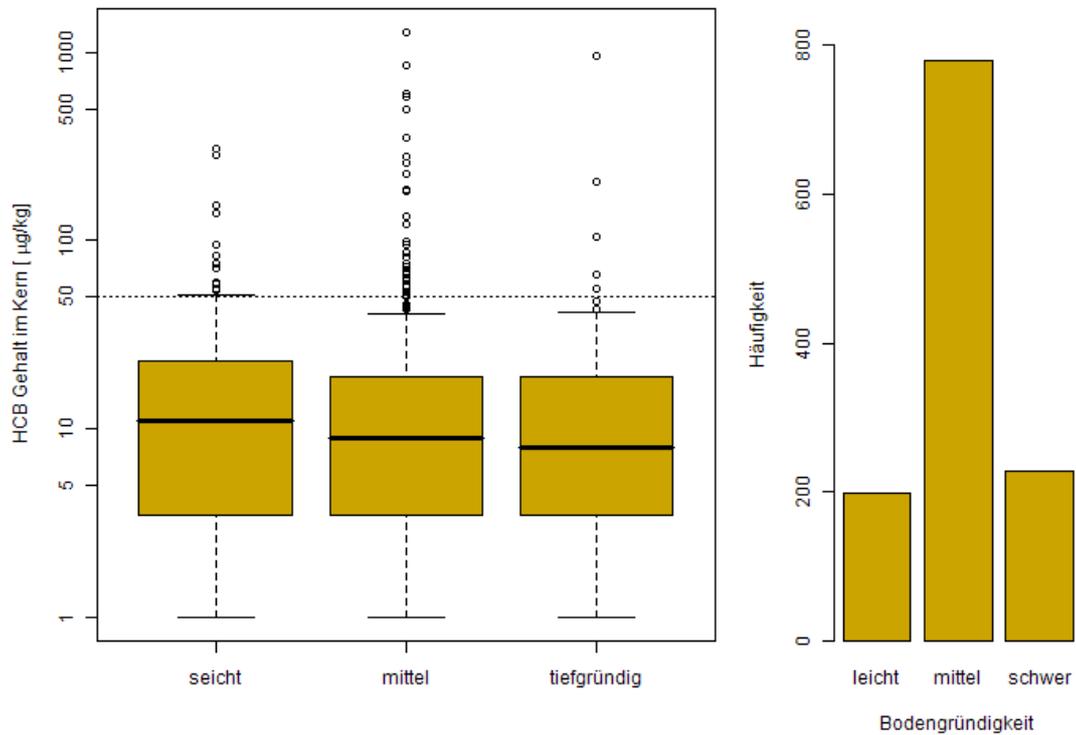


Abbildung 12.6.1.1-6: Zusammenhang zwischen Bodengründigkeit und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Fragebogendaten 2005 & 2006 als Balkendiagramm

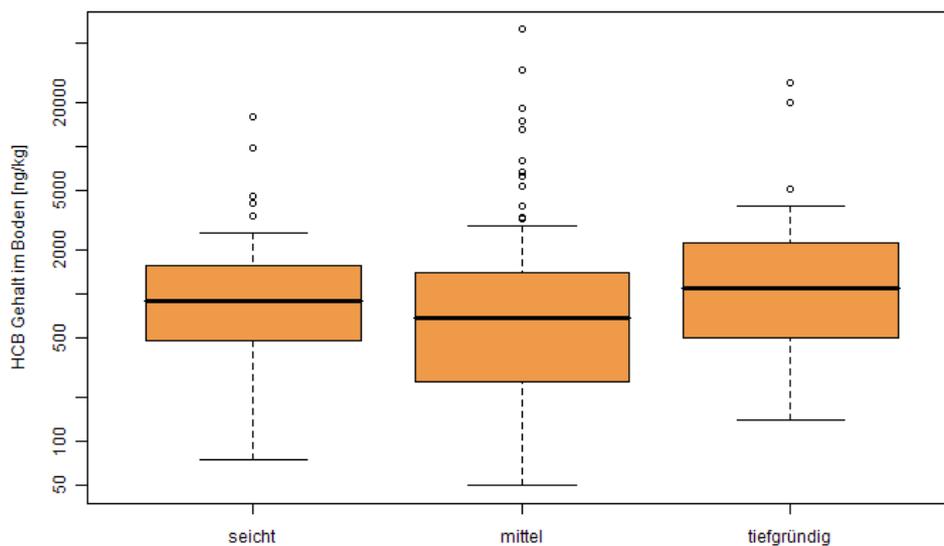


Abbildung 12.6.1.1-7: Zusammenhang zwischen Bodengründigkeit und Boden-HCB

Wasserverhältnisse

Bei der Analyse des HCB-Gehaltes der Kerne in Abhängigkeit von den Wasserverhältnissen des Bodens (sehr trocken, mittel, feucht/nass) ist kein Unterschied zwischen den Kategorien zu erkennen. Dies zeigt der Median der HCB-Konzentrationen in den Kernen, der in den einzelnen Kategorien ähnlich ist (siehe Tabelle 12.6.1.1-4). Auch für den Boden ist kein klarer Trend gegeben. Dieser Umstand ist auch in der Abbildung 12.6.1.1-8 und der Abbildung 12.6.1.1-9 zu erkennen.

Tabelle 12.6.1.1-4: Zusammenhang zwischen Wasserverhältnissen im Boden und Kern- bzw. Boden-HCB

Wasser- verhältnisse	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g/kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
sehr trocken	95	7,5	9	16	7.8	610
mittel	1004	79.6	9	163	79.5	890
feucht/nass	101	8.0	10	21	10.2	480
gesamt	1200	95.2	9	200	97.6	825

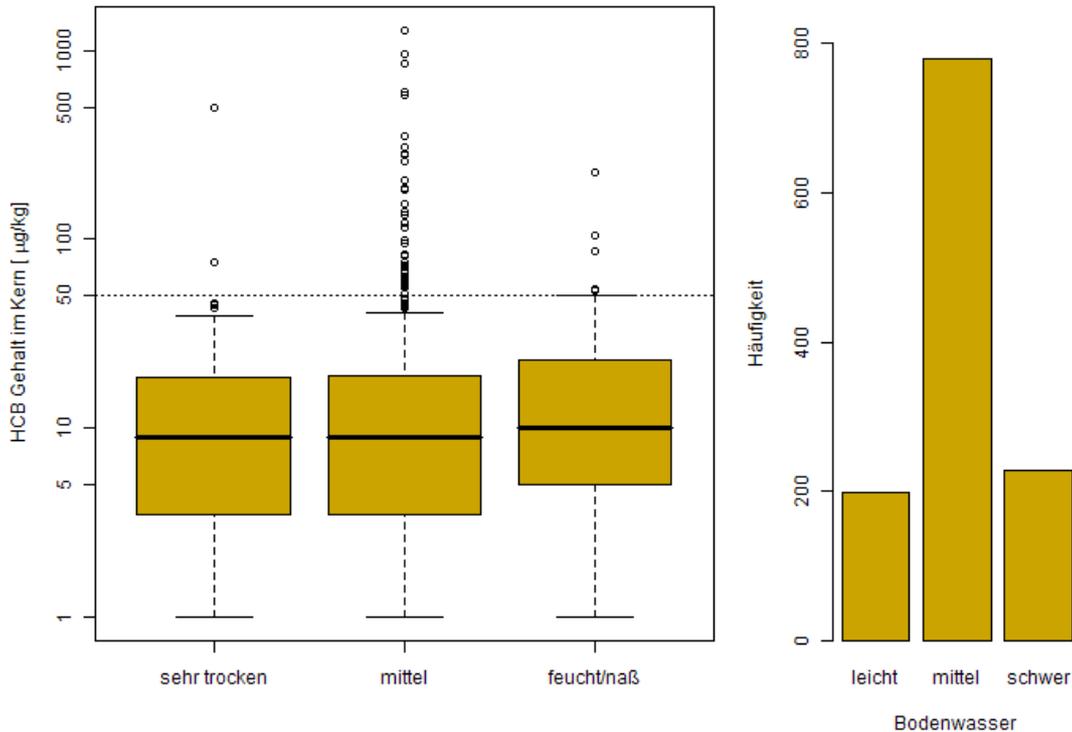


Abbildung 12.6.1.1-8: Zusammenhang zwischen Wasserverhältnissen und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Fragebogendaten 2005 und 2006 als Balkendiagramm

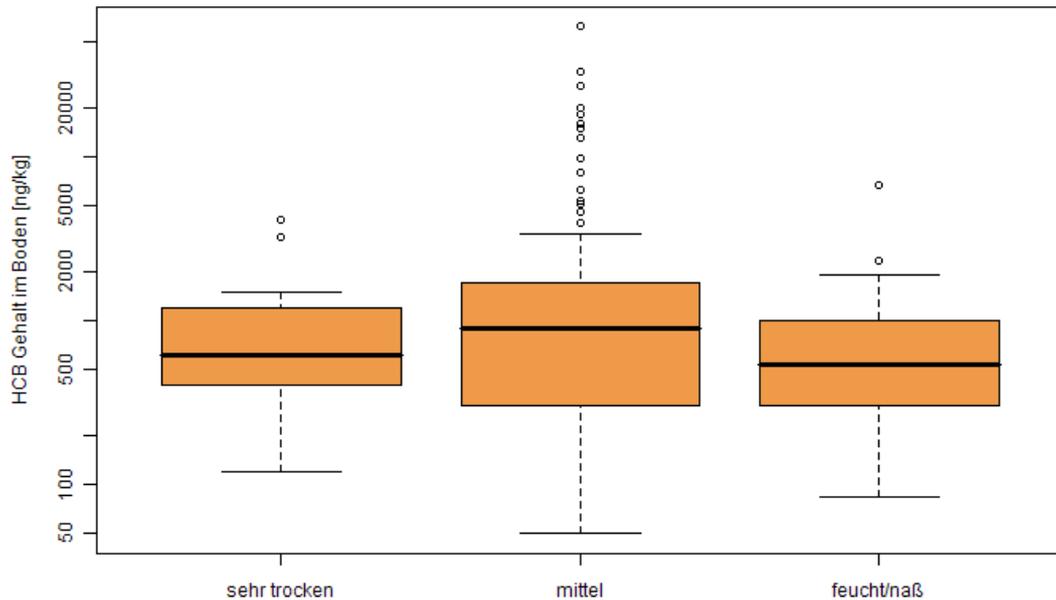


Abbildung 12.6.1.1-9: Zusammenhang zwischen Wasserverhältnissen und Boden-HCB

12.6.1.2 Historische Bewirtschaftung der Felder

In beiden Fragebögen (2005 und 2006 sowie 2007) wurde nach Saatgutvermehrung (Getreidevermehrung) auf dem entsprechenden Feld, dem Einsatz von gebeiztem Saatgut und dem Einsatz von "Tritifor" gefragt. Zusätzlich wurde erhoben, ob ein Grünlandumbruch durchgeführt worden war. Im ersten Fragebogen wurde auch nach der Verwendung HCB-verunreinigter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gefragt.

Bei den folgenden drei Fragen wurde eine gemeinsame Auswertung der Daten aus beiden Fragebögen für vertretbar und sinnvoll erachtet: Saatgutvermehrung, Saatgutbeizung und Grünlandumbruch. Beim Fragebogen von 2005 und 2006 war die Frage nach einer Saatgutvermehrung auf 2 Fragen aufgeteilt, nämlich Saatgutvermehrung vor 1986 (v86) und Saatgutvermehrung nach 1986 (n86). Für eine gemeinsame Auswertung mit den Daten aus dem Fragebogen von 2007 wurden diese zwei Fragen wie folgt zusammengefasst. Wurde entweder bei der Frage v86 oder n86 mit "ja" beantwortet, so wurde der Wert auf "ja" gesetzt. Wurde sowohl bei v86 und bei n86 mit nein geantwortet, so wurde der Wert auf "nein" gesetzt. In allen anderen Fällen wurde der Wert "weiß nicht" übernommen.

Für die Anwendung von "Tritifor" war dies auf Grund der geänderten Frage nicht möglich und daher wurden die Ergebnisse der Fragebögen bezüglich des univariaten Zusammenhanges dieses Faktors mit heutigen HCB-Belastungen in Kürbiskernen und Böden getrennt ausgewertet.

Daten zu HCB-verunreinigten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen liegen lediglich für den ersten Fragebogen vor.

Einsatz des Pflanzenschutzmittels "Tritifor"

Fragebogendaten 2005 und 2006

Es bestand die Vermutung, dass für die heutige HCB-Belastung von Böden und somit auch von Kürbiskernen die Verwendung des Pflanzenschutzmittels "Tritifor" in den 1970er und 1980er Jahren einen Hauptfaktor darstellt. Im

Fragebogen 2005 und 2006 wurde danach gefragt, ob "Tritifor" vor mehr als 10 Jahren bzw. mehr als 20 Jahren angewandt wurde. Es gab keine Antwortkategorie "nein" und aus diesem Grund konnten die Daten auch nicht mit jenen aus dem zweiten Fragebogen für 2007 gemeinsam ausgewertet werden. Dass die Fragen hier missverständlich aufgefasst worden sein könnten, war auch ein Grund, die Frage für den zweiten Fragebogen zu ändern.

Für die Antwortkategorie "Anwendung vor mehr als 10 Jahren" gab es in den Fragebögen lediglich 3 Nennungen und somit ist keine sinnvolle Auswertung möglich. Die Kennzahlen für die Antwortkategorien "Anwendung vor mehr als 20 Jahren" und "weiß nicht" sind in Tabelle 12.6.1.2-1 gegeben. Der Median ist bei einer Verwendung von "Tritifor" vor > 20 Jahren sowohl für Kern-HCB als auch für Boden-HCB höher als bei der Kategorie "weiß nicht". Dieser Zusammenhang ist auch deutlich in den Abbildungen 12.6.1.2-1 und 12.6.1.2-2 zu erkennen.

Tabelle 12.6.1.2-1: Zusammenhang zwischen früherer Anwendung von "Tritifor" und Kern- bzw. Boden-HCB

"Tritifor" Anwendung	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g/kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
Anwendung vor > 20 Jahren	20	1.6%	14	5	2.4	1800
weiß nicht	848	67.2%	10	146	71.2	710
gesamt	871	69.1%	10	151	73.7	740

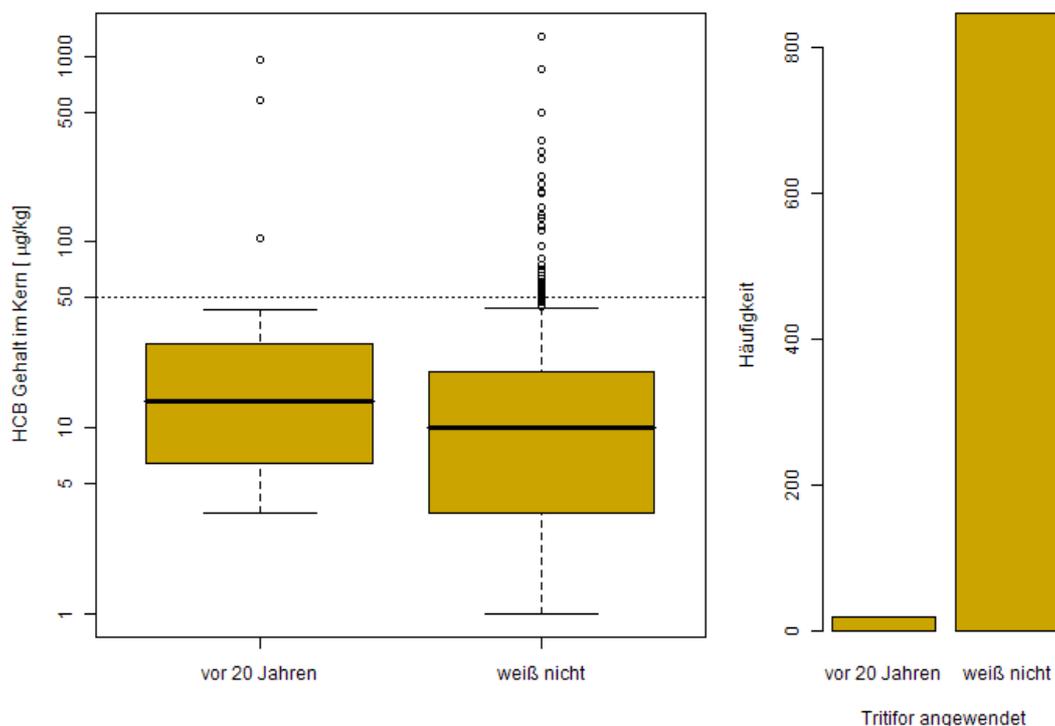


Abbildung 12.6.1.2-1: Zusammenhang zwischen früherer Anwendung von "Tritifor" und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Fragebogendaten 2005 und 2006 als Balkendiagramm

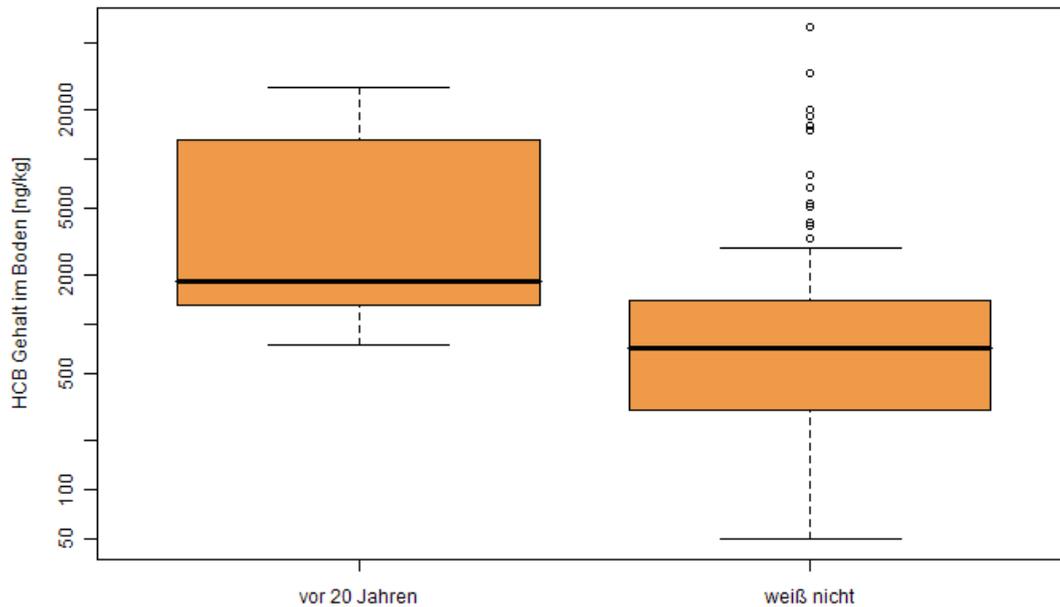


Abbildung 12.6.1.2-2: Zusammenhang zwischen früherer "Tritifor"-Anwendung und Boden-HCB

Fragebogendaten 2007

Da für das Kernprobenjahr 2007 keine zugehörigen Bodenproben gezogen wurden, konnte hier nur eine Auswertung bezüglich eines möglichen Zusammenhanges zwischen einer "Tritifor"-Anwendung in der Vergangenheit und dem Kern-HCB durchgeführt werden. Hier ist ein deutlich höherer Median für das Kern-HCB bei einer Beantwortung mit "Tritifor"-Anwendung "ja" zu erkennen (Tabelle 12.6.1.2-2, Abbildung 12.6.1.2-3). Da dieser Wert auf nur 12 Beobachtungen beruht ist er jedoch mit Vorsicht zu interpretieren. Allerdings haben die Auswertungen der Interviewdaten gezeigt, dass tatsächlich ein klarer Zusammenhang zwischen einer historischen Anwendung von "Tritifor" und dem heute auf solchen Flächen zu erwartenden HCB-Gehalt in Kürbiskernen besteht (siehe unten, Punkt 12.6.2).

Tabelle 12.6.1.2-2: Zusammenhang zwischen "Tritifor"-Anwendung und Kern-HCB

"Tritifor"-Anwendung	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
nein	1216	64.0	10
ja	12	0.6	41
weiß nicht	670	35.3	10
gesamt	1898	99.9	10

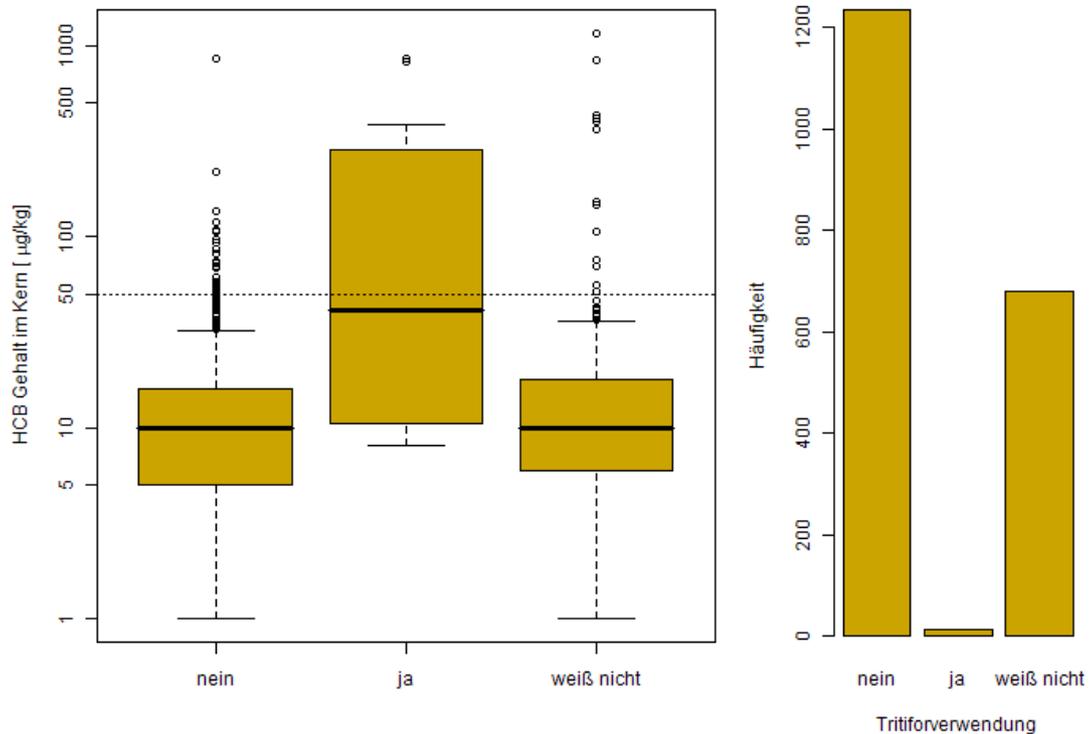


Abbildung 12.6.1.2-3: Zusammenhang zwischen "Tritifor"-Anwendung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Fragebogendaten 2007 als Balkendiagramm

Verwendung von gebeiztem Saatgut

In beiden Fragebögen wurde nach dem Einsatz von Saatgutbeizung gefragt und somit konnten die Datensätze für die jeweiligen Fragebögen zusammen ausgewertet werden. Es zeigte sich, dass bei einer durchgeführten Saatgutbeizung, mit einem tendenziell erhöhten HCB-Gehalt im Kern und einer klaren Erhöhung im Boden zu rechnen ist (Tabelle 12.6.1.2-3). Auch sind in der Kategorie "nein" deutlich weniger extrem hohe Werte vorhanden (vergleiche dazu Abbildung 12.6.1.2-4 und Abbildung 12.6.1.2-5).

Tabelle 12.6.1.2-3: Zusammenhang zwischen Saatgutbeizung und Kern- bzw. Boden- HCB

Einsatz von gebeiztem Saatgut	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
nein	450	14.2	8	22	10.7	430
ja	1239	39.2	10	90	43.9	890
weiß nicht	1339	42.4	10	80	39.0	715
gesamt	3028	95.8	10	192	93.7	825

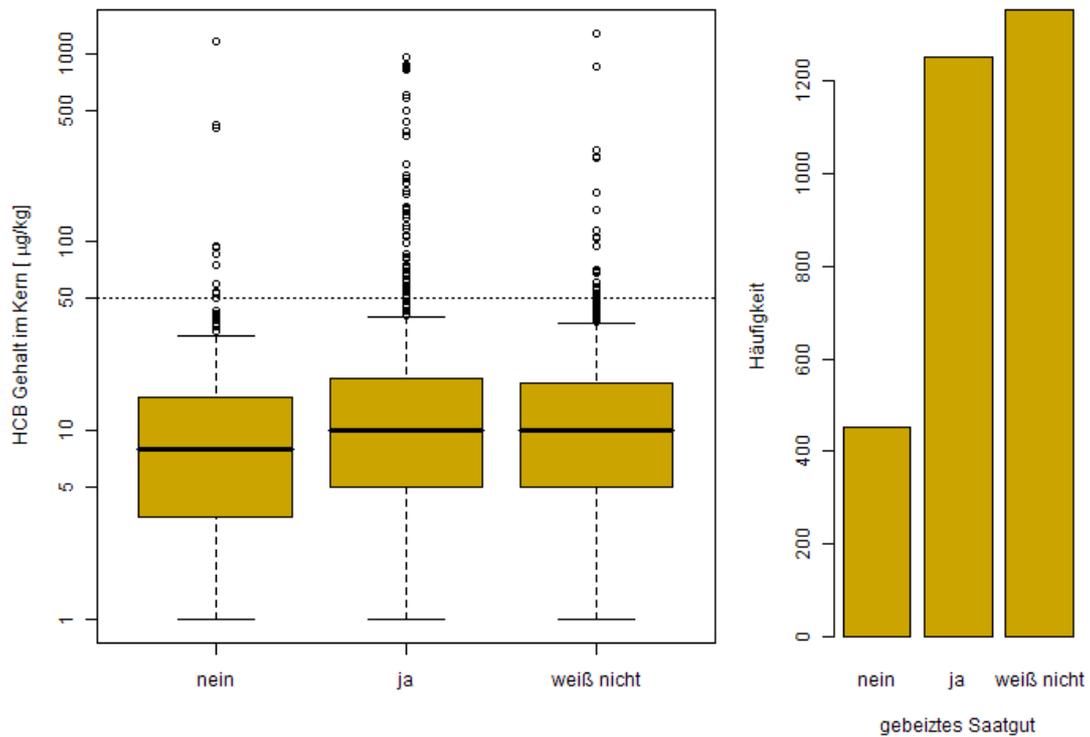


Abbildung 12.6.1.2-4: Zusammenhang zwischen Saatgutbeizung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten aller Fragebogen als Balkendiagramm

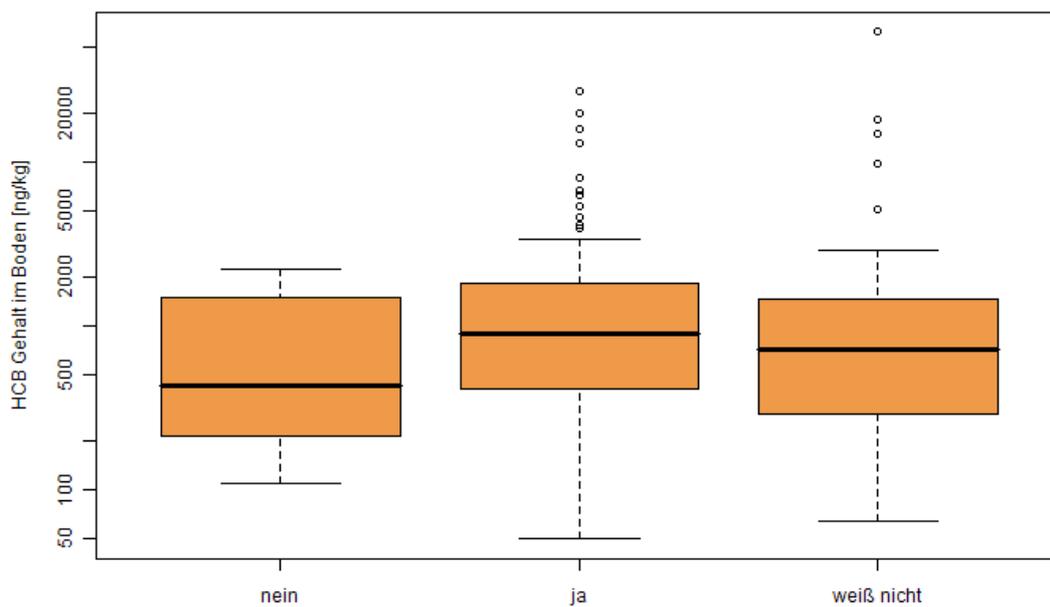


Abbildung 12.6.1.2-5: Zusammenhang zwischen Saatgutbeizung und Boden-HCB

Saatgutvermehrung (Getreidevermehrung)

Da in beiden Fragebögen in vergleichbarer Weise nach Saatgutvermehrung auf den entsprechenden Feldern gefragt wurde, konnte auch für diesen Faktor eine zusammengelegte Datenauswertung durchgeführt werden. Die Analyse der Frage bezüglich einer durchgeführten Saatgutvermehrung zeigt einen geringen Zusammenhang bezüglich des HCB-Gehalts im Kern, der mittlere HCB Gehalt ist bei der Kategorie "ja" um 2 µg/kg höher als bei den anderen beiden Kategorien (Tabelle 12.6.1.2-1). Zusätzlich sind bei dieser Kategorie deutlich mehr extrem hohe Werte vorhanden was in Abbildung 12.6.1.2-6 gut zu erkennen ist. Beim Zusammenhang bezüglich des HCB-Gehalts im Boden ist ein ähnlicher Trend zu erkennen (Abbildung 12.6.1.2-7), jedoch ist hier auch der mittlere HCB-Gehalt bei der Kategorie "nein" höher als bei "weiß nicht". Dieser Umstand sollte allerdings nicht überbewertet werden, da dieser Wert nur auf 4 Beobachtungen beruht (Tabelle 12.6.1.2-4).

Tabelle 12.6.1.2-4: Zusammenhang zwischen durchgeführter Saatgutvermehrung und Kern- bzw. Boden- HCB

Saatgut- vermehrung	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
nein	1569	49.6	10	4	2.0	1335
ja	277	8.8	12	33	16.1	1600
weiß nicht	345	10.9	10	28	13.7	755
gesamt	2191	69.3	10	65	31.7	1000

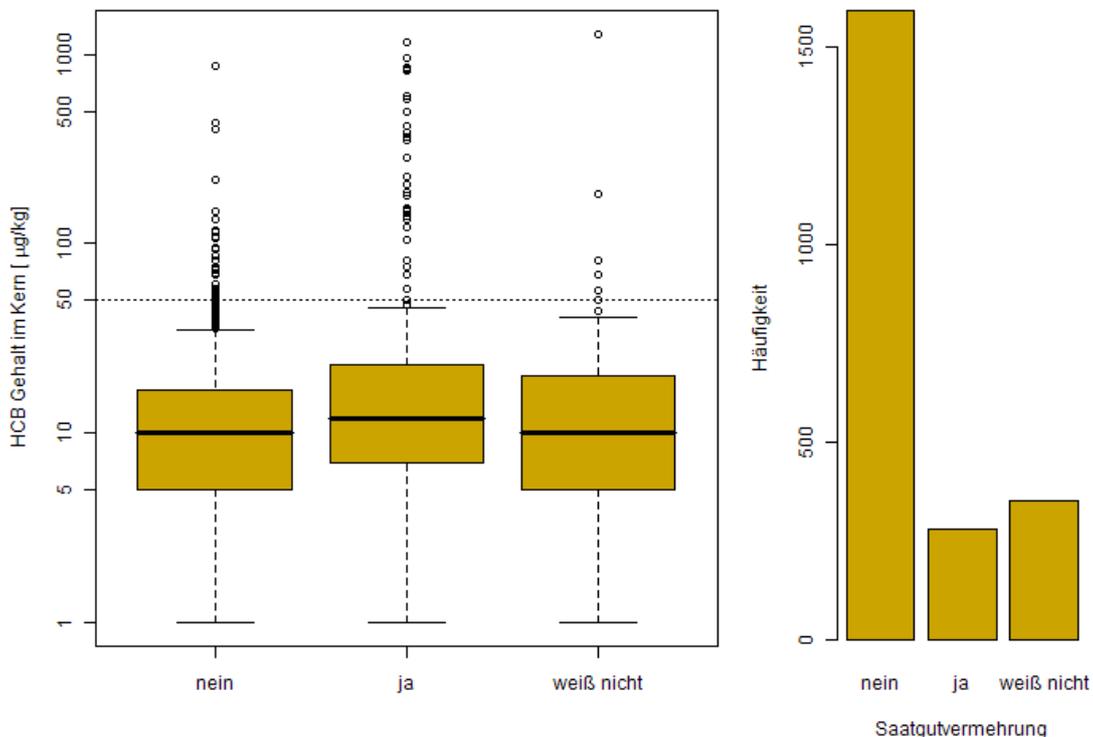


Abbildung 12.6.1.2-6: Zusammenhang zwischen Saatgutvermehrung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten aller Fragebogen als Balkendiagramm

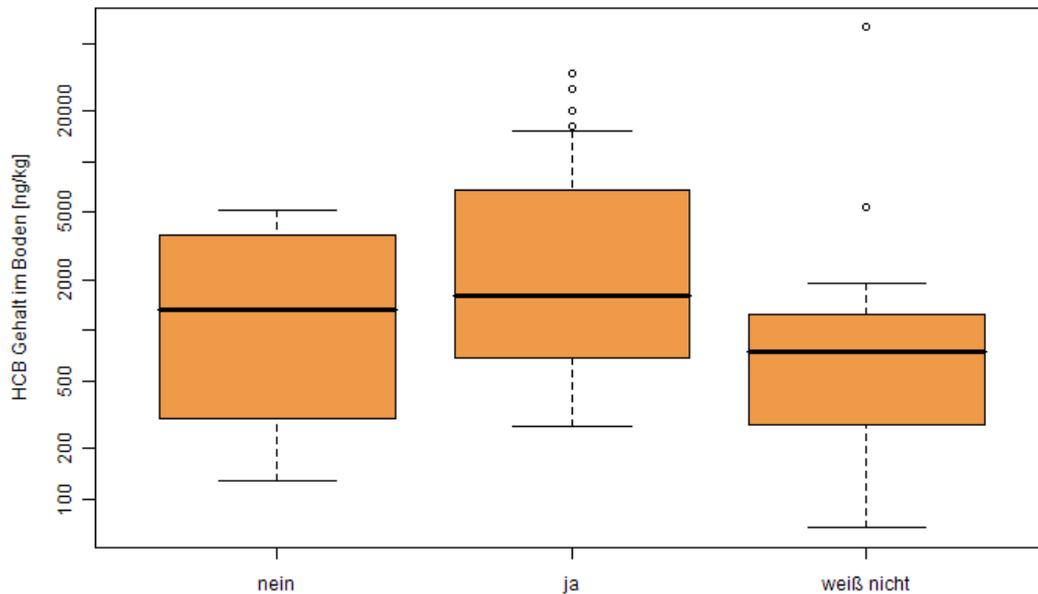


Abbildung 12.6.1.2-7: Zusammenhang zwischen durchgeführter Saatgutvermehrung und Boden-HCB

Grünlandumbruch

In beiden Fragebögen wurde nach einem Grünlandumbruch in der Vergangenheit gefragt. Somit war hier auch eine gemeinsame Auswertung der Datensätze möglich.

Felder mit durchgeführtem Grünlandumbruch weisen einen etwas niedrigeren HCB-Gehalt im Boden und einen minimal niedrigeren Gehalt im Kern auf. Die dazu relevanten Kennzahlen sind in Tabelle 12.6.1.2-5 aufgelistet. Auch in Abbildung 12.6.1.2-8 und Abbildung 12.6.1.2-9 ist dieser Unterschied zu erkennen.

Tabelle 12.6.1.2-5: Zusammenhang zwischen durchgeführtem Grünlandumbruch und Kern- bzw. Boden- HCB

Grünland- umbruch	Kern			Boden		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [ng/kg]
nein	2548	80.6	10	149	72.7	840
ja	252	8.0	8	23	11.2	590
weiß nicht	234	7.4	9	28	13.7	675
gesamt	3034	96.0	10	200	97.6	830

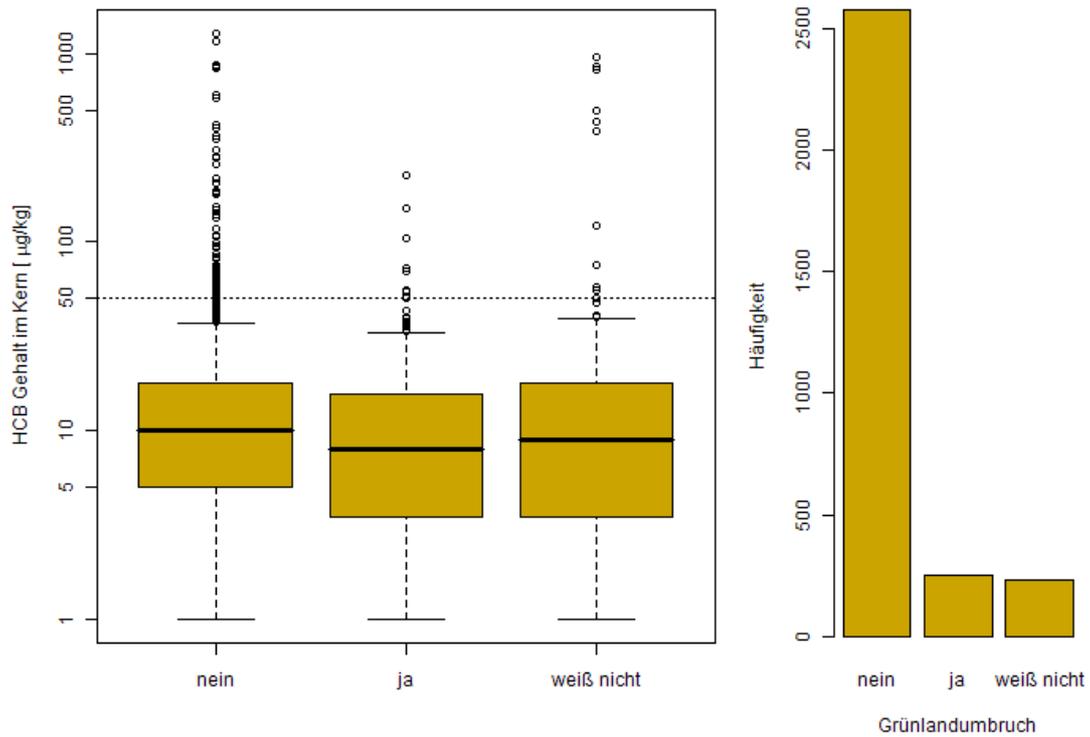


Abbildung 12.6.1.2-8: Zusammenhang zwischen durchgeführtem Grünlandumbruch und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten aller Fragebogen als Balkendiagramm

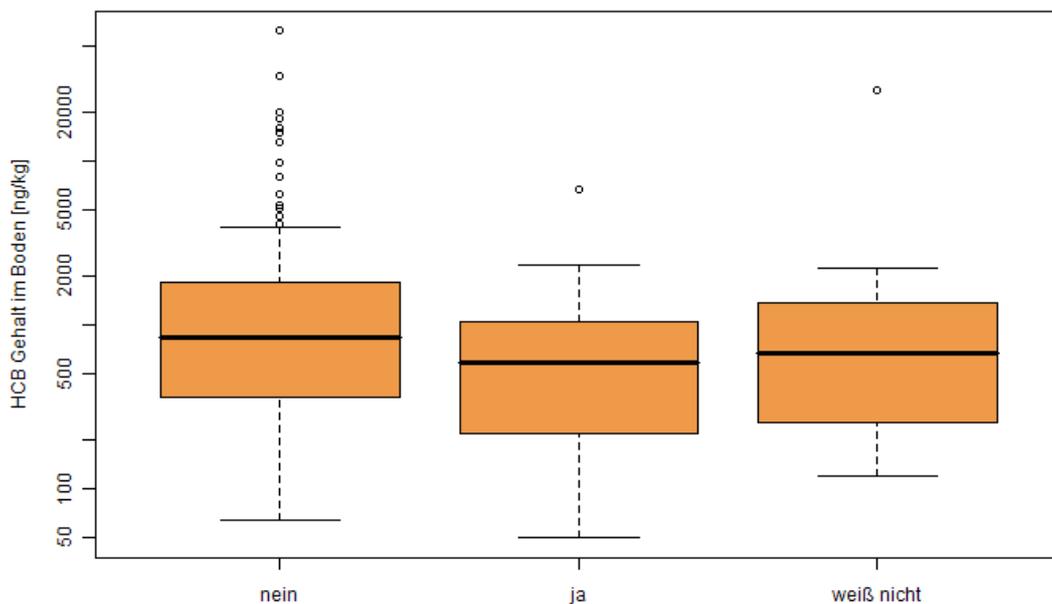


Abbildung 12.6.1.2-9: Zusammenhang zwischen durchgeführtem Grünlandumbruch und Boden-HCB

Einsatz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen mit HCB-Verunreinigungen

Fragen zum Einsatz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, welche HCB-Verunreinigungen enthalten, wurden nur im ersten Fragebogen gestellt. Daher war lediglich eine Auswertung für die Jahre 2005 und 2006 möglich.

In den Fragebögen wurde nach den Wirkstoffen Chlorothal-dimethyl, Chlorothalonil (z.B. "Bravo", "Daperon", "Dacthal"), Pentachlornitrobenzol (z.B. "Quitozene", "Brassicol"), Lindan (z.B. "Gamma"), Atrazin (z.B. "Gesaprim", "Lentacin"), Simazin (z.B. "Gesatop", "Gesaron") und Pentachlorphenol (z.B. "Duphar") gefragt. Für keine dieser Substanzen konnte jedoch ein klarer Zusammenhang mit heutigen HCB-Kernkonzentrationen bzw. HCB-Bodenkonzentrationen nachgewiesen werden. Für einige Wirkstoffe waren in den Fragebögen nur wenige Nennungen für eine Anwendung gegeben und somit war keine aussagekräftige Datenauswertung möglich. Zudem ist anzunehmen, dass die Anwendung von HCB-hältigen Saatgutbeizen oder "Tritifor" deutlich größere Eintragsmengen darstellten, als durch die Anwendung eines mit HCB verunreinigten Pflanzenschutzmittels. Lediglich mit Chlorothal-dimethyl und Pentachlornitrobenzol könnten auf Grund der hohen Aufwandmengen und der hohen HCB-Verunreinigungen (bis zu 10 %, siehe auch Kapitel 10) nennenswerte Mengen an HCB in Ackerböden gelangt sein. In keinem einzigen Fragebogen wurde jedoch eine Anwendung von Chlorothal-dimethyl genannt und für Pentachlornitrobenzol gab es lediglich eine Nennung für eine Anwendung. Daher konnten die Daten bezüglich dieser beiden Wirkstoffe nicht näher ausgewertet werden. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, welche mit HCB verunreinigt waren/sind, im Vergleich zu Einträgen mit HCB-hältigen Saatgutbeizen oder "Tritifor" keine bedeutende Rolle für heutige HCB-Bodenkonzentrationen und HCB-Kerngehalte darstellen.

12.6.1.3 Einfluss von Faktoren der aktuellen Ernte (Blattkrankheiten, Virusbefall, Wüchsigkeit, Ertrag)

Dieser Fragenblock bezieht sich auf die aktuelle Ernte. Da diese Information vor dem Anbau nicht zur Verfügung steht, wurden diese Variablen für die Entwicklung eines Vorhersagemodells nicht berücksichtigt (siehe Punkt 12.7). Eine univariate Analyse hinsichtlich eines Zusammenhangs zwischen Blattkrankheiten, Virusbefall, Wüchsigkeit und Ertrag ist im Folgenden zu finden. Da angenommen werden kann, dass diese Faktoren keinen Einfluss auf die HCB-Konzentrationen in Böden haben, wurde diesbezüglich keine Datenauswertung durchgeführt.

Blattkrankheiten

Nach Blattkrankheiten wurde lediglich im Untersuchungszeitraum 2005 und 2006 gefragt (erster Fragebogen). Da keinerlei Trend zu erkennen war, wurde diese Frage im zweiten Fragebogen nicht mehr gestellt.

Bei Untersuchung eines Zusammenhangs zwischen Blattkrankheit und dem HCB-Gehalt in Kürbiskernen zeigt sich kein Unterschied in der HCB-Belastung im Zusammenhang mit Blattkrankheiten. Dies ist an den sehr ähnlichen Medianen in Tabelle 12.6.1.3-1 zu erkennen.

Tabelle 12.6.1.3-1: Zusammenhang zwischen Blattkrankheit und Kern-HCB

Blattkrankheiten	Kern		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
nein	547	43.4	9
ja	454	36.0	9
gesamt	1001	79.4	9

Wüchsigkeit

Vergleicht man den HCB-Gehalt in Kernen der einzelnen Kategorien bezüglich der Wüchsigkeit (sehr gut, eher gut, eher schlecht, sehr schlecht), so ist ein leichter Anstieg des mittleren HCB-Gehalts bei eher schlechter und sehr schlechter Wüchsigkeit gegeben (Tabelle 12.6.1.3-2). Es ist jedoch auch in Abbildung 12.6.1.3-1 zu erkennen, dass es bei diesen beiden Kategorien deutlich weniger extrem hohe Werte gibt und somit dieser mittlere Trend nicht überbewertet werden sollte.

Tabelle 12.6.1.3-2: Zusammenhang zwischen Wüchsigkeit und Kern-HCB

Wüchsigkeit	Kern		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
sehr gut	908	28.7	10
eher gut	1674	53.0	9
eher schlecht	353	11.2	10
sehr schlecht	53	1.7	12
gesamt	2988	94.5	10

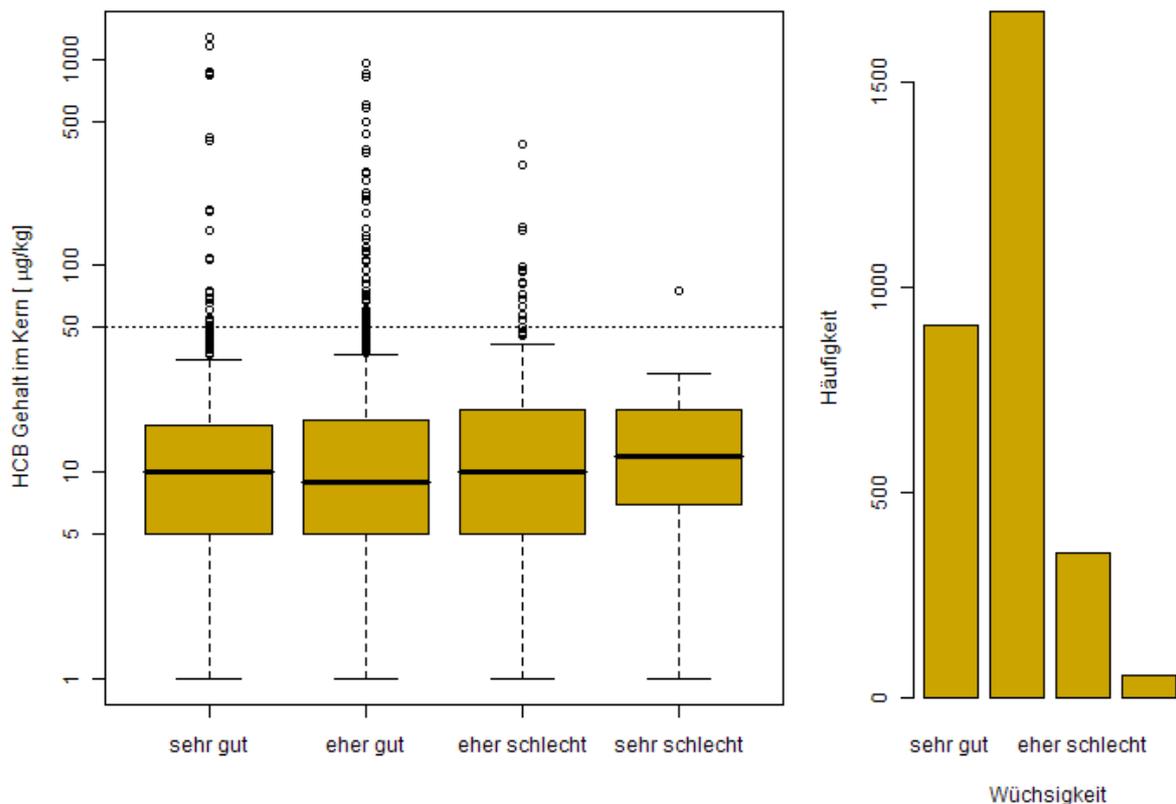


Abbildung 12.6.1.3-1: Zusammenhang zwischen Wüchsigkeit und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten aller Fragebogen als Balkendiagramm

Virusbefall

Betrachtet man den Virusbefall am Blatt bzw. auf der Frucht, so ist keine Zusammenhang zwischen diesen beiden Variablen und dem HCB-Gehalt im Kern zu erkennen. Zusätzlich sei zu erwähnen, dass bei weniger als 10 9% der Fälle auf den Blättern bzw. 6 % der Fälle auf der Frucht ein Virusbefall beobachtet werden konnte (Tabellen 12.6.1.3-3 und 12.6.1.3-4).

Tabelle 12.6.1.3-3: Zusammenhang zwischen Virusbefall am Blatt und Kern-HCB

Virusbefall am Blatt	Kern		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
nein	2663	84.2	10
ja	307	9.7	9
gesamt	2970	94.0	10

Tabelle 12.6.1.3-4: Zusammenhang zwischen Virusbefall auf der Frucht und Kern-HCB

Virusbefall auf der Frucht	Kern		
	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
nein	2747	86.9	10
ja	182	5.8	10
gesamt	2929	92.70	10

Ertrag

Eine Korrelationsanalyse ergab keinen Zusammenhang zwischen dem Kürbiskernertrag und der HCB-Belastung der Kerne.

12.6.2 Interviewdaten

Eine Problematik bei den bisher untersuchten Fragebogendaten ist, dass die Antworten von den Landwirten ohne zusätzliche Informationen gegeben wurden. Da es sich zum Teil um Fragen bezüglich Anwendungen und Eigenschaften des Feldes in den 80er Jahren handelt, kann davon ausgegangen werden, dass die Antworten eine erhöhte Fehlerquote aufweisen, was zur Verfälschung der Ergebnisse führen kann. Um die Ergebnisse besser abzusichern, hat man zu insgesamt 131 Kernproben Interviews durchgeführt (siehe Kapitel 11), um so zu validieren Daten zu kommen. Diese Interviewdaten werden im folgenden Abschnitt beschrieben. Auch hier wurde wieder der Zusammenhang zwischen den einzelnen Kategorien und dem HCB-Gehalt im Kern untersucht. Zu beachten ist, dass die dazugehörigen Kernproben eine Teilmenge der zu den Fragebogen eingeschickten Kernproben ist. Vorweg kann gesagt werden, dass sich dieser Aufwand auf jeden Fall bezahlt gemacht hat, da die Unterschiede zwischen den Antwortkategorien zu einer Frage viel deutlicher wurden.

Für 41 Felder mit Interviewdaten liegen auch HCB-Bodenkonzentrationen vor. Eine deskriptive Auswertung von gefundenen Bodenkonzentrationen im Zusammenhang mit den Interviewdaten wurde nicht durchgeführt. Die Bodenproben wurden allerdings in der Prognosemodellentwicklung berücksichtigt.

Die allgemeine Verteilung der HCB-Konzentrationen in den Kernen, für deren Felstücke Interviews durchgeführt wurden, ist in Abbildung 12.6.2-1 dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass die Daten über einen weiten Bereich relativ

gleichmäßig verteilt sind und dass ein beachtlicher Teil der Werte über 50 µg/kg liegt (28.4 %, siehe auch Tabelle 12.7-1). Dies ist auch eine wesentliche Voraussetzung dafür, dass die auf den Daten basierenden Modelle zufriedenstellende Ergebnisse liefern (Modellentwicklung siehe Punkt 12.7). Aus dem Boxplot in Abbildung 12.6.2-1 ist zu erkennen dass es keine wesentlichen Ausreißer gibt.

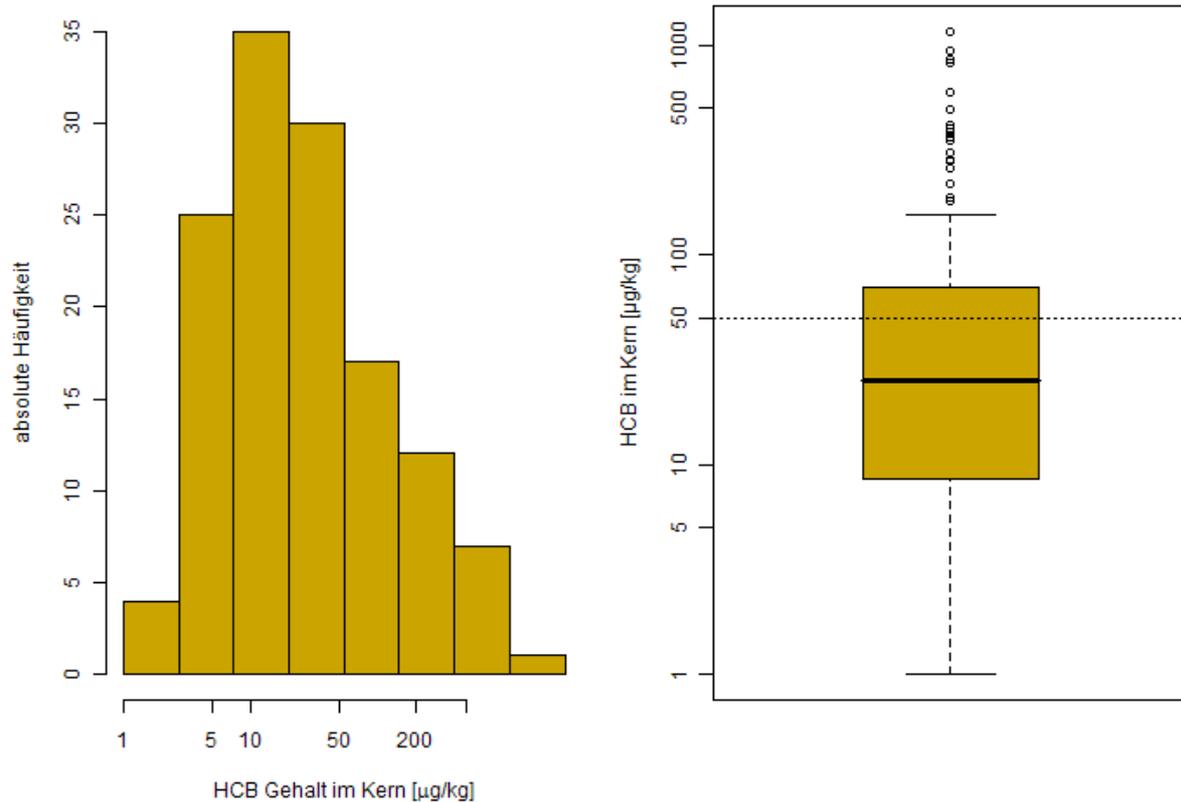


Abbildung 12.6.2-1: Verteilung der HCB-Konzentrationen in Kernproben bei Interviews

Saatgutvermehrung (Getreidevermehrung)

Als erstes wurde wieder der Zusammenhang zwischen praktizierter Saatgutvermehrung und dem HCB-Gehalt im Kern untersucht. Bei der Analyse der Interviewdaten zeigte sich ein wesentlich deutlicheres Bild als bei den Fragebogendaten. Wurde Saatgutvermehrung auf einem Feld durchgeführt, so ist der HCB-Gehalt im Kern deutlich höher als bei den anderen beiden Kategorien. Die dazugehörigen Kennwerte sind in Tabelle 12.6.2-1 aufgelistet. Auch Abbildung 12.6.2-2 zeigt diesen Unterschied deutlich. Weiters erkennt man in dieser Grafik, dass auch die Anzahl der Antworten pro Kategorie etwas besser ausgeglichen ist als bei den Fragebogendaten.

Tabelle 12.6.2-1: Zusammenhang zwischen Saatgutvermehrung und Kern-HCB

Saatgutvermehrung	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]
nein	77	58.8	17
ja	31	23.7	140
weiß nicht	22	16.8	12
gesamt	130	99.2	25

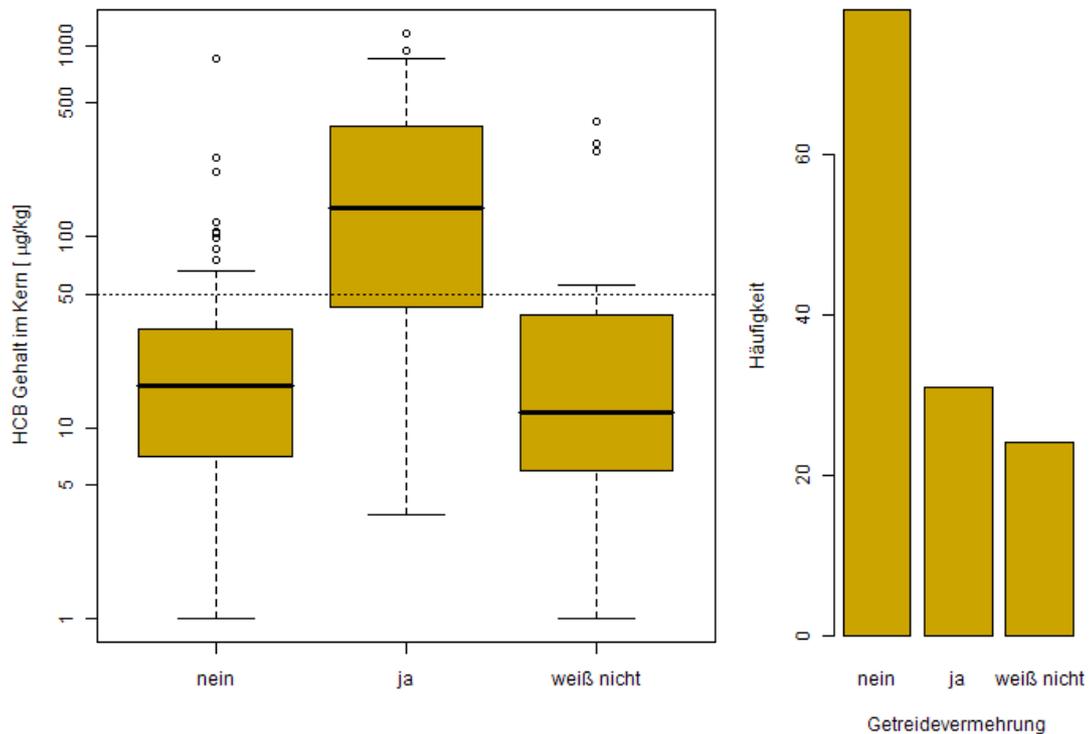


Abbildung 12.6.2-2: Zusammenhang zwischen praktizierter Saatgutvermehrung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Interviewdaten als Balkendiagramm

Weizenvermehrung

Vergleicht man den HCB-Gehalt in den einzelnen Kategorien der Frage bezüglich der Weizenvermehrung, so ergibt sich ein sehr ähnliches Bild. Dies ist nicht sehr verwunderlich, da in der Regel jemand der Getreidevermehrung betrieben hat, meistens Weizen vermehrt hat. Daher korrelieren diese beiden Variablen und kommen zu sehr ähnlichen Ergebnissen. Die einzelnen Kennzahlen bezüglich der Weizenvermehrung sind in Tabelle 12.6.2-2 angeführt. Der deutlich erhöhte HCB-Gehalt der Kategorie "ja" ist auch in Abbildung 12.6.2-3 zu erkennen.

Tabelle 12.6.2-2: Zusammenhang zwischen praktizierter Weizenvermehrung und Kern-HCB

Weizenvermehrung	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]
nein	80	61.1	19
ja	28	21.4	151
weiß nicht	22	16.8	12
gesamt	130	99.2	25

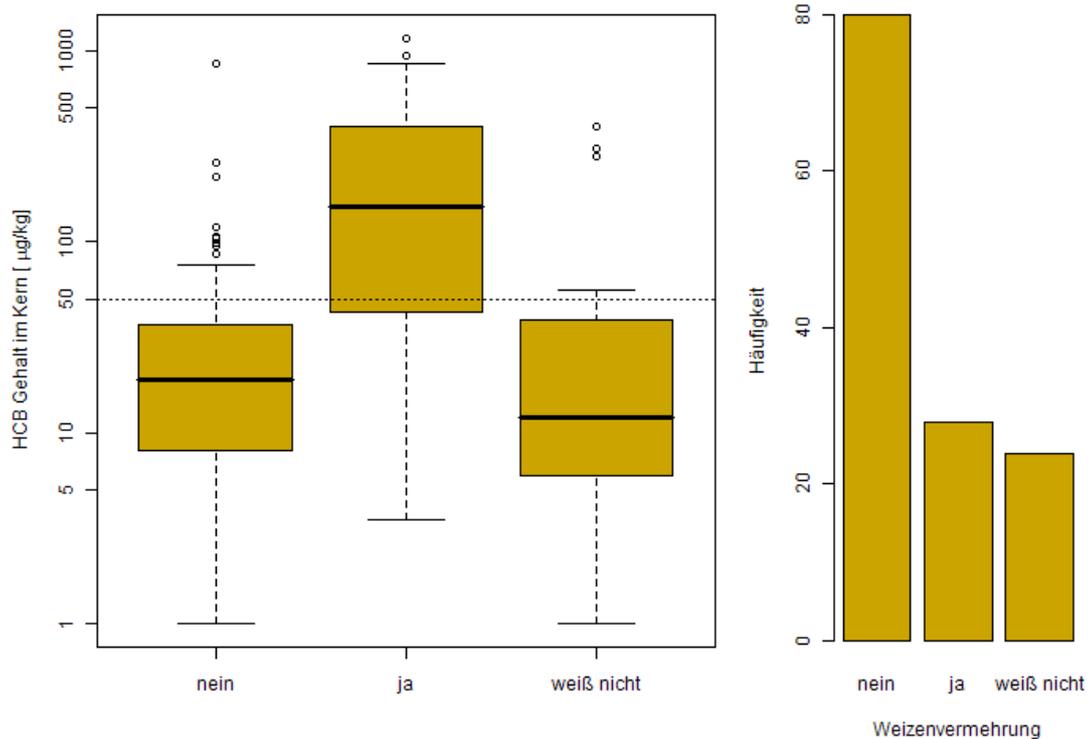


Abbildung 12.6.2-3: Zusammenhang zwischen praktizierter Weizenvermehrung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Interviewdaten als Balkendiagramm

Saatgutbeizung

Der Zusammenhang zwischen der Anwendung von gebeiztem Saatgut und dem HCB-Gehalt im Kern ist nicht so deutlich ausgeprägt wie bei der Getreidevermehrung, jedoch wesentlich deutlicher als bei den Fragebogendaten. Auch hier zeigte sich, dass bei der Anwendung von gebeiztem Saatgut ein erhöhter HCB-Gehalt zu erwarten ist (Tabelle 12.6.2-3). In Abbildung 12.6.2-4 ist zu erkennen, dass sich vor allem die beiden Kategorien nein und ja stark unterscheiden, wobei die Kategorie weiß nicht eher in der Mitte liegt.

Tabelle 12.6.2-3: Zusammenhang zwischen der Anwendung von gebeiztem Saatgut und Kern-HCB

Saatgutbeizung	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]
nein	14	10.7	6.5
ja	63	48.1	43
weiß nicht	53	40.5	16
gesamt	130	99.2	25

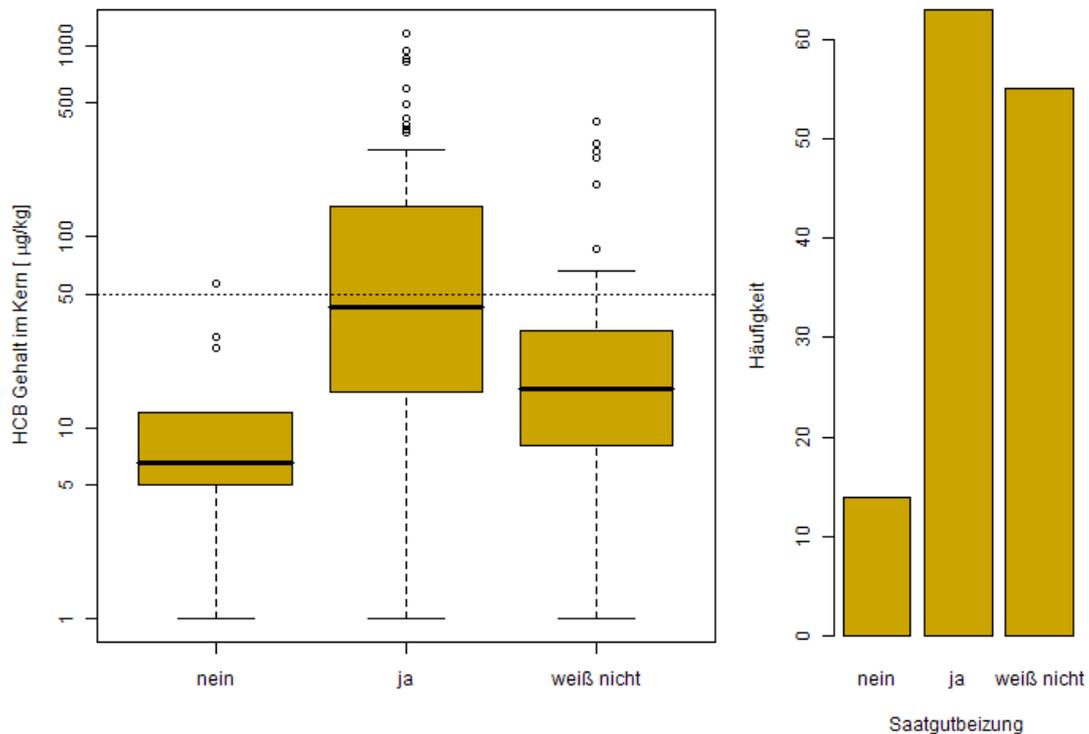


Abbildung 12.6.2-4: Zusammenhang zwischen der Anwendung von gebeiztem Saatgut und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Interviewdaten als Balkendiagramm

Anwendung von "Tritifor"

Ein Zusammenhang zwischen einer Anwendung von "Tritifor" und der HCB-Konzentrationen in Kernen ist ebenfalls gegeben. Dieser ist ähnlich stark ausgeprägt wie bei der Getreidevermehrung, was in Tabelle 12.6.2-4 und Abbildung 12.6.2-5 gut zu erkennen ist.

Tabelle 12.6.2-4: Zusammenhang zwischen "Tritifor"-Anwendung und Kern-HCB

"Tritifor"-Anwendung	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [µg/kg]
nein	74	56.5	24
ja	18	13.7	151
weiß nicht	38	29.0	14
gesamt	130	99.2	25

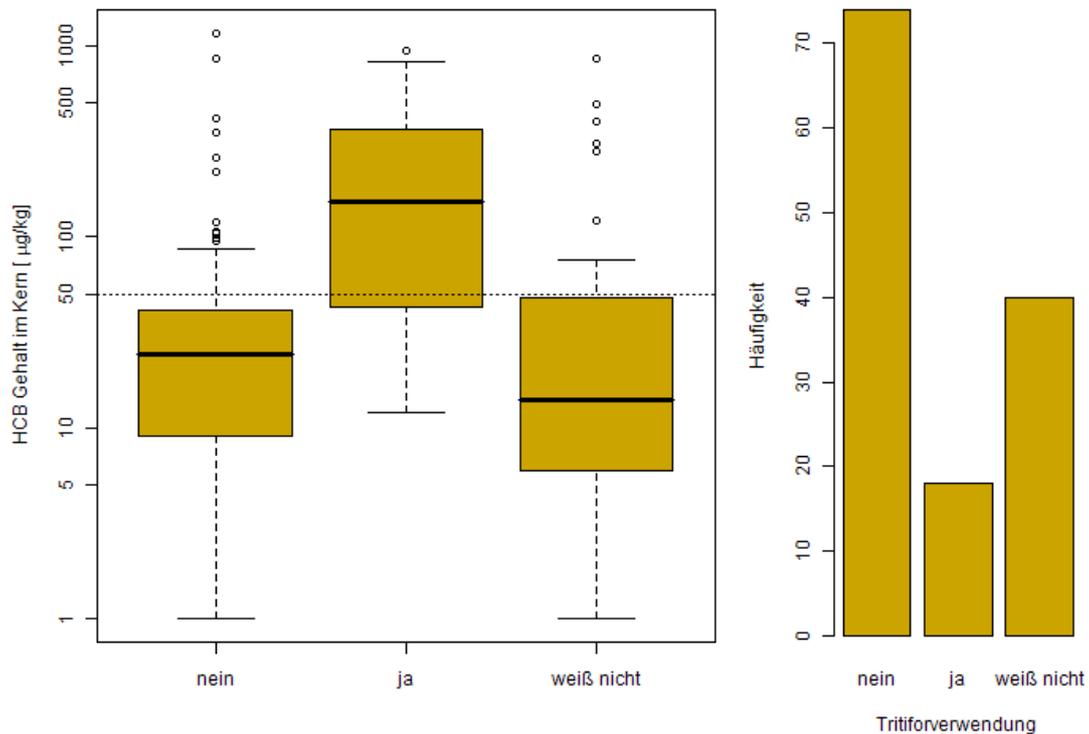


Abbildung 12.6.2-5: Zusammenhang zwischen "Tritifor"-Anwendung und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Interviewdaten als Balkendiagramm

Grünlandumbruch

Bei der Analyse der Fragebogen hat sich gezeigt, dass eventuell ein durchgeführter Grünlandumbruch zu niedrigeren HCB-Werten führt. Dieser Trend wird anhand der Interviewdaten bestätigt. Im Mittel ist der HCB-Gehalt im Kern bei durchgeführtem Grünlandumbruch geringer als bei den anderen beiden Kategorien (Tabelle 12.6.2-5), allerdings überschneiden sich die Boxen in Abbildung 12.6.2-6 deutlich, so dass von keinem ausgeprägten Unterschied gesprochen werden kann.

Tabelle 12.6.2-5: Zusammenhang zwischen durchgeführtem Grünlandumbruch und Kern-HCB

Grünlandumbruch	Anzahl	rel. Anteil [%]	Median [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
nein	71	54.2	27
ja	30	22.9	13
weiß nicht	29	22.1	23
gesamt	130	99.2	24

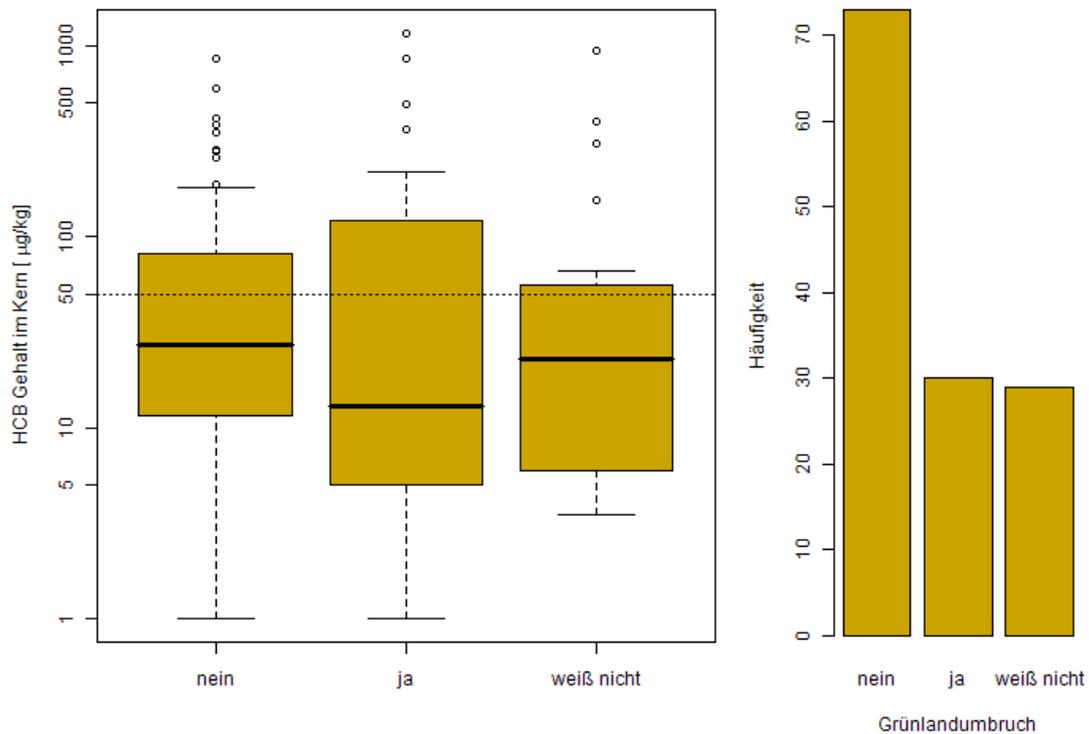


Abbildung 12.6.2-6: Zusammenhang zwischen Grünlandumbruch und Kern-HCB dargestellt als Boxplots, Häufigkeit der Antworten in den Interviewdaten als Balkendiagramm

12.6.3 Auswertung Bodenparameter

Um einen eventuellen Zusammenhang zwischen dem HCB-Gehalt im Kern und Eigenschaften des Bodens feststellen zu können, wurden verschiedene Bodenparameter gemessen, welche 205 Kernproben zugeordnet werden können (jene Bodenproben, für welche auch Boden-HCB bestimmt wurde).

Die untersuchten Bodenparameter sind in Tabelle 12.6.3-1 inklusive der jeweiligen Nachweis- und Bestimmungsgrenzen aufgelistet.

Wie sich herausstellte, sind einige dieser Bodenparameter allerdings nicht zur statistischen Analyse geeignet, da ein großer Anteil der Werte unter der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze liegt. Beispielsweise liegen 91,7 % aller gemessenen Werte des Parameters "austauschbares Aluminium" unter der Nachweisgrenze und weitere 7,3 % unter der Bestimmungsgrenze. Beim "austauschbaren Eisen" liegen sämtliche Messungen unter der Bestimmungsgrenze. Ähnlich bei der Variable "austauschbares Natrium": hier sind 34,6 % der Messungen kleiner der Nachweis- und 62,9 % kleiner der Bestimmungsgrenze. Etwas geringer ist dieser Anteil beim austauschbaren Magnesium (11,7 % der gemessenen Werte unter der Bestimmungsgrenze). Bei "austauschbaren Kalium", Phosphat im CAL und Phosphor im CAL liegt dieser Anteil jeweils bei 20,5 %. Aus diesem Grund fanden diese Bodenparameter bei der weiteren Analyse keine Berücksichtigung.

Weitere Analysen haben gezeigt, dass auch die restlichen Bodenparameter keine wesentliche Rolle spielen. Lediglich für den Gesamtstickstoffgehalt des Bodens wurde ein tendenzieller Zusammenhang mit dem Kern-HCB gefunden. Da der Stickstoffgehalt eng mit dem organischen Kohlenstoffgehalt im Boden korreliert, ist auch ein geringfügiger Zusammenhang zwischen diesem Parameter und dem Kern-HCB gegeben. Allerdings zeigten sich diese Parameter in der Modellentwicklung als nicht relevant (siehe Punkt 12.7).

Tabelle 12.6.3-1: Analytierte Bodenparameter

Parameter	NG	BG	Einheit
pH in CaCl ₂			
pH in Kalziumacetat			
Karbonatgehalt			%
Humusgehalt	0.05	0.2	%
Gesamtstickstoffgehalt	0.013	0.047	%
C/N-Verhältnis			
Kationen-Austauschkapazität			cmolc/kg Boden
Austauschbare Protonen			cmolc/kg Boden
Austauschbares Calcium	0.71	2.63	cmolc Ca/kg Boden
Austauschbares Magnesium	0.28	1.02	cmolc Mg/kg Boden
Austauschbares Kalium	0.05	0.19	cmolc K/kg Boden
Austauschbares Mangan	0.005	0.02	cmolc Mn/kg Boden
Austauschbares Natrium	0.03	0.13	cmolc Na/kg Boden
Austauschbares Eisen	0.01	0.04	cmolc Fe/kg Boden
Austauschbares Aluminium	0.12	0.44	cmolc Al/kg Boden
Sand (Korngröße < 200 µm bis 63 µm)			%
Schluff (Korngröße < 63 µm bis 2 µm)			%
Ton (Korngröße < 2 µm)			%
Phosphor im CAL-Extrakt	5.9	21.5	mg P/1000 g Boden
Phosphat im CAL-Extrakt	1.35	4.94	mg P ₂ O ₅ /100 g Boden
K ₂ O im CAL-Extrakt	0.6	2.22	mg K ₂ O/100 g Boden
Kalium im CAL-Extrakt	4.98	18.43	mg K/1000 g Boden

12.7 Statistische Modellierung

Ziel der statistischen Modellierung ist es, anhand unterschiedlicher Daten vorherzusagen, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Überschreitung des Höchstwertes von 50 µg/kg bei Anbau von Ölkürbis auf einem bestimmten Feld zu erwarten ist.

Folgende Daten standen für die Entwicklung eines vorhersagekräftigen Modells zur Prognose von HCB-Höchstwertüberschreitungen in Kürbiskernen zur Verfügung:

- Feldstückbezogene Daten aus den Fragebögen (vor dem Anbau beantwortbar)
- Feldstückbezogene Daten aus den Interviews (vor dem Anbau beantwortbar)
- Bodenparameter des Feldes
- gemessene HCB-Konzentrationen in Böden

Im Folgenden werden die einzelnen Analyseschritte, die in diesem Projekt durchgeführt wurden, kurz dargestellt. Ergebnis eines Analyseschrittes ist ein statistisches Vorhersagemodell für den HCB-Gehalt im Kern. Diese Vorhersagemodelle wurden dann bezüglich ihrer Vorhersagequalität untersucht bzw. miteinander verglichen.

Begonnen wurde die Analyse beruhend auf den Fragebogendaten der Jahre 2005 und 2006. Darauf folgend wurden die Daten der Fragebogen des Jahres 2007 analysiert. Anschließend wurden die Interviewdaten herangezogen, um ein passendes Vorhersagemodell zu entwickeln. In den letzten Schritten wurde untersucht ob die Hinzunahme von Bodenparametern bzw. der HCB-Konzentration im Boden die Modellvorhersage dieser einzelnen Modelle wesentlich

verbessert. Und es wurde weiter untersucht, ob auf Grund der Hinzunahme dieser gemessenen Bodenparametern bzw. der HCB-Konzentration im Boden, andere Variablen aus den Fragebogen bzw. Interviews an Erklärungsgrad verlieren und somit für das Modell obsolet wurden.

Ein weiterer wichtiger Punkt ist der Anteil der HCB-Kernwerte über dem Grenzwert von 50 µg/kg. Diese sind in Tabelle 12.7.1 dargestellt. Insgesamt liegt der Anteil an HCB-Kernwerten über dem Grenzwert von 50 µg/kg bei 3.2 %. Es zeigt sich, dass der Anteil vor allem im Jahr 2007 gering war (2.7 % im Vergleich zu 5.3 % im Jahr 2006). Auf Grund des relativ betrachtet geringen Anteils an Kernwerten über dem Grenzwert im gesamten Datensatz ist die Bildung eines Vorhersagemodells (für eine mögliche Grenzwertüberschreitung) auf Basis dieses Datenpools mit Vorsicht zu betrachten, da die Unsicherheit der Aussage viel zu groß wäre (Kernwerte über dem Grenzwert sind im Datensatz deutlich unterrepräsentiert). Hingegen liegt der Anteil der Kernwerte über 50 µg/kg bei den Interviewdaten über 28 %. Dies resultiert daraus, dass bewusst Landwirte mit hoher HCB-Konzentration im Kern für diese Interviews ausgesucht wurden, um eben herauszufinden, welche Faktoren für eine hohe HCB-Konzentration eine Rolle spielen. Aus diesem Grund wurde primär der Interviewdatensatz zur Modellentwicklung herangezogen.

Tabelle 12.7-1: Anteil der HCB-Konzentration im Kürbiskern über 50 µg/kg

	Rel. Anteil > 50 µg/kg
alle Kerndaten	3.16 %
2005	3.58 %
2006	5.25 %
2007	2.37 %
Interviewdaten	28.24 %

12.7.1 Vorhersagemodell basierend auf Fragebogendaten

Als erste Analyse, weil diese auch chronologisch in diesem Projekt als erstes möglich war, wurden der HCB-Gehalt im Kern und die dazugehörigen Fragebogendaten aus den Jahren 2005 und 2006 untersucht. Basierend auf den Erkenntnissen der deskriptiven Statistik wurde anhand von verallgemeinerten linearen Modellen versucht, ein passendes Vorhersagemodell zu entwickeln. Wie schon die deskriptive Analyse dieser Daten gezeigt hat, konnte nur bei einigen Variablen (Fragen aus den Fragebögen) ein Zusammenhang zwischen den einzelnen Antwortkategorien und dem HCB-Gehalt im Kern festgestellt werden. Bei der Modellierung der Fragebogendaten aus 2005 und 2006 haben sich ähnliche Tendenzen wie in der deskriptiven Statistik gezeigt, und es waren auch Fragen wie die Saatgutvermehrung, Saatgutbeizung und Grünlandumbruch statistisch signifikant. Allerdings hat eine Validierung der Modelle gezeigt, dass die Vorhersagequalität für den praktischen Gebrauch nicht ausreicht. Die Ergebnisse werden daher in diesem Bericht nicht näher erwähnt. Diese schlechte Vorhersagequalität der Fragebogendaten war auch ein Grund, warum das Fragebogendesign für 2007 geändert wurde, da man einen Teil dieser Undifferenziertheit in der Fragestellung der einzelnen Fragen vermutete. Auch der relativ geringe Anteil an Kernwerten aus den Jahren 2005 und 2006 über dem Höchstwert von 50 µg/kg (Tabelle 2.7-1) trägt zur hohen Unsicherheit des aus diesen Daten resultierenden Modells bei.

Bei der Analyse der Fragebogendaten aus 2007, hat sich leider ein ähnliches Bild gezeigt. Auch hier konnte kein Modell mit ausreichend guter Vorhersagequalität entwickelt werden. Hier war der Grund allerdings ein anderer. Es wurden deutlich weniger Proben mit einem hohen HCB-Gehalt von mehr als 50 µg/kg eingesandt. Dadurch waren gerade für diesen Bereich der Daten zu wenig Beobachtungen vorhanden, so dass auch hier kein ausreichend gutes Modell entwickelt werden konnte.

12.7.2 Vorhersagemodell basierend auf Interviewdaten

Wie in Abbildung 12.7.2-1 dargestellt ist, stammen die 131 Kernproben, für welche auch Interviewdaten zur Verfügung stehen, von nur 27 Betrieben. Ein Betrieb ist sogar mit 17 Kern-HCB-Werten in den Daten vertreten. Dies führt dazu, dass spezifische Eigenschaften eines Betriebs, der häufiger in den Daten vorkommt, überproportionalen Einfluss auf das Schätzergebnis für Modellparameter haben können. Diese individuellen Eigenschaften der Betriebe und somit die Schwankung zwischen den Betrieben wird im Modell (Generalized Linear Mixed Model) berücksichtigt, indem für jeden Betrieb ein eigener Parameter geschätzt wird. Somit wird eine etwaige Verzerrung der Ergebnisse verhindert. Für diese Analyse wurden 130 Beobachtungen von 27 verschiedenen Betrieben verwendet. Die Reduzierung der Beobachtungen auf 130 Fälle ist darauf zurück zu führen, dass bei einem Datensatz nicht alle relevanten Informationen vorhanden waren. Es hat sich gezeigt, dass das Kern-HCB durch die Information, ob Saatgutbeizung oder Getreidevermehrung durchgeführt wurde, gut erklärt werden kann.

In Tabelle 12.7.2-1 sind sämtliche Ausprägungskombinationen dieser beiden Einflussgrößen aufgelistet. Weiters ist angegeben wie viele Beobachtungen in den Interviewdaten diese Kombination aufweisen und von wie vielen Betrieben sie stammen. Außerdem ist der Tabelle das zugehörige mittlere und mediane Kern-HCB und der Anteil der HCB-Konzentrationen über oder gleich 50 µg/kg zu entnehmen.

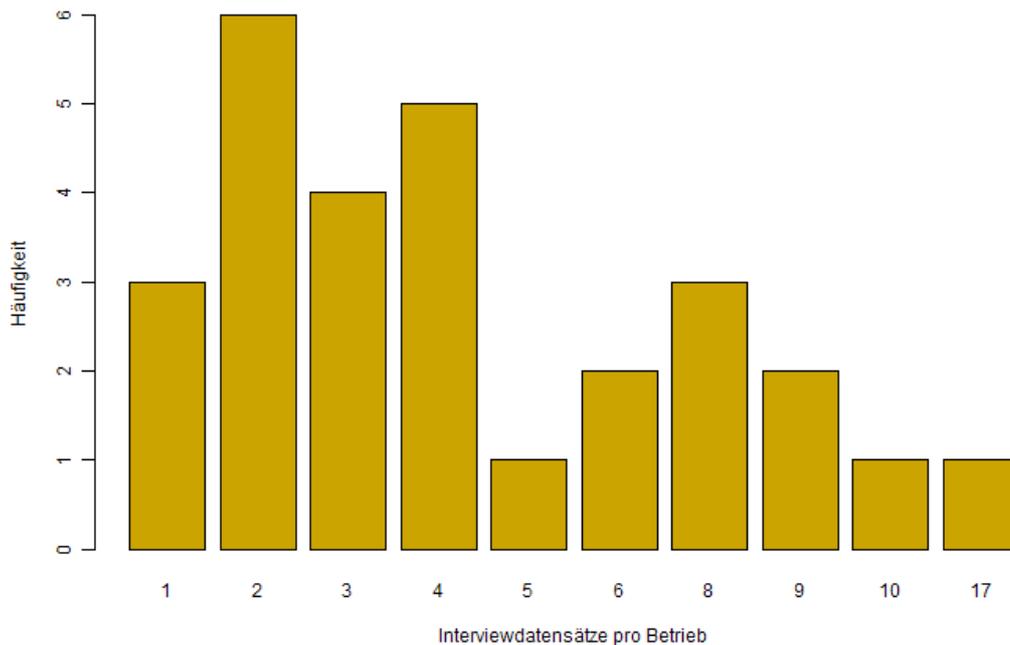


Abbildung 12.7.2-1: Anzahl der Kernproben pro Betrieb

Aus dem Vorhersagemodell ergibt sich, dass sowohl durchgeführte Saatgutbeizung als auch praktizierte Getreidevermehrung den HCB-Gehalt im Kern beträchtlich erhöhen. Tabelle 12.7.2-1 enthält in der letzten Spalte als Ergebnis den im Mittel erwarteten Kern-HCB-Gehalt für sämtliche Ausprägungskombinationen dieser beiden Variablen sowie die Wahrscheinlichkeiten für eine Höchstwertüberschreitung.

Tabelle 12.7.2-1: Ausprägungskombinationen der Variablen Getreidevermehrung und Saatgutbeizung inklusive der Anzahl ihrer Nennung in den Interviewdaten, mittlerem und medianem HCB-Gehalt im Kern, Anteil der Kern-HCB-Werte über 50 µg/kg je Kombination und geschätztem HCB-Gehalt im Kern in Abhängigkeit von Getreidevermehrung und Saatgutbeizung sowie die Wahrscheinlichkeit für eine Überschreitung des Höchstwertes von 50 µg/kg

Getreidevermehrung	Beizung	Anzahl Kernproben	Anzahl Betriebe	Mittleres Kern-HCB [µg/kg]	Medianes Kern-HCB [µg/kg]	Anteil > 50 µg/kg	Erwartetes Kern-HCB [µg/kg] *	Wslk. für Kern-HCB > 50 µg/kg
ja	ja	29	11	277.3	140	0.72	144.4	73 %
ja	w.n.	2	2	109.5	109.5	0.50	100.1	66 %
ja	nein	0					52.2	51 %
nein	ja	31	11	70.2	26	0.26	26.4	37 %
nein	w.n.	33	8	28.2	17	0.09	18.3	29 %
nein	nein	13	4	13.2	7	0.08	9.5	18 %
w.n.	ja	3	1	15.3	6	0.00	30.0	39 %
w.n.	w.n.	18	7	68.3	14	0.22	20.8	32 %
w.n.	nein	1	1	6.0	6	0.00	10.8	20 %

Wslk....Wahrscheinlichkeit

* Laut Modell erwartetes Kern-HCB

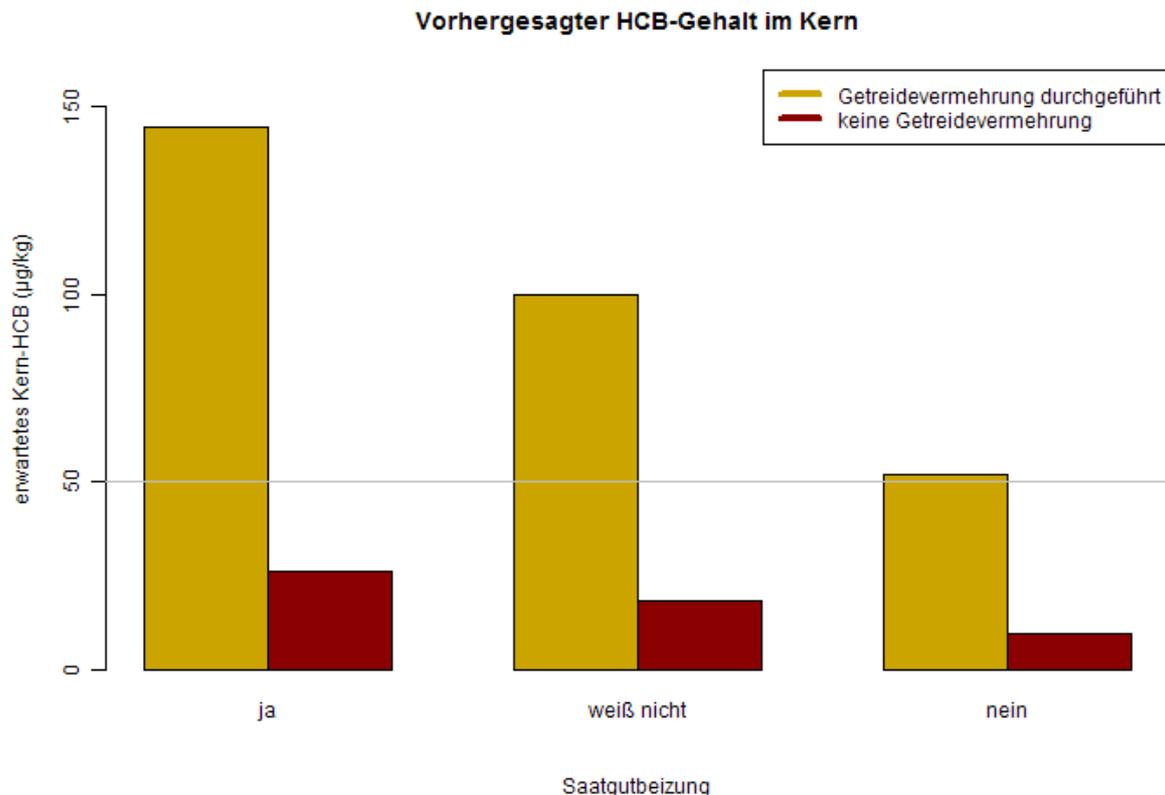


Abbildung 12.7.2-2: Laut Modell prognostizierte HCB-Konzentration im Kern bei durchgeführter bzw. nicht durchgeführter Getreidevermehrung je Antwortkategorie der Variable Saatgutbeizung

Während die meisten Werte der vorletzten Spalte gut mit den übrigen Kennzahlen aus Tabelle 12.7.2-1 übereinstimmen, liegen die Mittelwerte bei unbekannter Getreidevermehrung und unbekannter Beizung, bei nicht durchgeführter Getreidevermehrung und durchgeführter Beizung sowie bei durchgeführter Getreidevermehrung und durchgeführter Saatgutbeizung auffallend darüber. Der Grund dafür sind jeweils Ausreißer in den Daten, die den Mittelwert stark erhöhen. Dies ist auch durch den deutlich niedrigeren Median ersichtlich.

Zusammengefasst ist aus Tabelle 12.7.2-1 ersichtlich, dass bei durchgeführter Getreidevermehrung im Mittel eine HCB-Konzentration im Kern über der 50 µg/kg-Grenze zu erwarten ist. Wurde früher keine Getreidevermehrung durchgeführt, liegt der laut Modellvorhersage erwartete HCB-Gehalt unter 50 µg/kg. Dieses Ergebnis wird in der Folge in Form eines Balkendiagrammes verdeutlicht.

Das Modell wurde basierend auf Interviewdaten entwickelt. Folglich kann es vorerst lediglich mit den Kerndaten, für welche auch Interviewdaten zur Verfügung stehen, validiert werden (für die restlichen Kerndaten, stehen die Modellinput- Informationen zu Saatgutvermehrung und Saatgutbeizung in entsprechender Qualität nicht zur Verfügung).

Es zeigte sich, dass das Modell 56.8 % der Kernwerte aus dem Interviewdatensatz, welche über dem Höchstwert liegen, korrekt als Höchstwertüberschreitungen vorhersagt. In allen 3161 Kernproben wurde in 100 Fällen, also 3.16 % der Kürbiskernproben, der HCB-Grenzwert überschritten. Geht man davon aus, dass das beschriebene Modell 56.8% dieser Höchstwertüberschreitungen ebenfalls korrekt als über dem Grenzwert vorhersagt, so kann der Anteil der Kerne über 50 µg/kg durch Berücksichtigung dieser Modellergebnisse von 3.16 % auf 1.36 % gesenkt werden. Das bedeutet, dass nur mehr 1.36 % der Kürbiskerne (das entspricht rund 43 der 3161 Kernproben) über der Grenze wären, würde nur mehr dort angebaut, wo keine Getreidevermehrung durchgeführt wurde.

Umgekehrt werden durch das Modell 89.2 % der Kerne unter 50 µg/kg korrekt kategorisiert (Validierung bezogen auf Interviewdatensatz), was rund 2820 aller 3161 Kürbiskerne unter der Grenze entspricht. Das bedeutet allerdings, dass in 10.4 % der Fälle durch das Modell von einem Anbau abgeraten wird, auch wenn dieser unbedenklich wäre.

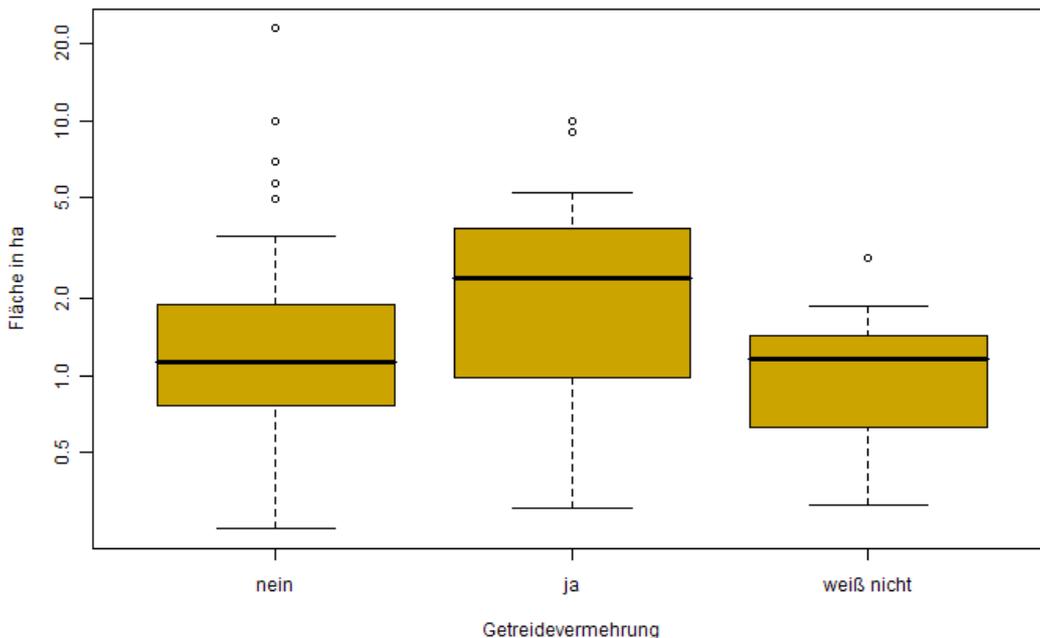


Abbildung 12.7.2-3: Zusammenhang zwischen durchgeführter Getreidevermehrung und Grundstücksfläche

Liegt keine Information darüber vor ob eine Getreidevermehrung durchgeführt wurde, kann die Größe der Anbaufläche als Hilfsmittel hinzugezogen werden. Je größer die Fläche ist, umso wahrscheinlicher ist es, dass Saatgutbeizung oder Getreidevermehrung durchgeführt wurde (siehe Abbildung 12.7.2-3) bzw. umso wahrscheinlicher ist die Verwendung von "Tritifor" und/oder HCB-hältigen Saatgutbeizen. So wird die 50 µg/kg-Grenze bei durchgeführter Saatgutbeizung im Mittel ab einer Fläche von 2.2 ha überschritten, bei unbekannter Saatgutbeizung ist das ab einer Fläche von 3.2 ha der Fall. Wurde keine Saatgutbeizung durchgeführt, wird die kritische Grenze im Mittel erst bei 4.6 ha erreicht.

12.7.2.1 Verbesserung des Interviewdatenmodells durch Einbeziehung von gemessenen Bodenparametern und HCB-Konzentrationen im Boden

Für 41 Kernproben aus dem Interviewdatensatz liegen auch Werte für Bodenparameter (siehe Tabelle 12.6.3-1) und gemessenen HCB-Konzentrationen in Böden vor. Eine Hinzunahme der gemessenen Bodenparameter, für welche genügend Messwerte über der Bestimmungsgrenze lagen, hat keine signifikante Verbesserung des Prognosemodells geliefert. Dies mag vor allem auch daran liegen, dass die Streuung der einzelnen Bodenparameter in einem relativ kleinen Bereich liegt und somit wenig zur Variabilität der HCB-Konzentration im Kürbiskern beiträgt. Eine marginale Verbesserung konnte mit der Hinzunahme des Stickstoffgehalts des Bodens erzielt werden. Dieser wurde allerdings nicht als statistisch signifikant ausgewiesen.

Während die analysierten Bodenparameter keinen nachweisbaren Einfluss auf die HCB-Konzentration im Kürbiskern haben, besteht ein starker Zusammenhang zwischen dem Kern-HCB und dem HCB-Gehalt im Boden. Dieser Zusammenhang ist aus Abbildung 12.7.3-1 ersichtlich.

Eine Hinzunahme des HCB-Gehaltes im Boden bewirkt, dass die Variablen aus den Interviewdaten keinen statistisch signifikanten Erklärungswert mehr haben. Das bedeutet, dass alleine mit der HCB-Konzentration im Boden die HCB-Konzentration im Kürbiskern sehr gut vorhergesagt werden kann. Aus diesem Grund wurde ein zweites Modell basierend auf gemessenen HCB-Konzentrationen im Boden entwickelt.

12.7.3 Vorhersagemodell basierend auf gemessenen HCB-Konzentrationen in Böden

Ein wesentlicher Punkt der statistischen Analyse ist die Untersuchung des Zusammenhanges zwischen dem HCB-Gehalt im Kern und im Boden. Hier ist ein starker positiver Zusammenhang zu erwarten, der sich auch in den vorliegenden Daten widerspiegelt. Dieser Zusammenhang ist deutlich in Abbildung 12.7.3-1 zu erkennen. In dieser Abbildung wurden die Messungen der beiden Jahre 2005 und 2006 unterschiedlich eingefärbt. Es ist zu erkennen, dass die Werte aus dem Jahr 2006 in der Regel etwas höher sind als im Jahr davor. Tatsächlich war die Anzahl an extrem hoch belasteten Kernproben im Ernte-Jahr 2006 etwas höher als im Ernte-Jahr 2005. Zudem wurde bei der Auswahl der Bodenproben auf der Basis der Kerndaten aus dem Erntejahr 2006 bewusst ein etwas größerer Anteil aus dem höher belasteten Segment gewählt als im Jahr davor.

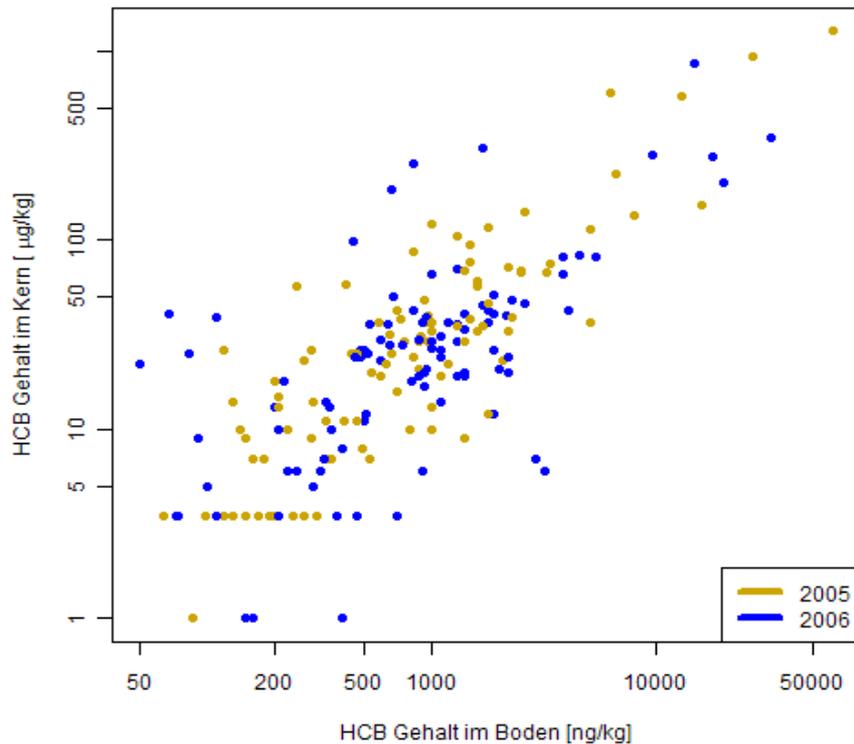


Abbildung 12.7.3-1: Zusammenhang zwischen HCB-Konzentration im Boden und HCB-Konzentration im Kern

12.7.3.1 Transferfaktoren

Der Quotient aus Kern- und Boden-HCB wird als Transferfaktor bezeichnet. Der mediane Transferfaktor liegt bei 27.6. Auch wenn Boden-HCB den HCB-Gehalt im Kern stark beeinflusst, ist dieses Verhältnis jedoch nicht konstant für alle Beobachtungen. Die Verteilung der gefundenen Transferfaktoren ist in Abbildung 12.7.3-2 dargestellt. Der Großteil der Transferfaktoren liegt im Wertebereich zwischen 10 und 100. Beobachtungen, die außerhalb dieses Bereichs liegen, kann man als extreme Transferfaktoren bezeichnen.

In diesem Projekt wurde versucht, Faktoren zu ermitteln, welche den Transfer von HCB aus dem Boden in die Kürbiskerne beeinflussen. Als mögliche Einflussfaktoren wurden die Kürbissorte und Bodeneigenschaften in Betracht gezogen. Andere Parameter wie z.B. Klima lagen außerhalb des Rahmens dieses Projektes.

In Sorten-Screening-Versuchen konnte kein Zusammenhang zwischen der HCB Aufnahme und der Kürbissorte festgestellt werden (siehe Kapitel 8). Auch die gemessenen Bodenparameter zeigten keinen wesentlichen Zusammenhang mit dem HCB Transfer vom Boden in Kürbiskernen. Wie in Abbildung 12.7.3-3 ersichtlich, sind die Transferfaktoren bei schweren Böden im Mittel etwas niedriger. Fasst man leichte und mittlere Böden zusammen und testet die Hypothese, dass die Transferfaktoren bei schweren Böden im Mittel niedriger sind (Alternativhypothese) mittels Mann-Whitney-Test, kann die Nullhypothese nicht verworfen werden ($p\text{-value} = 0.1116$). Das bedeutet, dass es keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Bodenschwere und den Transferfaktoren gibt.

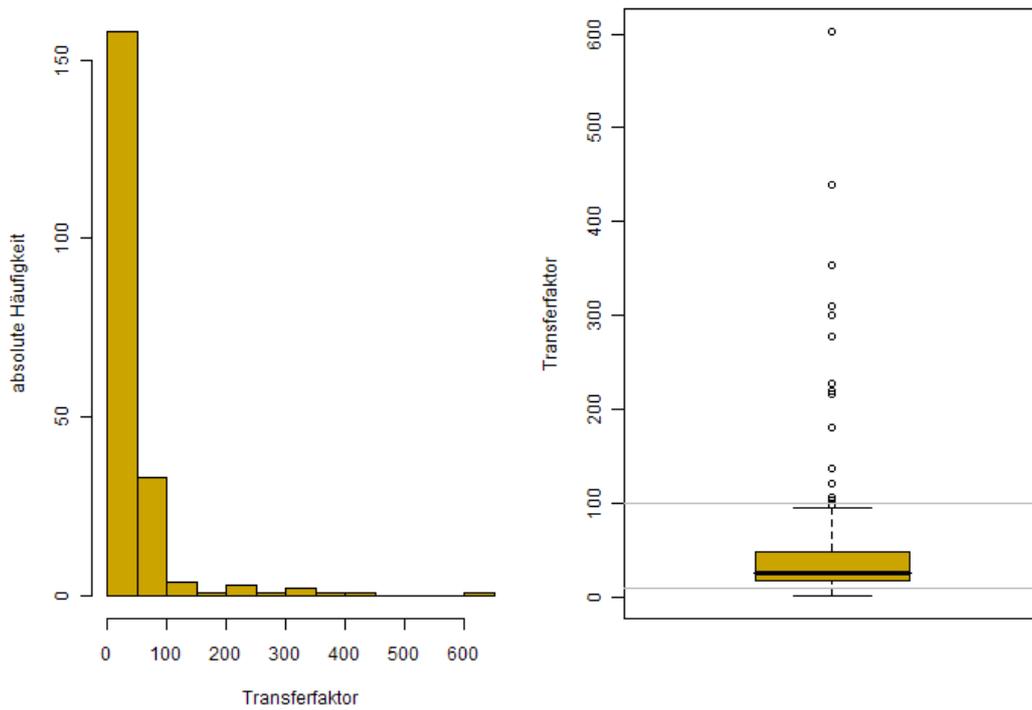


Abbildung 12.7.3-2: Verteilung von Transferfaktoren (Kern-HCB/Boden HCB)

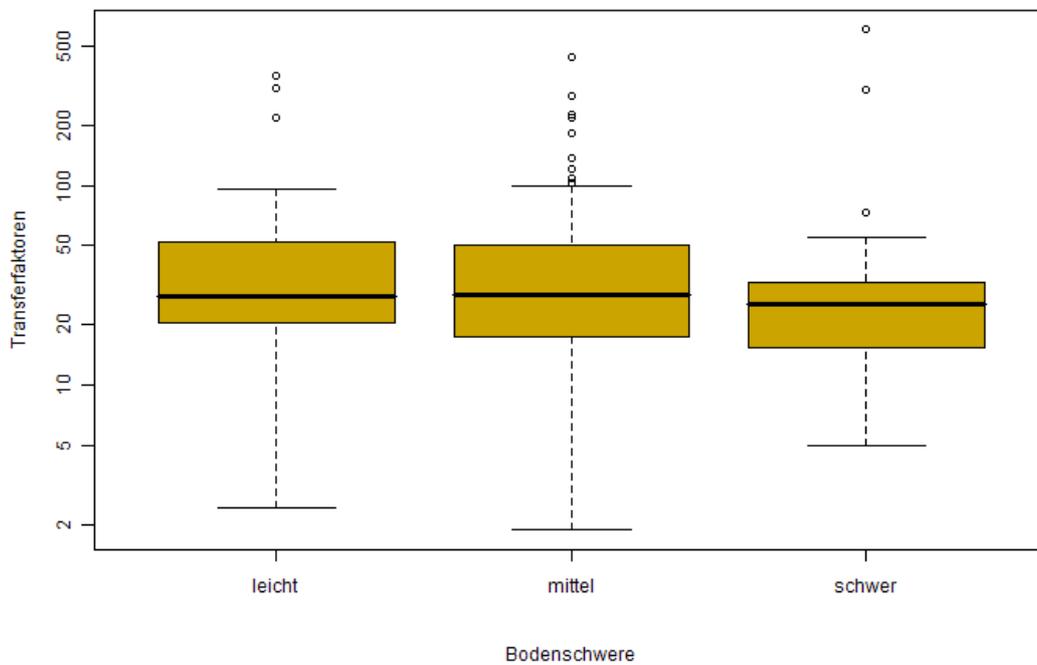


Abbildung 12.7.3-3: Boxplot der Transferfaktoren in Abhängigkeit von der Bodenschwere berechnet aus dem Sand-, Ton- und Schluffgehalt des Bodens

12.7.3.2 Modell basierend auf HCB-Bodenkonzentrationen

Um eine Aussage darüber treffen zu können, ob der HCB-Gehalt der zugehörigen Kürbiskernprobe über oder unter 50 µg/kg liegt, wurde den Kern-HCB-Werten ein Regressionsmodell mit dem logarithmierten Boden-HCB als erklärende Variable angepasst. Für diese Modellierung standen 205 Beobachtungen zur Verfügung.

Laut Regressionsmodell wird der kritische Kern-HCB-Wert von 50 µg/kg im Mittel ab einem HCB-Gehalt im Boden von 1405 ng/kg überschritten. Um die beschriebene Unsicherheit in der Vorhersage zu berücksichtigen, wurden mittels Bootstrap-Verfahren Prognoseintervalle bestimmt. Durch diese Intervalle kann ermittelt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit der HCB-Grenzwert im Kern bei gegebenem Boden-HCB überschritten wird. Das erwartete Kern-HCB bei gegebenem Boden-HCB-Gehalt (schwarze Linie) und die zugehörigen oberen Prognoseintervallsgrenzen zur jeweiligen Sicherheit sind in Abbildung 12.7.3.2-1 gemeinsam mit den beobachteten HCB-Daten dargestellt. Basis für dieses Modell sind alle 205 Kern-HCB Werte, für die es auch einen gemessenen Boden-HCB Wert gibt.

Aus der Grafik ist ersichtlich, dass bis zu einer Boden-HCB-Konzentration von 110 ng/kg das Kern-HCB mit 99 %iger Sicherheit unter 50 µg/kg liegt. Liegt das Boden-HCB bei 230 ng/kg wird die kritische HCB-Grenze im Kern noch immer mit 95 %iger Wahrscheinlichkeit unterschritten. Außerdem kann man aus der Grafik beispielsweise ablesen, dass nur auf Feldern mit einem Boden-HCB unter 360 ng/kg angebaut werden kann, wenn man mit mindestens 90 %iger Sicherheit eine Überschreitung der 50 µg/kg-Grenze ausschließen möchte. Die zugehörigen Überschreitungswahrscheinlichkeiten sind in Abbildung 12.7.3.2-1- ebenfalls dargestellt.

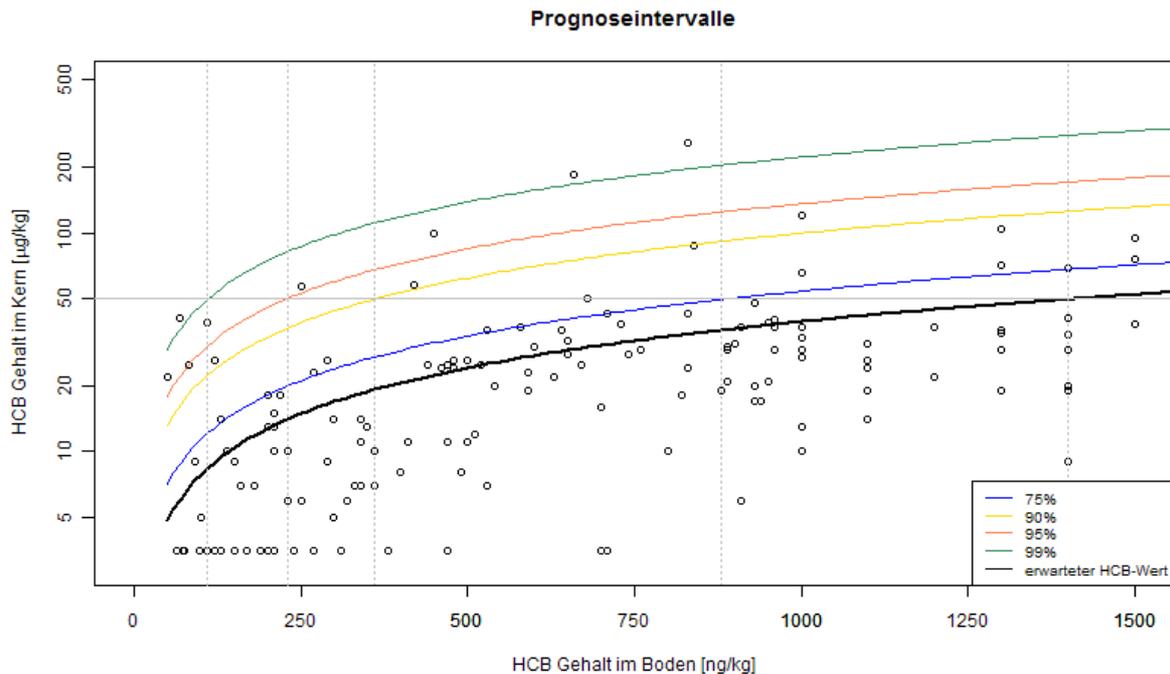


Abbildung 12.7.3.2-1: Erwartete HCB-Konzentration im Kern (schwarze Linie) und obere Prognoseintervallsgrenzen zur Sicherheit 75 %, 90 %, 95 % und 99 %

Aus Tabelle 12.7.3.2-1 ist abzulesen wie groß bei gegebenem Boden-HCB die maximale Wahrscheinlichkeit dafür ist, dass der HCB-Gehalt im Kern die kritische Grenze von 50 µg/kg überschreitet. Bei einem Boden-HCB zwischen 0 (< Nachweisgrenze) und 80 ng/kg beispielsweise liegt diese Überschreitungswahrscheinlichkeit höchstens bei 0.5 %, bei einem HCB-Gehalt im Boden zwischen 1131 und 1840 ng/kg hingegen bereits bei bis zu 40 %.

Tabelle 12.7.3.2-1: Wahrscheinlichkeit für eine HCB-Konzentration im Kern von über 50 µg/kg bei gegebenem Boden-HCB (= Tabelle B aus dem Entscheidungsbaum in Abbildung 12.8-1)

Boden-HCB (ng/kg)	Wahrscheinlichkeit für Kern-HCB > 50 µg/kg
0 (n.n.) - 80	0.5 %
81 - 110	1 %
111 - 160	3 %
161 - 230	5 %
231 - 360	10 %
361 - 500	15 %
501 - 670	20 %
671 - 880	25 %
881 - 1130	30 %
1131 - 1840	40 %

n.n.....kleiner Nachweisgrenze

12.7.4 Wahrscheinlichkeit einer zukünftigen Höchstwertüberschreitung bei bereits bekannter HCB-Konzentration im Kern

Hat man die HCB-Konzentration in Kernen in einem Jahr bereits bestimmen lassen, so stellt sich die Frage, ob auf Grund dieses Wertes, abgeschätzt werden kann, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, dass im darauf folgendem Jahr der HCB Gehalt im Kern über dem Grenzwert von 50 µg/kg liegt. Für diese Analyse wurden die Daten von 45 Feldern, welche in einem Abstand von 1 bzw. 2 Jahren doppelt beprobt wurden, analysiert.

Wie beim Vorhersagemodell anhand der Interviewdaten (Punkt 12.7.2) wurden die individuellen Eigenschaften der einzelnen Betriebe im verwendeten Modell berücksichtigt. Aus diesem Modell und den daraus resultierenden wahrscheinlichkeitstheoretischen Überlegungen lassen sich nun die Wahrscheinlichkeiten für eine Grenzwertüberschreitung im darauf folgenden Jahr angeben. So zeigt sich, dass bei einer HCB-Konzentration im Kern unter 32 µg/kg mit 95 %iger Wahrscheinlichkeit das Kern-HCB im darauf folgenden Jahr ebenfalls unter der 50 µg/kg-Grenze liegt. Aus Tabelle 12.7.4-1 ist abzulesen wie groß bei gegebenem Kern-HCB die Wahrscheinlichkeit dafür ist, dass der HCB-Gehalt im Kern die kritische Grenze im darauf folgenden Jahr überschreitet.

Tabelle 12.7.4-1: Wahrscheinlichkeit für eine Höchstwertüberschreitung bei erneutem Kürbisbau auf Flächen mit bekannter Kern-HCB-Konzentration (= Tabelle A aus dem Entscheidungsbaum in Abbildung 12.8-1)

Bekanntes KERN-HCB [µg/kg]	Wahrscheinlichkeit für Kern-HCB > 50 µg/kg bei erneutem Kürbisbau
0 - 20	1 %
20 - 30	3 %
30 - 40	18 %
40 - 50	50 %
50 - 60	83 %

12.8 Entscheidungsbaum für zukünftigen Ölkürbisbau

Im Folgenden ist in Abbildung 12.8-1 in graphischer Form eine Zusammenfassung der Ergebnisse der statistischen Datenanalyse und Modellentwicklung gegeben, welche als Entscheidungshilfe für Landwirte bezüglich eines geplanten Ölkürbisbaus auf einem spezifischen Feld herangezogen werden kann.

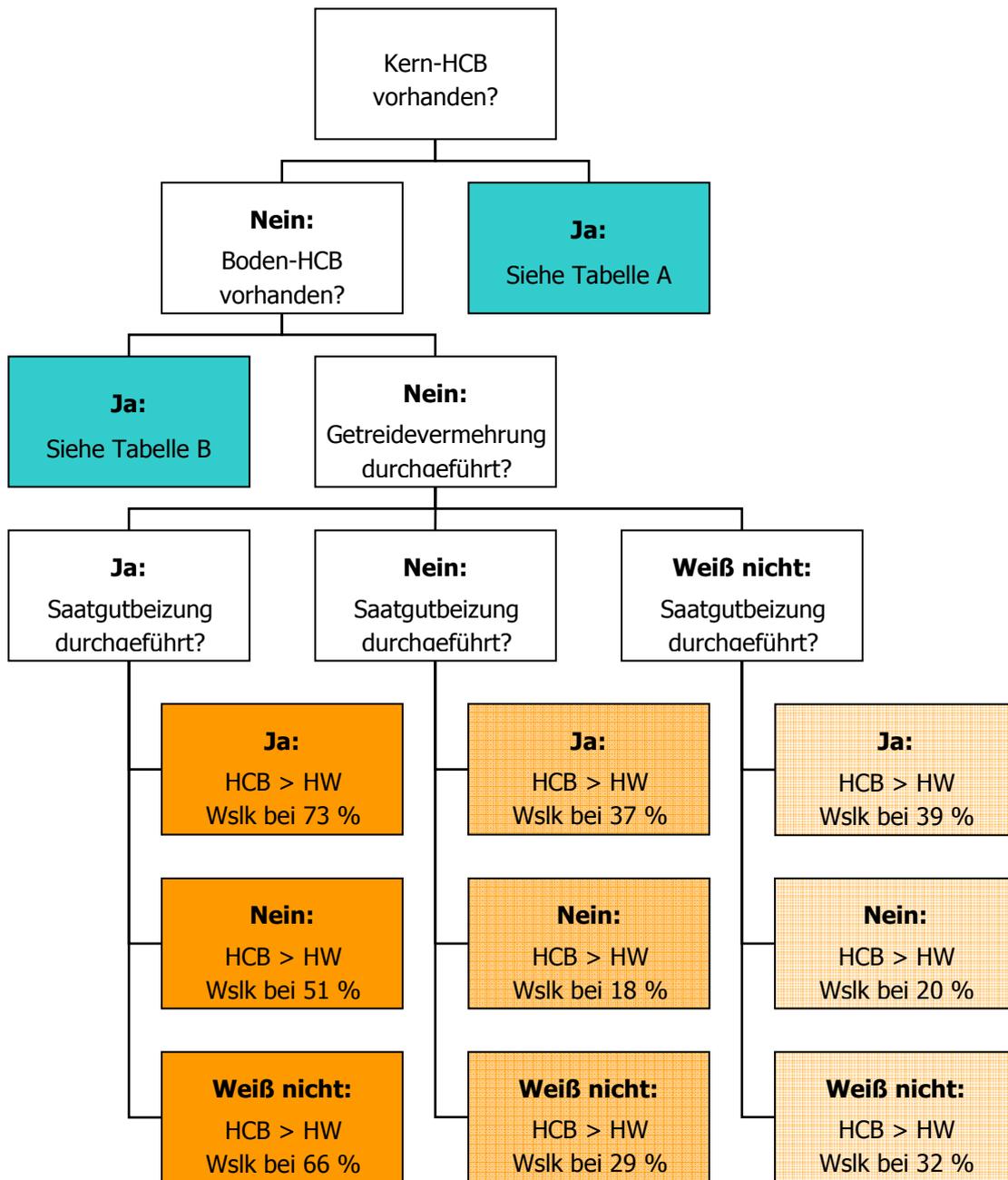


Abbildung 12.8-1: Entscheidungsbaum für zukünftigen Ölkürbisbau, HW...Höchstwert von 50 µg/kg, Wslk...Wahrscheinlichkeit, **Tabelle A** entspricht Tabelle 12.7.4-1: Wahrscheinlichkeit für eine Höchstwertüberschreitung bei erneutem Kürbisbau auf Flächen mit bekanntem Kernwert, **Tabelle B** entspricht Tabelle 12.7.3.2-1: Wahrscheinlichkeit für einen HCB-Gehalt im Kern von über 50 µg/kg bei gegebenem Boden-HCB

12.9 Wartezeit bei bekannter Höchstwertüberschreitung

Im Folgenden wurde abzuschätzen versucht, wie lange ein Landwirt bei einer bekannten Höchstwertüberschreitung warten muss, bis die HCB-Konzentration im Boden soweit gesunken ist, dass bei erneutem Anbau eine HCB-Konzentration in Kürbiskernen unter 50 µg/kg zu erwarten ist. Für diese Abschätzung wurden Halbwertszeiten für die Abnahme von HCB im Boden von 6 und 10 Jahren angenommen (siehe Kapitel 10).

Im ersten Schritt wurde von einer aktuellen HCB-Konzentration im Kern auf einen aktuellen HCB-Bodenwert geschlossen. Hierfür wurde ein auf HCB-Bodenwerten und HCB-Kernwerten basierendes Prognosemodell herangezogen (= Umkehrung des Modells aus Punkt 12.7.3.2). Ausgehend von der so ermittelten HCB-Konzentration im Boden wurde anhand eines HCB-Abnahmemodells (Kinetik erster Ordnung) berechnet, wie lange es dauert bis HCB-Konzentrationen im Boden erreicht werden, welche laut Prognosemodell aus Punkt 12.7.3.2 eine HCB-Konzentration in Kürbiskernen unter 50 µg/kg erwarten lassen. Diese Abschätzungen wurden beispielhaft für angenommene aktuelle HCB-Konzentrationen in Kernen von 60 und 100 µg/kg durchgeführt. Als Halbwertszeiten für die Abnahme von HCB im Boden wurden 6 und 10 Jahre angenommen (siehe Kapitel 10).

Im Folgenden sind die abgeschätzten Wartezeiten dargelegt.

Aktueller Kernwert: 100 µg HCB/kg:

Halbwertszeit von 6 Jahren: Im Mittel ist mit einer Wartezeit von 7 Jahren zu rechnen, geht man von einem "worst-case Szenario" aus und betrachtet man bei beiden Umrechnungen (HCB-Kern auf Boden und HCB-Boden auf Kern) jeweils das 90%-Quantil, so ergibt sich eine geschätzte Wartezeit von 26 Jahren.

Halbwertszeit von 10 Jahren: Im Mittel beträgt die geschätzte Wartezeit 12 Jahre, für ein "worst-case Szenario" bereits 43 Jahre.

Aktueller Kernwert 60 µg/kg:

Halbwertszeit von 6 Jahren: Im Mittel beträgt die Wartezeit 4 Jahre, für ein "worst case Szenario" sind 23 Jahre Wartezeit notwendig.

Halbwertszeit von 10 Jahren: Im Mittel ist mit einer Wartezeit von 7 Jahren zu rechnen, für ein "worst-case Szenario" mit einer Wartezeit von 37 Jahren.

Die Berechnungen zeigen, dass bei geringfügigen Höchsterwertüberschreitung, wie z.B. einer aktuellen HCB-Konzentration in Kürbiskernen von 60 µg/kg, der Wartezeitbereich zwischen 4 und 37 Jahren liegt, je nach dem, wie hoch die gewünschte Sicherheit der Prognose sein soll. Diese hohe Spannweite ergibt sich aus einer Reihe von Unsicherheiten, die in der Abschätzung miteinander verknüpft werden. Alleine die Länge der Halbwertszeit hat einen großen Einfluss auf das Schätzergebnis für Wartezeiten und gerade diese ist mit großer Unsicherheit behaftet (siehe Kapitel 10). Zusammengefasst kann gesagt werden, dass mit der derzeitigen Datenlage keine genaue, für die Praxis geeignete Abschätzung von Wartezeiten bei bekannten Höchsterwertüberschreitungen möglich ist.

In diesem Projekt wurden insgesamt für 205 Felder auch HCB-Konzentrationen im Boden ermittelt. Wenn in 5-10 Jahren erneut ein ausgewählter Teil dieser Ackerböden auf ihren HCB-Gehalt untersucht werden würde, könnte eine viel fundiertere Abschätzung über die Rate der Abnahme der HCB-Konzentrationen in Ackerböden über die Zeit gegeben werden. Bislang liegen in der Literatur keine derartigen Daten vor und somit würde mit einer entsprechenden Untersuchung auch ein allgemeiner wissenschaftlicher Beitrag zur Problematik von HCB-Altlasten in Böden geliefert werden.

12.10 Zusammenfassung

Die statistische Analyse der oben beschriebenen Daten hat zwei unterschiedliche Vorhersagemodelle für HCB-Konzentrationen in Kürbiskernen hervorgebracht. Das erste Modell beruht auf Daten bezüglich der Bearbeitung des Feldes in der Vergangenheit. Hier hat sich gezeigt, dass die wesentlichen Einflussfaktoren praktizierte Getreidevermehrung und durchgeführte Saatgutbeizung sind. Anhand dieser beiden Informationen kann der zu erwartende mittlere HCB-Gehalt im Kürbiskern gut abgeschätzt werden und die Wahrscheinlichkeit für eine Höchsterwertüberschreitung angegeben werden. Es hat sich gezeigt, dass bei einer durchgeführten früheren Getreidevermehrung im Mittel ein Kern-HCB über 50 µg/kg zu erwarten ist, wobei eine durchgeführte Saatgutbeizung den HCB-Gehalt ebenfalls erhöht. Liegt keine Information über eine frühere Getreidevermehrung vor, kann mit Hilfe der Größe der Anbaufläche ebenfalls eine gute Abschätzung getroffen werden.

Das zweite Modell beruht auf den gemessenen HCB-Gehalt im Boden. Ist dieser Wert für eine Anbaufläche bekannt, ist es möglich die Wahrscheinlichkeit für ein Kern-HCB über 50 µg/kg abzuschätzen.

In Abhängigkeit von der Information, die bezüglich eines Feldes vorhanden ist (Getreidevermehrung, Saatgutbeizung und Fläche oder HCB-Gehalt im Boden), kann mit diesen beiden Modellen wissenschaftlich gesichert abgeschätzt werden, ob auf diesem Feld ein Anbau von Kürbis zur Gewinnung von Kürbiskernöl im Hinblick auf einen Grenzwert von 50 µg HCB/kg Kürbiskernen als sinnvoll erscheint.

13 Literatur

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2002) Toxicological Profile for Hexachlorobenzene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, September 2002.
- Amt der Kärntner Landesregierung (1999) Bodenzustandsinventur Kärnten, Klagenfurt.
- Amt der o.ö. Landesregierung (1993) Oberösterreichischer Bodenkataster Bodenzustandsinventur 1993.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1991-1996) Steiermärkische Bodenschutzberichte, Graz.
- Amtsblatt der Europäischen Union (L 127/81) vom 29.04.2004: Richtlinie 2004/61/EG der Kommission vom 26. April 2004 zur Änderung der Anhänge der Richtlinien 86/362/EWG, 86/363/EWG und 90/642/EWG des Rates hinsichtlich von Rückstandshöchstgehalten für bestimmte in der Gemeinschaft verbotene Schädlingsbekämpfungsmittel.
- Amtsblatt der Europäischen Union (L 243/50) vom 18.09.2007: Richtlinie 2007/56/EG der Kommission vom 17. September 2007 zur Änderung bestimmter Anhänge der Richtlinien 86/362/EWG, 86/363/EWG und 90/642/EWG des Rates bezüglich der Rückstandshöchstgehalte für Azoxystrobin, Chlorothalonil, Deltamethrin, Hexachlorobenzol, Ioxynil, Oxamyl und Quinoxifen.
- Anderl, M., Gangl, M., Köther, T., Kurzweil, A., Muik, B., Storch, A., Poupa, S., Wappel, D. und Wieser, M. (2006) Emissionstrends 1990-2004. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2006. Wien, 2006 Umweltbundesamt Reports, Band 0037.
- Ando, M., Hirano, S., Itoh, Y. (1985) Transfer of hexachlorobenzene (HCB) from mother to new-born baby through placenta and milk. Arch. Toxicol. 56, 195-200.
- ATSDR (2002) Toxicological profile for HCB. US Department of Health and Human Services. Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta, GA. <http://www.atsdr.cdc.gov>.
- Bailey, R. E. (2001) Global Hexachlorobenzene Emissions. Chemosphere 43, 167-182.
- Barber, J., Sweetman, A., Jones, K. (2005) Hexachlorobenzene - Sources, environmental fate and risk characterisation. Science Dossier No 9, Euro Chlor. <http://www.eurochlor.org>
- Beall, M. L. (1976) Persistence of aerially applied hexachlorobenzene on grass and soil. J. Environ. Qual. 5, 367-369.
- Beck, J., Hansen, K. E. (1974) The degradation of quinitozene, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene and pentachloroaniline in soil. Pestic. Sci. 5, 41-48.
- Benazon, N. (1999) Hexachlorobenzene emissions/releases inventory for Ontario 1988, 1998 and 2000, Draft Report for Environment Canada, 1999.
- Berdowski, J. J. M., Baas, J., Bloos, J.P.J., Visschedijk, A. J. H., Zandveld, P. Y. J. (1997) The European Atmospheric Emission Inventory for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Luftreinhaltung. Forschungsbericht 104 02 672/03. TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Berg, T., Kallenborn, R., Mano, S., 2004. Temporal trends in atmospheric heavy metal and organochlorine concentrations at Zeppelin, Svalbard. Arctic, Antarctic and Alpine Research, Vol. 36, No. 3, 284-291.
- BiPRO (2006) Identification, assessment and prioritisation of EU measures to reduce releases of unintentionally produced/released Persistent Organic Pollutants. Final Report im Auftrag der Europäischen Kommission. REFERENCE:O7.010401/2005/419391/MAR/D4. Brüssel. <http://ec.europa.eu/environment/dioxin/pdf/report.pdf> accessed 6.10.08
- BMGF (2005) Rückstände von Hexachlorbenzol auf Kürbiskernen. Runderlass, 19.10.2005, BMGF - IV/B/10,

Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Wien.

BMGF (2006) Rückstände von Hexachlorbenzol auf Kürbiskernen. Runderlass, 10.7.2006, BMGF - IV/7, Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Wien.

BMLFUW (2007) Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz: Der Sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker und Grünland. 2. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; <http://www.bmlfuw.gv.at/filemanger/download/26862> accessed 6.11.2008.

Boonsaner, M. (1995) Distribution Processes of Chlorohydrocarbons in Soil Systems, Ph.D. thesis, Griffith University, Queensland, Australia.

Brubaker, W. W. and Hites, R. A. (1998) OH Reaction Kinetics of Gas-Phase α - and γ -Hexachlorocyclohexane and Hexachlorobenzene. Environm. Sci. Technol., 32, 766-769.

Bundesamt für Umweltschutz CH (1983): Polychlorierte organische Verbindungen in Rheinfeldern (Schweiz). Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 18, Bern.

Burns, J. E., Miller, F. M., Gomes, E. D., Albert, R. A. (1974) Hexachlorobenzene exposure from contaminated DCPA in vegetable sprays. Arch. Environ. Health 29, 192-194.

Cox, C. (1998) Herbicide Factsheet Picloram. Journal of pesticide Feform 18, 13-20.

Deinum, G., Baart, A. C., Bakker, D. J., Duyzer, J. H. und Hout Van den, K. D. (1995) The influence of uptake by leaves on atmospheric deposition of vapour-phase organics. Atmospheric Environment Vol. 29, No. 9, 997-1005.

De Santis, J., Snider, R., Granger, R. M. (2003) Bioremediation of soil contaminated with hexachlorobenzene. http://www.sbc.edu/honors/HJSpr03/DeSantis_Snider.htm.

Djohan, D., Yu, Q. and Connell, D. W. (2005) Partition isotherms of chlorobenzenes in a sediment-water system. Water, Air and Soil Pollution 161, 157-173.

Drooge Van, B. L., Grimalt, J. O., Camarero, L., Catalan, J., Stuchlík, E., Carcía, C. J. T. (2004) Atmospheric semivolatile organochlorine compounds in European high-mountain areas (Central Pyrenees and High Tatras). Environ. Sci. Technol. 38, 3525-3532.

Duiser, J. A. und Veldt, C. (1989) Emissions to the Atmosphere of PAHs, PCBs, Lindane, and HCB in Europe. Technical Report No. 89-036, TNO Division of technology for Society, Appeldoorn.

Ecker, S. (1991) Die Aufnahme von Hexachlorbenzol durch den Ölkürbis (*Cucurbita pepo* var. *citrullinia* f. *styriaca* Greb.). Dissertation an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien; April 1991.

Ecker, S. und Horak, O. (1994) Pathways of HCB-contamination to oil pumpkin seeds. Chemosphere 29: 2135-2145.

EEA (2005) Technical Report No 30: EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. Chapter: Sources of Hexachlorobenzene Emissions http://reports.eea.europa.eu/EMEPCORINAIR4/en/sources_of_HCB.pdf

Environment Canada, Department of Fisheries and Oceans, Health and Welfare Canada (1991) Toxic Chemicals in the Great Lakes and Associated Effects, Volume 1: Contaminant levels and trends. Ottawa, Ontario, Canada: Minister of Supply and Services.

Europäische Kommission (2004) Richtlinie 2004/61/EG. Amtsblatt Nr. L 127 vom 29/04/2004 S. 0081 – 0091.

FAO/WHO (1975) Quintozene Evaluation. Eighth session of the Codex committee on Pesticide Residues (JMPR).

FAO/WHO (1995) Quintozene Evaluation. Review meeting of the Codex committee on Pesticide Residues (JMPR).

Fernández, P., Carrera, G., Grimalt, J. O. (2005) Persistent organic pollutants in remote freshwater ecosystems. Aquat. Sci. 67, 263-273.

- Fooken, C., Gühr, R., Häckl, M. und Seel, P. (1997) Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe; Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen, 1991-1996. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz; Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt.
- Freudenschuss, A., Obersteiner, E. und Uhl, M. (2006) Organische Schadstoffe in Grünlandböden. Umweltbundesamt, Wien und BMLFUW
- Fruhvirth, G. O. und Hermstetter, A. (2008) Production technology and characteristics of Styrian pumpkin seed oil. Eur. J. Lipid Sci. Technol. 110, 637-644.
- Gent, M. P. N., White, J. C., Parrish, Z. D., Isleyen, M., Eitzer, B. D., Mattina, M. I. (2007) Uptake and translocation of p,p'-dichlorodiphenyldichloroethylene supplied in hydroponics solution to *Cucurbita*. Environmental Toxicology and Chemistry, 26, 2467-2475.
- Griffin, R. A.; Chou, S. F. J. (1980) Attenuation of polybrominated biphenyls and hexachlorobenzene by earth materials. Final report for Grant NO. R-804684-01, US. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. 86 pp.
- Griffin, R.A.; Chou, S. F. J. (1981) Movement of PCBs and other persistent organic compounds through soil. Water Sci. Technol. 13, 1153-1163.
- Götz, B., Sattelberger, R. (1998) Anorganische und organische Inhaltsstoffe in der nassen Deposition. Ergebnisse eines österreichweiten Regenmonitoring-Programms. Manuskript zu Monographien Band M-109, Umweltbundesamt Wien.
- Häfner, M. (1975) Untersuchungen zur Kontamination von Gartenerden und landwirtschaftlich genutzten Böden mit Hexachlorbenzol und Pentachlornitrobenzol. Gesunde Pflanzen, 27. Jahrgang/heft 5, Herausgeber: Drees, H. Bad Godesberg.
- Halsall, C. J., Bailey, R., Stern, G. A., Barrie, L. A., Fellin, P., Muir, D. C. G., Rosenberg, B., Rovinsky, F. Y., Kononov, E. Y., Pastukhov, B. (1998) Multi-year observations of organohalogen pesticides in the Arctic atmosphere. Environmental Pollution 102, 51-62.
- Hellström, A., Kylin, H., Strachan, W. M. J., Jensen, S., (2004a) Distribution of some organochlorine compounds in pine needles from Central and Northern Europe. Environmental Pollution 128, 29-48.
- Hellström, A. (2004b) Uptake of organic pollutants in plants. Literature survey. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Howard, P. H. (1991) Hexachlorobenzene. In: Handbook of environmental fate and exposure for organic chemicals. Vol. I. Large Production and Priority Pollutants. Lewis Publishers inc. Chelsea. Michigan, pp 351-359.
- Howe, T. S., Billings, S., Stolzberg, R. J. (2004) Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and hexachlorobenzene in spruce needles of eastern Alaska. Environ. Sci. Technol. 38, 3294-3298.
- Hübner, c. (2001) Österreichische Emissionsinventur für POPs 1985-1999. FTU – Forschungsgesellschaft. technischer Umweltschutz GmbH. Werkvertrag des Umweltbundesamtes, IB-650, Wien (not published).
- Hülster A., Müller, J. F., Marschner, H. (1994) Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins to vegetables of the cucumber family (*cucurbitaceae*). Environ. Sci. Technol. 28, 1110-1115.
- IPCS (1997) Newhook, R. und Dormer, W., Hexachlorbenzene, Environmental Health Criteria 195, WHO
- Isensee, A. R., Holden, E. R., Woolson, E. A. und Jones, G. E. (1976) Soil persistence and aquatic bioaccumulation potential of hexachlorobenzene (HCB). J. Agr. Food Chem. 24, 1210-1214.

IUCLID Dataset 2000. Hexachlorobenzene

Kerler, F. und Schönherr, J. (1988) Accumulation of lipophilic chemicals in plant cuticles: Prediction from octanol/water partition coefficients. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17, 1-6.

Kilzer, L., Scheunert, I., Geyer, H., Klein, W., Korte, F. (1979) Laboratory screening of the volatilization rates of organic chemicals from water and soil. Chemosphere 10, 751-761.

Köchl, A. (1987) Die Belastung der Böden des Marchfeldes mit Schadstoffen. Bodenschutz und Wasserwirtschaft, 26-49, ÖGNU.

König, W., Hembrock, A. (1989) Vorkommen und Transfer persistenter chlorierter organischer Schadstoffe in Böden, Nutzpflanzen und Nahrung. VDI-Berichte Nr. 745, Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt, 423-440, Düsseldorf.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1998) Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/xfaweb/vts/mark.pl?string=hexachlorbenzol&page=/bofaweb/berichte/tbb05/tbb050087.html> accessed 5.10.2006.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995) Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB); Verhalten von Hexachlorbenzol (HCB) in der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung der Altlastenproblematik; Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung; Band 18/95: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de>, accessed 18.09.2008.

Li, H., Sheng, G., Chiou, C.T. und Xu, O. (2005) Relation of organic contaminant equilibrium sorption and kinetic uptake in plants. Environ. Sci. Technol, 39, 4864-4870.

Markard, C. (1988a) Organische Stoffe in Klärschlämmen – eine Gefahr für die Nahrungskette? Teil 1, Korrespondenz Abwasser 5/88, 449-455.

Mattina, M. I., Isleyen, M., Eitzer, B. D., Iannucci-Berger, W. und White, J. S. (2006) Uptake by Cucurbitaceae of soil-borne contaminants depends upon plant genotype and pollutant properties. Environ. Sci. Technol. 40, 1814-1821.

Meijer, S. N., Halsall, C. J., Harner, T., Peters, J., Ockenden, W. A., Johnston, A. E. und Jones, K. C. (2001) Organochlorine pesticide residues in archived UK soil. Environ. Sci. Technol. 35, 1989-1995.

Montone, R. C., Taniguchi, S., Boian, C., Weber, R. R. (2005) PCBs and chlorinated pesticides (DDTs, HCHs and HCB) in the atmosphere of the southwest Atlantic and Antarctic oceans. Marine Pollution Bull. 50, 778-786.

Mumma, C. F., Lawless, E. W. (1975) Survey of industrial Processing Data. Task I – Hexachlorobenzene and Hexachlorobutadiene Pollution for Chlorocarbon Processes (EPA 56013-75-004), Washington D.C., US EPA.

Müller, H. (1864) Ueber sechsfach gechlortes Benzol, einen neuen Chlorkohlenwasserstoff. Zeitschr. f. Chemie 42, 40-42.

Nash, R. G., Gish, T. J. (1989) Halogenated pesticide volatilisation and dissipation from soil under controlled conditions. Chemosphere 18, 2353-2362.

Nishimura, H., Nishimura, N., Oshima, H. (1980) Experimental studies on the toxicity of pentachlorophenol. J. Aichi Med. Univ. Assoc. 8, 203-209.

Landwirtschaftskammer Steiermark (2005) Marktbericht der Landwirtschaftskammer Steiermark. Nr. 33, Jg. 38.

Landwirtschaftskammer Steiermark (2006) Tätigkeitsbericht 2005.

Quade, J. [Red.] (1993) Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hrsg.: Hydro Agri Dülmen GmbH, Dülmen; Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hilturp, Deutschland, ISBN 3-7843-2512-2.

- Quinlivan, S. C., Ghassemi, M., Leshendok, T. V. (1975/77) Sources, characteristics and treatment and disposal of industrial wastes containing hexachlorobenzene. *J. Hazardous Materials* 1, 343-359.
- Romanic, S. H. und Krauthacker, B. (2003) Comparison of ambient air levels of PCBs and organochlorine pesticides at two sites in Zagreb, Croatia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71, 1034-1041.
- Runderlass des Bundesministeriums für Gesundheit und Frauen (BMGF) vom 19.10.2005: Rückstände von Hexachlorbenzol auf Kürbiskernen
- Runderlass des Bundesministeriums für Gesundheit und Frauen (BMGF) vom 10.07.2006: Rückstände von Hexachlorbenzol auf Kürbiskernen
- Sanusi, A., Millet, M., Mirabel, Ph. und Wortham, H. (1999) Gas-particle partitioning of pesticides in atmospheric samples. *Atmospheric Environment* 33, 4941-4951.
- Scharf, S., Schneider, M. und Zethner, G. (1997) Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Umweltbundesamt und BMUJF. Monographien M-095.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M095.pdf> . accessed 6.11.2008
- Scheunert, I., Marra, C., Vioswanathan, R., Klein, W. und Korte, F. (1983) Fate of Hexachlorobenzene-¹⁴C in wheat plants and soil under outdoor conditions. *Chemosphere* 12, 843-858.
- Scheunert, I., Topp, E., Attar, A. und Korte, F. (1994) Uptake pathways of chlorobenzenes in plants and their correlation with n-octanol/water partition coefficients. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 27, 90-104.
- Schönberger, H. (1990) Klärschlamm-Kontamination auf Raten. Institut für ökologisches Recycling, Berlin.
- Schroll, R. und Scheunert, I. (1992) *Chemosphere* 24, 97-108.
- Schroll, R., Bierling, B., Cao, G., Dörfler, U., Lahaniati, M., Langenbach, T., Scheunert, I. und Winkler, R. (1994) Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. *Chemosphere* 28, 297-303.
- Schwarzenbach, R. P., Giger W., Hoehn, E., Schneider, J. K. (1983) Behaviour of organic compounds during infiltration of river water to groundwater. *Field studies. Environ. Sci. Technol.* 17, 472-479.
- Schwetz, B. A., Quast, I. F., Keeler, P. A., Humiston, C. G., Kociba, R. J. (1978) Results of two-year toxicity and reproduction studies on pentachlorophenol in rats. In: Rao; K. R. (Hrsg.), *Pentachlorophenol: chemistry, pharmacology and environmental toxicology*, New York, London, Plenum Press: 301-309.
- Seibold ,R., Arnold, W., Schmid, R. (1986) Persistente Chlorkohlenwasserstoffe in Böden, Klärschlämmen und Flußsedimenten. *Hohenheimer Arbeiten, Stuttgart: Ulmer,E.* 65-76.
- Shrap, S. M., de Vries, P. J. and Opperhuizen, A. (1994) Experimental problems in determining sorption coefficients of organic chemicals: An example for chlorobenzenes. *Chemosphere* 28, 931-945.
- Sinkkonen, S., Rantio, T., Vattulainen, A., Aittola, J.-P., Paasivirta, J. und Lahtiperä, M. (1995) Chlorohydrocarbons, PCB congeners, polychlorodioxins, furans and dibenzothiophenes in pine needles in the vicinity of a metal reclamation plant. *Chemosphere* 30, 2227-2239.
- Sittig, M. (Hrsg.) (1980) *Pesticide Manufacturing and toxic Materials Control Encyclopedia*. Park Ridge; NJ Noyes Data Corporation.
- Sotiriou, N., Moza, P., Scheunert, I. und Feicht, E. A. (1994) Uptake and fate of ¹⁴C-hexachlorobenzene in tobacco and wheat plants. *Fresenius Envir. Bull.* 3, 175-180.
- Statistik Austria: www.statistik.at
- Strachan, W. M. J., Eriksson, G., Kylin, H. und Jensen, S. (1994) Organochlorine compounds in pine needles:

Methods and trends. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 443-451.

Teil, M.-J., Blanchard, M. und Chevreuil, M. (2004) Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere* 55, 501-514.

Tobin, P. (1986) Known and potential sources of hexachlorobenzene. In : Morris, C.R., Cabral, J. R. P. (Hrsg.), *Hexachlorobenzene: Proceedings of an international Symposium*. Lyon, IARC Sci. Publ. 77: 3-11.

Topp, E., Scheunert, I., Attar, A. und Korte, F. (1986) Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11, 219-228.

Topp, E., Scheundert, I., Korte, F., 1989. Kinetics of the uptake of ¹⁴C-labeled chlorinated benzenes from soil by plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 17, 157-166.

Umlauf, G., Hauk, H. und Reissinger, M. (1994) Deposition of semivolatile organic compounds to spruce needles. II. Experimental evaluation of the relative importance of different pathways. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1 (4), 209-222.

Wang, M.-J. und Jones, K.C. (1994) Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1260-1267.

Wapensky, L. A. (1969) Pesticide formulations. *Journal of the AOAC*, 52, 1284-1292.

Weiss, P. (1998) Persistente Organische Schadstoffe in Hintergrund Waldgebieten Österreichs. Monographien Band M-097, Umweltbundesamt Wien.

Weiss, P. (2002) Organische Schadstoffe an entlegenen Waldstandorten Sloweniens und Kärntens. Umweltbundesamt Berichte UBA BE-195. Umweltbundesamt Wien.

Weiss, P., Lorbeer, G. und Scharf, S. (2000) Regional aspects and statistical characterisation of the load with semivolatile organic compounds at remote Austrian forest sites. *Chemosphere* 40, 1159-1171.

Weiss, P., Riss, A. (1992) Schadstoffe im Bereich Linz. Monographien Band M-020, Umweltbundesamt, Wien.

Wenzel, K.-D., Mothes, B., Weißflog, L. und Schüürmann, G. (1994) Bioavailability of airborne organochlorine xenobiotics to conifers. *Fresenius Envir. Bull.* 3, 734-739.

Umweltbundesamt (2003) Freudenschuß, A., Obersteiner E., Uhl M. und Denner, M.: Organische Schadstoffe in Böden – Auswertung aus dem Bodeninformationssystem BORIS (unveröffentlichter Bericht an das BMLFUW).

Umweltbundesamt (2006a) Anderl, M., Freudenschuss, A. et al.: Austria's National Inventory Report 2006. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Report Bd. R-0016. Wien.

Umweltbundesamt (2006b) Anderl, M., Kampel, E. et al.: Austria's Informative Inventory Report 2006. Submission under UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). Report Bd. R-0067. Wien.

Umweltbundesamt (2007a) Böhmer, S., Stoiber, H., Walter, B. und Kügler, I.: Abfallverbrennung in Österreich Statusbericht 2006. Report Bd. REP-0113, Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt (2007b) Stubenvoll, J., Holzerbauer, E., Böhmer, S., Krutzler, T. und Janhsen, T.: Technische Maßnahmen zur Minderung der Staub und NO_x-Emissionen bei Wirbelschicht- und Laugenverbrennungskesseln. Report REP-0039, Wien.

Umweltbundesamt (2008a) Freudenschuß A., Obersteiner E. und Uhl, M.: Organische Schadstoffe in Grünlandböden, Umweltbundesamt Wien. Reports, Band 0158. ISBN: 3-85457-955-1. 94 S.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0158.pdf>.

Umweltbundesamt (2008b) Böhmer, S. et al.: Draft National Action plan pursuant to Article 5 of the Stockholm

Convention on POPs and Article 6 of the EU-POP Regulation, Studie im Auftrag des Lebensministeriums.

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) (1995) Bodenzustandsbericht Pforzheim 1995.

<http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/berichte/lfus03/lfus03.html> accessed 5.10.2006.

UNEP Stockholm Konvention (2004): Konvention zum Verbot von hochgiftigen Chemikalien. http://www.pops.int/documents/convtext/convtext_en.pdf, accessed 10.11.2008.

WIFO (2005) Kratena, K. und Würger, M.: Energieszenarien für Österreich bis 2020. WIFO Monographien, Wien.

Zethner, G. Götz, B. und Amlinger, F. (2000) Qualität von Komposten aus der getrennten Sammlung.

Umweltbundesamt Monographien, Band 133, Wien.

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M133.pdf> accessed 12.10.2006

Zethner, G., Pfundtner und E. Humer, J. (2002) Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen. Umweltbundesamt

Monographien M-160. Wien. <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M160.pdf> accessed

9.11.2007.