



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 11/1998

Dissertation

**Untersuchungen
zum Boden/Pflanze - Transfer
ausgewählter organischer
Umweltschadstoffe in Abhängigkeit
von Bodeneigenschaften**

Kathrin Heinrich

ISSN 0948-9452

Aus dem Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH
Sektion Bodenforschung

**Untersuchungen zum Boden / Pflanze - Transfer ausgewählter
organischer Umweltschadstoffe in Abhängigkeit von
Bodeneigenschaften**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium
vorgelegt der

Technischen Universität Dresden
Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften

von

Diplomchemikerin Kathrin Heinrich
geb. am 06. 09. 1969 in Lutherstadt Wittenberg

Gutachter:

Prof. Dr. E. Worch
Prof. Dr. F. Führ
Prof. Dr. M. Körschens

Verteidigung: 05.12. 1997

**Der Boden ist das höchste Gut auf Erden
Er ist unvermehrbar,
Durch ihn erfüllt und vermehrt sich das Leben dieser Welt
Wo kein Boden ist, ist Hunger
Wo Hunger ist, ist Elend
Wo Elend ist, ist der Tod
In der Genesis 1,28 steht:
„Macht Euch die Erde Untertan“
Heute hätte der Schöpfer hinzugefügt:
„Aber zerstört und vergiftet sie nicht“**

Adolf Klope

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung.....	1
1.1. Thematische Einführung.....	1
1.2. Zielsetzung der Arbeit.....	3
2. Literaturübersicht	5
2.1. Entstehung und Verbreitung von PAK und Organochlorverbindungen	5
2.2. Verhalten von Organochlorverbindungen und PAK im Boden und mikrobieller Abbau.....	7
2.3. Aufnahme von organischen Umweltchemikalien in Pflanzen.....	11
2.4. Modellierungsmethoden zum Verhalten von Organochlorver- bindungen und PAK im System Boden / Pflanze	16
3. Material und Methoden.....	18
3.2. Herkunft und Charakterisierung der verwendeten Böden.....	18
3.2.1. Boden eines Altlastenstandortes.....	18
3.2.2. Böden aus Dauerversuchen.....	21
3.3. Charakterisierung der Gefäßversuchsserien.....	21
3.3.1. Gefäßversuche mit dotierten Böden (G1, G2, G3).....	21
3.3.2. Gefäßversuch mit Boden eines Altlastenstandortes (G4).....	23
3.3.3. Hydrokulturen (G5).....	23
3.4. Pflanzenarten.....	24
3.5. Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen.....	24
3.6. Analytik.....	26
3.6.1 Verfahren.....	26
3.6.1.1. Hochdruckflüssigkeitschromatographie.....	26
3.6.1.2. Kapillargaschromatographie.....	27
3.6.1.3. Kapillargaschromatographie - Massenspektro- metrie.....	27
3.6.1.4. Gelpermeationschromatographie	28
3.6.1.5. Gesamtstickstoffgehalt (KJELDAHL - Stickstoff (N_t)).....	29
3.6.1.6. Heißwasserlöslicher Kohlenstoff (C_{HWL}).....	29
3.6.2. Boden.....	29

3.6.2.1. Extraktion der Organochlorverbindungen.....	30
3.6.2.2. Extraktion der PAK.....	30
3.6.2.3. Bestimmung des Gesamtstickstoffes (N_t) nach KJELDAHL.....	31
3.6.2.4. Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffes (C_{HWL}).....	31
3.6.3. Pflanzen.....	31
3.6.3.1. Extraktion der Organochlorverbindungen.....	32
3.6.3.2. Extraktion der PAK.....	32
3.6.3.3. Bestimmung des Gesamtstickstoffes (N_t) nach KJELDAHL.....	33
3.6.4. Wasser.....	33
3.6.4.1. Extraktion der Organochlorverbindungen.....	33
3.6.4.2. Extraktion der PAK	33
3.6.5. Eignungstestung der gewählten Extraktionsmethoden.....	34
3.6.5.1. Nachweis-und Bestimmungsgrenzen, Wieder- findungstests.....	34
3.6.5.2. Untersuchung zertifizierter Referenzmaterialien.....	37
3.7. Statistische Auswertung.....	38
4. Ergebnisse und Diskussion.....	40
4.1. Rückstandsbestimmungen im Boden.....	40
4.1.1. Schadstoffdotierter Boden.....	40
4.1.2. Altlastenstandort.....	40
4.1.2.1. Bestimmung verfügbarer Anteile des β -HCH.....	43
4.2. Rückstandsbestimmungen im Wasser.....	44
4.3. Pflanzenuntersuchungen.....	45
4.3.1. Trockenmasseerträge.....	45
4.3.1.1. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseertrag von Mais in Abhängigkeit von der Versuchsdauer.....	45
4.3.1.2. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseertrag von Mais in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz.....	48

4.3.1.3. Einfluß der Schadstoffkonzentration im Boden auf den Trockenmasseertrag von Mais.....	49
4.3.1.4. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseertrag einer Maishydrokultur.....	52
4.3.2. Rückstandsbestimmungen in Pflanzen.....	55
4.3.2.1. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme von der Ver- suchsdauer.....	55
4.3.2.2. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme vom Gehalt des Boden an organischer Substanz.....	65
4.3.2.3. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme von der Schadstoffkonzentration im Boden.....	70
4.3.2.4. Untersuchungen zum Schadstofftransfer aus einem Altlastenboden.....	75
4.3.2.5. Untersuchungen zum Schadstofftransfer aus einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung.....	78
4.4. Transferfaktoren.....	83
4.4.1. Abhängigkeit der Transferfaktoren von der Versuchsdauer.....	84
4.4.2. Abhängigkeit des Schadstofftransfers vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz.....	86
4.4.3. Abhängigkeit des Schadstofftransfers von der Applikations- dosis der Schadstoffe.....	87
4.4.4. Transferfaktoren für Organochlorverbindungen des Alt- lastenstandortes.....	88
4.4.5. Transferfaktoren Nährlösung / Pflanze	90
4.5. Stickstoffaufnahme der Pflanzen.....	91
4.5.1. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf die Stick- stoffaufnahme in Abhängigkeit von der Versuchsdauer.....	91
4.5.2 Abhängigkeit der Stickstoffaufnahme vom Schadstoffgehalt im Boden.....	93
4.5.3. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf die Stick- stoffaufnahme einer Maishydrokultur.....	95
5. Zusammenfassung.....	97
6. Bewertung und Forschungsbedarf.....	105

7. Literaturverzeichnis.....	109
------------------------------	-----

Anhang

Danksagung

Lebenslauf

Selbständigkeitserklärung

Verzeichnis der Abbildungen

Seite

Abb. 1: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=4) (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Lößschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt).....	51
Abb. 2: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=4) (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an PAK (Lößschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt).....	51
Abb. 3: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=5) (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) (Hydrokultur) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor.....	53
Abb. 4: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=5)(Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) (Hydrokultur) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung der PAK Fluoranthren und Benzo(a)pyren	53
Abb. 5: Mittlere Lindan- bzw. Methoxychlor-Konzentration in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Lößschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt.....	57
Abb. 6: Mittlere Lindan- bzw. Methoxychlor-Konzentration in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Tieflerhfahlerde ⁽⁶⁾ des Standortes Thyrow.....	57
Abb. 7: Mittlere Fluoranthren- bzw. Benzo(a)pyren-Konzentration in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Lößschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt.....	58
Abb. 8: Mittlere Fluoranthren- bzw. Benzo(a)pyren-Konzentration in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Tieflerhfahlerde ⁽⁶⁾ des Standortes Thyrow.....	58
Abb. 9: Aufnahme von Lindan und Methoxychlor durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow ⁽⁶⁾ (Tieflerhfahlerde) und Bad Lauchstädt ⁽¹⁾ (Lößschwarzerde).....	60
Abb. 10: Aufnahme von Fluoranthren und Benzo(a)pyren durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow ⁽⁶⁾ (Tieflerhfahlerde) und Bad Lauchstädt ⁽¹⁾ (Lößschwarzerde).....	61

Abb.11: Entzüge an Lindan, Methoxychlor, Fluoranthen und Benzo(a)pyren durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow ⁽⁶⁾ (Tieflehmfahlerde) und Bad Lauchstädt ⁽¹⁾ (Lößschwarzerde).....	62
Abb.12: Abhängigkeit der Aufnahme insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe durch Mais (n=4)(Gesamtpflanze) (G2) vom Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff in Böden der Standorte Thyrow ^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4)	67
Abb.13: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Lindan-Entzug von Mais (Sproß, Wurzel) (n=4) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4) und Thyrow ^(6, 7, 8)	68
Abb.14: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Methoxychlor-Entzug von Mais (Sproß, Wurzel) (n=4) aus einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4) und Thyrow ^(6, 7, 8) ..	69
Abb.15: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Entzug von insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Summe Lindan und Methoxychlor) von Mais (Sproß, Wurzel) (n=4) aus einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4) und Thyrow ^(6, 7, 8)	70
Abb.16: Mittlere Konzentrationen (n=4) von Lindan und Methoxychlor in Mais in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ Bad Lauchstädt.....	71
Abb.17: Einfluß der Applikationsdosis auf den Schadstoffentzug an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Summe) und den Trockenmasseertrag von Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ Bad Lauchstädt.....	72
Abb.18: Mittlere Konzentrationen an Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ Bad Lauchstädt.....	72
Abb.19: Einfluß der Applikationsdosis auf den Schadstoffgehalt und den Schadstoffentzug von Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an Benzo(a)pyren und Fluoranthen (Lößschwarzerde ⁽¹⁾ Bad Lauchstädt)	73
Abb.20: β - HCH - Entzüge von Ackerbohnen, Möhren und Mais in einem Gefäßversuch (G4) mit einem hoch belasteten Aueboden (Mulde aue Keller ⁽⁵⁾)	77

Verzeichnis der Tabellen:

	Seite
Tab.1: Charakterisierung der durchgeführten Gefäßversuche.....	19
Tab.2: Charakterisierung der Untersuchungsböden.....	20
Tab.3: Reinheit, Indikation und Herkunft der verwendeten Testsubstanzen.....	21
Tab.4: Trennbedingungen für die HPLC- Untersuchungen der PAK.....	26
Tab.5: Trennbedingungen für die gaschromatographischen Untersuchungen der CKW.....	27
Tab.6: Trennbedingungen bei den GC - MS Untersuchungen für die PAK und die CKW.....	28
Tab.7: GPC -Trennbedingungen für eine Aufreinigung von mit PAK belasteten Boden - bzw. Pflanzenmaterial.....	29
Tab.8: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen [$\mu\text{g/L}$] des verwendeten Kapillar- gaschromatographiesystems mit massenselektiver bzw. EC - Detektion sowie Wiederfindungsraten von ausgewählten Organochlorverbindungen aus Boden- sowie Möhrenproben (n=5).....	35
Tab.9: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen [$\mu\text{g/L}$] des verwendeten Kapillar- gaschromatographiesystems mit massenselektiver Detektion und des HPLC - Systems mit UV - Fluoreszenzdetektion sowie Wiederfindungs- raten der PAK aus Boden- sowie Möhrenproben (n=5).....	36
Tab.10: Ergebnisse der Ringanalyse für die Bestimmung der PAK in Boden- proben [mg/kg TS].....	37
Tab.11: Mittlere Konzentrationen an Organochlorverbindungen [mg / kg TS] des stark β - HCH belasteten Untersuchungsbodens Muldeau Keller ⁽⁵⁾ (n=5).....	41
Tab.12: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt ⁽¹⁾ (Lößschwarzerde) und Thyrow ⁽⁶⁾ Tieflerhmfelderde).....	46-47
Tab.13: Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (60 Versuchstage, Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschied- lichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Thyrow ^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4)	50

Tab.14: Prozentualer Entzug der applizierten Menge der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren und der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor sowie deren Verteilung im Sproß- und Wurzelbereich von Mais aus einem Gefäßversuch (G1) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt) und Tieflerfahlerde ⁽⁶⁾ (Thyrow).....	64
Tab.15: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes auf den Gehalt an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (n=4) [mg / kg TS] in Mais (G2), getestet in Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Thyrow ^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4)	66
Tab.16: Prozentualer Schadstoffentzug bezogen auf die applizierte Menge an Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Lindan und Methoxychlor sowie deren Verteilung in Sproß und Wurzel von Mais (n=4) aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt)	74
Tab.17: Gesamtgehalt an Organochlorverbindungen bzw. β - HCH - Gehalt von Mais, Ackerbohnen und Möhre (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch mit einem stark β - HCH belasteten Aueboden (Muldeau Keller ⁽⁵⁾).....	76
Tab.18: Mittlere Konzentrationen (n=5) an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und PAK einer Maishydrokultur (G5).....	79
Tab.19: Prozentualer Entzug der applizierten Menge der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren und der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor sowie deren Verteilung in Sproß- und Wurzelbereich von Mais aus einem Gefäßversuch (n=5) mit einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung (G5).....	82
Tab.20: Mittlere Transferfaktoren (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G1) mit Tieflerfahlerde ⁽⁶⁾ (Thyrow) und Lößschwarzerde ⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt) ..	85
Tab.21: Mittlere Transferfaktoren (n=4) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Thyrow ^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4)	86
Tab.22: Mittlere Transferfaktoren (n=4) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK (Fluoranthen und Benzo(a)pyren) in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde ⁽¹⁾ (Standort Bad Lauchstädt).....	87

Tab.23: Mittlere Transferfaktoren (n=5) der untersuchten Organochlorverbindungen sowie Einzeltransferfaktoren der Hauptbelastungskomponente β - HCH in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze), Ackerbohne (Blätter, Bohnen, Stengel, Wurzel, Gesamtpflanze) und Möhre (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel, Gesamtpflanze) in einem Gefäßversuch (G4) mit einem hoch belasteten Aueboden (Muldeau Keller ⁽⁵⁾).....	89
Tab.24: Mittlere Transferfaktoren (n=5) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthene und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G5) mit einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung...	91
Tab.25: Mittlere Stickstoffaufnahmen (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) von Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) unterschiedlichen Entwicklungsstadiums aus einem Gefäßversuch mit Böden (Ausgleichsflächen) der Standorte Thyrow ⁽⁶⁾ und Bad Lauchstädt ⁽¹⁾	92
Tab.26: Mittlere Stickstoffaufnahmen von Mais (n=4) (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lössschwarzerde ⁽¹⁾ (Standort Bad Lauchstädt).....	94
Tab.27: Mittlere Stickstoffaufnahmen (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G5) mit einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung.....	95

1. Einleitung

1.1. Thematische Einführung

Im Jahre 1985 wurde die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung verabschiedet, mit der durch eine langfristig angelegte Vorsorgepolitik angestrebt wird, die Belastungen des Bodens zu vermindern. Dabei müssen verlässliche Grundlagen geschaffen werden, um Gefährdungen wichtiger Bodenfunktionen frühzeitig zu erkennen und Veränderungen der Lebensgrundlage für Menschen, Tiere und Pflanzen abzuschätzen (KÖRDEL und WAHLE 1990).

In den neuen Bundesländern bestand und besteht in dem „Chemiedreieck“ Halle - Leipzig - Bitterfeld ein besonderer Sanierungsbedarf des Bodens. Dies war unter anderem ein Grund für die Standortwahl des 1992 gegründeten Umweltforschungszentrums Leipzig - Halle GmbH, dessen Hauptaufgaben in der Erfassung und Einschätzung bereits bestehender Umweltschäden sowie in der Erarbeitung von ökonomisch und ökologisch vertretbaren Lösungsstrategien liegen. Da der Schutz des Bodens vor Schadstoffeinträgen und Übernutzung sowie die Erhaltung seiner Fruchtbarkeit einschließlich der Filter- und Speicherfunktionen in den kommenden Jahren eines der wichtigsten Umweltziele sein wird, liegt ein weiterer wichtiger Arbeitsschwerpunkt des Umweltforschungszentrums im Erhalt von schützenswerten Arealen.

Vielfältige Untersuchungen der letzten 4-5 Jahre u. a. von HEINRICH und SCHULZ (1996a) und KALBITZ (1996) haben gezeigt, daß entgegen den Vermutungen keinesfalls von einer großflächigen Kontamination von Gebieten der neuen Bundesländer sowohl an Schwermetallen als auch an organischen Schadstoffen gesprochen werden kann. Daß es Problemfälle auch größeren Umfanges gibt, unterstreicht jedoch die Notwendigkeit, grundlegende Untersuchungen zum Verhalten dieser Umweltchemikalien im Boden durchzuführen und damit Beiträge zur Erarbeitung von Strategien im Nutzungsumgang mit diesen Flächen zu leisten. Bei kontaminierten Flächen ist vor allem von Interesse, ob ein Übergang der Stoffe

1. Einleitung

in die Nahrungskette erfolgen kann und inwieweit sich Gefahren für eine Verlagerung der Problemstoffe in das Grundwasser ergeben können.

Untersuchungen von KALBITZ (1996) an ausgewählten, zum Teil hochbelasteten Flächen des Muldeaugebietes um Bitterfeld ergaben als Hauptbelastungskomponenten die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und die chlorierten Kohlenwasserstoffe (insbesondere Lindan und dessen Isomere) neben Schwermetallen und Dioxinen.

Werden diese Schadstoffe direkt über pflanzliche Nahrungsmittel, die mit organischen Schadstoffen belastet sind, oder über pflanzliche Futtermittel indirekt durch den Verzehr tierischer Produkte aufgenommen, kann es zu einer Gefährdung des Menschen kommen (SCHNÖDER 1995). Gerade durch den Verzehr tierischer Produkte, die oftmals sehr fettreich sind, werden diese unpolaren, lipophilen Substanzen bevorzugt aufgenommen und insbesondere im Fettgewebe gespeichert.

Die Aufnahme von PAK aus dem Boden in die Pflanze war lange Zeit umstritten. Daß eine Absorption polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, wenn auch in geringem Maße, in die Pflanze erfolgt, wurde bisher in Gefäßversuchen (CRÖSSMANN 1992), in Feldversuchen (KÖNIG et al. 1987) und auch in Hydrokultur (EDWARDS et al. 1982) untersucht und bewiesen.

Der Boden / Pflanze - Transfer von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen wurde bereits seit Mitte der fünfziger Jahre mehr oder weniger intensiv untersucht (CARSON 1963). Allerdings bestand zu dieser Zeit die allgemeine Annahme, daß das β -HCH, ein Stereoisomer des Lindans und ohne Indikation als Pflanzenschutzmittel, bedingt durch seine symmetrische Struktur im Boden festgelegt wird und somit eine Gefahr der Verlagerung ins Grundwasser bzw. einer Akkumulation in der Pflanze nicht besteht (MC RAE et al. 1967 u. 1984; SIDDARAMAPPA 1975; SUZUKI et al. 1975, ULMANN 1973; U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1989).

Daß dies nicht so ist, zeigen neuere Untersuchungen zum Boden / Pflanze - Transfer von β -HCH in auespezifische Pflanzen (SCHULZ et al. 1996; KLIMANEK 1996) und in Möhren (HEINRICH und SCHULZ 1996a).

Da in den neuen Bundesländern viele der als belastet eingestuften Flächen noch landwirtschaftlich genutzt werden oder nur zeitweise stillgelegt wurden, ist es besonders wichtig, zu erfassen, ob bei der vorhandenen Belastungssituation der Böden eine Aufnahme der Schadstoffe in Pflanzen stattfindet und, wenn dies der Fall ist, ob die in den Pflanzen erreichten Schadstoffwerte über den gesetzlich tolerierbaren Grenzwerten liegen.

In der Bodenanalytik liegt derzeit ein besonderer Schwerpunkt auf der Erfassung der Schadstoffmobilität, die ein wesentliches Kriterium bei der Beurteilung umweltrelevanter Gefährdungspfade darstellt. Hierzu ist es notwendig, sowohl den Schadstofftransfer über mögliche Expositionspfade rechnerisch zu verfolgen als auch die chemische Form des Schadstoffes sowie die Art und Weise seiner Einbindung in die ihn umgebende Matrix möglichst genau zu kennen (FRIMMEL et al. 1996; TRAPP 1993).

1.2. Zielsetzung der Arbeit

Das Ziel der vorliegenden Arbeit bestand in der Untersuchung der Aufnahme und internen Verteilung ausgewählter Organochlorverbindungen (Lindan und Methoxychlor) und polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (Fluoranthen und Benzo(a)pyren) aus Böden bzw. Nährlösungen in Nutzpflanzen.

An Hand von modellhaften einjährigen Gefäßversuchsstudien wird der Boden / Pflanze - Transfer von organischen Umweltchemikalien in Abhängigkeit von

- der Versuchsdauer (Entwicklungsstadium der Pflanze)
 - der Bodenart
 - dem Gehalt des Bodens an organischer Substanz
 - dem Belastungsgrad des Bodens sowie
 - der „Alterung“ von Belastungskomponenten (Altlastenstandorte)
- untersucht.

1. Einleitung

Hinsichtlich eines potentiellen Aufnahmevermögens von Pflanzen für ausgewählte organische Umweltschadstoffe wird zusätzlich der Transfer unter Ausschluß von Bodenmatrixeffekten (speziell der organischen Substanz des Bodens) als Nähr-lösungsversuch mit Mais getestet.

Die Ergebnisse sollen zur Einschätzung der Mobilität und der Bioverfügbarkeit von organischen Umweltchemikalien für Pflanzen und ihrer Bioakkumulation genutzt werden.

Neben weiteren in der Sektion Bodenforschung des Umweltforschungszentrum laufenden Untersuchungen zum Abbau (Freiland- und Inkubationsversuchen) und zum Transportverhalten (Untersuchungen mit tiefengestaffelten Lysimetern) der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe und der Organochlorverbindungen sollen die Ergebnisse dieser Gefäßversuche mit die Datengrundlage für eine Modellierung des Boden / Pflanze - Transfers bilden.

2. Literaturübersicht

2.1. Entstehung und Verbreitung von PAK und Organochlorverbindungen

Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sind Verbindungen mit unterschiedlicher Anzahl an kondensierten Benzolringen im Molekül. Verbindungen mit vier oder mehr Ringen besitzen carcinogene und mutagene Wirkung (PHILLIPS 1985), was neben ihrem ubiquitärem Vorkommen die Notwendigkeit ergibt, ihr Verhalten in der Umwelt zu untersuchen. Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden als Leitsubstanzen dieser Stoffgruppe bezeichnet, wobei das Benzo(a)pyren zu den besonders toxischen und persistenten Verbindungen zählt. Die PAK gehören zu den am weitesten verbreiteten organischen Umweltschadstoffen. Die höhermolekularen Vertreter werden außer für analytische Zwecke nicht gezielt hergestellt. Sie entstehen vielmehr unbeabsichtigt bei Verbrennungsprozessen, sind aber auch in verschiedenen Naturprodukten enthalten. Beispielweise kommen Vertreter dieser Stoffgruppe im Teer, Bitumen und Ruß vor, sind in Abgasen von Kraftfahrzeugen, Öfen und Heizungsanlagen enthalten und werden auf Räucherwaren und vielen anderen Produkten nachgewiesen. Des weiteren können biotische Prozesse wie die Inkohlung von organischem Material zu fossilen Brennstoffen, Waldbrände und Vulkanausbrüche sowie die Biosynthese von Bakterien, Algen und höheren Pflanzen zur Bildung von PAK führen (BORNEFF et al. 1968; FREEMAN und CATELL 1990; GRIMMER 1992; HASE und HITES 1976; SUESS 1976). Allerdings sind die bei biotischen Prozessen gebildeten Mengen im Vergleich zu den abiotisch freigesetzten PAK-Mengen gering (LITZ 1992). Die freigesetzten PAK werden in der Luft, im Wasser und im Boden wiedergefunden. In allen Medien erweisen sie sich als sehr persistent, so daß bei fortgesetzter Emission stets die Gefahr der Akkumulation in den Senken Wasser und Boden besteht (JONES et al. 1989a, b, c; JONES 1991; EDWARDS 1983; FELLEBERG 1990; WILD und JONES 1995).

Jährlich gelangen etwa 5000 t Benzo(a)pyren in die Umwelt, wovon etwa die Hälfte auf Heizungsanlagen und Elektrizitätserzeugung, ca 1350 t/a auf die Abfallverbrennung und etwa 100 t/a auf die industrielle Kokserzeugung entfallen (STREIT,

2.Literaturübersicht

1994). Während Benzo(a)pyren nicht gezielt erzeugt wird, werden jährlich etwa 500 t Fluoranthen zur Fluoreszenzfarbstoffsynthese produziert (STREIT 1994).

Trotz ihrer relativ geringen Löslichkeit in Wasser und ihrer hohen Siedepunkte sind die PAK in allen Umweltkompartimenten verbreitet. In der Atmosphäre liegt Benzo(a)pyren zu 99% partikelgebunden vor, während Fluoranthen auf Grund seiner geringeren molaren Masse nur zu 20% partikelgebunden auftritt. Einen wesentlichen Verbreitungspfad für die PAK stellt somit die nasse bzw. trockene Deposition dar; in Deutschland wurden 2-27 ng/L Benzo(a)pyren und 100-600 ng/L Fluoranthen im Regenwasser gemessen (STREIT 1994) und in der Luft mittlere Konzentrationen von 0,01 ng/m³ (reine Luft) und 6,5 ng/m³ (Stadtluft) Benzo(a)pyren gefunden, während die Werte für Fluoranthen bei 0,5-13 ng/m³ lagen (STREIT 1994).

Aufgrund der atmosphärischen Deposition wurden die PAK in bzw. an Pflanzen sowohl in Industrie- als auch in ländlichen Gegenden nachgewiesen. Typische Hintergrundkonzentrationen in nicht industrialisierten Gegenden sind 50-80 µg PAK/kg Trockenmasse Pflanze (HANCOCK et al. 1970; EDWARDS 1988).

Die „natürliche“ Hintergrundbelastung der PAK in unbelasteten Ackerböden liegt bei 1 mg/kg Trockenmasse (TEBAAY et al. 1993).

Eine seit den sechziger Jahren in das Zentrum des Interesses gerückte Gruppe sind die Pflanzenschutzwirkstoffe der Organochlorgruppe (CARSON 1963).

Einstmals durch ihre ausgezeichnete insektizide Wirkung und relative Ungiftigkeit als unverzichtbar angesehen, wurden viele dieser Substanzen, besonders das DDT (Dichlor-diphenyl-trichlor-ethan) und das Lindan (1, 2, 3, 4, 5, 6 Hexachlorocyclohexan) großflächig angewendet. Allerdings zeichnen sich diese Substanzen auch durch eine sehr gute Fettlöslichkeit und eine hohe Persistenz aus. Somit konnten sie sich in der Nahrungskette anreichern und erreichten in deren Endgliedern bis zum 10⁶ fachen der ursprünglichen Aufwandmenge (CARSON 1963). Neuesten Erkenntnissen zufolge sollen sie auch als hormon imitierende Verbindungen (Xeno-Östrogene) zu anderweitig nicht erklärbaren Fällen von Brustkrebs beitragen (DAVIS und BRADLOW 1995).

Bis 1974/78 wurde in der BRD technisches HCH als Insektizid eingesetzt, das sich unter anderem aus 65-70% α-HCH, 7-10% β-HCH, 14-15% γ-HCH, 7% δ-HCH und

1-2% ϵ -HCH zusammensetzte. Eine Indikation als Pflanzenschutzmittel besaß nur das γ -HCH (Lindan). Allerdings ist die Toxizität der einzelnen Isomere gegenüber Säugetieren unterschiedlich. Während das α - und das δ -Isomer nur relativ gering toxisch sind, erwies sich das γ -Isomer HCH als relativ hoch toxisch. Dagegen weist β -Isomer eine geringe akute, aber hohe chronische Toxizität auf.

Einen Verbreitungspfad der HCH-Isomere stellen Grund- und Oberflächenwässer dar, da besonders in den 70er Jahren oftmals ungereinigte Industrieabwässer von HCH-Produzenten in angrenzende Flüsse geleitet wurden. So wurden in der unteren Elbe 1991 noch 1-8 ng/L β -HCH und 1-30 ng/L γ -HCH gefunden, da besonders das γ -HCH relativ schnell an partikuläre Stoffe bzw. Sedimente sorbiert wird und diese dann remobilisierbare Wirkstoffdepots darstellen.

Allerdings verdeutlicht dies schon eine im Vergleich zu den 70er Jahren (430 ng/L γ -HCH in der unteren Elbe) deutliche Verbesserung der Wasserqualität (STREIT 1994).

2.2. Verhalten von Organochlorverbindungen und PAK im Boden und mikrobieller Abbau

Das Verhalten von Umweltchemikalien im Boden wird neben dem physikalisch - chemischen Verhalten der Verbindungen weitestgehend vom Humusgehalt aufgrund der starken Sorption bestimmt. Allerdings sind andere Faktoren, wie Tongehalt, pH-Wert und mikrobielle Aktivität z.B. für polare Spezies ebenfalls wichtig (NASH 1974; HARPER 1988; BAILEY und WHITE 1970; HUANG et al. 1984).

Auch variiert das H/C-Verhältnis (Verhältnis zwischen Hydrolysierbarkeit und Aromatizität) bei Böden unterschiedlicher Herkunft, so daß Böden gleichen organischen Kohlenstoffgehaltes nicht zwangsläufig die gleiche Menge nicht-ionischer Moleküle adsorbieren (ANDREUX et al. 1990a).

Sandige Böden begünstigen prinzipiell die Aufnahme von organischen Umweltchemikalien durch die Pflanze, und je größer der Humusgehalt ist, desto geringer ist die Aufnahme von vor allem unpolaren Chemikalien durch die Pflanze, da durch Adsorption an Huminstoffe die Konzentration der Verbindung in der Bodenlösung

2.Literaturübersicht

herabgesetzt wird (BEESTMANN et al. 1969a und b; BEALL und NASH 1969; SHRIHARAM und SÜSS 1978).

Die Adsorption beeinflusst somit wesentlich den Verbleib und das weitere Verhalten von Chemikalien in der Umwelt. Neuere Untersuchungen (KALBITZ 1996; RABER et al. 1994) zeigen, daß das kolloidal gelöste Bodenmaterial als sehr sorptionsaktiv anzusehen ist und zum vertikalen Schadstofftransport im Profil beitragen kann (SCHWARZENBACH 1993).

Der für Abbau- bzw. Verlagerungsprozesse zugängliche Anteil einer Chemikalie bezieht sich hauptsächlich auf die gelösten Anteile. Durch die gelöste organische Substanz des Bodens, die je nach qualitativer und quantitativer Zusammensetzung der organischen Substanz des Bodens stark variieren kann, kann der gelöste Anteil der Schadstoffe wesentlich erhöht werden und somit zu einem verändertem Sorptionsverhalten führen.

Obwohl bereits in den Arbeiten von BRÜMMER et al. (1986) und JAKOB et al. (1990 u. 1992) der Versuch unternommen wurde, die Mobilität von Schwermetallen durch die Bestimmung ihrer mobilisierbaren Anteile zu charakterisieren, wurde bei organischen Schadstoffen eine solche Differenzierung kaum vorgenommen (RABER et al. 1994; KALBITZ 1996). Die Einschätzung der Mobilität organischer Schadstoffe erfolgte anhand substanzspezifischer Eigenschaften, wie Löslichkeit und n-Octanol / Wasser - Verteilungskoeffizient.

Als weitere Kriterien dienten die Ermittlung von Adsorptionsisothermen, von Verteilungskoeffizienten des Schadstoffes zwischen Boden und Bodenlösung und sorptionsrelevanter Bodeneigenschaften (K_{oc} - Werten, FREUNDLICH- Konstanten) (KUKOWSKI et al. 1989; SCHULTE et al. 1994; MARSCHNER et al. 1995; ZHENG et al. 1996; BELTMAN et al. 1995; BELTRAN et al. 1995; LAFRANCE et al. 1995a, b; XUE et al. 1995; COX et al. 1994; MOUVET et al. 1994; SENESI et al. 1995; LEAKE et al. 1995; WEBER et al. 1993; BARRIUSO et al. 1992; KOOKANA et al. 1992; BALL et al. 1991; BRUSSEAU et al. 1991; GRATHWOHL 1993; PIGNATELLO et al. 1993, CHIOU et al. 1985).

Das Verhalten von PAK im Boden wird hauptsächlich durch die Oberflächenadsorption kontrolliert. Die Vertreter mit drei oder mehr Ringen werden besonders stark an die Bodenmatrix adsorbiert (KNOX et al. 1993). Dies läßt vermuten, daß eine

Verlagerung der PAK in der wasserungesättigten Zone des Bodens zumindest in humusreichen Böden nur von geringer Bedeutung ist.

Eine Verflüchtigung aus dem Boden, wie sie zum Beispiel für das Lindan nicht zu vernachlässigen ist, kann für PAK mit Ausnahme des Naphthalins und substituierter Naphthaline unberücksichtigt bleiben (PARK et al. 1990) bedingt durch den niedrigen Dampfdruck und die starke Adsorption von PAK mit drei oder mehr Benzolringen an die Bodenmatrix (SMITH et al. 1978; PARK et al. 1987 u. 1990). Des weiteren sind abiotische Verluste nur bei Zwei- oder Drei-Ring-PAK von Bedeutung, während diese Prozesse bei PAK mit mehr als vier Ringen nur in unbedeutendem Maße zum Verschwinden dieser Verbindungen beitragen (WILD und JONES 1993).

In Modellversuchen wird bei den meisten Umweltschadstoffen nach Applikation auf den Boden eine zeitliche Abnahme ihrer analytisch detektierbaren Konzentration im Boden beobachtet, welche auf Auswaschung, Verdampfung aus dem Boden, Mineralisierung und auf die Bildung von gebundenen Rückständen¹ zurückzuführen ist (LICHTENSTEIN 1980; KLEIN und SCHEUNERT 1982). Durch diese Reaktionen verlieren die Umweltchemikalien in der Regel ihre Bioverfügbarkeit bzw. -aktivität und in vielen Fällen auch ihre Identität (FÜHR 1987; FRITZ und SPITELLER 1992). Die Geschwindigkeit des Abbaus von organischen Fremstoffen hängt stark von Faktoren ab, die die biologische Aktivität des Bodens beeinflussen. Der mikrobielle Abbau verläuft verstärkt unter Zusatz von Cosubstraten (z.B. Glucose, Ammoniumnitrat), wobei die Art der entstehenden Metabolite meist von der Stickstoffquelle, nicht aber von der Art des Zuckers, der nur für die Umsatzrate verantwortlich ist, abhängt.

Der mikrobielle Abbau der HCH-Isomere erfolgt vor allem durch Dechlorierungs- und Dehydrochlorierungsreaktionen zu Tetra- bzw. Pentachlorocyclohexenen. Die Abbauraten sind isomerenabhängig und nehmen in folgender Reihe ab: γ -HCH > α -HCH > β -HCH > δ -HCH. Weiterhin sind Isomerisierungsreaktionen von γ -HCH zu α -HCH, β -HCH, δ -HCH und Hexachlorbenzol (HCB) von Bedeutung (WALIZEWSKI

¹ Gebundene Rückstände werden definiert als der nicht-extrahierbare, chemisch nicht identifizierbare Rückstandsanteil, der nach extensiver Extraktion mit nicht-polaren organischen und polaren Lösungsmitteln in Fulvo- und Huminsäuren, aber auch im Humin verbleibt (KAUFMAN 1976).

2.Literaturübersicht

1990; 1993; NEWLAND et al.1968; BENTZET et al. 1973; ULMANN 1973, 1976; KOHNEN et al. 1975; STEINWANDTER 1976a, b, c, d; STEINWANDTER u.SCHLÜTER 1978; ENGST et al. 1977, 1979; JAGNOW et al. 1977; VONK et al. 1979; MACHOLZ 1982).

Der Abbau von Methoxychlor (1, 1, 1-Trichlor-2,2-bis(4-methoxyphenyl)ethan wurde von WOLF et al. (1977) eingehend untersucht. In wäßrigen Systemen unterliegt Methoxychlor einer hydrolytischen Ringspaltungsreaktion zu Anisoin, Anisil und 1,1-Bis(p-methoxyphenyl)-2,2,-dichloroethylen (DMDE) und besitzt eine Halbwertszeit von einem Jahr bei 27°C. Prinzipiell wird Methoxychlor nur unter anaeroben Bedingungen, nicht aber unter aeroben abgebaut (FOGEL et al. 1982). Dabei stellt eine Dechlorierungsreaktion die erste Abbaustufe dar. MENDEL und WALTON (1966) konnten einen Abbau des Methoxychlor durch *Enterobacter aerogenes*-Kulturen zu 1,2-Bis(p-methoxyphenyl)-1,1-dichloroethan (DMDD) unter anaeroben Bedingungen nachweisen.

Das Abbauverhalten der PAK ist bisher nicht vollständig aufgeklärt. Es konnten zahlreiche PAK-abbauende Mikroorganismen bzw. Mischpopulationen isoliert werden, wobei aufgrund der initial beteiligten Enzymsysteme drei prinzipielle Abbaupfade unterschieden werden (CERNIGLIA 1992). Durch den Einbau zweier Sauerstoffatome (aus den Dioxigenasen) in den aromatischen Ring der PAK sind einige Bakterienarten in der Lage, durch eine Oxidation des gebildeten Dihydrodiols ein Catechol zu bilden, dessen Ring über Ortho- oder Metaspaltung geöffnet werden kann. Durch Monooxygenasen (z.B. Cytochrom P450) führt ein cometabolischer Abbau (unter Zusatz einer weiteren Energiequelle) zur Bildung von Epoxiden, aus denen sich Dihydrodirole bilden. Des weiteren sind Weißfäulepilze durch extrazelluläre Ligninasen in der Lage, eine unspezifische radikalische Oxidation zu bewirken, die auch zum Abbau von hochpolymeren Substanzen führt. Bei diesen Reaktionen wird Wasserstoffperoxid gebildet, das die Oxidation verschiedener Enzyme bewirkt, die letztendlich die zur Verfügung stehenden organischen Substrate zu niedermolekularen Verbindungen oxidieren. Die im Boden vorkommenden PAK können aber auch vom Boden adsorbiert und in die bodeneigenen C-Strukturen eingebaut werden. Durch eine bereits vollzogene Adaption einer Mikrofauna an einen PAK-kontaminierten Boden kann sich die Abbaurrate wesentlich erhöhen (TAUSSON 1950; EDWARDS 1983; GROENE-WEGEN und STOLP 1981; SIMS und

OVERCASH 1983; SHABAD et al. 1971; CERNIGLIA und CROW 1981; DODGE und GIBSON 1980; CERNIGLIA und GIBSON 1979).

2.3. Aufnahme von organischen Umweltchemikalien in Pflanzen

Grundsätzlich gibt es vier Wege, auf denen Umweltchemikalien aus dem Boden in die Pflanze gelangen können (TOPP et al. 1986; TOPP 1986):

- die Aufnahme durch das Wurzelsystem und anschließende Translokation mit dem Transpirationsstrom,
- die Aufnahme aus der Luft nach Verflüchtigung,
- die Aufnahme über die Kutikula nach Kontamination der Pflanze mit Boden oder Staub sowie
- durch internen Transport anschließende Speicherung in Ölzellen (bei ölhaltigen Pflanzen).

Die größte Bedeutung im Fall einer Bodenkontamination kommt der Aufnahme über die Wurzel zu. Sie erfolgt in gelöstem Zustand mit dem Bodenwasser. Die Aufnahme findet vor allem durch die Wurzelhaare statt sowie durch spezielle Durchlaßzellen oberhalb des Wurzelhaarbereiches. Sie stellt einen passiven Prozeß dar, dessen treibende Kraft die Saugspannung ist, die durch Transpiration der oberirdischen Teile der Pflanze entsteht (SHONE und WOOD 1973; TOPP 1986; BRIGGS et al. 1982).

In welchem Maße Umweltchemikalien von der Pflanze aufgenommen werden, hängt unter anderem von substanzspezifischen Faktoren, wie Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Molmasse, n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW}) (BROOKE und NIELSEN 1990; ISNARD und LAMBERT 1988; OECD GUIDELINE FOR TESTING CHEMICALS 117, 107, EADSFORTH und MOSER 1983; BROOKE et al. 1986) ab. Weitere Einflußfaktoren sind das Sorptionsvermögen an die organische Substanz des Bodens (ausgedrückt durch die FREUNDLICH-Konstante normiert auf den organischen Kohlenstoffgehalt K_{OC}) und die biologische Abbaubarkeit, sowie pflanzliche Charakteristika, Metabolisierung der Verbindung in der Pflanze, vor allem aber die Beschaffenheit des Wurzelsystems bzw. der Blätter. Von entscheidender Bedeutung sind neben bodenspezifischen Parametern (Gehalt an organischer

2.Literaturübersicht

Substanz, pH-Wert, mikrobielle Aktivität) auch die Art der Formulierung des Pflanzenschutzmittels und der Bodenbearbeitung, sowie klimatische Bedingungen, wie Licht, Temperatur und Feuchtigkeit (PAL et al. 1980; SCHEUNERT 1985; TOPP et al. 1986; RYAN et al. 1988; WAGENET et al. 1990).

Es konnte gezeigt werden, daß für die meisten organischen Schadstoffe eine direkte Proportionalität zwischen Aufnahmevermögen durch die Wurzel und der Wasserlöslichkeit der Substanzen bzw. eine indirekte Proportionalität zum Verteilungskoeffizienten zwischen n-Octanol und Wasser (K_{OW}) besteht (BRIGGS et al. 1982 und TOPP et al. 1986). Dabei bestimmt die Wasserlöslichkeit der Substanzen als wichtigster Faktor die Aufnahme über die Wurzel; unpolare Stoffe tendieren stärker zur Adsorption an der Wurzeloberfläche als zur Absorption durch die Rhizodermis (NASH 1974).

Einmal von der Pflanze absorbierte Schadstoffe können über drei verschiedene Spezialleitbahnen (das System der Interzellularen, das Xylem und das Phloem), die den Langstreckentransport von Nähr- und Schadstoffen innerhalb der Pflanze regeln transportiert werden. Das System der Interzellularen dient dem Langstreckentransport von Gasen und ist für alle organischen Schadstoffe; die z. B. durch die Stomata oder die Lentizellen in das Organinnere eingedrungen sind, von Bedeutung. Den Hauptantrieb für einen Transport in den Wasserleitbahnen (Xylem) bildet der Transpirationssog, für den die Pflanze keine Stoffwechselenergie aufwendet, sondern das Wasserpotentialgefälle zwischen Boden und Atmosphäre ausnutzt. Die Widerstände für die Wasserbewegung in der Pflanze sind dabei relativ groß auf der Strecke von der Wurzeloberfläche bis zu den Xylemelementen im Zentralzylinder und wieder von den Enden der Wasserleitungsbahnen in den Blättern bis zu den transpirierenden (inneren und äußeren) Oberflächen, sehr gering in den Leitbahnen selbst.

Wasserlösliche Schadstoffe, welche den Widerstand der Wurzelrinde (inklusive Sperre des CASPARY-Streifen) überwinden und in die Wasserleitbahnen gelangen, werden passiv mit dem Wasser zu den Orten stärkster Transpiration verlagert (JACOB et al. 1973, TRAPP und MAC FARLANE 1995).

Der Transport in den Assimilatleitbahnen (Phloem) wird durch das osmotische Gefälle in den Siebröhren angetrieben, welches von der jeweiligen Lage der

Spender- und Empfängerorte abhängt. Da der osmotische Gradient in der Regel ganz wesentlich durch die Kohlenhydrate bestimmt wird, wandern auch die Schadstoffe mit den Assimilaten in deren Transportrichtung. Es konnte festgestellt werden, daß kein Zusammenhang zwischen der Wasserlöslichkeit einer Substanz, ihrem Halogenierungsgrad oder der Geschwindigkeit ihres Abbaus im Zellstoffwechsel und ihrer Mobilität im Phloem besteht. Dagegen besteht eine starke Korrelation zwischen dem Vorhandensein von Carboxylgruppen und der Phloemmobilität (JACOB et al. 1973; NEUMANN et al. 1985; KLEIER 1988; HSU et al. 1988; ZIEGLER 1995).

Des weiteren wird der Transport innerhalb der Pflanze wesentlich von der Polarität und der Molekülkonfiguration der betreffenden Verbindung bestimmt. Bevor diese das Xylem erreicht, wird sie unter Umständen schon metabolisiert bzw. transformiert. Dies wurde in Versuchen mit sterilisierten Böden gezeigt, indem Metabolite einer Verbindung sowohl in verschiedenen Pflanzenteilen, nicht aber im Boden nachgewiesen werden konnten (CASTERLINE et al. 1985). Da pflanzliche Metabolite von Umweltchemikalien vorwiegend Oxidationsprodukte sind, muß bei deren Auftreten mit einer gesteigerten biologischen Aktivität (Epoxide, Phenole) im Boden und besonders in der Nahrung gerechnet werden. Allerdings kann es auch zu einer kovalenten Bindung bzw. einem nicht kovalentem Einschluß von Umweltschadstoffen oder ihrer Metabolite an bzw. in Makromolekülen (z.B. Lignin in der Pflanze bzw. Huminstoffe im Boden) kommen. Die daraus entstehenden unlöslichen Verbindungen sind mit Lösungsmitteln nicht extrahierbar, ohne daß vorher die Molekülstruktur zerstört wird (KORTE 1992; WALLNÖFER et al. 1980; KLEIN und SCHEUNERT 1982).

Ein Maß für den Transport einer Chemikalie in den Sproß nach Aufnahme über die Wurzel bzw. Verlagerung der Chemikalie in der Wurzel ist der RCF (Root Concentration Factor) sowie der TSCF (Transpirations Stream Concentration Factor). Der RCF spiegelt das Konzentrationsverhältnis zwischen Wurzel und Bodenlösung wider, und der TSCF das Konzentrationsverhältnis zwischen Transpirationswasser und Bodenlösung. Der TSCF ist unabhängig von der Konzentration in der externen Lösung und ist maximal 1 bei passiver Aufnahme (SHONE und WOOD 1973; BRIGGS et al. 1982).

2.Literaturübersicht

In neueren Arbeiten wird häufiger der Biokonzentrationsfaktor (BCF) angegeben, um das Konzentrationsverhältnis einer Substanz in Pflanze und Boden auszudrücken, wobei BCF-Werte kleiner 1 bedeuten, daß keine Bioakkumulation stattfindet (STREK et al. 1980 und 1981; CASTERLINE et al. 1985; TRAVIS et al. 1988; ARANDA et al. 1989; BELLIN et al. 1990 a; O'CONNOR et al. 1990 a u. b, 1991). Der Biokonzentrationsfaktor ist bis zu einem bestimmten Grenzwert unabhängig von der Konzentration der Chemikalie im Boden, jedoch unterschiedlich für verschiedene Pflanzenspezies. Der Linearitätsbereich liegt für verschiedene Spezies und Pestizide zwischen 0 und 10 mg/kg Trockenmasse (OSANGER et al. 1970; KLOSKOWSKI 1981; WHEELER et al. 1967; HÄFNER 1975). Übersteigen Bodenkonzentrationen diesen Bereich, kommt es zu einem verringerten Anstieg der Schadstoffe in den Pflanzen, bis ein Sättigungswert erreicht ist, was auf eine Schädigung der Leitbahnen der Pflanze zurückgeführt werden kann (HULL 1970; WHEATLEY 1965; HÄFNER 1975; WHEELER et al. 1967). Einmal durch Pflanzen absorbierte oder assimilierte Chemikalien werden bei Umsetzung im Boden bis zum Faktor 10 intensiver mineralisiert (BURAUEL und FÜHR 1988), was sowohl eine Folge der metabolischen Prozesse in Pflanzen wie auch cometabolischer Abbaureaktionen im Boden sein kann.

Die Aufnahme organischer Chemikalien, die aus dem Boden verflüchtigen, über die Blätter ist unter Freilandbedingungen von geringer Bedeutung (TOPP et al. 1986). Unter Laborbedingungen konnten NASH et al. (1974) für DDT und einige Cyclodien - Insektizide zeigen, daß die Aufnahme aus der Luft nach Verflüchtigung stärker ist als die Aufnahme über die Wurzel.

Das limitierende Element bei der Aufnahme über die Blätter ist die Kutikula bzw. das Permeationsvermögen der Chemikalie durch sie (RIEDERER et al. 1984 a und 1985; KERLER et al. 1988 a und b). Im Falle einer Kontamination der Blätter kann eine Verlagerung zu anderen Pflanzenteilen nur über das Phloem erfolgen.

SIMS und OVERCASH (1983) beschrieben, daß die Pflanzenaufnahme von PAK aus belasteten Böden gering ist im Vergleich zur atmosphärischen Kontamination. Es wurden keine Angaben gemacht, ob es sich nur um eine oberflächliche

Kontamination der oberirdischen Pflanzenteile handelte. Allerdings ist eine Penetration der unpolaren Wachsschicht der Kutikula, bedingt durch das physikalisch - chemische Verhalten der PAK, wahrscheinlicher, als eine Aufnahme über die Wurzel, die nur in gelöstem Zustand erfolgen kann.

Alle bisher diskutierten Beziehungen gelten nicht für Pflanzen, die einen höheren Fettanteil oder Ölzellen besitzen (z.B. Kresse, Karotte). Generell nehmen diese Pflanzen mehr organische Schadstoffe auf. Dazu lassen sich bis heute noch keine allgemeingültigen Aussagen treffen. So ist beispielsweise bekannt, daß eine positive Korrelation zwischen dem Fettgehalt der Pflanze und der Aufnahme verschiedener Insektizide besteht (BRUCE et al. 1966; SCHROLL 1989). Extrem lipophile Verbindungen werden durch eine verstärkte Anreicherung im Fettgewebe gespeichert, dann nur, wenn überhaupt in einem geringen Maße innerhalb der Pflanze transportiert und sind somit auch metabolischen Veränderungen nicht mehr zugänglich (METCALF 1967; HULPKE 1969; HULPKE und SCHUPHAN 1970). Allerdings wurden bisher keine Untersuchungen durchgeführt, ob Differenzen in der relativen Löslichkeit einer Substanz in verschiedenen Lipiden von Bedeutung sind. Auch dem Einfluß artspezifischer biochemischer Reaktionen und Membranprozesse (selektive Penetration) auf den BCF wurde bisher kaum Beachtung geschenkt (PARLAR und ANGERHÖFER 1991).

Die Pflanzenspezies bestimmt ebenfalls das Ausmaß der Aufnahme von Umweltchemikalien aus dem Boden. So enthalten Wurzelgemüse und Sproßknollen im Vergleich zu anderen Gemüsesorten deutlich höhere Rückstände vor allem an unpolaren Verbindungen (LICHTENSTEIN 1960; WHEATLEY 1965, HULPKE 1969; HULPKE und SCHUPAN 1970; JONES 1991).

Die PAK-Aufnahme wurde bisher an verschiedenen Pflanzen untersucht und nachgewiesen (EDWARDS 1986; SIMS et al. 1983; WILD et al. 1992; STRECK et al. 1982; SPEER 1994, SCHNÖDER 1995; CRÖSSMAN 1992; KÖNIG et al. 1987; EDWARDS et al. 1982; LARSSON 1985; BRUNN und SCHUSTER 1996).

Bei der analytischen Bestimmung der PAK muß jedoch beachtet werden, daß der natürliche Untergrund für PAK im Vergleich zu anderen Schadstoffen relativ hoch ist,

2.Literaturübersicht

und Pflanzen selbst zur Biosynthese von PAK befähigt sind (SIMS et al. 1983, EDWARDS 1983, RYAN et al. 1988).

2.4. Modellierungsmethoden zum Verhalten von Organochlorverbindungen und PAK im System Boden / Pflanze

Zur Beschreibung der einzelnen in der Pflanze ablaufenden Aufnahme- und Transportvorgänge wurden verschiedene mathematische Modelle entwickelt. Zur Beschreibung des Phloemtransportes, der jedoch nur für bestimmte Xenobiotika relevant ist, wurde von KLEIER (1988) ein Modell entwickelt, das auf der passiven Diffusion beruht und die Abhängigkeit der Phloemmobilität von der Permeabilität und der Säuredissoziation erklärt (TYREE 1979; GRAYSON et al. 1990).

Von Mc CRADY et al. (1987) wurde ein Transportmodell für die Verlagerung hydrophober Substanzen im Xylem entwickelt, aus dem eine lineare Beziehung zwischen Sorption bzw. Akkumulation im Xylem und dem Octanol / Wasser - Verteilungskoeffizienten abgeleitet wurde. Das von LINDSTROM et. al.(1991) vorgeschlagene Modell geht von einer Unterteilung der einzelnen Pflanzenteile (Wurzel, Stengel, Blätter) in jeweils zwei Transportsysteme (Xylem und Phloem) und ein Speicherkompartiment aus. Dieses Modell versucht, sowohl Aufnahme und Transport in der Pflanze als auch die lokale Akkumulation zu beschreiben.

Um eine Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Boden und einen eventuellen Eintrag in Grund- und Oberflächenwasser abschätzen zu können, wird eine Vielzahl von Simulationsmodellen eingesetzt, die im Laufe der Zeit immer komplexere mathematische Lösungsansätze zum Abbau-, Sorptions- und Transportverhalten der Pflanzenschutzmittel verwenden (HANCE 1987; BOESTEN et al. 1989; DIBBERN und PESTEMER 1992). Grundlage aller dieser Simulationsmodelle ist ein eindimensionales Transportmodell, welches die Bewegung des Porenwassers beschreibt (BRÜMMER et al. 1994).

Die am häufigsten verwendeten Modelle sind das CALF (CALculation Flow; NICHOLLS et al. 1982), das LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model, pesticide model; WAGENET und HUTSON 1989), das EQUI (EQUilibrium-model; BOESTEN 1986), das PRZM (Pesticide Root Zone Model; CARSEL et al.1984) und das aus dem PRZM entwickelte PELMO (PEsticides Leaching MOdel; KLEIN 1994),

welches im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel zur Zeit vorwiegend angewendet wird.

Eine gleichzeitige Beschreibung des Verhaltens einer Chemikalie im Boden und deren Akkumulation in der Pflanze mit nur einem allgemein anwendbaren Modell ist noch nicht in befriedigendem Maße möglich. Ursachen dafür liegen in den noch unzureichenden Kenntnissen der komplexen Einflüsse des Bodens auf die Aufnahme in die Pflanze (z.B. Beziehungen zwischen Bioakkumulation und physikalisch - chemischen Stoffeigenschaften). Besonders das Langzeitverhalten einer persistenten Chemikalie im Boden unter Freilandbedingungen können die bisher entwickelten Modelle noch nicht ausreichend beschreiben.

3. Material und Methoden

3. Material und Methoden

3.1. Gefäßversuche

Die Gefäßversuche wurden in einem Gewächshaus angelegt, dessen integrierte Wetterstation die automatische Gesamtdach- bzw. Kulissenfensterbewegung steuert, so daß nahezu klimatische Freilandbedingungen herrschten.

Es wurden Versuche zu folgenden Fragestellungen durchgeführt (Tabelle 1):

1. Die Abhängigkeit des Boden / Pflanze - Transfers ausgewählter organischer Umweltchemikalien
 - a.) von der Bodenart (Versuchsplan 1A (Anhang), Gefäßversuch **G1**),
 - b.) der Versuchsdauer (Versuchsplan 1A (Anhang), Gefäßversuch **G1**),
 - c.) vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz (Versuchsplan 2A (Anhang), Gefäßversuch **G2**),
 - d.) von der Schadstoffkonzentration im Boden (Versuchsplan 3A (Anhang), Gefäßversuch **G3**).
2. Der Boden / Pflanze - Transfer ausgewählter Organochlorverbindungen aus einem hoch belasteten Aueboden des Industriegebietes Bitterfeld (Versuchsplan 4A (Anhang), Gefäßversuch **G4**).
3. Das potentielle Aufnahmevermögen (Hydrokultur) der Pflanzen für ausgewählte organische Umweltchemikalien (Versuchsplan 5A (Anhang), Gefäßversuch **G5**).

3.2. Herkunft und Charakterisierung der verwendeten Böden

3.2.1. Boden eines Altlastenstandortes

Der Boden (0 – 30cm) des Untersuchungsstandortes Muldeau Keller⁽⁵⁾ (die in Klammern ausgewiesenen Zuordnungsziffern beziehen sich auf Tabelle 2 und werden im weiteren beibehalten) entstammt dem Überschwemmungsgebiet des Spittelgrabens in der Nähe des Industriegebietes Bitterfeld, der in den Fluß Mulde fließt. In den Jahren 1959 - 1982 wurde in den Spittelgraben ungeklärtes Abwasser aus der nahen chemischen Industrie eingeleitet. Der sandige Aueboden ist neben insektizid wirkenden CKW auch stark mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dioxinen und Schwermetallen belastet (KNAPPE et al.1994; HEINRICH u. SCHULZ 1996 a).

Tabelle 1: Charakterisierung der durchgeführten Gefäßversuche

Boden	Versuchs- be- zeichnung	Versuchs- dauer	Variante	Wieder- holungen	Wasser- bzw. Boden- menge ⁽¹⁾	Versuchs- pflanze
B. L. Kontrolle ⁽¹⁾ Thyrow Kontrolle ⁽⁶⁾	G1	30	unbehandelt	3	2,5 kg	Mais
			je 50 mg/kg TS Lindan u. Methoxychlor	8	2,5 kg	
			je 50 mg/kg TS Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	8	2,5 kg	
B. L. organ. mineral. ⁽²⁾ B. L. ungedüngt ⁽²⁾ B. L. Stalldung Gülle ⁽⁴⁾ Thyrow Kontrolle ⁽⁶⁾ Thyrow ungedüngt ⁽⁷⁾ Thyrow organ. mineral. ⁽⁸⁾	G2	60, 90, 120	unbehandelt	3	8,5 kg	
			je 50 mg/kg TS Lindan u. Methoxychlor	4	8,5 kg	
			je 50 mg/kg TS Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	4	8,5 kg	
B. L. Kontrolle ⁽¹⁾ Thyrow Kontrolle ⁽⁶⁾	G3	60	unbehandelt	3	2,5 kg	Mais
			je 50 mg/kg TS Lindan u. Methoxychlor	4	2,5 kg	
			je 50 mg/kg TS Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	4	2,5 kg	
Muldeau Keller ⁽⁵⁾	G4	120 80 160	unbehandelt	3	2,5 kg	Mais
			je 50 mg/kg TS Lindan u. Methoxychlor	4	2,5 kg	
			je 50 mg/kg TS Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	4	2,5 kg	
ohne	G5 (Hydro- kultur)	90	unbehandelt	5	5,0 kg	Mais Acker- bohne Möhre Mais
			50 mg/L Lindan	5	5,0 L	
			50 mg/L Methoxychlor	5	5,0 L	
			je 50 mg/L Lindan u. Methoxychlor	5	5,0 L	
			50 mg/L Fluoranthen	5	5,0 L	
			50 mg/L Benzo(a)pyren	5	5,0 L	
			je 50 mg/L Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	5	5,0 L	

(1) die eingesetzte Bodenmenge bezieht sich auf 60% der maximalen Wasserkapazität des Bodens

Tabelle 2: Charakterisierung der Untersuchungsböden (Austauschkapazität nach DIN 19684, Teil 8; organischer Kohlenstoff nach STRÖHLEIN; Gesamtstickstoff nach KJELDAHL, DIN 19684, Teil 4; Korngrößenverteilung nach DIN 19683, Blatt 2; Heißwasserlöslicher Kohlenstoff siehe Punkt 3.6.2.4.; pH-Wert (CaCl₂) nach VDLUFA -Methode)

Untersuchungsparameter	Bad Lauchstädt Kontrolle 1	Bad Lauchstädt org./min. 2	Bad Lauchstädt ungedüngt 3	Bad Lauchstädt Stalldung- Gülle 4	Muldeau Keller 5	Thyrow Kontrolle 6	Thyrow ungedüngt 7	Thyrow org./min. 8
Ton [%]	24,44	20,40	27,78	19,94	15,73	2,67	0,25	0,15
Feinschluff [%]	7,16	6,80	7,88	7,25	11,36	2,67		
Mittelschluff [%]	24,86	23,12	23,22	23,56	16,60	3,11	2,40	5,50
Grobschluff [%]	37,50	37,63	36,91	40,78	24,46	8,89		
Feinsand [%]	3,13	5,20	2,77	3,98	24,38	34,36	42,50	37,40
Mittelsand [%]	2,40	4,39	1,33	2,96	6,19	43,96	44,20	43,0
Grobsand [%]	0,52	2,45	0,10	1,53	1,28	4,35	10,70	14,00
Kationenaustauschkapa- zität [mmol/kg]	230	164	142	157	196	143	142	155
Gesamtkohlenstoff [%]	1,62	2,03	1,57	3,07	10,44	0,56	0,37	0,70
Gesamtstickstoff [%]	0,150	0,222	0,140	0,310	0,635	0,04	0,03	0,05
C/N-Verhältnis	10,80	9,14	11,21	9,90	16,44	14,00	12,33	14,00
pH-Wert (CaCl ₂)	7,52	7,10	6,02	7,15	4,05	4,92	4,32	5,72
C _{HWL} [mg/100g Boden]	59,10	68,28	30,01	195,28	337,13	56,67	40,05	50,92

3. Material und Methoden

3.2.2. Böden aus Dauerversuchen

Bodenproben (0 - 30 cm) einer Lössschwarzerde aus dem Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt (KÖRSCHENS 1990) und einer Tieflehmfahlerde aus dem Nährstoffmangelversuch Thyrow (SCHNIEDER 1990) wurden mit einer definierten Schadstoffmenge kontaminiert.

Dabei wurden aus dem Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt verschiedene Düngungsvarianten, mit Bad Lauchstädt organisch / mineralisch⁽²⁾ (NPK und 300 dt/ha Stalldung jedes 2. Jahr), Bad Lauchstädt Stalldung / Gülle⁽⁴⁾ (ehemalige Stalldung / Gülle - Deponie), Bad Lauchstädt Ausgleichsfäche¹⁽¹⁾ und Bad Lauchstädt ungedüngt bezeichnet⁽³⁾, eingesetzt.

Aus dem Nährstoffmangelversuch Thyrow fanden neben einer Ausgleichsfläche⁽⁶⁾ ebenfalls eine organisch / mineralische⁽⁸⁾ und eine ungedüngte Variante⁽⁷⁾ Anwendung.

3.3. Charakterisierung der Gefäßversuche

3.3.1. Gefäßversuch mit dotierten Böden (G1, G2, G3)

Die in Tabelle 2 aufgeführten Böden der Standorte Thyrow⁽⁶⁻⁸⁾ und Bad Lauchstädt⁽¹⁻⁴⁾ wurden mit den der Tabelle 3 zu entnehmenden Schadstoffen kontaminiert.

Tabelle 3: Reinheit, Indikation und Herkunft der verwendeten Testsubstanzen

Bezeichnung	Indikation	Hersteller	Reinheit (%)
Lindan	Pflanzenschutzmittel	STÄHLER/Agrochemie	58 Suspension
Methoxychlor	Pflanzenschutzmittel	PROMOCHEM	98 Feststoff
Benzo(a)pyren	keine	PROMOCHEM	98 Feststoff
Fluoranthren	keine/Fluoreszenzfarbstoffherstellung	PROMOCHEM	98 Feststoff

¹ Als Ausgleichsfläche wird im landwirtschaftlichen Versuchswesen eine bearbeitete aber nicht unter Versuch stehende Fläche gleicher Bodenart wie der entsprechende Dauerversuch bezeichnet.

3.Material und Methoden

Lösungen von Benzo(a)pyren und Fluoranthen wurden in Aceton als Lösungsmittel so eingestellt, daß sich nach Einmischen in den Boden je nach Gefäßversuch 50 mg/kg (G1, G2) sowie 100, 200 und 400 mg/kg Trockenboden (G3) für jede Einzelsubstanz ergaben.

Lindan wurde in entionisiertem Wasser gelöst, da es als 58 %ige Suspension in Wasser vorlag und Lösungsversuche in organischen Lösungsmitteln zum Ausflocken der Substanz führten. Methoxychlor wurde in Aceton gelöst. Die Lösungen wurden so eingestellt, das sich je nach Anlage des Gefäßversuches 50 mg/kg Trockenboden (G1, G2) sowie 5, 25 und 200 mg/kg Trockenboden (G3) für jede Einzelkomponente ergaben.

Bei den eingesetzten Applikationsmengen der Modellsubstanzen wurden deren Richtwerte in Böden gewählt, welche eine Sanierungsuntersuchung erfordern bzw. eine ernsthafte ökotoxikologische Gefährdung darstellen (5 mg/kg TS insektizid wirkende chlorierte Kohlenwasserstoffe einzeln (NL 1988) und 8-120 mg/kg TS bzw. Standardboden 40 mg/kg TS PAK einzeln (Niederländische Liste 1990/91 und DENNEMAN und VAN GESTEL 1990)). Des weiteren wurden Konzentrationen gewählt, die weit oberhalb dieser Richtwerte in Böden liegen, um das von einem hoch belasteten Standort ausgehende Gefährdungspotential auf den Boden / Pflanze - Transfer zu untersuchen.

Um Wechselwirkungseffekte zwischen insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen auszuschließen, wurden sämtliche Versuche mit künstlich kontaminierten Böden in einer Variante mit den insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen Lindan und Methoxychlor und einer anderen Variante mit den PAK Benzo(a)pyren und Fluoranthen durchgeführt.

Um eine möglichst homogene Verteilung der Testsubstanzen in den einzelnen Versuchssystemen zu erhalten, wurden Vormischungen für jedes Gefäß hergestellt. Dazu wurden Lösungen von Benzo(a)pyren und Fluoranthen bzw. Lindan und Methoxychlor tropfenweise auf 50 g lufttrockenen Boden in Aluminiumschalen

gleichmäßig aufgegeben. Nach Abdampfen des Lösungsmittels wurde dieser Boden in die gesamte Bodenmenge für jeweils ein Versuchsgefäß gegeben und durch kräftiges Durchmischen (dazu wurde der Boden eines jeden Versuchsgefäßes in eine große Fotoschale gegeben) eingearbeitet, auf 60% der maximalen Wasserkapazität eingestellt. Durch tägliches Gießen der Gefäße auf Gewicht mit entionisiertem Wasser wurde diese Wasserkapazität während des gesamten Versuchszeitraumes konstant gehalten.

Von dem Boden- / Schadstoffgemisch wurden bei Ansatz des Gefäßversuches 50 g Boden zur Bestimmung des Schadstoffgehaltes entnommen und bei -20 °C gelagert. Am Versuchsende wurde ebenfalls aus jedem Versuchsgefäß 50 g Boden entnommen, nachdem dieser sorgfältig von allen Wurzeln befreit und auf 2 mm gesiebt wurde.

3.3.2. Gefäßversuch mit Boden eines Altlastenstandortes (G4)

Bei dem Versuch mit Boden des Altlastenstandortes Muldeau Keller⁽⁵⁾ wurde dieser vor Versuchsbeginn luftgetrocknet, auf 2 mm gesiebt und nach Einstellung auf 60% der maximalen Wasserkapazität in die Versuchsgefäße gefüllt. Auch in diesem Versuch wurde durch tägliches Gießen der Versuchsgefäße auf Gewicht mit entionisiertem Wasser die eingestellte Wasserkapazität des Bodens konstant gehalten.

Vor Versuchsbeginn und am Versuchsende wurden jeweils 250 g Boden entnommen und bei -20°C gelagert.

3.3.3. Hydrokulturen (G5)

Die Hydrokulturen wurden in 5 L Duranbechergläsern, die zu diesem Zweck mit einem Zufluß in 0,5 cm Höhe oberhalb des Gefäßbodens und einem Überlauf 5 cm unterhalb der oberen Gefäßbegrenzung versehen wurden, kultiviert. Außerdem wurden 0,5 cm unterhalb des Überlaufes in den Gefäßen 4 Restriktoren eingelassen, auf denen sich die Pflanzenhalterung befand. Die Pflanzenhalterungen (Poly-propylen) wurden mit 9 Bohrungen ($d = 1$ cm) versehen, wovon 8 Bohrungen der Pflanzenhalterung dienten, und 1 Bohrung den Einlaß für die Belüftung bildete.

Mit Hilfe von Taumelhubkolbenpumpen wurden die Nährlösungen bzw. die Nähr- / Schadstofflösungen in jeweils fünf zu einer Versuchsvariante gehörenden Gefäßen 24 Stunden pro Tag im Kreislauf gepumpt. Die Belüftung der Gefäße erfolgte mit

3. Material und Methoden

Hilfe von Aquariumpumpen und Aquariumsprudelsteinen. Sämtliche Gefäße wurden mit dunklem Packpapier ummantelt.

Die Versuchspflanze, Mais, wurde 10 Tage in Quarzsand angezogen. Alle Pflanzen wurden beim Aussetzen in die Nährlösung, bestehend aus destilliertem Wasser und Dünger (siehe Anhang 5A), zur Fixierung in den Bohrungen mit dünnen Schaumstoffstreifen umwickelt.

Lösungen von Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Methoxychlor wurden in Aceton bzw. Lindan in Wasser so eingestellt, daß sich eine Schadstoffbelastung von 50 mg/L für jede Einzelsubstanz ergaben und nach 7 Tagen zu den Nährlösungen gegeben.

Diese unter natürlichen Bedingungen nicht vorkommenden Schadstoffkonzentrationen dienten lediglich dem Vergleich zu den Bodenkulturen.

Während bei den Bodenkulturen ausschließlich Zweistoffgemische (Benzo(a)pyren und Fluoranthen) bzw. (Lindan und Methoxychlor) untersucht wurden, sind in den Hydrokulturen neben den genannten Varianten alle 4 Testsubstanzen als Einzelkomponenten eingesetzt worden.

3.4. Pflanzenarten

Für die durchgeführten Studien wurden Nutzpflanzen gewählt, die sich durch ihre physiologischen und morphologischen Eigenschaften unterscheiden. Bei den Möhren (*Daucus carota*, G0560) handelt es sich um eine Pflanzenart, die sich im Boden entwickelt.

Mit Mais (*Zea mais*, Anjou 09) und Ackerbohnen (*Vicia faba*, Sacrocco) wurden zwei Pflanzenarten angebaut, deren oberirdische Pflanzenteile zum Verzehr oder als Futtermittel eingesetzt werden.

3.5. Düngungs-und Pflanzenschutzmaßnahmen

Die Düngungsmaßnahmen (Bodenkulturen) bei Mais, Ackerbohnen und Möhren richteten sich nach langjährigen Erfahrungswerten (MERBACH 1994) (Anhang 1A - 4A).

Bei der Versuchspflanze Mais wurde jeweils nach 50 Tagen 1 g N, appliziert als Ammoniumnitrat, pro Gefäß nachgedüngt, da sich typische N-Mangelercheinungen an den Versuchs- und Kontrollpflanzen zeigten.

In den Hydrokulturen (Anhang 5A) wurde das essentielle Element Eisen als EDTA-Komplex verabreicht, da es sich in Wasser besser löst als FeCl_3 und in komplexierter Form besser pflanzenverfügbar ist.

Pflanzenschutzmaßnahmen erwiesen sich bei den Möhrenpflanzen als notwendig. Die aufgetretenen Schädlinge (Blattläuse) wurden mit dem Pflanzenschutzmittel Pirimor behandelt, dessen Wirkstoff die qualitative und quantitative Detektion der zu prüfenden Umweltchemikalien nicht beeinflusste.

Die gejäteten Unkrautpflanzen verblieben in den Gefäßen.

3. Material und Methoden

3.6. Analytik

3.6.1. Verfahren

3.6.1.1. Hochdruckflüssigkeitschromatographie

Im Rahmen der durchgeführten Analysen für die Bestimmung der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) kam der HPLC eine große Bedeutung zu. Es wurde ein binäres Hochdruckgradientensystem der Firma KONTRON INSTRUMENTS mit Heliumentgasung der Lösungsmittel verwendet.

Die Detektion der Substanzen erfolgte mit einer UV-Fluoreszenzkopplung (SFM 625, UV 432 KONTRON INSTRUMENTS), wobei der Fluoreszenzdetektor wellenlängenprogrammierbar war.

Tabelle 4: Trennbedingungen für die HPLC-Untersuchungen der PAK

Säule	Ultra-Sep-ES PAK 6µm 125 x 3 mm (Firma SEPSERV) RP-18																																
Vorsäule	Ultra-Sep-ES PAK 6µm 10 x 2 mm (Firma SEPSERV) RP-18																																
Säulentemperatur	25°C																																
Flußrate	0,4 ml / min																																
Gradient	Acetonitril/Wasser 65:35 (V/V) auf Acetonitril 100% in 27 min Acetonitril 100% 5 min																																
Wellenlängen	UV 254 nm SFM 625 <table><tr><td></td><td>Zeit</td><td>λ-Anreg.</td><td>λ-Emiss.</td></tr><tr><td></td><td>[min]</td><td>[nm]</td><td>[nm]</td></tr><tr><td>A</td><td>0.00</td><td>265</td><td>350</td></tr><tr><td>B</td><td>11.00</td><td>260</td><td>380</td></tr><tr><td>C</td><td>14.80</td><td>267</td><td>430</td></tr><tr><td>D</td><td>18.60</td><td>267</td><td>435</td></tr><tr><td>E</td><td>22.30</td><td>267</td><td>460</td></tr><tr><td>F</td><td>26.80</td><td>295</td><td>460</td></tr></table>		Zeit	λ-Anreg.	λ-Emiss.		[min]	[nm]	[nm]	A	0.00	265	350	B	11.00	260	380	C	14.80	267	430	D	18.60	267	435	E	22.30	267	460	F	26.80	295	460
	Zeit	λ-Anreg.	λ-Emiss.																														
	[min]	[nm]	[nm]																														
A	0.00	265	350																														
B	11.00	260	380																														
C	14.80	267	430																														
D	18.60	267	435																														
E	22.30	267	460																														
F	26.80	295	460																														

3.6.1.2. Kapillargaschromatographie

Für die qualitative und quantitative Bestimmung der chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW) in den Boden- bzw. Pflanzenproben wurde die Kapillargaschromatographie mit EC-Detektion eingesetzt (HEWLETT-PACKARD (GC 5890)).

Tabelle 5: Trennbedingungen der gaschromatographischen Untersuchungen der CKW

Trennsäule	Ultra 1 (HEWLETT-PACKARD) Ø 0,2 mm; Länge 25 m; 0,33 µm Belegung
Injektortemperatur	250°C
Detektortemperatur	300°C
Temperaturprogramm	150°C 2 min mit 3°C / min auf 231°C mit 30°C / min auf 280°C 280°C 3 min mit 5°C / min auf 300°C 300°C 1 min

3.6.1.3. Kapillargaschromatographie-Massenspektrometrie

Da sich durch die oftmals sehr heterogene Matrix besonders in den Pflanzenproben und den humusreichen Bodenproben eine eindeutige Identifizierung einer Substanz allein über die Retentionszeit als nicht immer eindeutig erwies, wurde in diesen Fällen die Kapillargaschromatographie mit massenselektiver Detektion angewendet. In der vorliegenden Arbeit wurde ein Kapillargaschromatograph (GC 5890) mit einem massenselektiven Detektor (MS 5972) der Firma HEWLETT-PACKARD benutzt. Die Ionisierung der Probe erfolgte mittels Elektronenstoßionisation.

3. Material und Methoden

Tabelle 6: Trennbedingungen bei den GC-MS Untersuchungen für die PAK und die CKW

Kapillartrennsäule	HP 5-MS (HEWLETT-PACKARD) Ø 0,25 mm, Länge 30 m, Belegung 0,25 µm
Injektortemperatur	270°C
Detektortemperatur	280°C
Temperaturprogramm (CKW)	60°C 2 min mit 90°C / min auf 190°C mit 6°C / min auf 250°C 250°C 3min mit 40°C / min auf 300°C 300°C 3 min
Temperaturprogramm (PAK)	90°C 4 min mit 20°C/min auf 195°C 195°C 2 min 4°C/min auf 300°C 300°C 1 min

3.6.1.4. Gelpermeationschromatographie

Für die Bestimmung der PAK in Pflanzenproben erwies es sich als zwingend notwendig, die erhaltenen Extrakte einem nochmaligen Reinigungsschritt zu unterwerfen, da die in der Pflanze natürlich vorkommenden Substanzen einen breiten Polaritäts-, Löslichkeits-, Sorptions- und Molekulargewichtsbereich umfassen, wodurch sich stark verunreinigte Rohextrakte ergaben (Matrixeffekte). Dazu wurde ein gelpermeationschromatographisches System (GPC) (Firma KONTRON INSTRUMENTS) mit BIO-Beads als Säulenmaterial eingesetzt.

Tabelle 7: GPC - Trennbedingungen für eine Aufreinigung von mit PAK belastetem Boden- bzw. Pflanzenmaterial

Säulenmaterial	Bio-Beads, PSS-Gel (Firma PSS)
Säulenparameter	20 x 300 mm, SDV 100A
Probenschleife	5 ml
Eluens	Cyclohexan / Ethylacetat (1/1; V/V)
Flow	2 ml / min
Dump	30 min
Collect	100 min

3.6.1.5. Gesamtstickstoffgehalt (KJELDAHL - Stickstoff (N_t))

Der KJELDAHL-Stickstoff beinhaltet die Summe aus Ammoniumstickstoff und solchen organischen stickstoffhaltigen Verbindungen, die sich unter den Bedingungen des KJELDAHL - Aufschlusses in Ammonium umwandeln lassen (RUMP und KRIST 1992; DIN 19684)

3.6.1.6. Heißwasserlöslicher Kohlenstoff (C_{HWL})

Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion des Bodens stellt einen Summenparameter zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz dar, um Aussagen über die während der Vegetationszeit umgesetzten bzw. umsetzbaren Kohlenstoffmengen zu machen (KÖRSCHENS et al. 1990, SCHULZ 1990,). Sie enthält neben einfachen organischen Verbindungen, die bei 100°C mit Wasser hydrolysiert werden, auch Teile der mikrobiellen Biomasse.

3.6.2. Boden

Von sämtlichen beprobten Standorten wurden die Bodenproben aus 0 - 30 cm Tiefe entnommen. Dieser wurde luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt.

Bodenproben wurden jeweils am Beginn und am Ende des entsprechenden Gefäßversuches entnommen. Dazu wurde der Boden eines jeden Versuchsgefäßes in eine große Fotoschale entleert, gut durchmischt und eine repräsentative Probe bis zur Analyse bei -20°C gelagert.

3. Material und Methoden

3.6.2.1. Extraktion der Organochlorverbindungen

10 g feuchter Boden wurden je nach Belastungsgrad der Probe mit 100 -150 ml n-Hexan 4 h am Soxhletextraktor extrahiert. Gleichzeitig wurde von jeder Bodenprobe eine homogene Mischprobe zur Bestimmung der aktuellen Bodenfeuchte erstellt, um die Ergebnisse auf die Bodentrockenmasse beziehen zu können.

Für die Aufarbeitung der Rohextrakte wurde als Reinigungsschritt der organischen Phase die Säulenchromatographie angewendet (nach KAMPE et al. 1986 modifiziert). Als stationäre Phase wurde Kieselgel 60 verwendet, welches vorher 4 h bei 450°C im Muffelofen erhitzt und nach dem Abkühlen mit 10% entionisiertem Wasser desaktiviert wurde. Die Probe, die vorher auf ein Volumen von 3-4 ml am Rotationsverdampfer mit 35°C Badtemperatur eingeeengt wurde, wurde gleichmäßig auf die Kieselgeloberfläche (7,5 g pro Säule überschichtet mit 5 g Natriumsulfat, wasserfrei) aufgetragen. Die vollständige Elution, speziell der DDT-Gruppe (o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDT) erfolgte durch Stufenelution mit je 50 ml Petrolether / Dichlormethan (4:1, V/V) und 50 ml Toluol (THIER und FREHSE 1986). Die erhaltenen Eluate wurden am Rotationsverdampfer auf ca. 3 ml eingeeengt, das restliche Lösungsmittel mit Stickstoff verblasen, je nach Belastungsgrad in 1-5 ml Isooctan aufgenommen und kapillargaschromatographisch mit EC-Detektion bzw. alternativ dazu massenselektiver Detektion vermessen.

3.6.2.2. Extraktion der PAK

Die Extraktion der PAK aus Bodenproben erfolgte mit einer Kaltextraktionsmethode (KAMPE et al. 1986). Zu 10 g Probenmaterial wurden 150 ml eines Petrolether- / Acetongemisches (1:2, V/V) gegeben. Anschließend wurde die Probe 16 h über Kopf geschüttelt. Um Verdunstungsverluste zu vermeiden, wurde der Stopfen der Glasgefäße während des Schüttelvorganges mit Teflonband abgedichtet.

Nach Filtration der Proben erfolgte eine Flüssig / flüssig - Verteilung mit n-Hexan. Die wäßrige Phase wurde zweimal mit n-Hexan ausgeschüttelt und anschließend verworfen. Nach Vereinigung der organischen Phasen wurde diese am Rotationsverdampfer bei 30°C Badtemperatur auf ca. 2 ml eingeeengt und das restliche Lösungsmittel mit Stickstoff verblasen.

Die erhaltenen Rückstände wurden gegebenenfalls einem Clean-up mittels Gelpermeationschromatographie (siehe Punkt 3.6.1.4.) unterworfen, in 1-2 ml Acetonitril

bzw. Toluol aufgenommen und mit Hilfe der HPLC , GC-ECD bzw. der GC-MS vermessen.

3.6.2.3. Bestimmung des Gesamtstickstoffes (N_t) nach KJELDAHL

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffs nach KJELDAHL erfolgte nach der DIN 19684, Teil 4 für Bodenproben. Die verwendeten luftgetrockneten Bodenproben waren auf 2 mm gesiebt.

3.6.2.4. Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffes (C_{HWL})

Die Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffes erfolgte in Anlehnung an die Methode von KÖRSCHENS et al. (1990). Zur Heißwasserextraktion wurden die luftgetrockneten Böden 1 h am Rückfluß gekocht (Extraktionsverhältnis 1:5) und der Kohlenstoff in einem Aliquot des Zentrifugats nach Oxidation mit Chromschwefelsäure spektralphotometrisch bei einer Wellenlänge von 578 nm ermittelt.

3.6.3. Pflanzen

Sämtliche Pflanzen wurden bei ihrer Ernte in einen oberirdischen und einen unterirdischen Pflanzenteil getrennt. Dabei wurde der oberirdische Pflanzenteil der Ackerbohnen nochmals in Blätter, Bohnen und Sproß bzw. der unterirdische Pflanzenteil der Möhren in Möhrenkörper und Feinwurzeln fraktioniert. Nach der Separierung der Pflanzenteile erfolgte die Bestimmung der Frischmasse.

Während die oberirdischen Pflanzenteile nicht gewaschen wurden, erfolgte eine gründliche Reinigung der unterirdischen Pflanzenteile. Sämtliche Wurzeln und Möhren wurden sorgfältig gewaschen und verlesen.

Anschließend wurden alle Pflanzenproben grob zerkleinert und repräsentative Proben in Portionen von 25 g für die PAK-Bestimmung und 50 g für die CKW-Bestimmung bei -20°C gelagert.

Für die Bestimmung der Trockenmasse wurden Aliquote von jeder Pflanzenfraktion bei 105°C 12 h in einem Umlufttrockenschrank getrocknet.

3.Material und Methoden

Über den Trockenmasseanteil wurde später auf den Gesamtschadstoffgehalt im Pflanzenmaterial hochgerechnet.

Für die Bestimmung des Gesamtstickstoffgehaltes nach KJEHLDAHL wurden die getrockneten Pflanzenfraktionen gemahlen (Retsch SM 200 grob und anschließend Retsch SM 1000 auf 0,5 mm fein). Von dem homogenisierten Material wurden 200 mg zur Stickstoffbestimmung verwendet.

3.6.3.1. Extraktion der Organochlorverbindungen

Zur vorzerkleinerten Probe (50 g) wurde in einem Mazerierungsgefäß unter Berücksichtigung des natürlichen Wassergehaltes soviel Wasser zugegeben, daß sich insgesamt eine Menge von 100 g Wasser ergab. Nach Durchmischen und 1 h Standzeit bei Raumtemperatur wurden 200 ml Aceton zugesetzt (SPECHT und TILKES 1980; 1985).

Die Mischung wurde 3 min homogenisiert bei 20000 U/min (Virtis 2000, Firma SCHRADER) und filtriert. Es folgte eine Flüssig / flüssig - Verteilung mit Dichlormethan (Verhältnis Filtrat zu Dichlormethan 2:1, V/V). Zur Phasentrennung wurde NaCl zugesetzt. Die organische Phase wurde mit Natriumsulfat getrocknet und vorsichtig bei 30°C Badtemperatur im Rotationsverdampfer auf ca. 2 ml eingeeengt.

Die Reinigung der Rückstände erfolgte mittels Säulenchromatographie an Kieselgel 60 in Anlehnung an die VDLUFA-Methode (KAMPE et al. 1986 modifiziert, siehe 3.6.2.1.).

3.6.3.2. Extraktion der PAK

Pflanzenfrischmasse wurde in Anlehnung an eine Methode von SPEER (1994) extrahiert.

Dazu wurden 25 g homogenisierte Probe mit 100 ml 2 N methanolischer Kalilauge 4 h unter Rückfluß extrahiert. Anschließend wurde die noch warme Lösung filtriert und mit 100 ml Methanol / entionisiertem Wasser (9:1, V/V) gespült.

Es folgte eine zweimalige Flüssig / flüssig - Verteilung der wäßrigen Phase mit jeweils 100 ml Cyclohexan. Die vereinigten Cyclohexanphasen wurden mit 100 ml Methanol/ entionisiertem Wasser (1:1, V/V) und anschließend mit entionisiertem Wasser ausgeschüttelt.

Danach wurde die Cyclohexanphase über Natriumsulfat mindestens 2 h getrocknet. Die erhaltenen Extrakte wurden mittels Gelpermeationschromatographie (Punkt 3.6.1.4.) gereinigt. Anschließend wurden die GPC - Fraktionen am Rotationsverdampfer bei 30°C Badtemperatur auf ca. 2 ml eingeeengt und das restliche Lösungsmittel mit Stickstoff verblasen.

Die erhaltenen Rückstände wurden in 1 - 2 ml Acetonitril bzw. Toluol aufgenommen und mit Hilfe der HPLC , Kapillar-GC-ECD bzw. Kapillar-GC-MS vermessen.

3.6.3.3. Bestimmung des Gesamtstickstoffes (N_t) nach KJELDAHL

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffes in Pflanzenproben nach KJELDAHL erfolgte nach der DIN-Norm 19684 Teil 4.

Das getrocknete Pflanzenmaterial wurde auf 0.5 mm gesiebt.

3.6.4. Wasser

In sechswöchigem Abstand wurde aus allen Gefäßen der Hydrokulturen eine Wasserprobe (100 ml) entnommen. Nach dem Filtrieren der Probe wurde der pH-Wert sowie der Stickstoffgehalt der Nährlösung überprüft.

3.6.4.1. Extraktion der Organochlorverbindungen

Je 100 ml unfiltrierte Wasserprobe wurde zweimal mit Dichlormethan (Extraktionsverhältnis 2:1, V/V) ausgeschüttelt. Die vereinigten organischen Phasen wurden mindestens 2 h über Natriumsulfat getrocknet. Anschließend wurde das organische Lösungsmittel am Rotationsverdampfer bei 30°C Badtemperatur auf ca. 2 ml eingeeengt und das restliche Lösungsmittel anschließend mit Stickstoff verblasen. Die Proben wurden in 1 ml Toluol aufgenommen und vermessen.

3.6.4.2. Extraktion der PAK

Je 100 ml unfiltrierte Wasserprobe wurde zweimal mit n-Hexan (Extraktionsverhältnis 2:1, V/V) ausgeschüttelt. Die vereinigten organischen Phasen wurden 12 h über Natriumsulfat getrocknet. Anschließend wurde das organische Lösungsmittel am Rotationsverdampfer bei 30°C Badtemperatur auf ca. 2 ml eingeeengt und

3. Material und Methoden

das restliche Lösungsmittel mit Stickstoff verblasen. Die Proben wurden in 1 ml Acetonitril aufgenommen und vermessen.

3.6.5. Eignungstestung der gewählten Extraktionsmethoden

3.6.5.1. Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, Wiederfindungstests

Zur Klärung der Frage, ob die gewählten Extraktionsverfahren sowohl für die Bodenproben als auch für die Pflanzenproben geeignet sind, wurden Wiederfindungstests durchgeführt.

Außerdem wurde die Eignung der verwendeten analytischen Verfahren sowie die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Kapillar-GC mit EC-Detektion und der Kapillar-GC mit MS-Detektion bzw. von HPLC und der Kapillar-GC mit MS-Detektion überprüft.

In den Tabellen 8 und 9 sind die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, die mit dem Programm CHROMCALIB Version 2.0 (KRAMER 1990) berechnet wurden, dargestellt. Es erlaubt die Berechnung von linearen, quadratischen und kubischen Kalibrierfunktionen unter besonderer Berücksichtigung der aus den zufälligen Fehlern bei der Kalibrierung resultierenden Konfidenzintervallen. Mit einer einfachen ANOVA kann die Eignung des gewählten Modells getestet werden (DEMING 1979; LUTHARDT 1987).

Die Wiederfindungsraten wurden über ein Standardadditionsverfahren (Standardmischung aller zu untersuchenden Substanzen) mit 10 g Boden bzw. 50 g Pflanzen ermittelt.

Tabelle 8: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen [$\mu\text{g/L}$] des verwendeten Kapillargaschromatographiesystems mit massenselektiver bzw EC-Detektion sowie Wiederfindungsraten von ausgewählten Organochlorverbindungen aus Boden- sowie Möhrenproben (n=5)

Verbindung	Nachweisgrenze (ECD)	Bestimmungsgrenze (ECD)	Nachweisgrenze (MS)	Bestimmungsgrenze (MS)	Wiederfindung und Standardabw. [%]			
					Boden	SD	Möhre	SD
α -HCH	63	96	n.b.	n.b.	94	2	82	5
β -HCH	20	35	5	10	77	1	77	5
HCB	16	31	n.b.	n.b.	93	1	84	6
γ -HCH	40	64	5	9	98	2	78	4
δ -HCH	91	141	n.b.	n.b.	102	2	97	2
o,p'-DDE	11	23	n.b.	n.b.	100	4	59	6
p,p'-DDE	26	41	n.b.	n.b.	96	2	45	14
o,p'-DDD	27	53	n.b.	n.b.	89	2	72	6
p,p'-DDD	42	79	n.b.	n.b.	91	4	67	7
o,p'-DDT	34	62	n.b.	n.b.	118	4	51	9
p,p'-DDT	56	91	n.b.	n.b.	130	5	80	5
o,p'-Methoxychlor	25	45	15	30	102	6	69	7
p,p'-Methoxychlor	26	51	12	24	105	4	64	8

3. Material und Methoden

Tabelle 9: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen [$\mu\text{g/L}$] des verwendeten Kapillargaschromatographiesystems mit massenselektiver Detektion und des HPLC-Systems mit UV-Fluoreszenzdetektion sowie Wiederfindungsraten für die Bestimmung von PAK aus Boden- sowie Möhrenproben ($n=5$)

Verbindung	Nachweisgrenze (HPLC)	Best.-grenze (HPLC)	Nachweisgrenze (MS)	Best.-grenze (MS)	Wiederfindung und Standardabw. [%]			
					Boden	SD	Möhre	SD
Naphthalin	114	221	n.b.	n.b.	80	8	78	8
Acenaphthen	462	721	n.b.	n.b.	87	8	85	8
Acenaphthylen	80	156	n.b.	n.b.	88	7	85	8
Fluoren	139	247	n.b.	n.b.	95	8	89	8
Phenantren	9,3	16	n.b.	n.b.	98	5	90	5
Anthracen	101	180	n.b.	n.b.	97	3	90	5
Fluoranthren	9	18	7	14	103	2	95	2
Pyren	30	52	n.b.	n.b.	105	2	85	3
Benz(a)anthracen	9	16	n.b.	n.b.	93	2	87	2
Chrysen	34	57	n.b.	n.b.	104	2	85	2
Benzo(b)-fluoranthren	8	12	n.b.	n.b.	98	1	96	2
Benzo(k)-fluoranthren	5	8	n.b.	n.b.	97	2	96	2
Benzo(a)pyren	36	57	8	15	98	1	96	2
Dibenz(a,h)-anthracen	6,5	12	n.b.	n.b.	97	3	91	2
Benzo(g,h,i)-perylene	37	60	n.b.	n.b.	95	2	91	2
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	18	29	n.b.	n.b.	103	3	91	2

3.6.5.2. Untersuchung zertifizierter Referenzmaterialien

Zur Validierung der Analytik für die PAK diene unter anderem auch die Teilnahme an einem durch das FRESNIUS-Institut Espenhain initiierten Ringversuch. Bei der untersuchten Probe handelte es sich um ein zertifiziertes Referenzmaterial (EPA CRM 104 US EPA Certified), bestimmt nach US EPA Methode 3540 (Soxhlett-Extraktion) und US EPA Methode 8270 (GC-MS).

Tabelle 10: Ergebnisse der Ringanalyse für die Bestimmung von PAK in Bodenproben [mg/kg TS]

Substanzbezeichnung	Mittelwert HPLC	Mittelwert GC-MS	zertifizierter Mittelwert
Naphthalin	6,74	0,06	0,77
Acenaphtylen	n.b.	0,99	1,21
Acenapthen	2,33	0,36	0,77
Fluoren	n.n.	0,41	0,65
Phenantren	n.n.	3,53	5,79
Anthracen	2,26	1,28	1,44
Fluoranthren	18,27	19,90	24,6
Pyren	12,50	11,20	15,0
Benzo(a)anthracen	4,13	6,04	7,98
Chrysen	8,72	7,30	8,60
<i>Benzo(b)fluoranthren</i>	<i>11,47</i>	<i>7,76</i>	<i>(9,69)</i>
<i>Benzo(k)fluoranthren</i>	<i>2,55</i>	<i>6,25</i>	<i>(5,10)</i>
<i>Benzo(b+k)fluoranthren</i>	<i>14,01</i>	<i>14,02</i>	<i>(14,79)</i>
Benzo(a)pyren	3,13	4,77	5,09
<i>Dibenzo(a,h)anthracen</i>	<i>1,31</i>	<i>1,76</i>	<i>(1,55)</i>
Benzo(g,h,i)perylene	5,47	3,39	3,58
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	3,28	4,42	4,46

n.n.- nicht nachweisbar, n.b.- nicht bestimmbar

Die kursiv geschriebenen bzw. mit Klammern versehenen Werte sind nicht zertifiziert.

3. Material und Methoden

Auf Grund der geringen Ringversuchsteilnehmer (4) und der zu geringen Anzahl an Wiederholungsprüfungen (2) erfolgte die Auswertung nicht nach DIN 38402 A42, sondern auf der Basis des Zertifikates des Referenzmaterials.

In dem Zertifikat ist das Vertrauensintervall und das Prädikationsintervall für jeweils $\alpha=95\%$ angegeben. Die Prüfwerte von Wiederholungsmessungen sollten mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% innerhalb des Prädikationsintervalls liegen, d.h. bei 20 Prüfungen darf ein Prüfwert außerhalb dieses Intervalles gefunden werden.

Wegen der bereits erwähnten geringen Teilnehmerzahl wurden alle außerhalb dieses Intervalles liegenden Werte als Ausreißer bezeichnet, obwohl diese Aussage streng genommen nur nach der Auswertung von mindestens 20 Wiederholungsmessungen getroffen werden kann.

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse der Kaltextraktion (Petrolether/Aceton 1:2, V/V) mit HPLC UV / wellenlängenprogrammierbarer Fluoreszenzdetektion sowie Kapillargaschromatographie massenselektiver Detektion mit den zertifizierten Werten verglichen.

Die Ergebnisse der Ringanalyse zeigen, daß die Bestimmung der PAK aus dem Standardreferenzmaterial mit HPLC bei den niedermolekularen PAK zu signifikant erhöhten Werten führte, während eine GC-MS Detektion zu den Referenzwerten vergleichbare Werte lieferte.

Da für beide Bestimmungen eine Probe verwendet wurde, die mit Hilfe der Kaltextraktion aufgearbeitet wurde, kann davon ausgegangen werden, daß die Kaltextraktion zur Bestimmung der PAK in Bodenproben geeignet ist. Vermutlich liegt der Fehler in der Kalibration der niedermolekularen PAK, die in den Kalibrationslösungen im Vergleich zu den höhermolekularen PAK in 10facher Konzentration vorlagen und auch erheblich geringere Nachweisgrenzen aufwiesen.

3.7. Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programmpaket STATISTICA für WINDOWS (Version 4.5). Für die Ermittlung des Einflusses des Schadstoffgehaltes in den Pflanzen in Abhängigkeit von der Versuchsdauer, der organischen Substanz des Bodens bzw. der Schadstoffmenge im Boden sowie des Einflusses der Schadstoffart und -menge auf die Biomasseproduktion wurde ein

multipler Mittelwertsvergleich ($n=4$; Tukey Test; wenn nicht anders ausgewiesen, $\alpha=5\%$) durchgeführt. Dabei kennzeichnen unterschiedliche Buchstaben in den Tabellen und Abbildungen signifikante Unterschiede. Groß- und Kleinbuchstaben kennzeichnen unterschiedliche Varianten.

Der Tukey Test wurde gewählt, da er für einen paarweisen Mittelwertsvergleich als beste Methode multiples Niveau (das wichtigste Kriterium, um statistisch gesicherte Aussagen zu treffen) einhält und gleichzeitig den Fehler III. Art kontrolliert (HOLZER und PRECHT 1992). Außerdem erwies sich der Tukey Test als relativ robust gegenüber Abweichungen von der Normalverteilung, so daß in einem solchen Falle das multiple Niveau nicht entscheidend gefährdet war. Allerdings ist er bei Ungleichheiten der Varianzen im allgemeinen zu liberal (HOCHBERG und TAMHANE 1987).

4. Ergebnisse und Diskussion

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Rückstandsbestimmungen im Boden

4.1.1. Schadstoffdotierter Boden

Die Beprobung der Gefäße und anschließende Bestimmung der PAK- und insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoff - Konzentrationen in den Bodenproben erfolgte unmittelbar nach der Homogenisierung des Bodens (um Applikationsfehler auszuschließen) und am Versuchsende bei Ernte des Pflanzenmaterials. Da die Schadstoffkonzentrationen in den Gefäßen einer Variante während der Vegetationsperiode stark schwankten, war eine Bilanzierung und somit eine Interpretation des Datenmaterials nicht möglich. Eine Ursache lag in der ungenügenden Alterung der Schadstoffe im Boden.

4.1.2. Altlastenstandort

Die Hauptkontaminationskomponenten des untersuchten Bodens stellen die HCH-Isomere dar, deren Verhalten im System Boden / Pflanze bzw. in der wasserungesättigten Zone des Bodens bereits Gegenstand vielfältiger Untersuchungen am Umweltforschungszentrum sind (KALBITZ 1996, SCHULZ et al. 1996; HEINRICH und SCHULZ 1996a und 1996b; KLIMANEK 1995 und 1996). Außerdem wurde das Insektizid DDT und dessen Metaboliten nachgewiesen, da es ebenfalls im CKB Bitterfeld bis 1974 hergestellt wurde und sich durch eine sehr hohe Persistenz im Boden auszeichnet.

In Tabelle 11 sind die Konzentrationen der untersuchten Organochlorverbindungen des Altlastenstandortes Muldeau Keller ⁽⁵⁾ vor Beginn und am Ende des Gefäßversuches dargestellt. Der multiple Mittelwertsvergleich erfolgte für jeden Schadstoff am Versuchsbeginn und am Versuchsende nach Bewuchs mit Mais, Ackerbohne und Möhre.

Neben den sehr hohen β -HCH Konzentrationen (198 mg/kg TS) liegen auch die α -HCH - (25,8 mg/kg TS) sowie die Hexachlorbenzol (HCB) - Konzentrationen (8,96 mg/kg TS) deutlich höher im Vergleich zu den anderen Verbindungen.

Da das β - HCH keine Indikation als Pflanzenschutzmittel besitzt, ist auszuschließen, daß diese hohen Restmengen mit einer Pflanzenschutzmittelapplikation zusammenhängen. Die Ursache dieser hohen Kontamination ist vielmehr in der 2-3 mal pro Jahr auftretenden Überschwemmung des Untersuchungsstandortes durch

Tabelle 11: Mittlere Konzentrationen an Organochlorverbindungen [mg/kg TS] des stark β -HCH belasteten Untersuchungsbodens Muldeau Keller ⁽⁵⁾ (n=5)

Verbindung	Konzentration am Versuchsbeginn		Konzentration am Versuchsende nach Bewuchs mit					
	Ausgangsboden	SD	Mais	SD	Möhre	SD	Ackerbohne	SD
α -HCH	25,8 ^a	1,28	29,2 ^b	1,70	22,6 ^a	1,12	23,7 ^a	2,63
β -HCH	184 ^a	2,46	212 ^a	11,57	202 ^a	5,94	193 ^a	4,26
HCB	8,96 ^a	0,40	6,05 ^b	0,81	3,32 ^c	1,02	3,28 ^c	1,26
γ -HCH	0,43 ^a	0,03	0,50 ^b	0,03	0,52 ^{ab}	0,06	0,50 ^{ab}	0,03
δ -HCH	0,92 ^a	0,12	0,93 ^a	0,13	0,80 ^a	0,22	0,82 ^a	0,10
o,p'-DDE	0,09 ^a	0,01	0,06 ^a	0,04	0,05 ^a	0,03	0,05 ^a	0,01
p,p'-DDE	0,25 ^a	0,09	0,38 ^b	0,07	0,24 ^c	0,06	0,26 ^c	0,03
o,p'-DDD	2,18 ^a	0,32	1,81 ^a	0,42	1,17 ^a	0,50	1,30 ^a	0,32
p,p'-DDD	2,68 ^a	0,70	2,14 ^a	0,20	1,56 ^a	0,58	1,86 ^a	0,31
o,p'-DDT	1,58 ^a	0,17	1,53 ^a	0,24	1,04 ^a	0,36	1,29 ^a	0,08
p,p'-DDT	2,74 ^a	0,46	3,52 ^a	0,56	3,08 ^a	0,61	3,41 ^a	1,06
o,p'-Methoxychlor	1,39 ^a	0,07	0,51 ^b	0,12	0,29 ^c	0,07	0,38 ^c	0,08
p,p'-Methoxychlor	0,24 ^a	0,08	1,97 ^b	0,17	1,85 ^b	0,39	2,01 ^b	0,53
Summe	231 ^a	3,22	261 ^a	13,62	239 ^a	8,05	232 ^a	7,03

a, b, c - unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede in der Schadstoffkonzentration jeder Einzelsubstanz [mg/kg TS] am Versuchsbeginn und am Versuchsende

SD = Standardabweichung in mg/kg TS

4. Ergebnisse und Diskussion

den Spittelgraben zu sehen. In den Spittelgraben, der in den Fluß Mulde fließt, wurden 1959-1982 ungereinigte Abwässer einer HCH-Produktion eingeleitet.

Auf Grund der symmetrischen Struktur des β -HCH ist es völlig unpolar, so daß es neben seiner äußerst geringen Wasserlöslichkeit auch biologisch sehr schwer abgebaut wird (Halbwertszeit im Boden 8 Jahre (DIETER 1990), Halbwertszeit 15-70 Jahre (ACHENBACH et al 1994; ULMAN 1973)), was seine hohe Persistenz erklärt.

Im Gegensatz dazu wird α -HCH unter Chloridabspaltung relativ rasch biologisch abgebaut (Halbwertszeit im Boden 1-3 Jahre (ACHENBACH et al. 1994)).

Trotz der mehrmals im Jahr auftretenden Überflutung der Fläche Muldeau Keller ⁽⁵⁾ erfolgt der α -HCH Abbau wesentlich schneller als der des β -HCH, was ein mögliches Kriterium für die β -HCH - Anreicherung darstellen kann.

Das DDT und seine Metaboliten überschreiten mit 9,5 mg/kg TS ebenfalls deutlich den mit 5 mg/kg TS im Leitfaden der Bodensanierung (Niederländische Liste 1988) angegebenen Sanierungswert für Böden.

Generell sind keine signifikanten Veränderungen in den β -HCH-Konzentrationen im Boden im Verlauf des Gefäßversuches zu verzeichnen (Tabelle 11).

Da der organische Kohlenstoffgehalt des untersuchten Bodens mit 10 % als sehr hoch einzustufen ist, sind Konzentrationszunahmen der Organochlorverbindungen am Versuchsende, wie aus Tabelle 11 z.B. nach Mais - und Möhrenanbau ersichtlich, möglich. Auf Grund des hohen Gehaltes des Bodens an organischer Substanz liegt eine nicht bestimmbare Menge an Schadstoffen als adsorptiv gebundener Rückstand, z.B. an den Huminstoffen des Bodens, vor, der ohne Verwendung von Radiotracern nicht erfaßt werden konnte. Durch eine starke Durchwurzelung des Untersuchungsgefäßes, verbunden mit den meist sauren Wurzelausscheidungen, ändert sich das chemische Milieu im Versuchsgefäß und ehemals am Boden gebundene Organochlorverbindungen werden für die Pflanze bioverfügbar. Ebenfalls werden durch das tägliche Gießen Desorptionsvorgänge in den Untersuchungsgefäßen fociert.

4.1.2.1. Bestimmung verfügbarer Anteile des β -HCH

Obwohl das β -HCH von den HCH-Isomeren die niedrigste Wasserlöslichkeit (0,2 mg/L) besitzt, verdeutlichen die hohen Rückstandskonzentrationen im Pflanzenmaterial (siehe Punkt 4.3.2.4.) ein im Vergleich zur Wasserlöslichkeit hohes Transferverhalten in die Pflanze.

Aus diesem Grunde wurde die Menge an β -HCH in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion, die als leicht umsetzbar und damit pflanzenverfügbar angesehen wird, bestimmt.

Bereits im Ausgangsboden konnte das β -HCH in deutlich erhöhten und oberhalb seiner Wasserlöslichkeit liegenden Konzentrationen von 0,4 mg/L in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion nachgewiesen werden. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten auch SCHULZ und KLIMANEK 1996. Durch Bindung über van-der-Waals-Kräfte, Bildung von Wasserstoffbrücken, Charge-Transfer-Komplexe oder durch hydrophobe Wechselwirkungen (CHIOU 1989; HASSETT und BANWART 1989) mit dem wasserlöslichen organischen Material des Bodens kommt es zu einer deutlichen Erhöhung der für die Pflanzen verfügbaren Schadstoffmenge.

Generell konnte festgestellt werden, daß in den Gefäßen nach Bewuchs mit Mais bzw. Ackerbohnen etwa gleiche Mengen β -HCH (0,7 mg/L) in der für die Pflanzen leicht verfügbaren Bodenfraktion nachzuweisen waren, was sich durch gleiche Rückstandskonzentrationen in den Mais- und Ackerbohnenwurzeln widerspiegelte (siehe Punkt 4.3.2.4.).

Die größten Schadstoffkonzentrationen sowohl in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion (1,5 mg/L) als auch in den Pflanzenwurzeln (Feinwurzeln) wurden in den Gefäßen nach Bewuchs mit Möhren nachgewiesen. Dies läßt auf einen Zusammenhang zwischen der Schadstoffkonzentration in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion und der Rückstandskonzentration im Pflanzenmaterial schließen. Inwieweit Beziehungen zwischen dieser erhöhten Schadstoffmobilität in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion und dem DOC (Dissolved Organic Carbon) bestehen, muß in weiterführenden Untersuchungen geklärt werden. Des weiteren besteht zwingender Forschungsbedarf in der Untersuchung des Einflusses von Wurzel-ausscheidungen, die zweifelsohne zu einer Erhöhung des Abbaus und der Minera-

4. Ergebnisse und Diskussion

lisation von organischen Bodenkontaminationen beitragen, auf den Schadstoffgehalt in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion (REILLEY et al. 1996; PAUL und CLARK 1989; HSU und BARTHA 1979; REDDY und SETHUNANTHAN 1983; SANDMAN und LOOS 1984; LAPPIN et al. 1985; WALTON und ANDERSON 1990; FERRO et al. 1994; APRILL und SIMS 1990).

Mit der Bestimmung dieses Summenparameters deutet sich dann eventuell eine einfache Möglichkeit der Abschätzung des Gefahrenpotentials kontaminierter Flächen im Hinblick auf die real bestehende Bioverfügbarkeit der Schadstoffe für Pflanzen an.

4.2. Rückstandsbestimmungen im Wasser

In den Gefäßversuchen mit vollständigen Nährlösungen wurden die Schadstoffkonzentrationen am Versuchsbeginn und in 4-6 wöchentlichen Abständen bestimmt. Es konnte festgestellt werden, daß sowohl die insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor als auch die PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren am Versuchsbeginn in Konzentrationen unterhalb ihrer Wasserlöslichkeit in den Nährlösungen vorlagen. Am Versuchsbeginn wurden für Lindan mittlere Konzentrationen (n=5) von 5 mg/L, für Methoxychlor 60 µg/L und für Fluoranthen 100 µg/L in den Versuchsgefäßen ermittelt. Die Rückstandskonzentrationen für Benzo(a)pyren lagen am Versuchsbeginn unterhalb der Nachweisgrenze (GC-MS) von 8 µg/L.

Mit zunehmender Versuchsdauer und ansteigendem Trockenmasseertrag der Pflanzen erhöhten sich die Rückstandskonzentrationen in den Nährlösungen bis auf 25 mg/L Lindan, 1mg/L Methoxychlor, 600 µg/L Fluoranthen und 50 µg/L Benzo(a)pyren am Versuchsende. Diese weit über der Wasserlöslichkeit der einzelnen Schadstoffe liegenden Rückstandskonzentrationen in den Nährlösungen lassen auf eine Erhöhung der Löslichkeit durch die Bindung an organische Wurzelabscheidungen schließen.

4.3. Pflanzenuntersuchungen

4.3.1 Trockenmasseerträge

4.3.1.1. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseertrag von Mais in Abhängigkeit von der Versuchsdauer

Die Trockenmasseerträge für die Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf des Boden / Pflanze - Transfers von Lindan und Methoxychlor bzw. Fluoranthen und Benzo(a)-pyren (G1) sind in Tabelle 12 dargestellt.

Der Einfluß der Schadstoffe auf die Trockenmasse von Mais spiegelte sich nach 30 Versuchstagen bei der Untersuchung der Pflanzensprosse im Vergleich zu den Wurzeln nur in geringem Maße und nur im Thyrower Boden⁽⁶⁾ wider. Der signifikante Rückgang des Ernteertrages betrug hier im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle 23% in der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten und 9% in der PAK-Variante. Im Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾ konnte nach 30 Versuchstagen weder für die PAK noch für die mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Variante ein Einfluß auf den Trockenmasseertrag der Maissprosse aufgezeigt werden. In der PAK-Variante des Bad Lauchstädter Bodens⁽¹⁾ zeichnete sich nach 60 Versuchstagen und in der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Variante erst nach 90 Tagen ein signifikanter Rückgang des Trockenmasseertrages der Maissprosse ab.

Während in der Thyrower Variante⁽⁶⁾ bereits an dem Beprobungstermin 90 Tage für den Maissproß in beiden untersuchten Schadstoffklassen mit den Kontrollen vergleichbare Ernteerträge erzielt wurden, konnte dieses für die mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelte Variante des Bad Lauchstädter-Bodens⁽¹⁾ erst nach 120 Tagen verzeichnet werden.

Am 1. Beprobungstermin, nach 30 Tagen, wurde sowohl für den Thyrower⁽⁶⁾ als auch für den Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾ für beide Schadstoffklassen ein signifikanter Rückgang der Trockenmasse der Maiswurzeln im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle beobachtet, wobei dieser in der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Variante stärker ausgeprägt war (um 69% im Thyrower Boden⁽⁶⁾ und um 74% im Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾) als in der PAK-Variante (um

4. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 12: Mittlere Trockenmasseerträge [g] von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow⁽⁶⁾ (Tieflehmfahlerde) und Bad Lauchstädt⁽¹⁾ (Lössschwarzerde).

Teil1

Tieflehmfahlerde ⁽⁶⁾														
insektizid wirkende chlorierte Kohlenwasserstoffe										PAK				
Kontrolle										Kontrolle				
Dauer	Sproß	SD	Wurzel	SD	Saat-korn	SD	Sproß	SD	Wurzel	SD	Saat-korn	SD	Sproß	SD
[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
30	1,39 ^a	0,18	0,65 ^B	0,13	1,79 ^b	0,30	1,64 ^b	0,11	1,40 ^A	0,30	1,22 ^a	0,12	1,82 ^c	1,22
60	34,8 ^b	3,04	17,2 ^B	2,62			34,7 ^b	2,29	9,15 ^A	0,60			45,0 ^a	0,05
90	142 ^{ac}	9,07	21,8 ^A	5,00			167 ^{ab}	4,26	21,0 ^A	4,17			149 ^a	1,07
120	281 ^a	7,71	51,0 ^A	8,33			297 ^a	9,24	44,1 ^A	2,34			278 ^a	9,63

Teil 2

Lößschwarzerde ⁽¹⁾																											
insektizid wirkende chlorierte Kohlenwasserstoffe										PAK									Kontrolle								
Dauer	Sproß	SD	Wurzel	SD	Saat-korn	SD	Sproß	SD	Wurzel	SD	Saat-korn	SD	Sproß	SD	Wurzel	SD	Saat-korn	SD									
[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]									
30	1,04 ^a	0,23	0,52 ^C	0,11	2,51 ^b	0,17	1,08 ^a	0,17	1,16 ^B	0,29	1,29 ^a	0,18	1,06 ^a	0,09	2,03 ^A	0,33	1,06 ^a	0,22									
60	30,1 ^a	1,95	8,31 ^C	1,35			27,9 ^b	3,14	6,25 ^B	0,59			34,6 ^a	1,28	10,8 ^A	0,50											
90	132,2 ^b	14,98	10,02 ^A	2,97			196 ^a	9,91	13,9 ^A	5,22			197 ^a	2,60	19,2 ^A	3,09											
120	279 ^a	17,65	48,5 ^A	9,56			266 ^a	9,90	31,7 ^A	8,47			280 ^a	9,99	44,1 ^A	9,87											

4. Ergebnisse und Diskussion

33% im Thyrower Boden⁽⁶⁾ und um 44% im Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾). Im Thyrower Boden⁽⁶⁾ konnten nach 90 Versuchstagen keinerlei Unterschiede der Maiswurzel-trockenmasse zu den unbehandelten Varianten festgestellt werden, während die Maiswurzeln im Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾, besonders in der PAK-Variante, auch nach 120 Tagen mit einem verringertem Wurzelwachstum auf diese Schadstoff-klasse reagierten.

Eine in der Literatur (z.B. GRAF 1965; DORN und METZ 1996) vielfach be-schriebene wachstumstimulierende Wirkung der PAK konnte in den durchgeführten Versuchen nicht beobachtet werden. Vielmehr decken sich die erhaltenen Ergeb-nisse mit denen von WAGNER und WAGNER-HERING (1971), die Wachstumsde-pressionen der oberirdischen Pflanzenteile bei Weizen und Gerste nachweisen konnten.

Die bei der Untersuchung des Saatkorns ermittelten Unterschiede im Trocken-masseertrag, welche besonders in den mit Lindan und Methoxychlor behandelten Varianten auftraten, lassen auf eine unterschiedliche Ausnutzung des Nähr-stoffangebotes des Saatkorns in den behandelten und unbehandelten Varianten schließen. Das spiegelt sich deutlich in den auf Grund der schlechteren Ausnutzung des Nährstoffangebotes des Saatkorns geringeren Trockenmasseerträgen der Mais-wurzeln nach 30 Versuchstagen in den mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlen-wasserstoffen behandelten Varianten im Vergleich zu den unbehandelten Varianten wider.

4.3.1.2. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseer-trag von Mais in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz

Bereits bei der Bestimmung der Ernteerträge wurde der Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf im Boden befindliche organische Schadstoffe deutlich (G2). Generell konnte gezeigt werden, daß die Schadstoffe in dem an organischer Substanz ärmeren Boden des Nährstoffmangelversuches Thyrow^(6, 7, 8) die Ernteer-träge in stärkerem Maße beeinflussten als in dem Bad Lauchstädter Boden^(2, 3, 4). Ein Vergleich beider Schadstoffklassen ergab, daß die sehr viel besser wasserlöslichen

insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe das Pflanzenwachstum stärker hemmten als die weniger mobilen PAK. Allerdings konnte beobachtet werden, daß es auf Grund des höheren organischen Kohlenstoffgehaltes des Bad Lauchstädter Bodens zu einer, im Vergleich zur Thyrower Variante, verzögerten und verringerten Schadstoffwirkung auf das Wurzelwachstum kam.

Der Einfluß ausgewählter insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe und PAK in Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt des Bodens auf den Trockenmasseertrag von Mais ist in Tabelle 13 dargestellt. Ein direkter Zusammenhang zwischen Trockenmasseertrag der Maispflanzen, sowohl Sproß als auch Wurzel, und der organischen Substanz des Bodens, konnte nur in der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Variante nachgewiesen werden. In der PAK-Variante konnte keine eindeutige Abhängigkeit festgestellt werden.

Allerdings erwies sich neben der organischen Substanz des Bodens auch die Bodenart als Einflußfaktor. Generell konnte nur für die gleiche Bodenart eine positive Abhängigkeit des Trockenmasseertrages von der organischen Substanz des Bodens ermittelt werden. Das läßt vermuten, daß neben dem absoluten Anteil der organischen Substanz des Bodens auch deren chemische Zusammensetzung (C/H-Verhältnis, Adsorptionskapazität, Genese) von entscheidender Bedeutung ist. Ebenso bestimmt die Qualität und Quantität des umsetzbaren Anteils der organischen Substanz des Bodens diese Prozesse ganz wesentlich (KÖRSCHENS et al. 1990; KÖRSCHENS und MÜLLER 1994; KÖRSCHENS et al. 1995).

4.3.1.3. Einfluß der Schadstoffkonzentration im Boden auf den Trockenmasseertrag von Mais

Der Einfluß verschiedener Schadstoffkonzentrationen im Boden (10, 50, 100 und 400 mg/kg TS der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor 1:1 bzw 100, 200, 400 und 800 mg/kg TS der PAK Benzo(a)pyren und Fluoranthren 1:1) auf den Trockenmasseertrag von Mais (G3) ist in Tabelle 1A (Anhang) und in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt.

Sowohl eine Applikation der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe als auch eine PAK - Applikation beeinflussten die Pflanzen in ihrer Entwicklung. Wie in den vorherigen Versuchen zeigten die Pflanzenwurzeln als Organe der größten

4. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 13: Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Thyrow ^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt ^(2, 3, 4)

Boden	C _{org} [%]	insektizid wirkende chlorierte Kohlenwasserstoffe						PAK						Kontrolle					
		Sproß			Wurzel			Sproß			Wurzel			Sproß			Wurzel		
		[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
Thyrow ungedüngt ⁽⁷⁾	0,37	33,3 ^b	6,72	10,3 ^a	2,86	31,73 ^b	1,00	14,2 ^a	1,22	53,0 ^a	1,60	14,2 ^a	3,69						
Thyrow Ausgleichsfläche ⁽⁶⁾	0,56	34,8 ^b	3,04	17,2 ^b	2,62	34,7 ^b	2,27	9,15 ^a	0,60	45,0 ^a	0,01	8,43 ^a	0,48						
Thyrow organ. mineral. ⁽⁸⁾	0,70	82,3 ^{ac}	2,95	19,4 ^a	1,42	73,4 ^{ab}	5,98	22,9 ^a	1,66	75,7 ^a	1,72	21,4 ^a	0,43						
Bad Lauchstädt ungedüngt ⁽³⁾	1,57	56,2 ^b	1,58	10,2 ^a	1,39	53,4 ^b	2,52	9,48 ^a	0,97	41,4 ^a	1,25	12,1 ^a	1,25						
Bad Lauchstädt organ. mineral. ⁽²⁾	2,03	59,5 ^c	2,16	11,6 ^{ab}	1,35	44,4 ^b	1,07	10,8 ^b	1,36	54,3 ^a	1,54	14,1 ^a	1,79						
Bad Lauchstädt Stalldung Gülle ⁽⁴⁾	3,07	60,0 ^c	3,59	15,0 ^c	2,31	67,8 ^b	2,775	11,2 ^b	0,85	49,0 ^a	1,37	13,5 ^a	1,09						

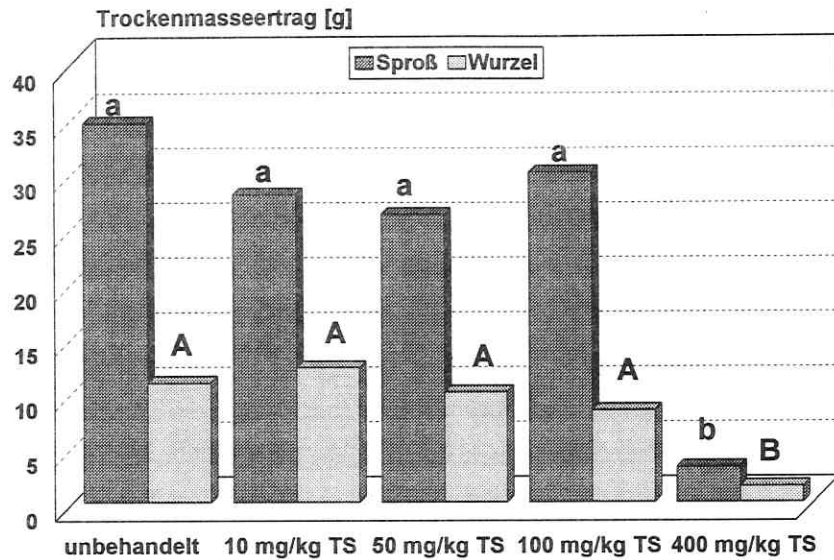


Abbildung 1: Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Lössschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt)

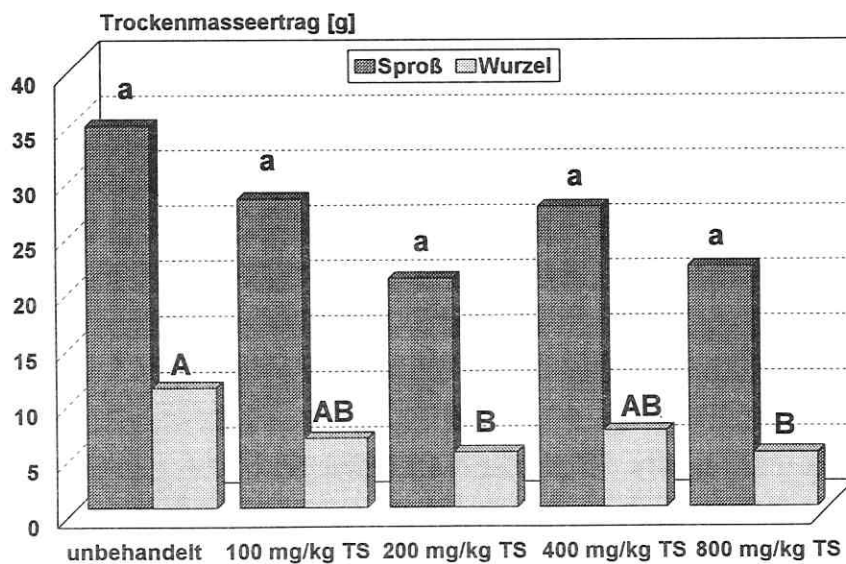


Abbildung 2: Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an PAK (Lössschwarzerde ⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt)

4. Ergebnisse und Diskussion

Schadstoffaufnahme für im Boden befindliche Organochemikalien einen größeren Rückgang der Trockenmasse als der Pflanzensproß.

Für die PAK-Variante konnte kein Einfluß der Applikationsdosis auf den Trockenmasseertrag festgestellt werden. Der bei allen 4 Applikationsdosen zu verzeichnende Trockenmasserückgang schien vielmehr von der Schadstoffart, als von der Applikationsdosis abhängig zu sein.

Vermutlich steht der PAK-Gehalt im Boden nicht in Beziehung zum Schadstoffgehalt in den Pflanzen. Dagegen konnte für die mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelte Variante ein Einfluß der Applikationsdosis auf den Trockenmasseertrag aufgezeigt werden. Während die Pflanzen 10, 50 und 100 mg/kg TS Pestizidapplikation, wenn auch mit einem kontinuierlichen Rückgang des Trockenmasseertrages der Wurzeln, noch tolerierten, wurden bei 400 mg/kg TS Rückgänge des Trockenmasseertrages um 91% beim Sproß und 87% bei der Wurzel ermittelt.

4.2.1.4. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf den Trockenmasseertrag einer Maishydrokultur

Die Trockenmasseerträge von Mais, welcher in einer Nähr- / Schadstofflösung kultiviert wurde (G5), sind in Tabelle 2A (Anhang) und in den Abbildungen 3 und 4 dargestellt.

Neben den Zweistoffgemischen (100 mg/L) Lindan und Methoxychlor (1:1) bzw. Fluoranthen und Benzo(a)pyren (1:1) wurde jeder Schadstoff ebenfalls in einer Einzelapplikation (50 mg/L) untersucht. Das Zweistoffgemisch Lindan und Methoxychlor beeinflusste den Trockenmasseertrag der untersuchten Kultur erheblich. Im Vergleich zu der unbehandelten Kontrolle wurde ein Trockenmasserückgang von 97% für den Sproß und 91% für die Wurzel ermittelt. Eine Schädigung der Pflanzen dieses Ausmaßes konnte bei gleicher Applikationsdosis in den Bodenkulturen nicht beobachtet werden. Ein am Versuchsbeginn stark ausgeprägter Trockenmasserückgang der Bodenkulturen konnte im Versuchsverlauf ausgeglichen werden. Die in Hydrokultur gezogenen Pflanzen hingegen starben ab. Dieses Ergebnis läßt auf eine deutlich größere Bioverfügbarkeit der Schadstoffe für Pflanzen in einer Nährlösung schließen.

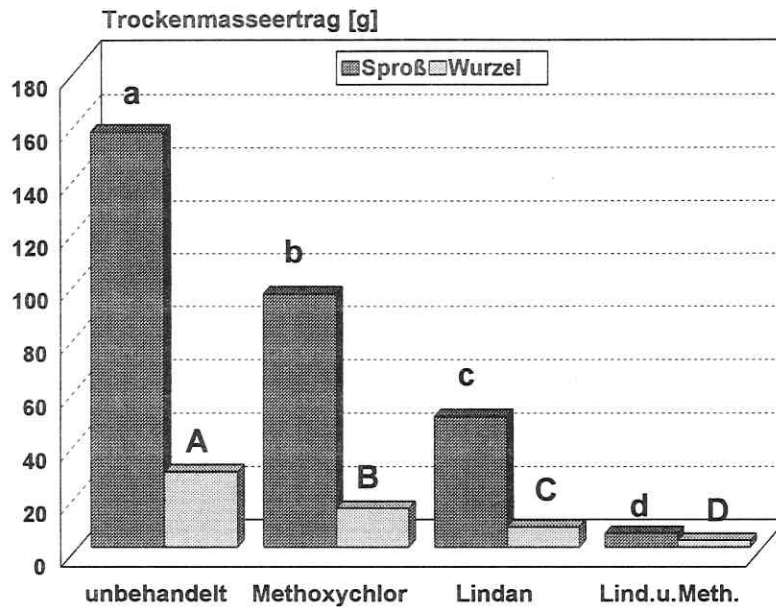


Abbildung 3: Mittlere Trockenmasseerträge (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) (Hydrokultur) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor

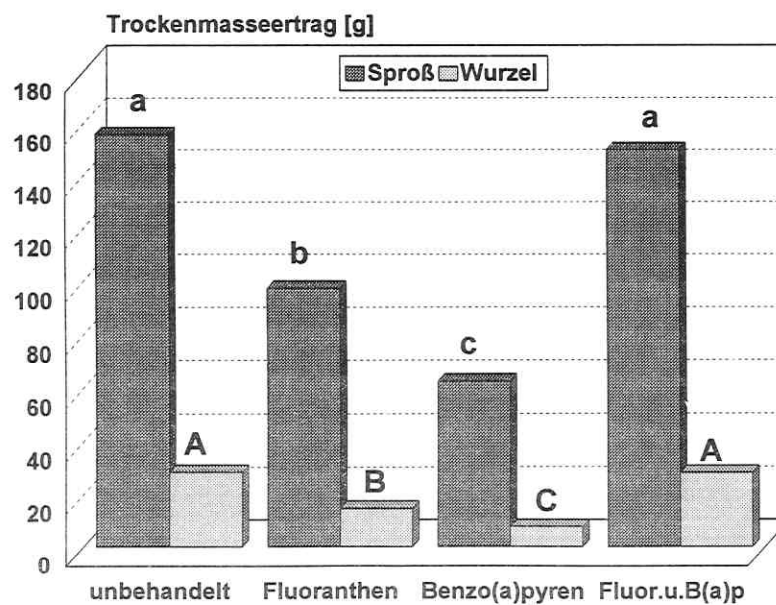


Abbildung 4: Mittlere Trockenmasseerträge (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) (Hydrokultur) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung der PAK Benzo(a)pyren und Fluoranthen

4. Ergebnisse und Diskussion

Eine Einzelapplikation beider Schadstoffe diente der Klärung, ob dieser phytotoxische Effekt einer summarischen bzw. einer Einzelwirkung der Organochlorpestizide zuzuschreiben war. Sowohl bei dem Einsatz von Lindan als auch von Methoxychlor (Einzelapplikation) wurde ein Ertragsrückgang im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle beobachtet, der allerdings beim Lindan in deutlich größerem Maße als beim Methoxychlor hervortrat. Da beide Schadstoffe den Trockenmasseertrag von Mais beeinflussten, ist eine eindeutige Klärung der Ursache des oben beschriebenen phytotoxischen Effektes nicht möglich. Da aber das Lindan das Pflanzenwachstum erheblich stärker hemmte als das Methoxychlor, kann dieser Schadstoff als Hauptursache für das Absterben der Maispflanzen in der Variante der Zweistoffapplikation angesehen werden.

Die Ernteerträge der PAK-Varianten zeigten einen im Vergleich zu den mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Varianten vollständig gegenläufigen Verlauf. Während bei der Untersuchung der Ernteerträge der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Varianten die besser wasserlösliche Komponente Lindan das Pflanzenwachstum stärker hemmte als das Methoxychlor, zeigte das im Vergleich zu Benzo(a)pyren besser wasserlösliche Fluoranthren einen geringeren Einfluß auf den Ernteertrag als das Benzo(a)pyren.

Eine eindeutige Klärung dieses gegenläufigen Verhaltens beider Schadstoffklassen, ist nur durch eine Bestimmung der Schadstoffrückstände in den Pflanzen möglich.

Bei Einsatz des Zweistoffgemisches Benzo(a)pyren und Fluoranthren konnte im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle kein Einfluß auf den Trockenmasseertrag der Pflanzen beobachtet werden, was nicht im Einklang mit den Ergebnissen der Bodenkulturen (bei Beachtung der Versuchsdauer) steht, da dort noch eine Verringerung des Trockenmasseertrages beobachtet werden konnte.

4.3.2. Rückstandsbestimmungen in Pflanzen

4.3.2.1. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme von der Versuchsdauer

Die Abhängigkeit des Boden / Pflanze - Transfers von Lindan und Methoxychlor bzw. Fluoranthen und Benzo(a)pyren vom Entwicklungsstadium von Mais (G1) wurde in einem sandigen Boden einer Tieflahmaderde⁽⁶⁾ (Nährstoffmangelversuch Thyrow) und einer Lößschwarzerde⁽¹⁾ (Statischer Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt) getestet.

Die Schadstoffkonzentrationen wurden in Sproß und Wurzel über einen Zeitraum von 120 Tagen verfolgt bzw. im Saatkorn nach 30 Tagen bestimmt.

Die angegebenen mittleren Schadstoffkonzentrationen wurden unter Berücksichtigung eventueller, z.B. durch Deposition entstandener Rückstände in den entsprechenden Pflanzenkompartimenten der unbehandelten Kontrollen (Differenzbildung) ermittelt.

Sowohl für Lindan und Methoxychlor als Fluoranthen und Benzo(a)pyren konnte eine deutliche Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme vom Entwicklungsstadium der Pflanze festgestellt werden. Dabei zeigten beide Schadstoffklassen ein unterschiedliches Transferverhalten.

Generell waren die insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe und die PAK am Versuchsbeginn nach 30 Tagen in größeren Mengen durch die Pflanzen aufgenommen worden als zu den anderen Ernteterminen. Die jeweils besser wasserlösliche Komponente beider Schadstoffklassen, Lindan bzw. Fluoranthen, wurden auch in größeren Konzentrationen im Pflanzenmaterial nachgewiesen als die schlechter löslichen Stoffe Methoxychlor und Benzo(a)pyren, da die Schadstoffaufnahme von im Boden befindlichen Schadstoffen durch Pflanzen auf passivem Wege mit der Wasseraufnahme erfolgt (TOPP 1986; TRAPP und MC FARLANE 1995). Es konnte beobachtet werden, daß die insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe im Vergleich zu den PAK für die Pflanzen besser bioverfügbar waren (YADAV et al. 1977; CHAWLA und CHOPRA 1969; AGNIHOTRI et al. 1974; RÜEGG et al. 1977), was sich durch die deutlich größeren Schadstoffgehalte in den Pflanzen widerspiegelte.

4. Ergebnisse und Diskussion

Wie aus den Abbildungen 5 bis 8 sowie der Tabelle 3A (Anhang) ersichtlich, lagen die Lindan-Konzentrationen in der Gesamtpflanze am Beprobungstermin 30 Tage mit 255 mg/kg TS in der Thyrower Variante⁽⁶⁾ und 178 mg/kg TS in der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ deutlich höher als die Methoxychlor-Konzentrationen mit 53 mg/kg TS in der Thyrower⁽⁶⁾ bzw. 19 mg/kg TS in der Bad Lauchstädter⁽¹⁾ Variante.

Auch bei der Untersuchung der PAK behandelten Varianten wurden nach 30 Versuchstagen signifikant höhere Konzentrationen der besser wasserlöslichen Komponente Fluoranthene mit 16 mg/kg TS in der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ und 48 mg/kg TS in der Thyrower Variante⁽⁶⁾ gegenüber 7,7 mg/kg TS bzw. 6 mg/kg TS Benzo(a)pyren nachgewiesen.

Im Versuchsverlauf verringerten sich die Fluoranthene- und Benzo(a)pyren-Gehalte bis auf 0,01 bzw. 0,05 mg/kg TS im Pflanzenmaterial der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ und 0,05 bzw. 0,5 mg/kg TS im Pflanzenmaterial der Thyrower Variante⁽⁶⁾.

Im Versuchsverlauf nahmen die Lindan-Gehalte in den Pflanzen kontinuierlich bis auf 0,61 bzw. 0,02 mg/kg TS infolge wachstumsbedingter Verdünnungsprozesse, Metabolisierungsreaktionen und der Bildung gebundener Rückstände ab, während das Methoxychlor am Versuchsende immer noch mit 3,2 und 2 mg/kg TS in der Gesamtpflanze nachweisbar war.

Ein Vergleich beider untersuchten Böden bestätigte die bei der Ermittlung der Trockenmasseerträge getroffene Vermutung, daß in dem kohlenstoffarmen sandigen Thyrower Boden⁽⁶⁾ der Transfer von insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen in die Pflanze sehr viel größer ist als in dem kohlenstoffreicheren Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾, was auf dem Thyrower Boden⁽⁶⁾ auch mit einem Trockenmasserückgang verbunden war.

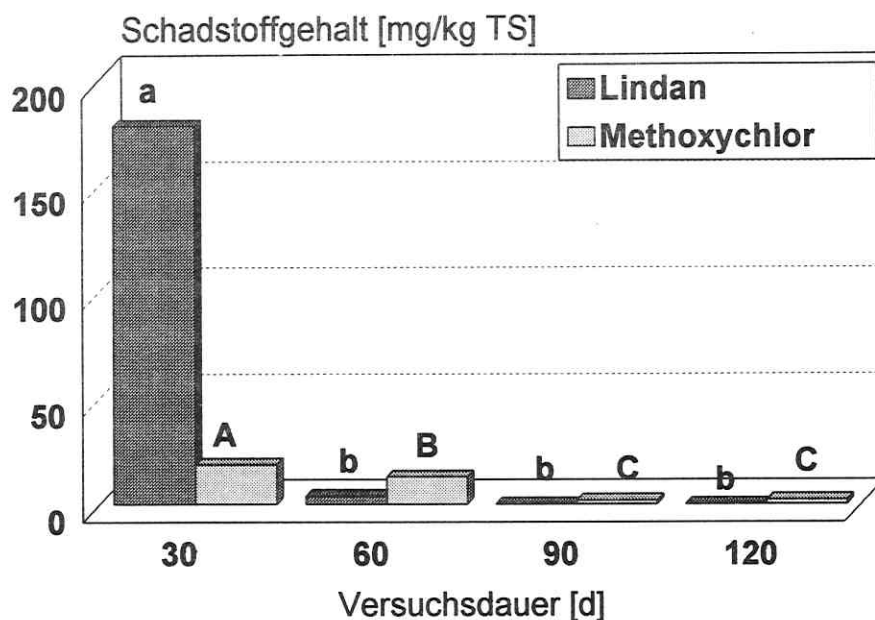


Abbildung 5: Mittlere Lindan- bzw. Methoxychlor-Konzentrationen in Mais (Gesamtpflanze) ($n=8$ für 30 Tage, $n=4$ für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Lößschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

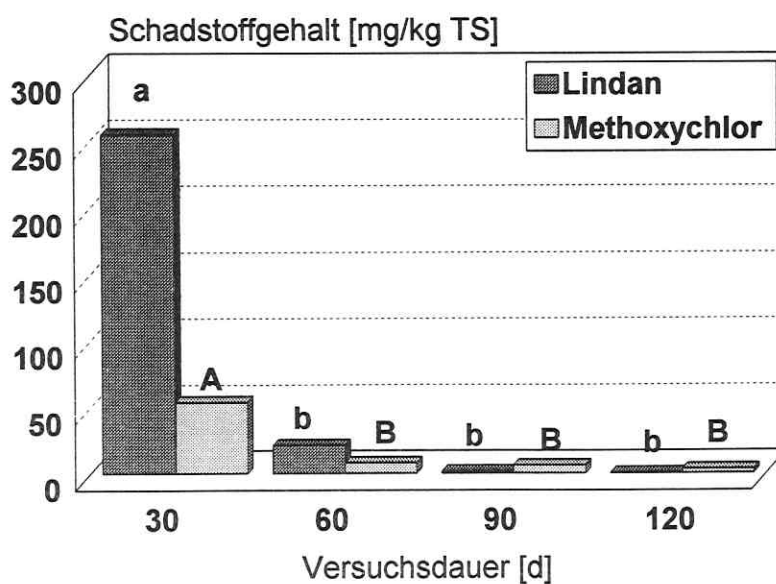


Abbildung 6: Mittlere Lindan- bzw. Methoxychlor-Konzentrationen in Mais (Gesamtpflanze) ($n=8$ für 30 Tage, $n=4$ für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Tieflerdfahlerde⁽⁶⁾ des Standortes Thyrow

4. Ergebnisse und Diskussion

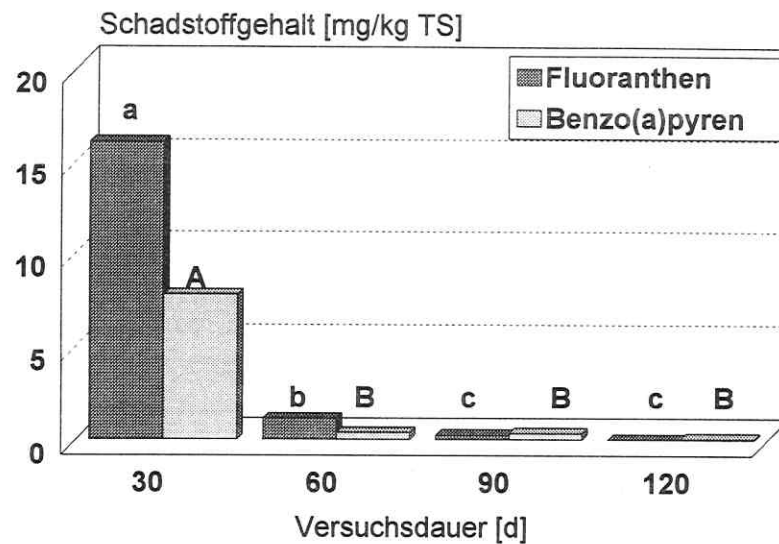


Abbildung 7: Mittlere Fluoranthen-bzw. Benzo(a)pyren-Konzentrationen in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Lössschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

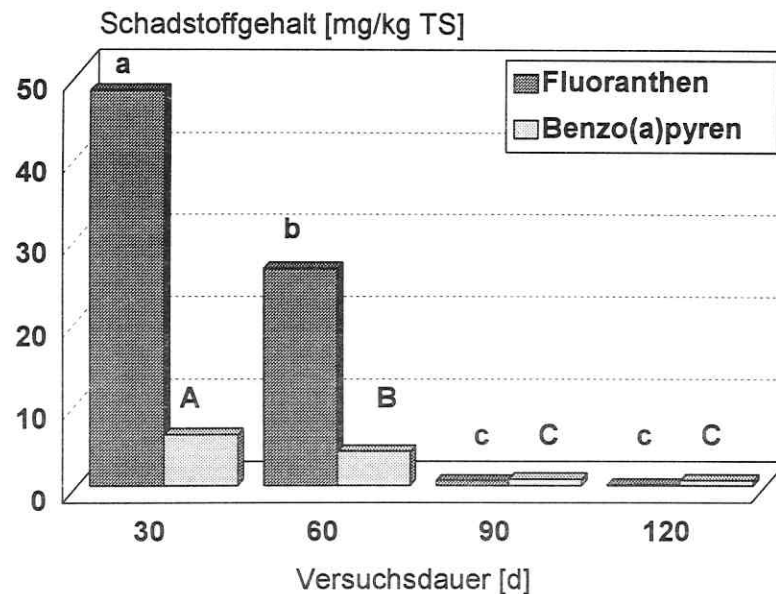


Abbildung 8: Mittlere Fluoranthen- bzw. Benzo(a)pyren-Konzentrationen in Mais (Gesamtpflanze) (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) aus einem Gefäßversuch (G1) mit einer Tiefehm-fahlerde⁽⁶⁾ des Standortes Thyrow

Bei einer Differenzierung der Pflanze in Sproß und Wurzel (bzw. Saatkorn) (Abbildung 9 und 10) wurde ersichtlich, daß sich der Hauptteil beider Pestizide und PAK in den unterirdischen Pflanzenteilen befand. Während die Lindan-Konzentrationen in den Wurzeln im Versuchsverlauf kontinuierlich bis auf 2 bzw. 0,06 mg/kg TS abnahmen, konnte das Methoxychlor dort noch nach 120 Tagen in sehr hohen Konzentrationen von 16 mg/kg TS in der Thyrower⁽⁶⁾ und 13 mg/kg TS in der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ nachgewiesen werden.

Eine signifikante Verlagerung der Substanzen in den Sproß konnte nur nach 30 Tagen für alle untersuchten Schadstoffe beobachtet werden. Während das Methoxychlor schon nach 60 Tagen nur noch in Konzentrationen <0,5 mg/kg TS in den oberirdischen Pflanzenteilen enthalten war, bewegten sich die Lindan-Konzentrationen erst nach 90 Tagen um einen Wert <1 mg/kg TS.

Die Konzentration des Fluoranthens und des Benzo(a)pyren in den oberirdischen Pflanzenteilen lag lediglich nach 30 Versuchstagen oberhalb von 1 mg/kg TS.

Besonders bemerkenswert waren die hohen Restkonzentrationen beider insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe im Saatkorn von Mais, wobei wiederum die Lindan-Konzentrationen deutlich höher waren, als die des Methoxychlor. Diese Restkonzentrationen können auf eine durch Quellungsprozesse im Boden hervorgerufene mögliche Einwanderung und Anreicherung der Schadstoffe über die Dampf- und / oder Flüssigphase in bzw. an der Saatkornhülle zurückgeführt werden. FÜHR (1984) wies in autoradiographischen Untersuchungen an mit ¹⁴C-Triadimenol gebeizten Weizenkörnern eine Verlagerung der Radioaktivität während der Quellungsphase der Körner in die Längs- und Quersellen der Fruchtschale nach. Die Samenschale erwies sich in diesen Untersuchungen als zu starke Barriere, so daß kaum radioaktiver Wirkstoff oder Metabolite in die darunter liegende Aleuron-schicht oder in das Stärkereservoir der keimenden Weizenkörner eindringen konnte. Die stärkste Aufnahme wurde in der frühen Entwicklungsphase über die Kuleoptile beobachtet. Damit konnte eine unmittelbare Einschleusung in das Keimblatt und später auch in die weiteren Blätter erfolgen.

WESTCOTT (1985) beobachtete bei der Untersuchung von mit Lindan gebeiztem Rapssaatgut nach Separierung von Saatkornhülle und Keimling eine eindeutige

4. Ergebnisse und Diskussion

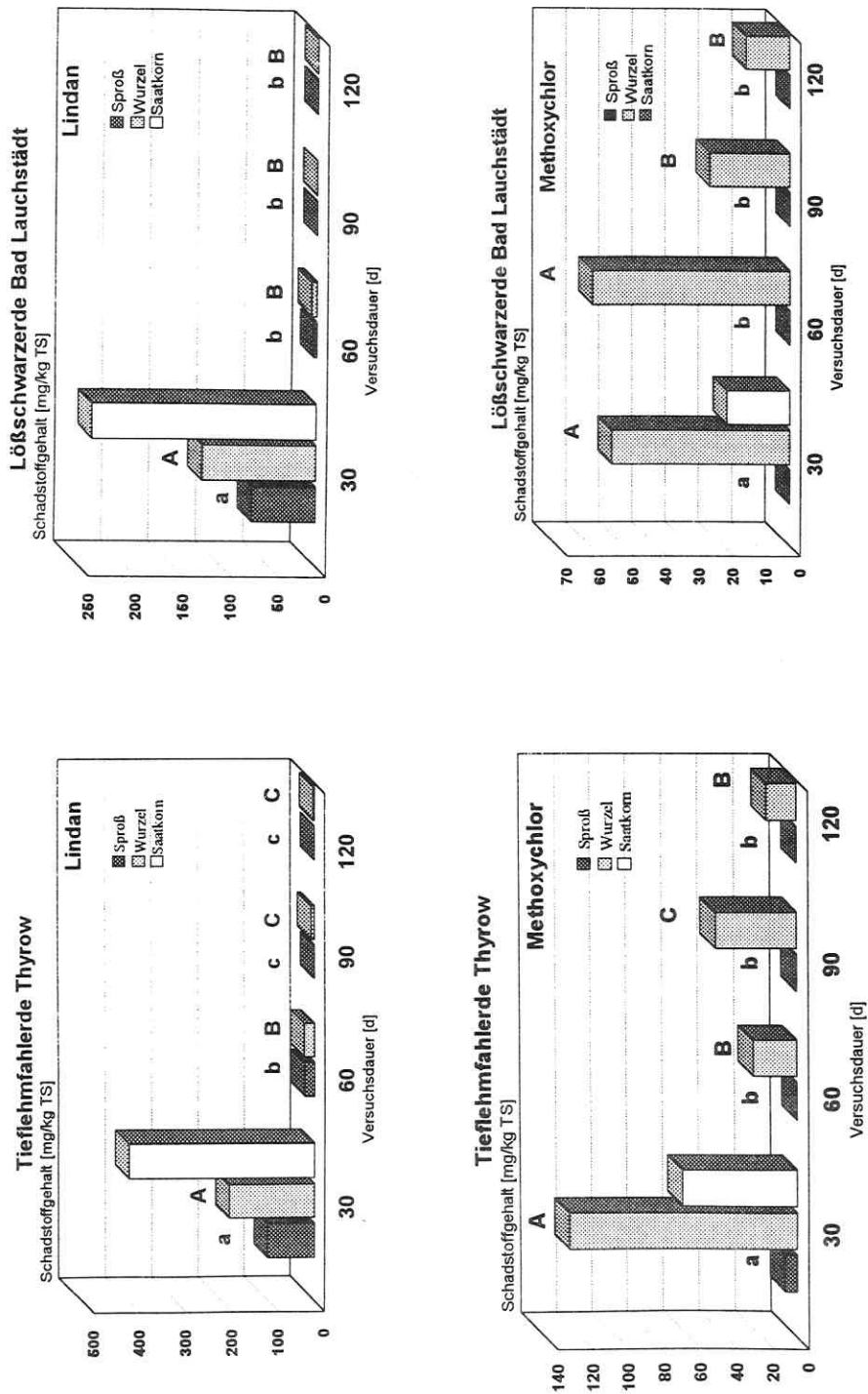


Abbildung 9: Aufnahme von Lindan und Methoxychlor durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thiyrow⁽⁶⁾ (Tieflehmfahlerde) und Bad Lauchstädt⁽¹⁾ (Lössschwarzerde)

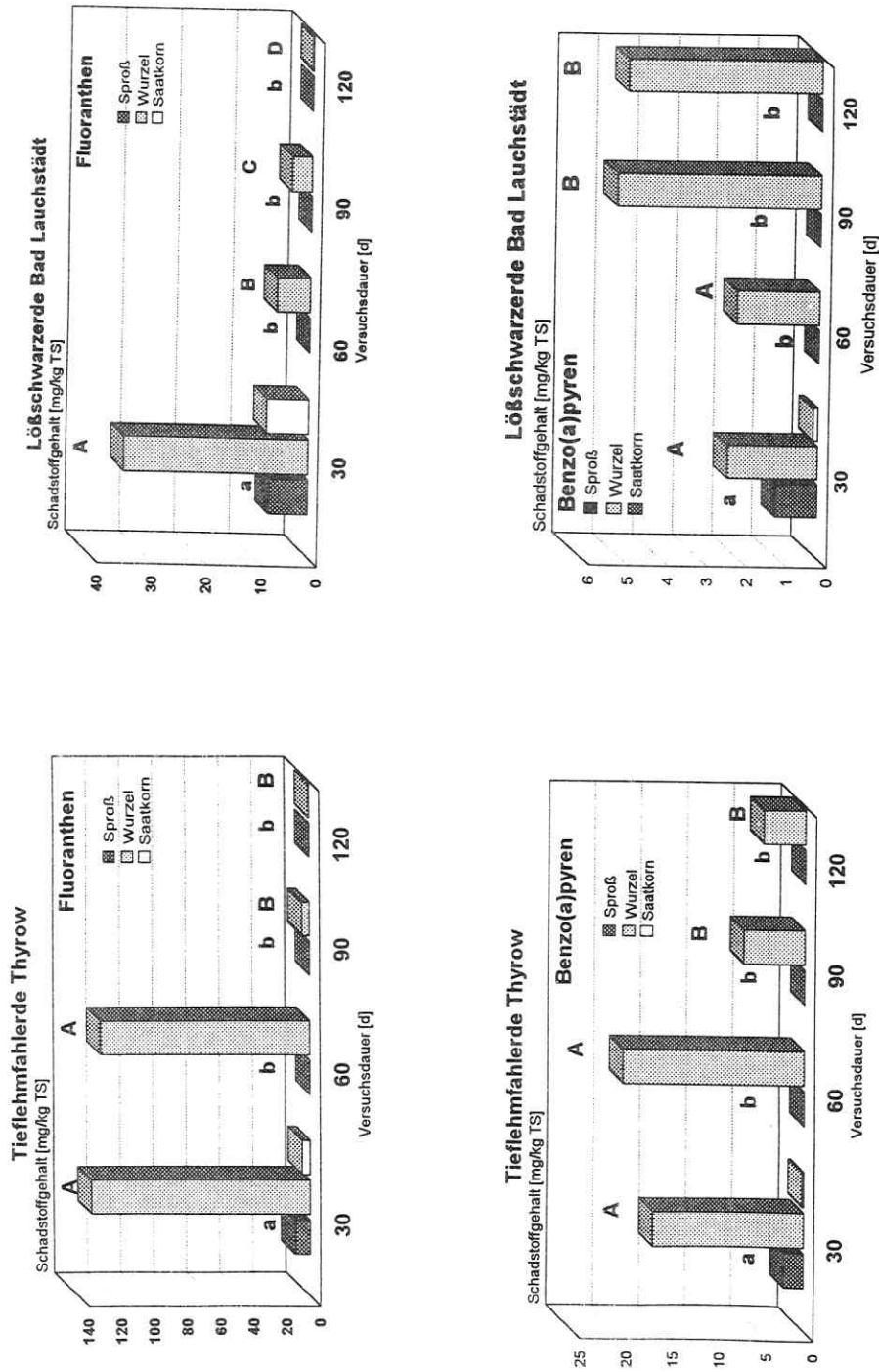


Abbildung 10: Aufnahme von Fluoranthen und Benzo(a)pyren durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow⁶⁾ (Tieflehm-fahlerde) und Bad Lauchstädt⁽¹⁾ (Löss-schwarzerde)

4. Ergebnisse und Diskussion

Penetration von Lindan durch die Saatkornhülle. Ähnliche Ergebnisse erhielten auch JAMERSON (1958) bei der Untersuchung von Kohlpflanzen und LILLY und FAHEY (1956) bei der Untersuchung von Mais. JAMERSON (1958) vermutete, daß die Kontamination des Keimblattes über zwei Wege erfolgen könnte. Zum einen durch die Schadstoffaufnahme durch die Saatkornhülle und zum anderen kann es zu einer weiteren Kontamination des Keimblattes kommen, wenn dieses die Saatkornhülle durchbricht. Des weiteren werden die Blätter des Keimlings beim Durchdringen der Bodenoberfläche belastet. LILLY und FAHEY (1956) wiesen nach, daß nach einer Lindan-Aufwandmenge von 55 kg/ha sogar noch 3 Jahre nach der Applikation detektierbare Mengen von Lindan im Saatkorn verschiedener Maissorten nachweisbar waren. HAINES (1956) tauchte Maissattgut in Lindan-haltige Lösungen und fand nach 26 Tagen Lindan-Rückstände in allen Pflanzenteilen.

Bei Betrachtung der Schadstoffentzüge pro Gefäß konnte festgestellt werden, daß der Zeitpunkt der größten Aufnahme der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe und der PAK durch die Maispflanzen nicht dem der höchsten Schadstoffkonzentration des entsprechenden Schadstoffes entsprach (Tabelle 4A und 5A (Anhang), Abbildung 11).

Normalerweise kann die Entwicklung des Schadstoffentzuges der Pflanzen mit wachsender Versuchsdauer entweder einer linearen Abhängigkeit bzw. einer noch stärkeren Progressivität unterworfen sein oder aber nach einem anfänglichen Anstieg auf einem gleichbleibenden Niveau verbleiben. Ein solches Verhalten zeigte das Benzo(a)pyren (Abb. 11 Beispiel Lößschwarzerde⁽¹⁾).

Mit ansteigender Trockenmasse nahmen die Schadstoffentzüge der Pflanze zu.

In den durchgeführten Versuchen wurde darüber hinaus beobachtet (Abb. 11), daß der Anstieg des Trockenmasseertrages während der Versuchszeit bei den Substanzen Lindan und Fluoranthen nicht so groß war, wie die Konzentrationsabnahme der Schadstoffe in den Pflanzen. So wurde beispielsweise in der Lößschwarzerde⁽¹⁾ für Fluoranthen ein Trockenmasseanstieg um den Faktor 280 im Sproß und 93 in der Wurzel beobachtet. Die Konzentration in den Pflanzen verringerte sich aber im Sproß um den Faktor 3500 und in der Wurzel den Faktor 370. Die Lindan-Konzentrationen nahmen im Versuchsverlauf im Sproß um den Fak-

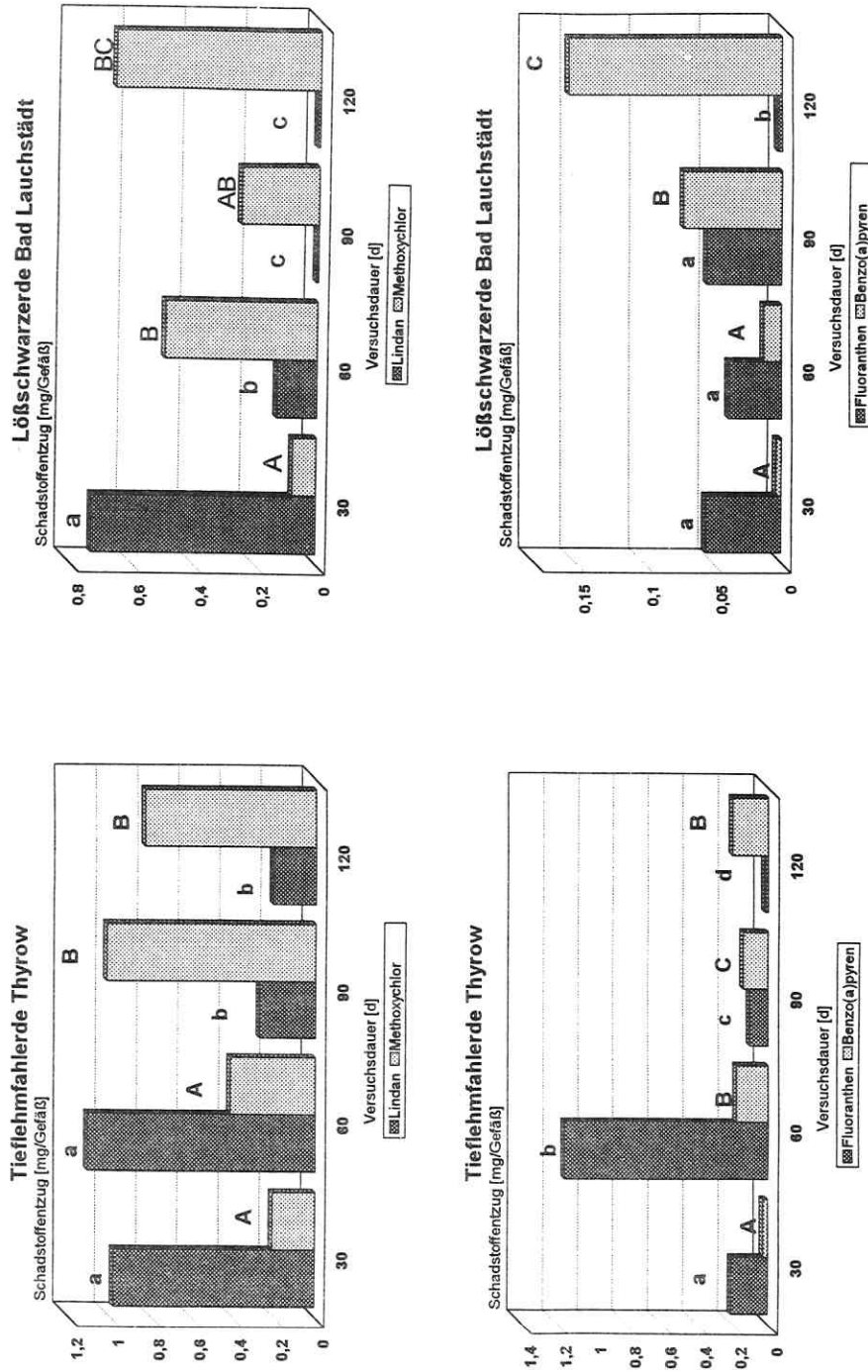


Abbildung 11: Entzüge an Lindan, Methoxychlor, Fluoranthen und Benzo(a)pyren durch Mais (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow⁽⁶⁾ (Tieflehmfahlerde) und Bad Lauchstädt⁽¹⁾ (Lössschwarzerde)

4. Ergebnisse und Diskussion

tor 3400 und in der Wurzel um den Faktor 2000 ab. Mögliche Ursachen für dieses Verhalten können in Metabolisierungsreaktionen und der Bildung gebundener Rückstände in den Pflanzen liegen. Eventuell auftretende Metabolite bzw. gebundene Rückstände in den Pflanzen wurden in der Arbeit nicht bestimmt, da deren qualitative und quantitative Identifikation den Einsatz von Radiotracer erfordert.

Tabelle 14: Prozentualer Entzug der applizierten Menge der PAK Fluoranthren und Benzo(a)pyren und der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 und 120 Tage) sowie deren Verteilung im Sproß- und Wurzelbereich von Mais aus einem Gefäßversuch (G1) mit Lössschwarzerde ⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt) und Tiefehmfelderde ⁽⁶⁾ (Thyrow)

		Schadstoffentzug bezogen auf die applizierte Menge im Boden [%]					
		Tieflehmfelderde ⁽⁶⁾			Lössschwarzerde ⁽¹⁾		
Schadstoff	Dauer [d]	Sproß ¹	Wurzel	Total	Sproß ¹	Wurzel	Total
Lindan	30	0,033	0,197	0,230	0,017	0,154	0,171
	60	0,169	0,091	0,260	0,019	0,011	0,030
	90	0,028	0,035	0,063	0,001	0,001	0,002
	120	0,025	0,025	0,050	0,001	0,001	0,002
Methoxychlor	30	0,002	0,046	0,048	0	0,019	0,019
	60	0	0,096	0,096	0	0,116	0,116
	90	0,011	0,227	0,238	0,003	0,056	0,059
	120	0	0,196	0,196	0	0,156	0,156
Fluoranthren	30	0,003	0,045	0,048	0,002	0,011	0,013
	60	0	0,272	0,272	0	0,009	0,009
	90	0,003	0,021	0,024	0,001	0,012	0,013
	120	0,001	0,003	0,004	0	0,001	0,001
Benzo(a)pyren	30	0,001	0,005	0,006	0	0,001	0,001
	60	0	0,042	0,042	0	0,003	0,003
	90	0	0,032	0,032	0	0,002	0,002
	120	0	0,047	0,047	0	0,036	0,036

1 Aufnahmen kleiner 10^{-4} % wurden 0 gesetzt

In Tabelle 14 ist der prozentuale Entzug [%] der in den Boden applizierten Schadstoffmenge durch die Pflanzen bzw. dessen Verteilung in Sproß - und Wurzelbereich während der Vegetationsperiode von 120 Tagen dargestellt.

Von den Pflanzen wurden maximal 0,3 % des applizierten Fluoranthen bzw. 0,05 % des Benzo(a)pyren bzw. maximal 0,2 % Lindan und Methoxychlor aufgenommen. Bedingt durch seine vergleichsweise gute Wasserlöslichkeit (ca. 10 mg/L bei 20°C) wurde für Lindan in beiden eingesetzten Bodenarten nach 90 Versuchstagen eine Gleichverteilung der Rückstände in Sproß und Wurzel beobachtet und zwar unabhängig von der deutlich größeren aufgenommenen Wirkstoffmenge in der Thyrower Variante⁽⁶⁾. Sowohl Fluoranthen und Benzo(a)pyren als auch Methoxychlor zeigten gegenüber Lindan keine bzw. nur eine geringe Verlagerungstendenz in den Sproß.

4.3.2.2. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz

An Hand des organischen Kohlenstoffgehaltes wurde der Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf den Boden / Pflanze - Transfer der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe untersucht (G2). Dazu wurden Böden verschiedener Düngungsstufen aus Dauerversuchen der Standorte Thyrow^(6, 7, 8) und Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) eingesetzt.

Aus Tabelle 6A (Anhang) und Abbildung 12 ist ersichtlich, daß der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens negativ mit der Gesamtkonzentration der Organochlorpestizide in Mais (Summe Sproß und Wurzel) korreliert ist ($r^2=0,82$).

Werden für die Korrelationen zum organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens Sproß und Wurzel getrennt voneinander betrachtet, so ergibt sich eine deutlich strengere lineare Abhängigkeit für die Situation der Pflanzenwurzeln (Tabelle 15) im Vergleich zu den oberirdischen Pflanzenteilen, da das Schadstoffverteilungsmuster in den Pflanzensprossen nicht so gleichmäßig wie in den Wurzeln war. Das kann möglicherweise durch die komplexeren Möglichkeiten der Schadstoffaufnahme oberirdischer Pflanzenteile (z.B. Verflüchtigung aus dem Boden, Depositionen aus der Luft) im Vergleich zu den Wurzeln erklärt werden.

Außerdem hat die Aufnahme von im Boden befindlichen organischen Schadstoffen

4. Ergebnisse und Diskussion

in die Wurzel nicht zwingend eine Verlagerung mit dem Transpirationsstrom zur Folge. Für die meisten untersuchten Xenobiotika ist das Konzentrationsverhältnis zwischen Außen- und Xylemlösung (TSCF) kleiner als eins (SHONE und WOOD 1974, BRIGGS et al.1982). Des weiteren ist der TSCF (Transpiration Stream Concentration Factor) von den lipophilen Eigenschaften der untersuchten Substanz abhängig (BRIGGS et al. 1982), was bedeutet, daß nicht die gesamte Menge der mit dem Transpirationsstrom in die Pflanze aufgenommenen Chemikalie auch in das Xylem weiterverlagert wird. Ein Teil verbleibt in der Wurzel.

Tabelle 15: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes auf den Gehalt an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (n=4) [mg / kg TS] in Mais (G2), getestet in Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) und Thyrow^(6, 7, 8)

Schadstoff	Pflanzenteil	Regressionsgerade	Korrelationskoeffizient
Lindan	Sproß	$y = 16,20 - 6,26^{***} x$	-0,73 ^{***}
	Wurzel	$y = 41,10 - 16,28^{***} x$	-0,86 ^{***}
	Gesamtpflanze	$y = 21,21 - 8,37^{***} x$	-0,70 ^{***}
Methoxychlor	Sproß	$y = 0,11 + 0,06^1 x$	0,62 ^{1***}
	Wurzel	$y = 34,59 - 11,75^{***} x$	-0,81 ^{***}
	Gesamtpflanze	$y = 8,62 - 3,07^{***} x$	-0,78 ^{***}
Pestizide gesamt	Sproß	$y = 17,10 - 6,67^{***} x$	-0,71 ^{***}
	Wurzel	$y = 77,58 - 29,20^{***} x$	-0,69 ^{***}
	Gesamtpflanze	$y = 11,79 - 5,79^{***} x$	-0,78 ^{***}

***signifikant bei $\alpha < 0,01$

1 - bedingt durch die geringen Restkonzentrationen an Methoxychlor im Sproß, liegt die Regressionsgerade sehr flach, so daß zwar der Korrelationskoeffizient nicht aber der Regressionkoeffizient signifikant ist

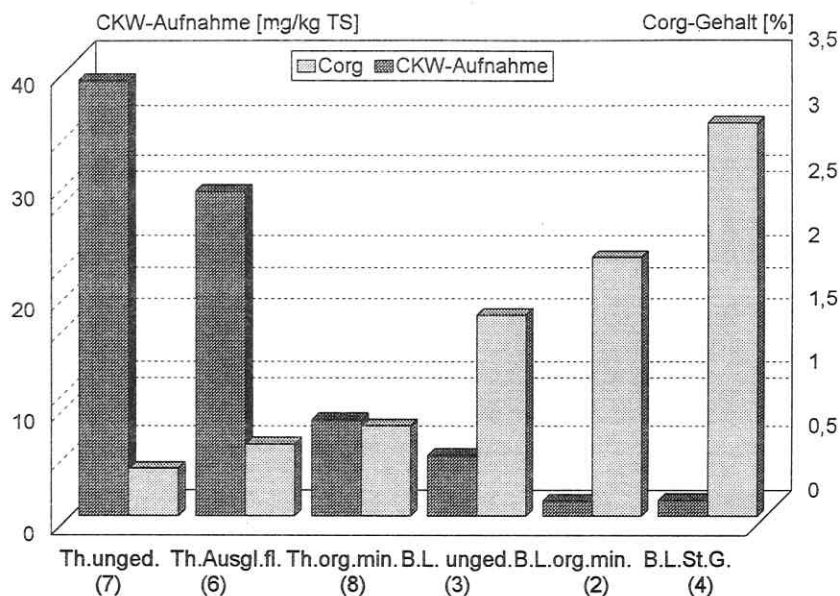


Abbildung 12: Abhängigkeit der Aufnahme insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe durch Mais (n=4) (Gesamtpflanze) (G2) vom Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff in Böden der Standorte Thyrow^{6, 7, 8)} und Bad Lauchstädt^(2, 3, 4)

Bezüglich des Schadstoffentzuges pro Gefäß ergab sich ebenfalls eine negative Korrelation zum organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens (Tabelle 7A (Anhang), Abbildung 13 und 14).

Aus Abbildung 13 wird deutlich, daß eine negative Abhängigkeit zwischen dem analytisch detektierbaren Rückstand in den Pflanzen und dem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens für Lindan im Wurzelbereich von Mais nur bis zu einem C_{org} von 0,7 % als signifikant angesehen werden darf. Im Pflanzensproß konnte kein eindeutig statistisch gesicherter Trend festgestellt werden, was wahrscheinlich auf die geringen Rückstände (kleiner 0,5 mg/Gefäß) zurückzuführen ist, deren Bestimmung einem großen Schwankungsbereich unterworfen ist (Grenzdifferenz 0,2 mg/Gefäß).

4. Ergebnisse und Diskussion

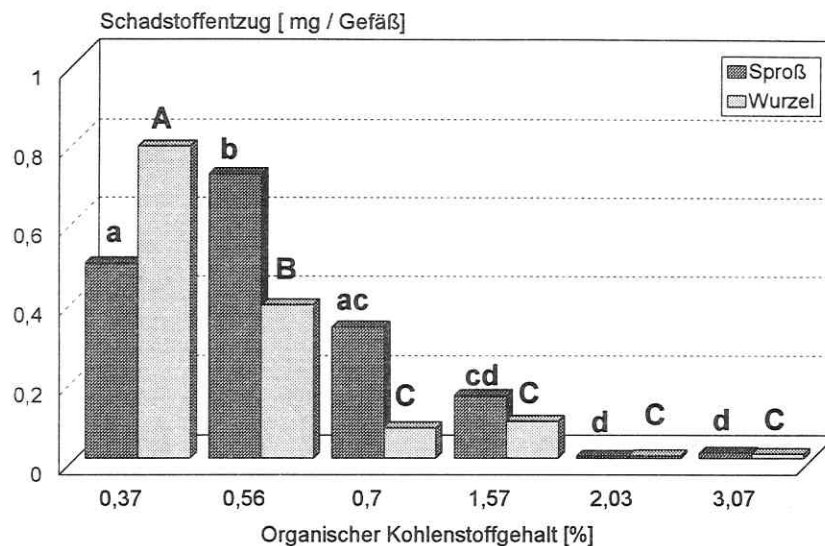


Abbildung 13: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Lindan-Entzug von Mais (Sproß, Wurzel) (n=4) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) und Thyrow^(6, 7, 8)

Noch deutlicher ist diese Beziehung am Beispiel des Methoxychlor (Abb.14) zu sehen. Hier konnten nach einem multiplen Mittelwertsvergleich für den Pflanzensproß keine signifikanten Abhängigkeiten des Schadstoffentzuges, welcher kleiner als 0,02 mg/Gefäß bei einer Grenzdifferenz von 0,01 mg/Gefäß war, vom organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens festgestellt werden. Für den Wurzelbereich wurden bei einem C_{org} von 1,57 % im Vergleich zum nächst geringeren C_{org} von 0,7 % signifikant geringere Methoxychlor-Entzüge der Maiswurzeln ermittelt. Auch hier waren die Untersuchungen auf Grund der sehr geringen absoluten Schadstoffentzüge (kleiner 0,55 mg/Gefäß) einem sehr großen Schwankungsbereich unterworfen (Grenzdifferenz = 0,28 mg/Gefäß).

Innerhalb einer Bodenart (0,37 %, 0,56% und 0,7% C_{org} entsprechen Thyrow^(6, 7, 8) ; 1,57%, 2,03% und 3,07% C_{org} entsprechen Bad Lauchstädt^(2, 3, 4)) wurden keine signifikanten Abhängigkeiten gefunden. Durch einen multiplen Mittelwertsvergleich zwischen den Bodenarten wurde deutlich, daß neben dem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens auch die Bodenart einen signifikanten Einfluß auf den Schadstoffentzug besitzt.

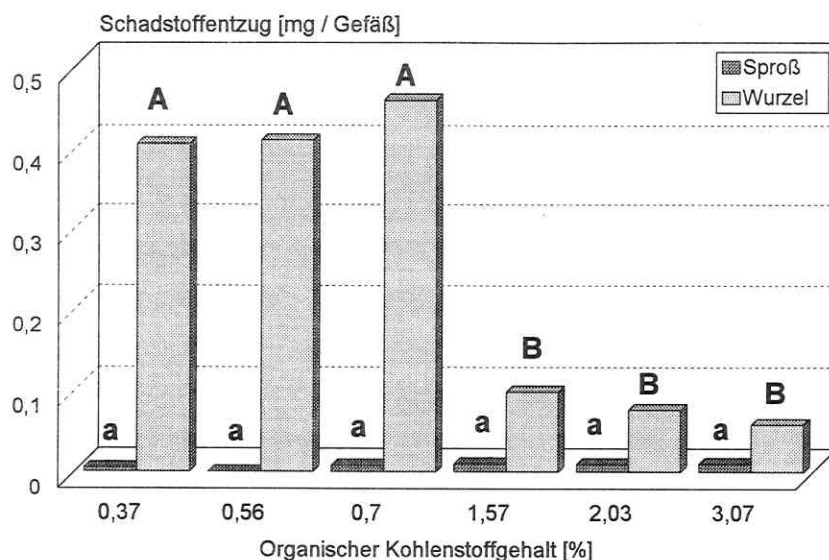


Abbildung 14: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Methoxychlorentzug von Mais (Sproß, Wurzel) ($n=4$) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) und Thyrow^(6, 7, 8)

Bei Berechnung der Gesamtentzüge an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Summe Lindan und Methoxychlor) (Abb. 15) wird deutlich, daß die negative Abhängigkeit des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens vom absoluten Schadstoffentzug bis zu einem C_{org} von 2,03% zumindest im Wurzelbereich der Maispflanzen als signifikant anzusehen ist.

Bei einem Vergleich des Verhaltens beider Schadstoffe konnte in den Thyrower Varianten beobachtet werden, daß bis zu einem Kohlenstoffgehalt des Bodens von 0,56% Lindan gegenüber Methoxychlor bevorzugt von den Pflanzen aufgenommen wurde. Bei einem Kohlenstoffgehalt von 0,7% wurden gleiche Mengen beider Wirkstoffe von den Pflanzen aufgenommen, wobei sich der Hauptteil des Lindan im Maisproß und das Methoxychlor, wie auch in den anderen Varianten, hauptsächlich in den Pflanzenwurzeln zu finden war.

Ein Vergleich beider Untersuchungsstandorte ergab, daß die Schadstoffentzüge des leichten Thyrower Bodens höher waren (bis zu 1 % des applizierten Lindan und 0,4 % des applizierten Methoxychlor) als die des Lauchstädter Bodens (maximal 0,2 %

4. Ergebnisse und Diskussion

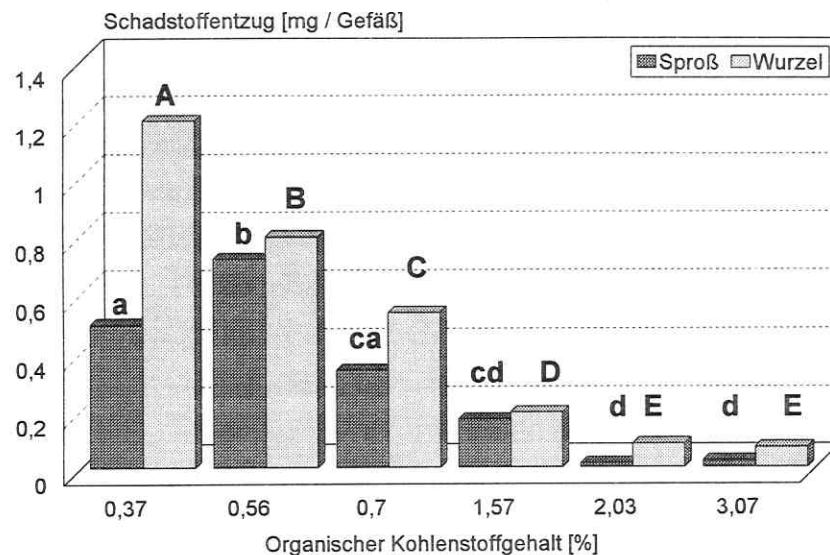


Abbildung 15: Einfluß des organischen Kohlenstoffgehaltes des Bodens auf den Entzug von insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Summe Lindan und Methoxychlor) von Mais (Sproß, Wurzel) (n=4) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) und Thyrow^(6, 7, 8)

des applizierten Lindan und 0,09% des applizierten Methoxychlor).

4.3.2.3. Abhängigkeit der Schadstoffaufnahme von der Schadstoffkonzentration im Boden

Der Einfluß verschiedener Schadstoffkonzentrationen an den insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen Lindan und Methoxychlor und den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen Fluoranthen und Benzo(a)pyren in einer Lößschwarzerde⁽¹⁾ auf deren Transfer in Maispflanzen (G3) ist in Tabelle 8A (Anhang) dargestellt. Die Versuchsdauer betrug 60 Tage.

Aus Abbildung 16 wird deutlich, daß die Schadstoffkonzentrationen in der Gesamtpflanze mit der Applikationsmenge an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen streng positiv korreliert ist. Es wurden Korrelationskoeffizienten von 0,93 für das Lindan und 0,87 für das Methoxychlor ermittelt.

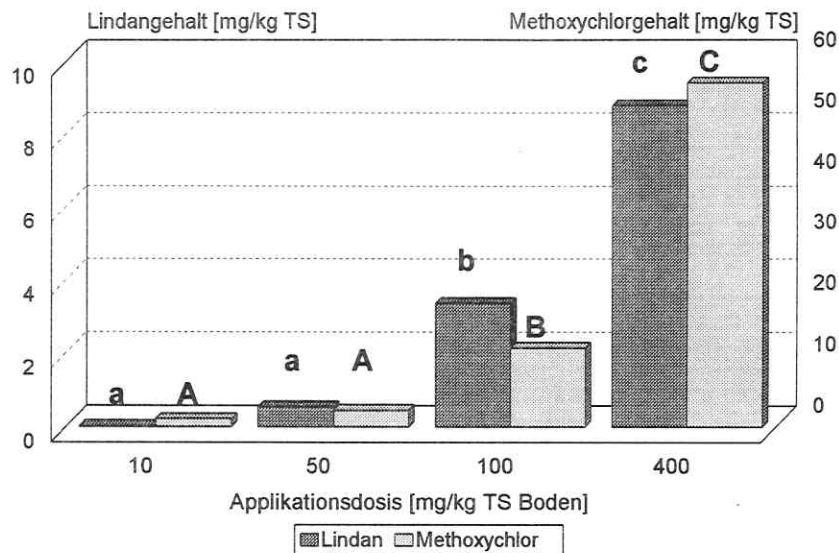


Abbildung 16: Mittlere Konzentrationen ($n=4$) an Lindan und Methoxychlor in Mais ($n=4$) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lössschwarzerde⁽¹⁾ Bad Lauchstädt

Dieses Ergebnis spiegelte sich nicht bei Betrachtung der absoluten Schadstoffentzüge durch die Pflanzen wider (Tabelle 9A (Anhang)). Bei einer Schadstoffapplikation von 10, 50 und 100 mg/kg TS konnten steigende Lindan bzw. Methoxychlor-Aufnahmen in die Pflanzen beobachtet werden. In der Versuchsvariante mit 400 mg/kg TS wurde hingegen ein Rückgang des Schadstoffentzuges durch die Pflanzen beobachtet, der mit einem gleichzeitigen Trockenmasserückgang um 88% im Vergleich zu den drei anderen Applikationsdosen verbunden war (Abb.17).

Bei der Untersuchung verschiedener Applikationsdosen von Fluoranthen und Benzo(a)pyren auf deren Boden / Pflanze - Transfer konnte keine eindeutige Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration in den Pflanzen von der Konzentration im Boden festgestellt werden (Abb. 18). Die Betrachtung des Gesamt - PAK - Gehaltes [mg/kg TS] der Pflanzen zeigte, daß die Versuchspflanzen bei einer Konzentration von 100, 200 und 400 mg/kg TS PAK im Boden eine gleichbleibende Belastung von 1,6 mg/kg TS hatten, wobei allerdings die Anteile von Fluoranthen und Benzo(a)pyren bei jeder Applikationsdosis variierten. Bei einer Bodenkontamination von 800 mg/kg TS PAK erhöhte sich der Schadstoffgehalt in den Pflanzen auf 2,6 mg/kg TS,

4. Ergebnisse und Diskussion

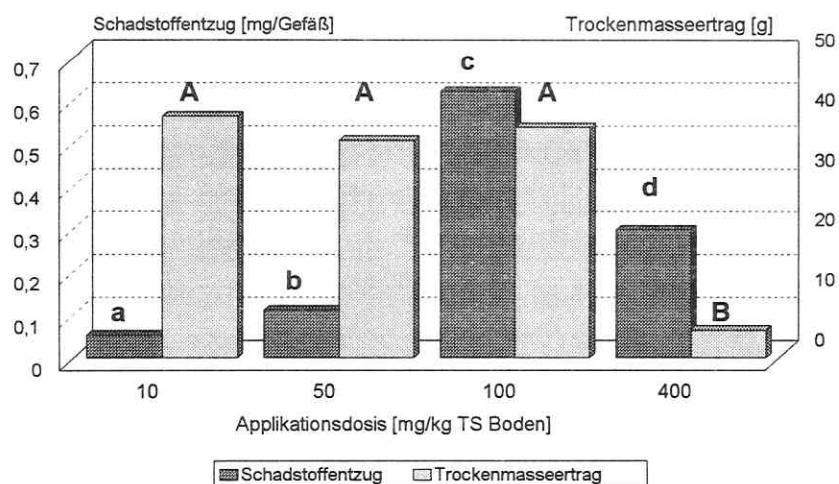


Abbildung 17: Einfluß der Applikationsdosis auf den Schadstoffentzug an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen (Summe) und den Trockenmasseertrag von Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ Bad Lauchstädt

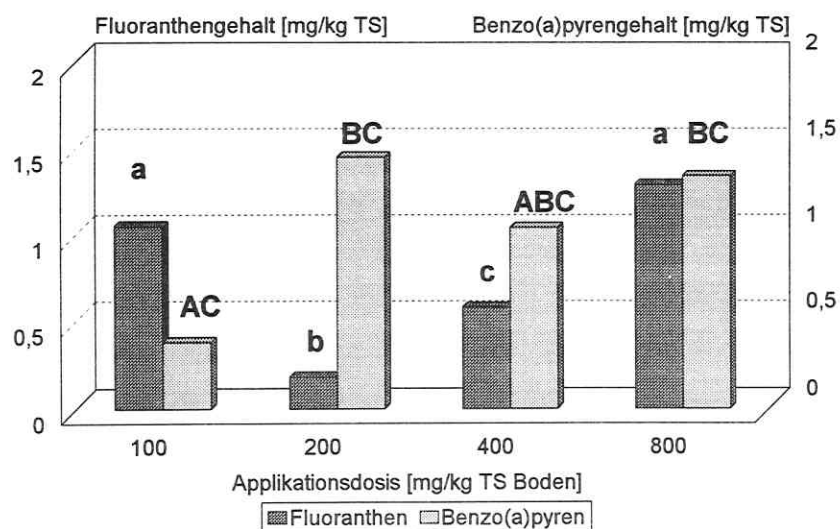


Abbildung 18: Mittlere Konzentrationen an Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ Bad Lauchstädt

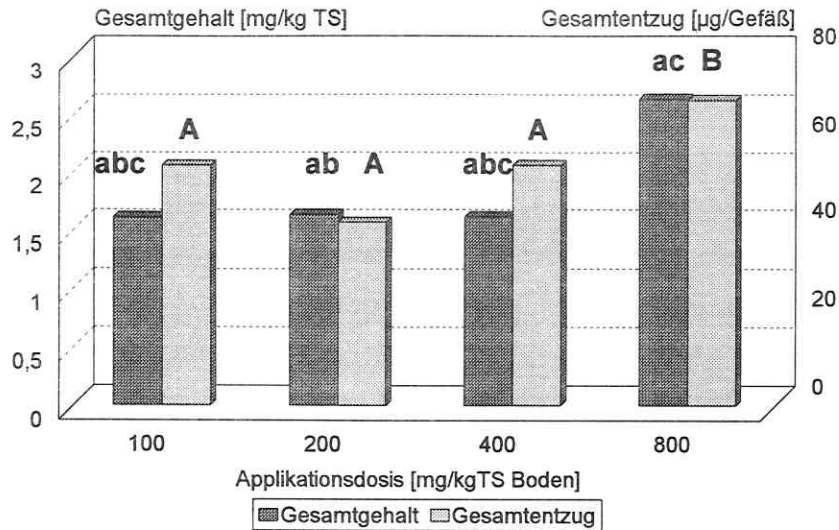


Abbildung 19: Einfluß der Applikationsdosis auf den Schadstoffgehalt und den Schadstoffentzug von Mais (n=4) in einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an Benzo(a)pyren und Fluoranthen (Lößschwarzerde⁽¹⁾ Bad Lauchstädt)

wobei der mengenmäßige Anteil beider Schadstoffe dabei je 50 % betrug (Abb. 19, Tabelle 9A (Anhang)).

In Tabelle 16 ist der prozentuale Entzug der applizierten Schadstoffmenge durch die Pflanzen bzw. dessen Verteilung in Sproß- und Wurzelbereich während der Vegetationsperiode von 60 Tagen dargestellt. Von den vier applizierten Schadstoffen zeigte nur Lindan eine nachweisbare Verlagerungstendenz größer gleich 10^{-3} % der in den Boden applizierten Schadstoffmenge. Bei einer Applikationsdosis von 5, 25 und 50 mg/kg TS befand sich der Hauptteil Lindan (60 - 80 %) im Sproßbereich.

Ein eindeutiger Einfluß der Applikationsdosis an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und PAK deren Transfer (%) in die Pflanze konnte nicht festgestellt werden.

4. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 16: Prozentualer Schadstoffentzug bezogen auf die applizierte Menge an Fluoranthren, Benzo(a)pyren, Lindan und Methoxychlor sowie deren Verteilung in Sproß- und Wurzel von Mais (n=4) aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt)

		Schadstoffentzug bezogen auf die applizierte Menge im Boden [%]		
Schadstoff	Dosis [mg/kg TS]	Sproß ¹	Wurzel	Total
Lindan	5	0,005	0,003	0,008
	25	0,024	0,007	0,031
	50	0,019	0,011	0,030
	200	0,003	0,005	0,008
Methoxychlor	5	0,010	0,398	0,408
	25	0	0,155	0,155
	50	0	0,116	0,116
	200	0	0,052	0,052
Fluoranthren	50	0	0,009	0,009
	100	0	0,002	0,002
	200	0	0,004	0,004
	400	0	0,003	0,003
Benzo(a)pyren	50	0	0,003	0,003
	100	0	0,015	0,015
	200	0	0,007	0,007
	400	0	0,003	0,003

1 Entzüge kleiner 10^{-4} % wurden 0 gesetzt

4.3.2.4. Untersuchungen zum Schadstofftransfer aus einem Altlastenboden

Die aus den bisherigen Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse wurden zur Einschätzung des Gefahrenpotentials eines stark β -HCH (Stereoisomer des Lindan) belasteten Auebodens⁽⁵⁾ des Industriegebietes Bitterfeld für einen Transfer dieser Schadstoffe in Kulturpflanzen genutzt (G4). Neben den HCH-Isomeren wurden ebenfalls Methoxychlor, DDT und seine Metaboliten in die Betrachtungen mit einbezogen. Als Testpflanzen wurden Möhren (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel), Ackerbohnen (Stengel, Blätter, Bohnen, Wurzel) und Mais (Sproß, Wurzel) eingesetzt.

Wie aus Tabelle 17 und Tabelle 10A (Anhang) ersichtlich, wurde das bisher als völlig immobil angesehene β -HCH von allen untersuchten Kulturen aufgenommen, wobei es auch den weitaus größten Anteil von allen untersuchten Organochlorverbindungen im Pflanzenmaterial besitzt (zwischen 76 und 95 %). Der Hauptteil des Schadstoffes befand sich in den Pflanzenwurzeln. Eine Verlagerung des β -HCH in den Pflanzensproß beweist, daß der Schadstoff nicht ausschließlich in den fettreichen Schichten der Wurzelepidermis (Möhre) adsorptiv gebunden bzw. gespeichert war, sondern auch mit dem Transpirationsstrom in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert wurde. Diese nicht zu vernachlässigenden Konzentrationen im Pflanzenmaterial verdeutlichen ein im Vergleich zur Wasserlöslichkeit (0,2 mg/L) hohes Transferverhalten des β -HCH in die Pflanze. Aus diesem Grunde stellt neben der Bodenbelastung organischer Schadstoffe auch deren Transfer in die Pflanze ein wichtiges Kriterium für die Gefährdungsabschätzung von Belastungssituationen dar.

Um den Verbleib des Schadstoffes in den oberirdischen Pflanzenteilen zu bestimmen, wurde für die Ackerbohnen eine zusätzliche Separierung in Stengel, Blätter und Bohnen vorgenommen. Sowohl das β -HCH als auch die anderen Stereoisomere des Hexachlorocyclohexans wurden in den Ackerbohnenblättern (45 mg/kg TS) bevorzugt akkumuliert. Die Schadstoffkonzentrationen im eigentlichen Nähr- und Schadstofftransport- bzw. Durchgangsorgan, dem Stengel (Sproß), lagen mit 39 mg/kg TS deutlich niedriger als in den Blättern, aber doch sehr viel höher als in den Bohnen (1 mg/kg TS). Die als Speicherorgan der Pflanze fungierenden Bohnen

4. Ergebnisse und Diskussion

werden weitestgehend durch das Phloem versorgt und enthalten gewöhnlich im Vergleich zu den über das Transpirationssystem (Xylem) versorgten Pflanzenteilen nur geringe Schadstoffmengen.

Tabelle 17: Gesamtgehalt an Organochlorverbindungen bzw. β -HCH-Gehalt von Mais, Ackerbohnen und Möhren (Sproß, Wurzel) (n=5) aus einem Gefäßversuch mit einem stark β -HCH belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾)

Pflanze	Pflanzenteil	Schadstoffgehalt [mg/kg TS]	
		Gesamtorganochlor- pestizidgehalt ¹	β -HCH-Gehalt
Ackerbohne	Sproß	17,76 (100%)	15,99 (90,02%)
	Wurzel	111,68 (100%)	101,04 (90,47%)
Mais	Sproß	11,58 (100%)	11,02 (95,16%)
	Wurzel	114,90 (100%)	105,32 (91,66%)
Möhre	Sproß	4,81 (100%)	3,79 (78,79%)
	Wurzel	60,21 (100%)	45,63 (75,78%)

¹ untersucht wurden α -, β -, γ -, δ -HCH; HCB, o,p'-DDT; p,p'-DDT, o,p'-DDE; p,p'-DDE, o,p'-DDD; p,p'-DDD, o,p'-Methoxychlor, p,p'-Methoxychlor

Hinsichtlich der absoluten Schadstoffaufnahme [mg/Gefäß] ergab sich, bedingt durch unterschiedliche Trockenmasseerträge, folgendes Bild: Wurzel (2,2 mg/Gefäß) > Stengel (0,56 mg/Gefäß) > Blätter (0,47 mg/Gefäß) > Bohnen (0,04 mg/Gefäß).

Bei den Möhren erwiesen sich erwartungsgemäß die Feinwurzeln und der Möhrenkörper als die Pflanzenorgane, die mit 0,82 und 0,89 mg/Gefäß die größten Schadstoffmengen [mg/Gefäß] aus dem Boden entzogen. Allerdings war die Schadstoffkonzentration in den Möhrenkörpern (36 mg/kg TS) deutlich geringer als in den Möhrenwurzeln (222 mg/kg TS), was sich durch eine, wie bereits bei SCHROLL (1989) beschriebene Anreicherung der Schadstoffe in den äußeren Millimetern des Möhrenkörpers erklären läßt. Mehr als 9/10 dieser Rückstände waren in den äußeren Millimetern des Möhrenkörpers konzentriert und die Belastung nach einem Schälen nur noch gering.

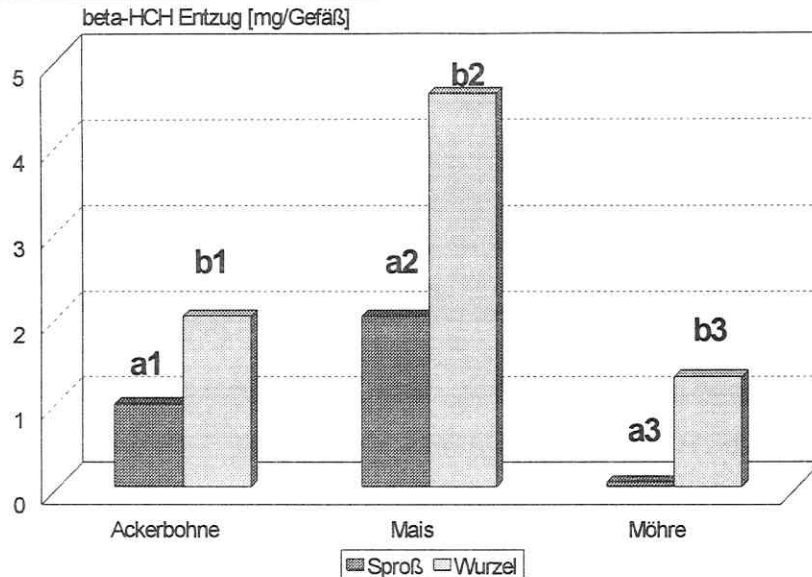


Abbildung 20: β -HCH-Entzüge von Ackerbohnen, Möhren und Mais ($n=5$) in einem Gefäßversuch mit einem hoch belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾)

Bei einem Vergleich der drei geprüften Kulturen konnte festgestellt werden, daß die Schadstoffkonzentrationen in den Möhrenwurzeln größer waren als in den Ackerbohnen- und Maiswurzeln, in denen sie auf einem vergleichbaren Niveau lagen.

Die Einbeziehung des Möhrenkörpers als unterirdisches Pflanzenorgan zu den Wurzeln ergibt bei einem Vergleich mit Ackerbohnen und Mais, daß die Schadstoffaufnahme von der Wurzelmasse bzw. von der Größe des durchwurzelten Raumes abhängig zu sein scheint. Die Möhren, die mit ihren Fahlwurzeln einen sehr viel kleineren Raum des Versuchsgefäßes durchwurzelten, enthielten mit 9,7 mg/kg TS weniger Organochlorverbindungen in den Wurzeln (Summe Feinwurzel und Möhrenkörper) als die Ackerbohnen und der Mais mit 111,68 bzw. 114,9 mg/kg TS, was sich auch in den absoluten Entzügen der Wurzeln widerspiegelt (Mais 5 mg/Gefäß > Ackerbohne 2 mg/Gefäß > Möhre 1,3 mg/Gefäß) (Abb.20). Allerdings war der Wasserbedarf der Ackerbohnen und des Mais deutlich größer, als der der Möhren und dürfte die dominierende Einflußkomponente darstellen.

Werden bei den Ackerbohnen die Konzentrationen von Blätter, Stengel und Bohnen auf den gesamten oberirdischen Pflanzenteil bezogen, so wurden wie in den Wurzeln mit dem Maissproß vergleichbare Werte von 15,7 mg/kg TS für die Ackerbohnen und 11,58 mg/kg TS für den Mais erhalten. Die Konzentrationen des

4. Ergebnisse und Diskussion

Möhrensprosses lagen mit 4,8 mg/kg TS auf einem deutlich niedrigeren Niveau.

In den Pflanzenwurzeln wurden ebenfalls erhöhte Konzentrationen von p,p'-DDT ermittelt die in allen drei untersuchten Kulturen größer waren als die p,p'-DDT-Konzentrationen im untersuchten Boden. Es liegt somit eine Schadstoffanreicherung in den Pflanzenwurzeln vor, die wiederum in den Möhrenwurzeln deutlich größer war als in den Wurzeln von Ackerbohnen und Mais.

Da die Verlagerung des p,p'-DDT in den Pflanzensproß nur sehr gering ist, liegt die Vermutung nahe, daß auch in diesem Fall die Wurzelkontamination nur oberflächlich ist, und ein Schadstofftransport in die oberirdischen Pflanzenteile, wenn überhaupt, nur in geringem Maße erfolgte.

4.3.2.5. Untersuchungen zum Schadstofftransfer aus einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung

Alle bisherigen Ergebnisse belegen den entscheidenden Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf den Transfer organischer Umweltschadstoffe in die Pflanze. Um die potentielle Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe zu untersuchen, wurde der Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf den Boden / Pflanze - Transfer ausgeschlossen, indem Versuche in einer Nähr- / Schadstofflösung durchgeführt wurden (G5) (Tabelle 18).

Sowohl die insektizid wirkenden Lindan und Methoxychlor als auch die PAK Fluoranthene und Benzo(a)pyren waren in Nährlösung sehr viel besser für die Pflanzen verfügbar als bei einer vergleichbaren Bodenapplikation. In den Untersuchungen von DÖRR (1970) und EDWARDS et al. (1982) erwies sich die Pflanzenaufnahme organischer Schadstoffe aus dem Boden ebenfalls als wesentlich geringer als aus Nährlösungen. Die Pflanzenwurzeln wirkten in den Nährlösungen wie aktive Filter, was einen direkten Vergleich zu den Bodenkulturen verhinderte.

Während in den Bodenkulturen bei einer Zweistoffapplikation von Lindan und Methoxychlor bzw. Fluoranthene und Benzo(a)pyren nach einer den Hydrokulturen vergleichbaren Versuchsdauer von 90 Tagen beide Schadstoffe in einer Konzentration <1 mg/kg TS im Pflanzensproß nachgewiesen wurden, lagen sie in der Hydrokultur

deutlich höher. Beispielsweise waren die Schadstoffkonzentrationen des Pflanzenmaterials der Hydrokulturen an Fluoranthen und Benzo(a)pyren um den Faktor 290 höher als in der Tiefelehmfahlerde und um den Faktor 600 höher als in der Löss-schwarzerde.

Tabelle 18: Mittlere Konzentrationen (n=5) an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und PAK in Mais (Hydrokultur (G5))

		Schadstoffgehalt und Standardabweichung [mg/kg TS]				
Variante	Schadstoff	Sproß	SD	Wurzel	SD	Gesamt-pflanze
Lindan u. Methoxychlor	Lindan	45,0 ^{a1}	10,41	148 ^{a2}	67,49	78,3 ^{a3}
Σ100mg/kg TS	Methoxychlor	110 ^{A1}	40,37	3721 ^{A2}	203,66	1274 ^{A3}
Lindan 50mg/kg TS		45,3 ^{a1}	8,77	2323 ^{a2}	89,28	109 ^{a3}
Methoxychlor 50mg/kg TS		0,53 ^{B1}	0,28	2593 ^{A2}	335,08	346 ^{B3}
Benzo(a)pyren u. Fluoranthen	Fluoranthen	0,27 ^{a4}	0,09	46,3 ^{a5}	8,70	7,11 ^{a6}
Σ100mg/kg TS	Benzo(a)pyren	0,00 ^{A4}		2409 ^{A5}	140,00	360 ^{A6}
Fluoranthen 50mg/kg TS		0,46 ^{b4}	0,05	1378 ^{b5}	175,34	237 ^{b6}
Benzo(a)pyren 50mg/kg TS		0,60 ^{B4}	0,03	2503 ^{A5}	206,01	309 ^{A6}

Bemerkenswert waren die hohen Methoxychlor-Konzentrationen im Sproß, die in den Bodenkulturen zu keinem Erntetermin erreicht wurden. Bei einer Einzelapplikation von Methoxychlor konnte dieses Ergebnis nicht bestätigt werden. Der hier ermittelte Schadstoffgehalt von 0,5 mg/kg TS im Pflanzensproß war mit dem der Bodenkulturen (0,32 mg/kg TS Thyrow⁽⁶⁾ und 0,08 mg/kg TS Bad Lauchstädt⁽¹⁾) vergleichbar.

Ein direkter Vergleich zur Einzelapplikation war nicht möglich, da eine Zweistoff-

4. Ergebnisse und Diskussion

applikation von Lindan und Methoxychlor auf die Maispflanzen toxisch wirkte.

Lindan wurde sowohl nach einer Zweistoff- als auch nach einer Einzelapplikation in gleichen Mengen im Sproß nachgewiesen, wobei die absoluten Entzüge bei der Einzelapplikation um den Faktor 10 höher waren (Tabelle 11A (Anhang)). Die größeren Entzüge lassen sich auch hier auf die besseren Entwicklungsbedingungen der Pflanzen im Vergleich zur Zweistoffapplikation zurückführen.

Die Pflanzen entwickelten deutlich mehr Trockenmasse und nahmen dementsprechend passiv mit dem Wasser mehr Lindan auf. Die Aufnahmefähigkeit der Maissprosse für Lindan war in der Hydrokultur 50mal größer als in den Bodenkulturen des vergleichbaren Erntestadiums.

Die PAK Fluoranthene und Benzo(a)pyren wurden in der vollständigen Nährlösung weder nach einer Zweistoff- noch nach einer Einstoffapplikation in größeren Mengen in den Sproß verlagert.

In der Wurzel wurde bei einer Zweistoffapplikation das Methoxychlor in höheren Konzentrationen nachgewiesen, wobei die Rückstände in der Einstoffvariante um den Faktor 4 höher waren (Tabelle 11A) (Anhang)).

Bei einer Einzelapplikation von Lindan war dessen Konzentration in den Maiswurzeln 1,5 mal größer als bei einer Zweistoffapplikation, wobei dieser Effekt auf Grund der sehr großen Standardabweichungen nicht signifikant war. Die Rückstände lagen wiederum bei der Einzelapplikation 5 mal höher als bei der Zweistoffapplikation.

Ein Vergleich mit den Bodenkulturen ergab auch für Lindan, daß aus der Nährlösung signifikant mehr Schadstoff von den Wurzeln aufgenommen wurde.

In der PAK-Variante konnte beobachtet werden, daß Benzo(a)pyren bevorzugt in bzw. an den Maiswurzeln akkumuliert wurde und daß Fluoranthene bei einer Zweistoffapplikation von dem deutlich besser an die Wurzeloberfläche adsorbierbaren Benzo(a)pyren verdrängt wurde.

Bei einer Einzelapplikation lagen die Fluoranthene-Konzentrationen in den Wurzeln 30mal höher als in der Zweistoffvariante. Auf Grund der im Vergleich zur der Lindan und Methoxychlor behandelten Variante nicht so stark variierenden Trocken-

masseerträge in der PAK-Variante spiegelten auch die absoluten Fluoranthene-Entzüge in mg/Gefäß dieses Ergebnis wider. Benzo(a)pyren wurde durch die Gegenwart von Fluoranthenen in seinem Transferverhalten positiv beeinflusst, was sich durch einen doppelt so großen Schadstoffentzug in der Zweistoffvariante zeigte.

Ein Vergleich der Konzentrationen von Benzo(a)pyren in den Maiswurzeln ergab, daß sowohl in der Einstoff- als auch in der Zweistoffvariante gleiche Konzentrationen nachgewiesen wurden.

Die Ergebnisse lassen vermuten, daß bei einer Zweistoffapplikation von Lindan und Methoxychlor sowie Fluoranthenen und Benzo(a)pyren Effekte auftreten, die durch eine Kombinationswirkung beider Stoffe bedingt sind.

Diese Verdrängungsreaktionen können, sollten sie in ähnlichem Ausmaß auch im Boden vorherrschen, das Adsorptionsgleichgewicht erheblich beeinflussen.

Das Absterben der Versuchspflanzen in der mit insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen behandelten Zweistoffvariante kann an Hand der vorliegenden Ergebnisse nicht, wie bisher vermutet, der alleinigen Wirkung des Lindan zugeschrieben werden. Da die Pflanzen bei Einzelapplikation von Lindan und höherem Trockenmasseertrag gleiche Restkonzentrationen im Pflanzensproß aufwiesen, ist der Einfluß des Methoxychlor nicht zu vernachlässigen. Die hohen Konzentrationen an Methoxychlor in den Maiswurzeln und vor allem im Maissproß lassen vermuten, daß die Wirkung von Methoxychlor in Kombination mit Lindan verstärkt, wenn nicht sogar potenziert wird.

Aus Tabelle 19 wird deutlich, daß mit Ausnahme des Benzo(a)pyren die Schadstoffe in einer Einzelapplikation in größerem Maße in den Pflanzen akkumuliert wurden. Trotz der hohen Rückstände von 26% der applizierten Benzo(a)pyrenmenge in der Zweistoffvariante kommt es zu keiner Verlagerung in den Pflanzensproß, was darauf schließen läßt, daß der Schadstoff nur in den äußeren sehr lipidreichen Schichten der Wurzelepidermis konzentriert ist und eine Aufnahme in das Wurzelinnere bzw. ein Eintritt in den Transpirationsstrom und damit eine Verlagerung in den Sproß nicht oder nur in äußerst geringem Maße erfolgt.

Generell verdeutlichen die höheren Entzüge in der Nährlösung die weitaus bessere Bioverfügbarkeit der Schadstoffe für die Pflanzen in Abwesenheit der sorptionsstarken organischen Substanz des Bodens.

4. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 19: Prozentualer Entzug der applizierten Menge der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren und der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor sowie deren Verteilung in Sproß- und Wurzelbereich von Mais aus einem Gefäßversuch (G5) (n=5) mit einer vollständigen Nähr- / Schadstofflösung

		Schadstoffentzug bezogen auf die applizierte Menge [%]		
Variante	Schadstoff	Sproß ¹	Wurzel	Total
Fluoranthen u.	Fluoranthen	0,02	0,49	0,51
Benzo(a)pyren	Benzo(a)pyren	0	25,66	25,66
Fluoranthen		0,0201	11,17	11,19
Benzo(a)pyren		0,01	9,83	9,84
Lindan u.	Lindan	0,09	0,15	0,24
Methoxychlor	Methoxychlor	0,24	3,63	3,87
Lindan		0,89	0,71	1,60
Methoxychlor		0,02	15,14	15,16

¹ Entzüge kleiner 10^{-4} % wurden 0 gesetzt

4.4. Transferfaktoren

Da die Konzentrationen der Schadstoffe im Boden während der Vegetationsperiode sehr stark zurückgingen und damit in keinem realen Bezug zu den geringen Pflanzenentzügen standen, erwies sich die Bestimmung der Transferfaktoren als sehr schwierig. Außerdem wurde in den Versuchen mit unmarkiertem Material gearbeitet. Deshalb konnte der Anteil der gebundenen Rückstände, die nach LEE et al. 1988, KLOSKOWSKI et al. (1986), KLOSKOWSKI und FÜHR (1988), FÜHR et al. (1986), FÜHR et al. (1988-89) und nach FÜHR und MITTELSTAEDT (1980) zum Teil sehr bedeutend sein können, nicht bestimmt werden. Somit stand keine reale Bezugsbasis für die Konzentration im Pflanzenmaterial zur Verfügung. Auf Grund der geringen Schadstoffentzüge [mg/Gefäß] wurde für die Berechnung der Transferfaktoren die Schadstoffmenge (Absolutmenge) am Versuchsbeginn gewählt, obwohl die realen Transferfaktoren vermutlich höher liegen. Allerdings können die durchgeführten Gefäßversuche ohnehin nur zu einer groben Abschätzung der Bioakkumulation der untersuchten Schadstoffe genutzt werden, da sie nach einer Versuchsdauer von 120 Tagen zu hohe Verfügbarkeiten widerspiegeln (CRÖSSMANN 1992; SCHNÖDER 1995). Die sich in nachfolgenden Vegetationsperioden ergebenden Transferfaktoren dürften durch eine bis dahin zunehmende Stabilisierung des Versuchssystems (Boden / Schadstoff) zu einer realitätsnäheren Einschätzung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe für Pflanzen führen. Generell kommt es mit fortschreitender Versuchsdauer zu einer Zunahme der gebundenen Rückstände in Böden. So wurde von SCHNÖDER (1995) in 2,5 jährigen Lysimeterstudien eine ständige Zunahme der gebundenen Rückstände von Benzo(a)pyren und Fluoranthen beobachtet, die sich bis auf 50% der im Boden verbliebenen ¹⁴C-Aktivität belief.

Generell müssen diese in Modellstudien gewonnenen Ergebnisse unter Berücksichtigung des Zeitfaktors und der im Boden ablaufenden Prozesse betrachtet werden, da es sonst zu einer nicht realen Gefährdungsabschätzung des Transfers organischer Schadstoffe im System Boden / Pflanze kommt.

Außerdem können Ergebnisse aus Gefäßversuchen nur in begrenztem Maß mit Freilanduntersuchungen verglichen werden, da z. B. die Wurzelbildung im Gefäß viel größer ist, und durch eine tägliche Bewässerung der Pflanzen die Transfor-

4. Ergebnisse und Diskussion

mations-, Aufnahme- und Wachstumsraten viel größer sind (HANCE und FÜHR 1992).

4.4.1. Abhängigkeit der Transferfaktoren von der Versuchsdauer

In der Tabelle 20 sind die Transferfaktoren von Lindan und Methoxychlor und von Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium der Pflanze dargestellt (G1). Generell lagen die Transferfaktoren in dem sandigen Boden der Tieflehmfelderde⁽⁶⁾ (Standort Thyrow) während des gesamten Versuches deutlich höher als in der Versuchsvariante der kohlenstoffreicheren Löss-schwarzerde⁽¹⁾ (Standort Bad Lauchstädt).

Des weiteren zeigte sich, daß die Transferfaktoren der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe und der PAK in der Gesamtpflanze mit der Versuchsdauer abnahmen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch SCHROLL (1989), TOPP (1986) und TOPP et al. (1989). In den Arbeiten von TOPP (1986) und TOPP et al. (1989) konnte nachgewiesen werden, daß die Konzentrationen für Hexachlorbenzol (HCB), Pentachlorbenzol, Benzol und 1,2,4-Trichlorbenzol mit fortschreitender Versuchsdauer als eine Folge der Verdünnung der Schadstoffe mit steigender Trockenmasse der Pflanzen abnahmen.

Nach 30 Versuchstagen wurden für Lindan in beiden untersuchten Böden Transferfaktoren >1 sowohl für den Sproß als auch für die Wurzel und das Saatkorn ermittelt. Methoxychlor erreichte nach 30 Versuchstagen nur in der Thyrower Variante⁽⁶⁾ einen Transferfaktor >1, wobei bei Differenzierung in oberirdische und unterirdische Pflanzenteile die Transferfaktoren in den unterirdischen Pflanzenteilen größer waren als im Sproß. In der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ stiegen die Transferfaktoren in die Wurzel bis zum Zeitpunkt 60 Tage sogar an.

Ein Vergleich beider insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe ergab, daß Lindan in der Versuchsvariante Thyrow⁽⁶⁾ in den ersten 60 Versuchstagen eine größere Bioverfügbarkeit aufwies als Methoxychlor, welches erst nach 90 und 120 Tagen in größerem Maße in die Pflanze verlagert wurde.

Tabelle 20: Mittlere Transferfaktoren (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90, 120 Tage) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) in einem Gefäßversuch (G1) mit Tief-lehm-fahlerde⁽⁶⁾ (Thyrow) und Löss-schwarzerde⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt)

Dauer [d]	Schad- stoff	Standort Thyrow ⁽⁶⁾			Standort Bad Lauchstädt ⁽¹⁾		
		Sproß	Wurzel	Gesamt- pflanze	Sproß	Wurzel	Gesamt- pflanze
30	Lindan	2,00	6,88	5,10	1,35	4,32	1,200
60		0,41	0,45	0,42	0,05	0,12	0,070
90		0,02	0,14	0,03	0	0,01	0,001
120		0,01	0,04	0,01	0	$1 \cdot 10^{-3}$	0,010
30	Methoxy- chlor	0,13	1,62	1,07	0,03	0,49	0,376
60		0	0,45	0,16	0	1,18	0,260
90		0,01	0,89	0,12	$2 \cdot 10^{-3}$	0,48	0,060
120		0	0,33	0,05	0	0,26	0,004
30	Fluoran- then	0,18	1,45	0,96	0,14	0,40	0,320
60		$5 \cdot 10^{-4}$	2,52	0,52	$4,5 \cdot 10^{-4}$	0,12	0,020
90		$8 \cdot 10^{-4}$	0,09	0,01	$5,1 \cdot 10^{-4}$	0,07	0,005
120		$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	0,01	$3,9 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-3}$	0,0002
30	Benzo(a)- pyren	$4 \cdot 10^{-2}$	0,17	0,08	$2,1 \cdot 10^{-3}$	0,21	0,022
60		$1 \cdot 10^{-4}$	0,39	0,015	$1,1 \cdot 10^{-4}$	0,04	0,008
90		$2 \cdot 10^{-5}$	0,13	0,015	$5,9 \cdot 10^{-5}$	0,10	0,007
120		$8 \cdot 10^{-6}$	0,09	0,012	$3,1 \cdot 10^{-5}$	0,10	0,010

Für die PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren konnten weder in der Thyrower⁽⁶⁾ noch in der Bad Lauchstädter⁽¹⁾ Variante Transferfaktoren in der Gesamtpflanze >1 ermittelt werden, was ihre, verglichen mit den insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen, deutlich schlechtere Bioverfügbarkeit widerspiegelt. Generell wurden auch hier in beiden Böden mit steigender Versuchsdauer abnehmende Transferfaktoren ermittelt. In der Thyrower Variante⁽⁶⁾ konnte allerdings im Wurzelbereich ein Anstieg der Transferfaktoren sowohl des Benzo(a)pyren als auch des Fluoranthen in 60 Versuchstagen beobachtet werden.

4. Ergebnisse und Diskussion

Bei Benzo(a)pyren wurde in der Bad Lauchstädter Variante⁽¹⁾ bis zu 90 Versuchstagen eine Abnahme der Transferfaktoren der Gesamtpflanze errechnet, danach stieg der Transferfaktor um 66 % an. Eine Differenzierung in Sproß und Wurzel ergab, daß es bei abnehmenden Transferfaktoren in Sproßbereich weiterhin zu einer Schadstoffaufnahme in die Wurzel kam.

4.4.2. Abhängigkeit des Schadstofftransfers vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz

Wie bereits bei der Ermittlung der absoluten Schadstoffentzüge durch die Pflanze festgestellt, sind auch die Transferfaktoren der Gesamtpflanze mit dem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens negativ korreliert. Während im Maissproß keine Anreicherung der untersuchten Schadstoffe beobachtet wurde, konnte für den kohlenstoffärmsten Untersuchungsboden (Thyrow ungedüngt⁽⁷⁾) eine erhöhte Pflanzenverfügbarkeit für Lindan in der Maiswurzel, belegt durch den berechneten Transferfaktor von 1,5, festgestellt werden (Tabelle 21).

Tabelle 21: Mittlere Transferfaktoren (n=4) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Organochlorpestizide Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes der Standorte Bad Lauchstädt^(2, 3, 4) und Thyrow^(6, 7, 8)

C _{org}	Lindan			Methoxychlor		
	Sproß	Wurzel	Gesamtpflanze	Sproß	Wurzel	Gesamtpflanze
0,37	0,29	1,53	0,59	3*10 ⁻³	0,79	0,19
0,56	0,41	0,45	0,42	3*10 ⁻³	0,48	0,16
0,70	0,08	2*10 ⁻³	0,08	0,08	0,47	0,09
1,57	0,06	0,18	0,07	3*10 ⁻³	0,19	0,03
2,03	2*10 ⁻³	9*10 ⁻³	3*10 ⁻³	3*10 ⁻³	0,13	0,02
3,07	4*10 ⁻³	0,01	6*10 ⁻³	3*10 ⁻³	0,08	0,02

4.4.3. Abhängigkeit des Schadstofftransfers von der Applikationsdosis der Schadstoffe

Eine positive Korrelation der Applikationsdosis auf den Schadstofftransfer in die Pflanze (G3) konnte nur für das Lindan und nur für die Gesamtapplikationsdosen 10, 50 und 100 mg/kg TS der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe (entspricht einem Lindangehalt von 5, 25 und 50 mg/kg TS) berechnet werden (Tabelle 22). Die bei einer Applikationsdosis von 400 mg/kg TS an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen ermittelten Transferfaktoren stehen, bedingt durch das Absterben der Versuchspflanzen, zu keinem Bezug zu den anderen Varianten.

Tabelle 22: Mittlere Transferfaktoren (n=4) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lössschwarzerde⁽¹⁾ (Standort Bad Lauchstädt)

Dosis [ppm]	Schadstoff	Sproß	Wurzel	Gesamtpflanze	Dosis [ppm]	Schadstoff	Sproß	Wurzel	Gesamtpflanze
10	Lindan	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	100	Fluoran.	$1 \cdot 10^{-3}$	0,13	0,02
	Methoxychlor	$9 \cdot 10^{-3}$	0,83	0,26		B(a)P	$1 \cdot 10^{-4}$	0,04	$8 \cdot 10^{-3}$
50	Lindan	0,02	0,02	0,02	200	Fluoran.	$5 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$
	Methoxychlor	0	0,39	0,11		B(a)P	$2 \cdot 10^{-4}$	0,07	0,01
100	Lindan	0,05	0,12	0,07	400	Fluoran.	$1 \cdot 10^{-4}$	0,01	$3 \cdot 10^{-3}$
	Methoxychlor	0	1,18	0,26		B(a)P	$2 \cdot 10^{-4}$	0,02	$5 \cdot 10^{-3}$
400	Lindan	0,02	0,09	0,04	800	Fluoran.	$9 \cdot 10^{-5}$	0,02	$3 \cdot 10^{-3}$
	Methoxychlor	0	0,92	0,28		B(a)p	$1 \cdot 10^{-4}$	0,02	$3 \cdot 10^{-3}$

ppm = mg/kg TS

4. Ergebnisse und Diskussion

Für Methoxychlor und für die PAK Fluoranthen und Benzo(a)-pyren bestand kein Zusammenhang zwischen der Konzentration im Boden und in der Pflanze. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch BRÜMMER (1989) und HARMS und SAUERBECK (1984).

4.4.4. Transferfaktoren für Organochlorverbindungen des Altlastenstandortes

Bei der Bestimmung der Transferfaktoren des Altlastenstandortes (Tabelle 12A (Anhang)) wurden die Restkonzentrationen (Boden) am Versuchsende benutzt, da anzunehmen war, daß die Schadstoffe im untersuchten Boden ausreichend gealtert und damit ein Gleichgewicht Boden / Schadstoff eingestellt war.

Aus Tabelle 23 ist ersichtlich, daß sich bei Möhren und Ackerbohnen mit 0,175 und 0,176 deutlich größere Transferfaktoren für die Gesamtpflanze ergaben als bei Mais, wobei beachtet werden muß, daß ein direkter Vergleich der untersuchten Pflanzen auf Grund der unterschiedlichen Trockenmasseerträge nicht möglich ist.

Eine Separierung in oberirdische und unterirdische Pflanzenteile ergab, daß Ackerbohnen und Mais auf Grund einer besseren Durchwurzelung des Versuchsgefäßes und eines höheren Wasserverbrauchs mit 0,48 und 0,44 höhere Transferfaktoren in der Wurzel aufwiesen als die Möhren (Summe Möhrenkörper, Feinwurzel) mit 0,25. Auch in den Möhren wurden die Organochlorpestizide trotz der im Möhrenkörper vorhandenen Ölzellen nicht angereichert. Es wurde ein Transferfaktor von 0,15 berechnet, der durch Schälen noch erheblich geringer sein dürfte, wie bei SCHROLL (1989) beschrieben. Der größte Transferfaktor (0,93) wurde für die Feinwurzeln der Möhren berechnet.

Bereits 1974 fanden SMELT und LEISTRA signifikante Unterschiede in der Aufnahme von Hexachlorbenzol (HCB) durch verschiedene Pflanzenspezies. Sie testeten 7 Pflanzenarten und ermittelten die größten Bioakkumulationsfaktoren in Möhren- und Graswurzeln.

Bei Betrachtung der Transferfaktoren in die oberirdischen Pflanzenteile der Ackerbohne konnte folgende Stufung errechnet werden: Blätter 0,19 $\geq$ Stengel 0,17 > Bohnen 0,004.

Eine deutliche Verteilung dieser Substanzen erfolgt nur im Xylem, so daß die über das Phloem versorgten Speicherorgane der Pflanze nur gering belastet sind. Daraus folgt, daß trotz der hohen Konzentrationen an Organochlorverbindungen im Boden keine Anreicherung dieser Schadstoffe in dem eßbaren Pflanzenteil vorlag. Die Transferraten in Mais- bzw Möhrensprosse lagen im Vergleich zu dem oberirdischen Pflanzenteilen der Ackerbohnen (0,08) mit 0,04 und 0,02 deutlich niedriger.

Tabelle 23: Mittlere Transferfaktoren (n=5) der untersuchten Organochlorverbindungen sowie Einzeltransferfaktor der Hauptbelastungskomponente β -HCH in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze), Ackerbohne (Stengel, Blätter, Bohnen, Wurzel, Gesamtpflanze) und Möhre (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel, Gesamtpflanze) in einem Gefäßversuch (G4) mit einem hoch belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾).

Pflanzenart	Pflanzenteil	Organochlorverbindungen gesamt	β -HCH
Mais	Sproß	0,04	0,05
	Wurzel	0,44	0,50
	Gesamtpflanze	0,09	0,11
Ackerbohne	Sproß	0,17	0,18
	Blatt	0,19	0,21
	Bohne	$4 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-3}$
	gesamter oberirdischer Teil	0,08	0,08
	Wurzel	0,48	0,52
	Gesamtpflanze	0,18	0,19
Möhre	Sproß	0,02	0,02
	Möhrenkörper	0,15	0,12
	Feinwurzel	0,93	0,90
	gesamter unterirdischer Teil	0,25	0,22
	Gesamtpflanze	0,17	0,21

4. Ergebnisse und Diskussion

Das β -HCH, welches mit 200 mg/kg TS die Hauptbelastungskomponente des untersuchten Bodens darstellte, erreichte weder im Sproß- noch im Wurzelbereich der untersuchten Pflanzenarten Transferfaktoren >1 . Es lag somit keine Anreicherung in den untersuchten Pflanzen vor. Die Transferraten der anderen HCH-Isomeren, des HCB, des DDT und dessen Metaboliten, sowie des Methoxychlor (Tabelle 12A im Anhang) lagen, bedingt durch ihre geringen Ausgangskonzentrationen im Boden, unter denen des β -HCH. Eine Ausnahme bildeten dabei die Feinwurzeln der Möhre, in denen es zu einer Anreicherung des Hexachlorbenzen und des DDT und seiner Metaboliten kam, was darauf schließen läßt, daß die Organochlorverbindungen besonders gut für Möhren verfügbar sind.

4.4.5. Transferfaktoren Nährlösung / Pflanze

Die für die Hydrokultur berechneten Transferfaktoren lagen bei einer Einzelapplikation in der Gesamtpflanze für alle vier untersuchten Substanzen über dem Faktor 1, so daß eine Anreicherung in der Pflanze erfolgte. Dabei waren die Anreicherungen im Sproßmaterial mit Ausnahme von Lindan, das mit einem Transferfaktor von 0,9 schon in größerem Maße in den Sproß verlagert wurde, kleiner / gleich 0,01. Bei einer Kombinationsapplikation der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe kam es zu einem deutlichen Anstieg der Methoxychlor-Transferfaktoren in Sproß und Wurzel, während Lindan keine Unterschiede im Vergleich zur Einzelapplikation zeigte.

Daraus folgt, daß Methoxychlor die Lindan-Verfügbarkeit für Pflanzen nicht beeinflusste, während jedoch Lindan die Transferraten von Methoxychlor um das 3-4 fache erhöhte (Tabelle 24).

Benzo(a)pyren wurde in seinem Transferverhalten durch die Anwesenheit von Fluoranthenen nicht wesentlich beeinflusst. Allerdings wurde bei Zweistoffapplikation mehr Benzo(a)pyren in den Sproß verlagert. Möglicherweise kommt es in diesem Falle zu einem Co-Transport von schlechter wasserlöslichen Komponenten (Benzo(a)pyren, Methoxychlor) mit den besser wasserlöslichen Substanzen Lindan und Fluoranthenen. Bedingt durch die große Affinität des Benzo(a)pyren an die Maiswurzeln kam es wahrscheinlich außerdem zu einer Konkurrenzadsorption, wobei das wasserlös-

lichere Fluoranthene von Benzo(a)pyren verdrängt wurde und in der Zweistoffvariante geringere Transferfaktoren in die Wurzel aufwies als bei Einzelapplikation.

Tabelle 24: Mittlere Transferfaktoren (n=4) der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor und der PAK Fluoranthene und Benzo(a)pyren in Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) aus einem Gefäßversuch (G5) mit einer Nähr- / Schadstofflösung

Pflanzenteil	Applikation	Organochlorpestizide		PAK	
		Lindan	Methoxychlor	Benzo(a)pyren	Fluoranthene
Sproß	Einzelstoff	0,90	0,01	0,01	$9 \cdot 10^{-3}$
	Kombination	0,90	2,20	$2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-3}$
Wurzel	Einzelstoff	4,66	51,87	50,07	27,56
	Kombination	2,97	74,42	48,17	0,93
Gesamtpflanze	Einzelstoff	1,40	6,91	6,18	4,75
	Kombination	1,56	25,48	7,19	0,14

4.5. Stickstoffaufnahme der Pflanzen

4.5.1. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf die Stickstoffaufnahme in Abhängigkeit von der Versuchsdauer

Da die gleichen Eigenschaften einer Pflanze, die ihr die Speicherung und Konzentration von Nährstoffen ermöglicht, sie auch für die Aufnahme von Schadstoffen empfänglich macht, lag es nahe, Zusammenhänge zwischen Stickstoff- und Schadstoffaufnahme zu untersuchen. In Tabelle 25 ist der Verlauf der Stickstoffaufnahme der Maispflanzen in Abhängigkeit von ihrem Entwicklungsstadium nach Applikation von Lindan und Methoxychlor sowie von Fluoranthene und Benzo(a)pyren dargestellt.

Im Thyrower Boden⁽⁶⁾ wurde anfänglich (30 Tage) eine deutlich verringerte Stickstoffaufnahme von Sproß und Wurzel in den Varianten der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe und der PAK beobachtet. Im weiteren Versuchsverlauf wurde dies ausgeglichen. Dieser Effekt trat verstärkt im Wurzelbereich auf, in

4. Ergebnisse und Diskussion

dem sich auch hauptsächlich die Schadstoffe konzentrierten. In der Bad Lauchstädter Varinate⁽¹⁾ wurde eine verzögerte Schadstoffakkumulation in den Pflanzen und eine verringerte Stickstoffaufnahme der Pflanzen bis zu 60 Versuchstagen beobachtet.

Tabelle 25: Mittlere Stickstoffaufnahmen (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 120 Tage) von Mais (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) unterschiedlichen Entwicklungsstadiums in einem Gefäßversuch mit Böden (Ausgleichsflächen) der Standorte Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde⁽¹⁾) und Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾)

Versuchsdauer [d]	Variante	Stickstoffentzug [mg / Gefäß]							
		Tieflehmfahlerde ⁽⁶⁾				Lößschwarzerde ⁽¹⁾			
		Sproß	Wurzel	Saatkorn	Gesamtpflanze	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Gesamtpflanze
30	Kontrolle	110	83	23	216	56	55	28	139
	CKW ₍₁₎	70	19	33	122	45	18	49	112
	PAK	94	58	25	177	57	40	24	121
60	Kontrolle	1078	184		1262	1024	205		1229
	CKW	1177	263		1440	926	177		1103
	PAK	1216	214		1430	745	113		858
90	Kontrolle	1269	164		1433	1041	151		1192
	CKW	1623	218		1841	1758	108		1866
	PAK	2105	145		2250	1334	104		1438
120	Kontrolle	2200	306		2506	2270	327		2597
	CKW	2610	347		2957	2458	349		2807
	PAK	2436	300		2736	1863	251		2114

(1) CKW (Chlorierte Kohlenwasserstoffe) entspricht hier den insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen Lindan und Methoxychlor

Generell konnte beobachtet werden, daß es bei besonders großen Schadstoffkonzentrationen in den Pflanzen, hauptsächlich im Wurzelbereich, zu einem Rückgang des Gesamtstickstoffgehaltes in den Pflanzen kam. Das Pflanzenwachstums bewirkte eine Verdünnung der Schadstoffkonzentrationen im Pflanzenmaterial

sowohl der PAK als auch der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe und eine damit verbundene erhöhte Aufnahme von Stickstoff in den Maiswurzeln (Erntetermin 30, 60 und 90 Tage) der Thyrower Variante⁽⁶⁾.

Bereits KHOMENKO (1969) konnte im Falle einer vor Aussaat der Kultur aufgebrauchten Düngung in Kombination mit Pestiziden eine verstärkte Nährstoffaufnahme nachweisen. MANI et al. (1976) beobachteten eine erhöhte Stickstoffaufnahme bei Getreide bei einer Kombinationsapplikation von Harnstoff mit Machete (Wirkstoff Butachlor). SATHASIVAN et al. (1982) erhielten in Kombination von Harnstoff mit Carbofuran und Lindan eine erhöhte Stickstoffaufnahme in Reis. THAKUR et al. (1988) beobachteten bei Einsatz von Carbofuran, Phorate, Carbaryl sowie einer Kombination von Carbaryl und Lindan ebenfalls einen positiven Effekt der Wirkstoffe, besonders des Carbofurans, auf die Stickstoffaufnahme von Reis.

SINGH und PRASSAD (1990) wiesen diesen Effekt für Zuckerrohr nach Lindan-Applikation nach. NARAIN (1975) konnte bei Einsatz verschiedener Stickstoffquellen (Harnstoff, Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat) weder einen Einfluß von Lindan noch einen Einfluß von Aldrin auf den Stickstoffgehalt von Reis zu verschiedenen Entwicklungsstadien nachweisen.

Je weniger Organochemikalien im Pflanzenmaterial nachzuweisen waren, desto geringer waren auch die Unterschiede im Gesamtstickstoffgehalt der behandelten und der unbehandelten Varianten. Dies spiegelte sich im Bad Lauchstädter Boden⁽¹⁾ wider, in dem die Pflanzen weniger Schadstoffe aufnahmen als im Thyrower Boden⁽⁶⁾, und somit auch keine Stickstoffkonzentrierung in den Wurzeln erfolgte.

4.5.2. Abhängigkeit der Stickstoffaufnahme vom Schadstoffgehalt im Boden

Mit zunehmender Konzentration von insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen im Boden (10 - 100 mg/kg TS) wurden auch steigende Stickstoffaufnahmen in Sproß und Wurzel festgestellt (Tab. 26). Eine Ausnahme bildete hierbei die 400 mg/kg TS Variante, in der auf Grund des starken Rückganges des Trockenmasseertrages auch die Stickstoffaufnahmen der Pflanzen sehr viel geringer und mit den anderen Varianten nicht mehr vergleichbar waren. In den anderen Applika-

4. Ergebnisse und Diskussion

tionsvarianten der Organochlorpestizide und der PAK waren die Trockenmasseerträge mit denen der unbehandelten Kontrollen vergleichbar.

Während die Stickstoffaufnahmen der Pflanzen bereits bei einer Aufwandmenge von 10 mg/kg TS in den Wurzeln um 40 % im Vergleich zur unbehandelten Variante erhöht waren, lagen sie im Sproßbereich deutlich unter denen der unbehandelten Kontrollen.

Erst bei einer Belastung des Bodens an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen von 100 mg/kg TS erhöhten sich die Stickstoffaufnahmen der Pflanzen sowohl im Sproß- (51%) als auch im Wurzelbereich (67%) im Vergleich zur Kontrolle.

Neben einer Schadstoffanreicherung in den Maiswurzeln scheint es ebenfalls zu einer Stickstoffanreicherung im Wurzelbereich, verbunden mit einer verzögerten Stickstoffverlagerung in den Sproß, zu kommen.

Tabelle 26: Mittlere Stickstoffaufnahmen von Mais (n=4) (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) [mg/Gefäß] sowie [%] im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ (Standort Bad Lauchstädt)

		Stickstoffentzug [mg/Gefäß]					
Variante	Applikations- dosis [mg/kg TS]	Sproß		Wurzel		Gesamtpflanze	
Organochlor- petizide	10	207	(34%)	148	(140%)	355	(49%)
	50	254	(41%)	124	(117%)	378	(52%)
	100	926	(151%)	177	(167%)	1103	(153%)
	400	74	(12 %)	42	(40%)	116	(16%)
PAK	100	745	(121%)	113	(107%)	858	(119%)
	200	258	(42%)	63	(59%)	321	(45%)
	400	290	(5%)	108	(102%)	398	(55%)
	800	199	(32%)	72	(68%)	271	(38%)
Kontrolle	ohne	614	(100%)	106	(100%)	720	(100%)

Stiegen die PAK-Konzentrationen im Boden an, so sanken die Stickstoffaufnahmen der Pflanzen sowohl im Sproß- als auch im Wurzelbereich der Pflanzen. Allerdings war dieser Effekt im Maissproß stärker ausgeprägt. Wahrscheinlich bewirkten diese Organochemikalien auch einen erschwerten Stickstofftransport in oberirdische Pflanzenteile.

4.5.3. Einfluß von organischen Umweltchemikalien auf die Stickstoffaufnahme einer Maishydrokultur

In den Hydrokulturen wurde bei Einzelapplikation ebenfalls eine Konzentrierung der Schadstoffe und des Stickstoffs im Wurzelbereich beobachtet (Tab. 27). Auch die Pflanzen der Hydrogefäße waren nicht in der Lage, Stickstoff in den Sproß weiterzuleiten, so daß in allen behandelten Varianten deutlich geringere Stickstoffaufnahmen resultierten.

Sowohl bei Zweistoffapplikation der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe als auch der PAK kam es zu einer deutlich verminderten Stickstoffaufnahme der Pflanzen, die in der Variante der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe gegen Null sank (Tab. 27).

Tabelle 27: Mittlere Stickstoffaufnahmen von Mais (n=5) (Sproß, Wurzel, Gesamtpflanze) [mg/Gefäß] sowie [%] im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle in einem Gefäßversuch (G5) mit einer Nähr- / Schadstofflösung

Variante	Stickstoffentzug [mg/Gefäß]					
	Sproß		Wurzel		Gesamtpflanze	
Lindan u. Methoxychlor	9	(0,2%)	2	(1%)	11	(0,2%)
Lindan	1857	(37%)	208	(109%)	2065	(40%)
Methoxychlor	2576	(52%)	518	(271%)	3094	(60%)
Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	1384	(28%)	85	(44%)	1469	(28%)
Fluoranthen	3609	(73%)	974	(510%)	4583	(89%)
Benzo(a)pyren	1643	(33%)	556	(291%)	2199	(43%)
Kontrolle	4967	(100%)	191	(100%)	5158	(100%)

4. Ergebnisse und Diskussion

Wahrscheinlich wirkten diese Schadstoffkonzentrationen bereits phytotoxisch, besonders im Wurzelbereich, so daß die Stickstoffaufnahme fast vollständig gehemmt war.

Ein ähnlicher Effekt konnte bei gleicher Applikationsdosis bei den Bodenkulturen nicht beobachtet werden. Die organische Substanz des Bodens wirkte in diesem Falle als Schadstoffsенke, die die Bioverfügbarkeit und damit die Toxizität der Schadstoffe herabsetzte (PARK et al. 1988; WANG et al. 1990). Daß diese momentane Schadstoffsенke sich unter Umständen im Laufe der Zeit als Schadstoffquelle erweisen kann, wurde bereits beschrieben (FÜHR et al. 1985; 1987).

5. Zusammenfassung

In Gefäßversuchen wurde modellhaft der Transfer ausgewählter organischer Umweltchemikalien aus kontaminierten Böden in die pflanzliche Biomasse untersucht. Als Modellsubstanzen wurden Vertreter der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe (Lindan und Methoxychlor) und von den PAK (Benzo(a)pyren und Fluoranthren) eingesetzt.

Versuchspflanzen waren je nach Versuchsserie Mais, Ackerbohnen und Möhren.

In einjährigen Gefäßversuchen wurde die Abhängigkeit der Aufnahme von Organochemikalien durch Pflanzen von der Versuchsdauer (Entwicklungsstadium der Pflanze), der Bodenart, dem Gehalt des Bodens an organischer Substanz und der Schadstoffkonzentration im Boden untersucht.

In einem Hydrokulturversuch mit Schadstoffzusatz wurden ergänzende Untersuchungen zum potentiellen Aufnahmevermögen dieser Stoffe durch Mais unter Ausschluß von Bodenmatrixeffekten durchgeführt.

Der Einfluß einer Langzeitkontamination (Altlastenstandort) wurde an Hand eines stark β -HCH belasteten Auebodens des Industriegebietes Bitterfeld geprüft.

Als Prüfmerkmale wurden jeweils die Schadstoffkonzentration [mg/kg TS], der absolute Schadstoffentzug der Pflanzen [mg/Gefäß], die Akkumulation der Umweltchemikalien relativ zu den entsprechenden Rückständen im Boden (Transferfaktor) und der Gesamtstickstoffgehalt in den ober- und unterirdischen Pflanzenteilen bestimmt.

Die erzielten Ergebnisse und die daraus abgeleiteten Schlußfolgerungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

In den Versuchen zur Abhängigkeit des Boden / Pflanze - Transfer von Umweltchemikalien von der Bodenart konnte gezeigt werden, daß alle vier untersuchten Modellsubstanzen in der Tieflerhmaherde (Standort Thyrow) besser für die Pflanzen verfügbar waren als in der humusreicheren Lössschwarzerde (Standort Bad Lauchstädt). In Untersuchungen mit Böden der Dauerversuche Thyrow und Bad Lauchstädt mit unterschiedlichem Gehalt an organischer Substanz konnte nachgewiesen werden, daß der

5. Zusammenfassung

Schadstoffgehalt in den Pflanzen mit dem Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff negativ korrelierte, der wesentlich die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe im Boden bestimmte.

Höhere Gehalte an organischer Substanz des Bodens bewirkten eine verstärkte Festlegung der Schadstoffe in der Bodenmatrix und eine Abnahme des pflanzenverfügbaren Schadstoffanteils.

Daß der Boden besonders durch seine sorptionsstarke organische Substanz als Schadstoffsенke fungiert, wurde außerdem durch vergleichende Untersuchungen mit einer Hydrokultur untersucht. Mit Hilfe der Hydrokultur konnte der potentiell pflanzenverfügbare Schadstoffanteil bestimmt werden, der in den Hydrokulturen sehr viel höher als in den Bodenkulturen war.

Der Schadstoffgehalt [mg/kg TS] im Pflanzenmaterial nahm mit fortschreitender Versuchsdauer infolge wachstumsbedingter Verdünnungsprozesse im Pflanzenmaterial ab. An Hand der Schadstoffentzüge [mg/Gefäß] konnte gezeigt werden, daß mit wachsendem Trockenmasseertrag die Benzo(a)pyren - Entzüge und zum Teil auch die Methoxychlor - Entzüge der Pflanzen zunahmen. Im Gegensatz dazu waren die Konzentrationsabnahmen von Fluoranthren und besonders von Lindan im Pflanzenmaterial während der Versuchszeit auf Grund der Bildung möglicher Metabolite oder gebundener Rückstände in den Pflanzen sehr viel größer als der Anstieg des Trockenmasseertrages.

Bei einer Separierung der Untersuchungspflanzen in Sproß- und Wurzelbereich konnte festgestellt werden, daß sich der Hauptteil der Schadstoffe in bzw. an den Wurzeln befand. Ein Schadstofftransfer in oberirdische Pflanzenteile war nur nach 30 Versuchstagen in größerem Maße nachweisbar und außerdem stark von der Wasserlöslichkeit der Schadstoffe abhängig.

Eine Untersuchung des Saatkornes von Mais ergab eine erhebliche Schadstoffkonzentrierung besonders der Organochlorpestizide im Saatkorn.

Steigende Konzentrationen an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen im Boden führten zu einer Konzentrationserhöhung der Schadstoffe im Pflanzen-

material. Eine Bodenbelastung von 400 mg/kg TS erwies sich als phytotoxisch für die Versuchspflanze Mais.

Für die PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Schadstoffgehalt im Boden und im Pflanzenmaterial nachgewiesen werden.

In Hydrokultur waren die Schadstoffkonzentrationen, sowohl der insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe als auch der PAK sehr viel größer als in den Bodenkulturen vergleichbaren Entwicklungsstadiums der Pflanzen. Beispielsweise lagen die Schadstoffkonzentrationen des Pflanzenmaterials der Hydrokulturen Fluoranthen und Benzo(a)pyren um den Faktor 290 höher als in der Tieflerhahlerde und um den Faktor 600 höher als in der Lössschwarzerde.

Die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe war in Hydrokulturen generell größer als in Bodenkulturen.

Während die PAK auch in den Hydrokulturen nicht nennenswert in den Sproß verlagert wurden, waren die Rückstände an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen in den Maissprossen im Vergleich zu den Bodenkulturen deutlich höher.

Des weiteren konnte beobachtet werden, daß die besser wasserlöslichen Schadstoffe Lindan bzw. Fluoranthen bei einer Zweistoffapplikation mit den schlechter wasserlöslichen Schadstoffen Methoxychlor bzw. Benzo(a)pyren von diesen auf Grund der größeren Affinität von Methoxychlor und Benzo(a)pyren an Maiswurzeln verdrängt wurden. Das bedeutet, daß die besser wasserlöslichen Schadstoffe Lindan und Fluoranthen in Einzelapplikation eine größere Wurzelverfügbarkeit aufwiesen. Dem gegenüber erhöhte sich die Pflanzenverfügbarkeit von Benzo(a)pyren und Methoxychlor bei einer Kombinationsanwendung von Lindan mit Methoxychlor bzw. Fluoranthen mit Benzo(a)pyren. Die bei einer Mehrstoffapplikation auftretenden Verdrängungsreaktionen zugunsten der lipophileren Substanzen können, sollten sie in ähnlichem Maße im Boden auftreten, das Adsorptionsgleichgewicht erheblich beeinflussen.

5. Zusammenfassung

Auf Grund erhöhter Schadstoffkonzentrationen in den Pflanzen, besonders im Wurzelbereich, konnte durch Stickstoffbestimmungen ein deutlich verringerter Stickstoffgehalt in den Wurzeln und eine damit verbundene gehemmte Stickstoffverlagerung in den Pflanzensproß nachgewiesen werden. Je weniger Organochemikalien im Pflanzenmaterial nachweisbar waren, desto geringer waren auch die Unterschiede im Gesamtstickstoffgehalt der behandelten und der unbehandelten Varianten.

Mit wachsendem Trockenmasseertrag der Pflanzen bzw. mit steigendem Gehalt des Bodens an organischer Substanz nahmen die Transferfaktoren Boden / Pflanze ab. Stiegen die Konzentrationen an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen im Boden an, erhöhten sich ebenfalls die Transferfaktoren (Ausnahme 400 mg/kg TS Variante).

Unterschiedliche PAK- Konzentrationen im Boden beeinflussten die Transferfaktoren nicht nachweislich.

Die Untersuchung des Boden / Pflanze - Transfers eines stark β - HCH belasteten Auebodens (Muldeau Keller) zeigte, daß entgegen den bisherigen Vermutungen das β - HCH für Pflanzen verfügbar ist. An den Versuchspflanzen Mais, Ackerbohne und Möhre konnte nachgewiesen werden, daß das β - HCH trotz seiner geringen Wasserlöslichkeit aufgenommen und auch in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert wurde. An Hand einer Separierung der Ackerbohne in Stengel, Blätter und Bohnen konnte nachgewiesen werden, daß eine verstärkte Anreicherung in den Bohnen nicht erfolgte. Es wurde folgende Belastungsstufung ermittelt Blätter (45 mg/kg TS) > Stengel (39 mg/kg TS) >> Bohnen (1 mg/kg TS).

Eine Untersuchung der unterirdischen Pflanzenteile ergab, daß eine verstärkte Schadstoffaufnahme nicht nur in den lipidreichen Möhrenwurzeln erfolgte, sondern auch die Ackerbohnen- und Maiswurzeln auf Grund einer im Vergleich zu den Möhren besseren Durchwurzelung des Gefäßes mit 112 mg/kg TS und 115 mg/kg TS etwa doppelt soviel β -HCH enthielten wie die Möhrenwurzeln (Summe Möhre und Feinwurzel). Allerdings war in diesen Untersuchungen eine Differenzierung zwischen an der Wurzeloberfläche nur adsorbierten und tatsächlich absorbiert und aufgenommenen Schadstoffen nicht möglich. Dies muß bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Trotz der nicht zu vernachlässigenden β - HCH - Konzentrationen im Pflanzenmaterial errechneten sich Transferfaktoren <1 . Es lag somit keine β - HCH - Anreicherung in den untersuchten Pflanzen vor.

Eine mögliche Ursache für die verstärkte Pflanzenverfügbarkeit des β - HCH könnte in einer Mobilitätserhöhung infolge seiner Bindung an eine leicht umsetzbare Kohlenstofffraktion des Boden sein. In den Versuchen konnte nachgewiesen werden, daß der Anteil des β - HCH in der heißwasserlöslichen, für die Pflanzen leicht verfügbaren Bodenfraktion, weit über der Wasserlöslichkeit des Schadstoffes lag.

Summary

The transfer of selected organochemicals from contaminated soils into plants was investigated in pot experiments.

Model substances were the pesticide effective hydrocarbons lindane and methoxychlor and the polycyclic aromatic hydrocarbons fluoranthene and benzo(a)pyrene. Plants chosen for the present study were maize, broad beans and carrots.

The investigations were conducted to study the dependence of the soil-plant-transfer of the tested organochemicals on the growth stage of maize, on the type of soil, on the soil organic matter content and on the contamination level of soil in one year's pot experiments.

To exclude soil matrix effects the maize was also grown hydroponically testing its ability to take up these organochemicals.

A wetland soil from the industrial region of Bitterfeld heavily polluted with β -HCH was used to study the influence of a long-term contamination on the soil-plant-transfer of organochemicals.

Parameters like the concentration of the contaminants, the absolute uptake per pot, the accumulation of the tested organochemicals in relation to their concentration in soil (transfer factor) and the total nitrogen content were studied in shoot and roots of the tested plants.

5. Zusammenfassung

The following conclusions can be drawn from the experimental results:

The dependence of soil-plant-transfer of organochemicals on growth stage and on type of soil showed, that all tested organochemicals are better available to maize in a sandy soil (albic luvisol) than in a haplic chernozem soil with a higher soil organic matter content. A negative correlation of the soil organic carbon content, which considerably determines the bioavailability of contaminants, with the concentration of organochemicals in plants was found in experiments carried out with soils from long-term experiments at Thyrow and Bad Lauchstädt.

An increasing soil organic matter content caused an increase of the binding capacity of the soil matrix for organochemicals while the plant-available portion of the organochemicals decreased. Soil organic matter decreased the plant-available portion of organochemicals due to its immobilizing properties. This could be seen by different contamination levels in plant material from hydroponic and soil cultures. The contamination level of plants grown hydroponically was higher than that of plants grown in soil at comparable growth stage. With advancing time the concentration of all tested substances in the plant material decreased. This effect is due to growth dilution and a possibly reduced bioavailability as an effect of aging leading to bound residues. The plant uptake per pot demonstrated, that especially the polycyclic aromatic hydrocarbons and the methoxychlor are plant-available during the whole vegetation period.

The highest contamination levels were found in roots after separating the plants in roots and shoots. A detectable transfer of the organochemicals to sub-surface parts of plant could be observed only after 30 days and was strongly dependent on the water solubility of the contaminants.

A considerable concentration of organochemicals, especially of organochloropesticides, could be observed in maize seeds. This effect may be due to a penetration through the tegument.

Increasing concentrations of pesticide effective hydrocarbons in soil led to increasing concentrations of these substances in the plant material.

Pesticide effective hydrocarbons were found to be phytotoxic for maize at a soil contamination level of 400 mg / kg dm.

There was no significant relation between the soil contamination level with polycyclic aromatic hydrocarbons and their uptake per plants.

The contamination level of plants grown hydroponically was much higher compared to soil cultures. But also in these experiments translocation of PAH into shoots was negligible. In contrast to these results the translocation rates of pesticide effective hydrocarbons into shoots were essentially higher in hydroponic cultures than in soil cultures.

Futhermore could be observed, that, when lindane was applied together with methoxychlor and fluoranthene together with benzo(a)pyrene the substances benzo(a)pyrene and methoxychlor being more water-soluble. Lindane and fluoranthene were apparently replaced by these relatively insoluble substances due the larger affinity of methoxychlor and benzo(a)pyrene to maize roots. That means that the more soluble substances lindane and fluoranthene showed a better plant availability at separate application. An increasing plant availability of benzo(a)pyrene and methoxychlor could be observed at a combined application of lindane and methoxychlor or fluoranthene and benzo(a)pyrene. A combined application of these substances lead to displacing reactions on the surface of the plant roots in favour of the lipophilic substances. An occurrence of these replacing reactions in soil could considerably affect the adsorption equilibrium.

The strong influence of the plant contamination level of organochemicals on the plant uptake of nitrogen could be proved by determining the total nitrogen content of the plant material. Generally could be observed that with increasing contamination level in plants, particularly in roots, the total nitrogen content decreased.

The differences in the total nitrogen content of plants between treated and untreated samples decreased with increasing contamination level of organochemicals in plants.

5. Zusammenfassung

With an increasing dry matter content of plants or with an increasing content of soil organic matter the transfer factors soil / plant decreased. With increasing pesticide effective hydrocarbon concentrations in soil the transfer factors soil / plant also increased (exception: the 400 mg / kg dm sample).

Differential PAH concentrations in soil showed no influence on the transfer factors soil / plant.

The investigation of the soil / plant transfer of organochemicals from a wetland soil heavily polluted with β -HCH (Muldeau Keller) showed in contrast to the present understanding, that the β -HCH is taken up by plants. A detectable transfer of β -HCH into the shoots of maize, broad beans and carrots could be observed despite the low water solubility of β -HCH.

A separation of the broad bean plants into shoot, leaves and seeds showed no elevated enrichment of β -HCH in the beans. The following plant contamination levels were measured: leaf (45 mg / kg dm) > shoot (39 mg / kg dm) >> beans (1 mg / kg dm).

The investigation of the sub-surface parts of plants showed that the β -HCH was not only enriched in or on the lipophilic carrot roots. The roots of broad beans and maize contained twice as high concentrations compared with the carrots, possibly due to higher root density of these plants. But it has to be pointed out that in experiments with no labelled organic chemicals it is not possible to distinguish between residues fast adsorbed on or in the roots and residues absorbed and really taken up. Despite the high β -HCH concentrations in the plant material the calculated soil / plant transfer factors were < 1. No enrichment of β -HCH in the tested plants was observed. A possible reason for this observed plant-availability of β -HCH could be an increased mobility due to binding effects on the decomposable carbon fraction of soil.

Experiments showed that the β -HCH content in the hot-water soluble carbon fraction was considerably higher than its water-solubility.

6. Bewertung und Forschungsbedarf

Umweltrisiken durch chemische Bodenbelastungen wie z. B. Pflanzenschutzchemikalien und PAK ergeben sich vor allem durch das spezifische Verhalten der Schadstoffe im Boden. Die dominierende Rolle spielen dabei neben substanzspezifischen Eigenschaften Prozesse wie photochemischer Abbau, chemischer Zerfall, mikrobiologischer Abbau und die Sorption im Boden, welche z. B. das Verlagerungsverhalten der Schadstoffe innerhalb der wasserungesättigten Zone des Bodens mitbestimmen, aber auch den Umfang des biologisch verfügbaren Schadstoffanteil für Pflanzenwurzeln beeinflussen. Untersuchungen zum Transfer von organischen Schadstoffen vom Boden in die pflanzliche Biomasse erlauben Aussagen zur relativen Mobilität bzw. Verfügbarkeit und somit zum Risiko eines Eintritts in die Nahrungskette.

Anhand von Gefäßversuchen konnte in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden, daß die insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe Lindan und Methoxychlor, das β -HCH und die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzo(a)pyren und Fluoranthren eine deutlich unterschiedliche Tendenz zum Boden / Pflanze - Transfer aufweisen.

Die höchsten Transferraten wurden für das Lindan ermittelt, welches durch seine im Vergleich zu den PAK und dem Methoxychlor besseren Wasserlöslichkeit und seinen größeren Dampfdruck in stärkerem Maße über die Wurzeln bzw. über die Blätter von den Pflanzen aufgenommen wurde. Auf Grund der Versuchsanstellung konnte bei der Bestimmung der Lindan-Rückstände in den oberirdischen Pflanzenteilen eine Differenzierung der Kontaminationspfade Verflüchtigung von der Bodenoberfläche und Transport aus den Wurzeln in die Pflanze nicht vorgenommen werden. Die Entwicklung der Lindan-Entzüge der Pflanzen im Verlauf einer Vegetationsperiode (120 Tage) zeigte, daß neben einer wachstumsbedingten Verdünnung der Schadstoffkonzentration im Pflanzenmaterial Metabolisierungsreaktionen bzw. die Bildung gebundener Rückstände mit hoher Wahrscheinlichkeit sowohl die in die Bodenlösung abgegebenen Schadstoffmengen deutlich reduzierten als auch die Rückstände im Pflanzenmaterial verringerten. Die nach Beendigung einer Vegetationsperiode ermittelten Lindan-Rückstände im Pflanzenmaterial überschritten bei einer Applika-

6. Bewertung und Forschungsbedarf

tionsdosis von 50 mg/kg TS Boden den Grenzwert für Blatt- und sonstige Sproßgemüse von 2,0 mg/kg (PHmV 1988) nicht.

Die ermittelten β -HCH-Konzentrationen des untersuchten Pflanzenmaterials zeigten, daß der Boden - Pflanze -Transfer dieses Umweltschadstoffes nicht zu vernachlässigen ist und zumindestens in belasteten Böden die Gefahr besteht, daß der bestehende Grenzwert (alle HCH - Isomere außer Lindan) für Lebensmittel (außer Getreide) von 20 $\mu\text{g/kg}$ Frischmasse (PHmV 1989) erheblich überschritten werden kann. Allerdings muß berücksichtigt werden, daß die Schadstoffaufnahme durch Pflanzen im Gefäßversuch größer als unter realen Feldbedingungen ist (bis zum Faktor 50).

Demgegenüber konnte der Transport der ausgewählten PAK und des Methoxychlor über den Pfad der Wurzelaufnahme und einem Transport in die Pflanze als gering eingestuft werden. Da für die Substanzen Fluoranthren und Methoxychlor in den durchgeführten Versuchen der Anstieg des Trockenmasseertrages der Pflanzen während der Versuchszeit nicht so groß wie die Konzentrationsabnahme der Schadstoffe in den Pflanzen war, können auch hier mögliche Metabolisierungsreaktionen nicht ausgeschlossen werden. Da der Benzo(a)pyren-Entzug der Pflanzen mit zunehmender Versuchsdauer anstieg, ist anzunehmen, daß eine Bildung möglicher Metabolite wenn, dann nur in geringem Maße, erfolgte.

Eine verstärkte Anreicherung durch Adsorption an unterirdische lipidreiche Pflanzenteile (z.B. Möhrenwurzeln) kann sowohl bei den PAK als auch bei den insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und dem β -HCH in einem höheren Maße stattfinden. Auch bei der Rückstandsbestimmung der Schadstoffe im Wurzelmaterial konnte auf Grund der Versuchsbedingungen eine Adsorption der Schadstoffe an der Wurzeloberfläche nicht von einer Absorption unterschieden werden.

Des weiteren zeichnen sich sowohl die insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffe als auch die PAK durch ihre Persistenz im Boden aus.

Großen Einfluß hat dabei die organische Substanz des Bodens. Es konnte gezeigt werden, daß mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz des Bodens die Pflanzenverfügbarkeit von insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen ab-

nimmt, da durch Sorptionsprozesse Wirkstoffmoleküle aus der Bodenlösung entfernt werden. Allerdings können die an die organische Substanz gebundenen Schadstoffmoleküle weiterhin ein Umweltrisiko darstellen, da neben einer Bindung und einem Einbau in die Huminstoffmatrix des Bodens auch eine Wiederfreisetzung der Schadstoffe mit einer möglichen Erhöhung der Bioverfügbarkeit z.B. durch eine Adsorption an unterirdische, insbesondere lipidreiche Pflanzenteile auch noch nach längeren Zeiträumen möglich ist.

Die erhaltenen Ergebnisse lassen vermuten, daß ein einjähriger Gefäßversuch, besonders mit nicht gealtertem Boden -/ Schadstoffgemischen, nicht dazu geeignet ist, das von einem Altlastenstandort ausgehende Gefährdungspotential hinsichtlich des realen Boden / Pflanze - Transfers abzuschätzen. Dazu ist es unerlässlich, die Interpretation der in Modellversuchen gewonnenen Ergebnisse unter Berücksichtigung des Zeitfaktors vorzunehmen.

Für eine reale Gefährdungsabschätzung ist es neben einer Untersuchung des Langzeitverhaltens der Schadstoffe im Boden unerlässlich, Schadwirkungen, die von möglichen Metaboliten oder deren Konjugaten in Böden und Pflanzen ausgehen, zu untersuchen. Besonders für die Gruppe der PAK besteht auf diesem Gebiet noch erheblicher Untersuchungsbedarf, der eine Arbeit speziell unter Einsatz von ^{14}C -markierten Verbindungen zwingend erforderlich macht.

Der nachgewiesene Einfluß der organischen Substanz des Bodens auf den Transfer organischer Schadstoffe beweist, daß die in einem einjährigen Gefäßversuch erhaltenen Transferfaktoren sicherlich zu einer Überbewertung des realen Boden / Pflanze - Transfers führen. Aus diesem Grunde sollten nach Möglichkeit die im Frühjahr 1995 angelegten Gefäßversuche, nach einem Brachejahr 1996, im Frühjahr 1997 weitergeführt werden.

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, daß die Bestimmung des Schadstoffanteils in der heißwasserlöslichen Bodenfraktion eine Möglichkeit darzustellen scheint, den pflanzenverfügbaren Schadstoffanteil im Boden zu bestimmen. Inwieweit Korrelationen zum DOC (Dissolved Organic Carbon), der Schadstoffkonzentration im Boden, der Bodenart und der Versuchsdauer bestehen, blieb bisher ungeklärt, sollte aber Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

Ebenfalls hätte durch die Untersuchung des Schadstoffgehaltes in der Bodenlösung eine Möglichkeit bestanden, den pflanzenverfügbaren Schadstoffanteil zu bestimmen.

6. Bewertung und Forschungsbedarf

Mit diesen Ergebnissen wäre ein besserer Vergleich der Bioverfügbarkeit der untersuchten Schadstoffe zwischen Boden- und Hydrokulturen möglich gewesen.

Der in den durchgeführten Versuchen ermittelte Einfluß von Pestiziden auf die Stickstoffaufnahme von Pflanzen dürfte wenn, dann nur für Beizsituationen interessant sein. Außerdem ist eine hier simulierte Belastungssituation (Einmischen der Schadstoffe) im Rhizosphärenbereich der Pflanze unter realen Bedingungen auf Grund der räumlichen Eintragssituation nicht zu erwarten.

7. Literaturverzeichnis

Achenbach, S.; Fricke, A.; Lorenz, K.; Strauss, A. (1994): Untersuchungen zur Sanierung von HCH-belasteten Böden.
Terra-Tech 1, 28-31

Agnihotri, N. P.; Pandey, S. Y.; Jain, H. K. (1974): Persistence of BHC and aldrin in soil and translocation in mung (*Phaseolus aureus* L.) and lobia (*Vigna sinensis* Savi).
Indian J. Ent. 36 (4), 261-267

Andreux, F. G.; Cerri, C. C.; Eduardo, B. P.; Chone, T. (1990): Humus contents and transformations in native and cultivated soils.
Sci. Total Environ. 90, 259-265

Aprill, W.; Sims, R. C. (1990): Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil.
Chemosphere 20, 253-265

Aranda, J. M.; O'Connor, G. A.; Eiceman, G. A. (1989): Effects of sewage sludge on the di-(2-ethylhexyl)phthalate uptake by plants.
J. Environ. Qual. 18, 45-50

Bailey, G. W.; White, J. L. (1970): Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil.
Resid. Rev. 32, 29-92

Ball, W. P.; Roberts, P. V. (1991): Long term sorption of halogenated organic chemicals by aquifer material. 2. Intraparticle diffusion.
Environ. Sci. Technol. 25, 1237-1249

Barriuso, E.; Calvet, R. (1992): Soil type and herbicides adsorption.
Int. J. Environ. Anal. Chem. 46(1-3), 117-28

Beall, M. L.; Nash, R. G. (1969): Crop seedling uptake of DDT, Dieldrin, Endrin and Heptachlor from soil.
Agron. J. 61, 571-575

Beestman, G. B.; Keeney, D. R.; Chesters, G. (1969a): Dieldrin translocation and accumulation in corn.
Agron. J. 61, 390-392

Beestman, G. B.; Keeney, D. R.; Chesters, G. (1969b): Dieldrin uptake by corn as affected by soil properties.
Agron. J. 61, 247-250

Bellin, C. A.; O'Connor, G. A.; Jin, Y. (1990): Sorption and degradation of penta-chlorophenol in sludge-amended soils.
J. Environ. Qual. 19, 603-608

7. Literaturübersicht

Beltman, W. H. J.; Boesten, J. J. T. I.; van der Zee, S. E. A. T. M. (1995): Analytical modeling of pesticide transport from the soil surface to drinking water well. J. Hydrol. (Amsterdam) 169 (1-4), 209-28

Beltran, J.; Hernandez, F.; Lopez, F. J.; Morell, I. (1995): Study of sorption processes of selected pesticides on soils and ceramic porous cups used for soil solution sampling. Int. J. Environ. Anal. Chem. 58 (1-4), 287-303

Benezet, H. J.; Matsumara, F. (1973): Isomerization of γ -BHC to α -BHC in the environment. Nature 243, 480-481

Blume, H. P. (Hrsg.). (1990): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Landsberg/ Lech: ecomed, ISBN 3-609-65850-9

Borneff, F.; Selenka, H.; Kunte, H.; Maximos, A. (1968): Experimental studies on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants. Environ. Res. 2, 22-29

Boesten, J. J. T. I. (1986): Behaviour of Herbicides in Soil: Simulation and Experimental Assessment. Dissertation, Universität Wageningen

Boesten, J. J. T. I.; van der Pas, L. J. T.; Smelt, J. H. (1989): Field test of a mathematical model for non-equilibrium transport of pesticides in soil. Pestic. Sci. 25, 187-203

Briggs, G. G.; Bromilow, R. H.; Evans, A. A. (1982): Relationship between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. Pestic. Sci. 13, 495-504

Brooke, D. N.; Dobbs, A. J.; Williams, N. (1986): Octanol-water partition coefficients (P): Measurement, estimation and interpretation, particularly for chemicals with $P > 10^{51}$. Ecotox. Environ. Safety 11, 251-260

Brooke, D.; Nielsen, I. (1990): An interlaboratory evaluation of the stir flask method for the determination of octanol-water partition coefficients (P_{ow}). Chemosphere 21, 119-133

Bruce, W. N.; Decker, G. C.; Wilson J. G. (1966): Relationship of levels of insecticide contamination of crop seeds to their fat content and soil concentration of aldrin, Heptachlor and their epoxides. J. Econom. Entomol. 59, 179-181

Brümmer, G. W. (1989): Organische Schadstoffe. in : Schachtschnabel, P.; Blume, H.-P., Brümmer, G.; Hartge, K. H. und Schwertmann, U. (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage, Enke - Verlag, Stuttgart, 334-348

- Brümmer, G. W.; Pestemer, W.; Dibbern, H.; Welp, G. (1994):** Exposition von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. in: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln.
Sachstandsbericht der DFG-Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft, Mitteilung 1, 82-109
- Brunn, W.; Schuster, K. (1996):** Quantitative Bestimmung von PAK in Erdbeeren nach mehrfacher säulenchromatographischer Reinigung der Rohextrakte.
GIT Fachzeitschrift für das Laboratorium 40, 849-853
- Brusseau, M.; Jessup, R. E.; Rao, P. S. C. (1991):** Non equilibrium sorption of organic chemicals: Elucication of rate-limiting processes.
Environ. Sci. Technol. 25, 134-142
- Burauel, B.; Führ, F. (1988):** The enhanced mineralization of simazine and bentazon in soil after plant uptake.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 311-314
- Carsel, R. F.; Smith, C. M.; Mulkey, L. A.; Dean, J. D.; Jowise, P. (1984):** User's Manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1.
U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia
- Carson, R. (1963):** Der stumme Frühling. (Aus d. Amerikan. übertr. von M. Auer).
C. H. Beck Verlag München (1990) ISBN 3-406-329020
- Casterline, J. L.; Barnett, N. M.; Ku, Y. (1985):** Uptake, translocation and transformation of pentachlorophenol in soybean and spinach plants.
Environ. Res. 37, 101-118
- Cerniglia, C. E.; Gibson, D. T. (1979):** Oxidation of benzo(a)pyrene by the filamentous fungus *Cunninghamella elegans*.
J. Biol. Chem. 254 (23), 1274-1280
- Cerniglia, C. E.; Crow, S. A. (1981):** Metabolism of aromatic hydrocarbons by yeasts.
Arch. Microbiol. 129, 9-13
- Chawla, R. P.; Chopra, S. L. (1969):** Translocation of BHC from soil to *Andropogon sorghum (jowar)* and its influence on the uptake of nutrients.
J. Res., Punjab agric. Univ., Ludhiana 6(6), 952-958
- Chiou, C. T.; Shoup, T. S.; Porter, P. E. (1985):** Mechanistic roles of soil humus and minerals in the sorption and porosity properties of soils.
Brighton Crop Prot. Conf.-Pests Dis. 3, 1325-30
- Chiou, C. T. (1989):** Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. In (Eds. B. L. Sawhney, K. Brown): Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soil.
Soil Science Society of America Special Publication 22, 1-29

7. Literaturübersicht

Crößmann, G. (1992):

Untersuchungen zum Transfer ausgewählter PAK bei gärtnerischen und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. in: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), Recklinghausen (Hrsg.): Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. 7: Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden. 133-172

Cox, L.; Celis, R.; Hermosin, M.C.; Cornejo, J. (1994): Leaching patterns of pesticides as related to sorption and porosity properties of soils. Brighton Crop Prot. Conf.-Pests Dis.3, 1325-30

Davis, D. L.; Bradlow, H. L. (1995): Verursachen Umwelt-Östrogene Brustkrebs? Spektrum der Wissenschaft 12, 38-44

Deming, S. N.; Morgan, S. L. (1979): The use of linear models and matrix least squares in clinical chemistry. Clin. Chem. 25; 840-855

Denneman, C. A. J.; van Gestel, C. A. M. (1990): Bodemverontreiniging en bodem-ecosystemen: voorstel voor C-(toestings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. Bericht des Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene Bilthoven Nr. 725201001

Dibbern, H.; Pestemer, W. (1992): Anwendbarkeit von Simulationsmodellen zum Einwaschungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden. Nachrichtenbl. Dtsch. PflSchutzd. 44, 134-143

Dieter, H. H. (1990): Halogen-organische Verbindungen (HOV). Vergleichende und umwelthygienische Bewertung. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 2, 220-225

Dodge, R. H.; Gibson, D. T. (1980): Fungal metabolism of benzo(a)anthracene Abstracts of the 1980 American Society for Microbiologists Annual Meeting ASM Washington D. C., 138

Dorn, J.; Metz, R. (1996): Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schwermetalltransfer bei Roggen (*Secale cereale*). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 87-91

Dörr, R. (1970): Die Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Pflanzenwurzeln. Landwirtsch. Forschung 23, 371-379

Eadsforth, C. V.; Moser, P. (1983): Assessment of reversed phase chromatographic methods for determining partition coefficients. Chemosphere 12, 1459-1475

Edwards, N. T.; Ross-Todd, B. M.; Garver, E. G. (1982): Uptake and metabolism of ¹⁴C-anthracene by soybean (*Glycine max*). Environm. Exp. Bot. 22, 349-357

- Edwards, N. T. (1983):** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment- a review.
J. Environ. Qual. 12, 427-441
- Edwards, N. T. (1986):** Uptake, translocation and metabolism of anthracene in bush bean (*Phaseolus vulgaris* L.).
Environ. Toxicol. and Chem. 5, 659-665
- Edwards, N. T. (1988):** Assimilation and metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetation- an approach to this controversial issue and suggestions for future research.
In: Cooke, M.; Dennis, A. J. (Eds.) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Decade of Progress. 10th Int. Symp. Battelle Press, Columbus, OH. 211-229
- Engst, R.; Macholz, R. M.; Kujawa, M. (1977):** Zur Kontamination der Umwelt mit Hexachlorbenzol.
Die Nahrung 21, 79-86
- Engst, R.; Macholz, R., M.; Kujawa, M. (1979):** Recent state of lindane metabolism.
Res. Rev. 72, 71-95
- Fellenberg, G. (1990):** Chemie der Umweltbelastung.
B. G. Teubner Verlag Stuttgart, 165ff.
- Ferro, A. M.; Sims, R. C.; Bugbee, B. (1994):** Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil.
J. Environ. Qual. 23, 272-279
- Fogel, S.; Lanicione, R. L.; Sewall, A. E. (1982):** Enhanced biodegradation of Methoxychlor in soil under sequential environmental conditions. Appl. Environ. Microbiol. 44, 113-120
- Freeman, D.J.; Catell, F. R. (1990):** Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons.
Environ. Sci. Technol. 24, 1581-1585
- Frimmel, F. H.; Levsen, K.; Nießner, R.; v. Hirner, A.; Ortner, H. M. (1996):** TRENDS: Analytische Chemie. Nachrichten aus Chemie, Technik und Laboratorium. Zeitschrift der GDCh 44 (3), 265-278
- Fritz, R.; Spiteller, M. (1992):** Metabolismusforschung für den Umweltschutz. Labor 2000, 20-32
- Führ, F.; Mittelstaedt, W. (1980):** Plant experiments on the bioavailability of unextracted (carbonyl-¹⁴C)methabenzthiazuron residues from soil.
J. Agric. Food Chem. 28, 122-125
- Führ, F. (1984):** Agricultural pesticide residues.
Isot. Radiat. Agric. Sci. 2, 239-270

7. Literaturübersicht

Führ, F.; Kloskowski, R.; Burauel, P. (1985): Bedeutung der gebundenen Rückstände. „Pflanzenschutzmittel im Boden“. Berichte über Landwirtschaft, SH 198; Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin, 106-115

Führ, F.; Scheele, B.; Kloster, G. (1986): Belastung des Bodens durch lufteingetragene Schadstoffe und das Schicksal organischer Verbindungen im Boden.
Rheinisch-Westfälische Akademie der Wissenschaften. 3. Akademie-Forum; Umweltbelastung und Gesellschaft - Luft - Boden - Technik; Vorträge N 346, 35-52

Führ, F. (1987): Non extractable pesticide residues in soil. In: Greenhalgh, R.; Roberts, T. R. (Eds.): Proc. 6th IUPAC Congress of Pesticide Chemistry, „Pesticide Science and Biotechnology“; Blackwell Scientific Publications Oxford, New York, Toronto, 381-389

Führ, F.; Steffens, W.; Mittelstaedt, W. (1988-89): Pflanzenschutzmittel: Gift in Boden und Grundwasser?
Jahresbericht der Kernforschungsanlage Jülich, 11-21

Graf, W. (1965): On the natural occurrence and importance of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons.
Medizinische Klinik 60, 561

Grathwohl, P.; Farrell, J.; Reinhard, M. (1990): Desorption kinetics of volatile organic contaminants from aquifer materials. In: Arendt, F.; Hinsenveld, M.; van den Brink, W. J. (Hrsg): Contaminated Soil'90; 343-350, Dordrecht / Boston / London. Kluwer Academic Publishers

Grayson, B. T.; Kleier, D. A. (1990): Phloem mobility of xenobiotics. IV. Modelling of pesticide movements in plants.
Pestic. Sci. 30, 67-79

Grimmer, G. (1992): Eintrag, Monitoring und Bewertung der kanzerogenen Umweltbelastung durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.
GIT fachz. Labor, 1, 12-21

Groenewegen, D.; Stolp, H. (1981): Microbial breakdown of polycyclic aromatic hydrocarbons.
In: Overcash, M. R. (ed.): Decomposition of toxic and non toxic organic compounds in soils.
Ann. Arbor. Science Publ., Ann. Arbor. Mich. 233-240

Häfner, M. (1975): Hexachlorbenzol-Rückstände im Gemüse bedingt durch Aufnahme von HCB aus dem Boden.
Gesunde Pflanzen 27, 37-48

Haines, R. C. (1956): Evidence of lindane translocation in corn plants.
J. Econ. Ent. 49, 563-564.

Hamaker, J. W.; Thompson, J. M. (1972): Adsorption; in Goring, A.; Hamaker, J. W. (Eds.): Organic Chemicals in Soil Environment 1, 51-143

Hance, R. J. (1987): Herbicide behaviour in the soil, with particular reference to the potential for groundwater contamination.
In: Hutson, D. H.; Roberts, T. R. (Eds.), Herbicides, Progress in Pesticide Biochemistry and Toxicology, Vol. 6. John Wiley and Sons Ltd., London, Chichester, 223-247

Hance, R. J.; Führ, F. (1992): Comparison of lysimeter and laboratory results. in: Führ, F.; Hance, R. J.: Lysimeter Studies of the Fate of Pesticides in the Soil. BCPC Monograph No. 53, ISBN-0-948404-64-7

Hancock, J. L.; Applegate, H. G.; Dod, J. D. (1970): Polynuclear aromatic hydrocarbons in leaves.
Atmos. Environ. 4, 363-370

Harms, H.; Sauerbeck, D. R. (1984): Organische Schadstoffe in Siedlungsabfällen: Herkunft, Gehalt und Umsetzung in Böden und Pflanzen.
Angew. Bot. 50, 97-108

Harper, S. S. (1988): Sorption of metribuzin in surface and subsurface soils of the Mississippi delta region.
Weed Sci. 36, 84-89

Hase, A.; Hites, R. A. (1976): On the origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. Biosynthesis of anaerobic bacteria.
Geochim. Cosmochim. Acta 40, 1141-1150

Hassett, J. J.; Banwart, W. L. (1989): The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. In: (Eds. B. L. Sawhney, K. Brown) Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soil.
Soil Science Society of America Special Publication 22, 31-44

Heinrich, K.; Schulz, E. (1995): Bisher unveröffentlichte Ergebnisse

Heinrich, K.; Schulz, E. (1996a): Einfluß des Belastungsgrades unterschiedlicher Böden an ausgewählten pestizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen auf deren Aufnahme durch Möhren im Gefäßversuch.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 615-619

Heinrich, K.; Schulz, E. (1996b): Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide aus einem hoch belasteten Aueboden des Industriegebietes Bitterfeld durch Nutzpflanzen in einem Gefäßversuch.
Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft- AG-Bodenschutz-Stoffliche Bodenbelastung. Leipzig 07.-08. Mai (im Druck).

7. Literaturübersicht

Heinrich, K.; Schulz, E. (1996c): Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einem Sandboden einer Tiefliehmahlerde durch Mais in einem Gefäßversuch.

Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, 283-286

Heinrich, K.; Schulz, E. (1996d): Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (CKW) aus einer Tiefliehmahlerde und einer Lössschwarzerde durch Mais in einem Gefäßversuch.

Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 80, 117-120

Heinrich, K.; Schulz, E. (1996e): Untersuchungen zum Schadstofftransfer ausgewählter Organochlorpestizide und Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe aus einer Lössschwarzerde des Standortes Bad Lauchstädt in Maiswurzeln.

7. Wissenschaftliche Arbeitstagung zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. (Ed. W. Merbach) B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 68-76

ISBN 3-8154-3528-5

Hille, J.; Ruske, R.; Scholz, R.; Walkow, F. (1992): Bitterfelder- Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. Beiträge der 1. Bitterfelder Umweltkonferenz.

Schadstoffe und Umwelt 10; Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin

Hochberg, Y.; Tamhane, A. C. (1987): Multiple Comparison Procedures.

John Wiley & Sons, Inc., New York

Holzer, C.; Precht, M. (1992): Welchen multiplen Mittelwertsvergleich soll man verwenden?

Landwirtschaftliches Jahrbuch 69 (4), 411-436

Hsu, T. S.; Bartha, R. (1979): Accelerated mineralization of two organophosphate insecticides in the rhizosphere.

Appl. Environ. Microbiol. 37, 36-41

Hsu, F. C.; Kleier, D. A.; Melander, W. (1988): Phloem mobility of xenobiotics. II. Bioassay testing of the unified mathematical model.

Plant Physiol. 86, 811-816

Huang, P. M.; Grover, R.; McKercher, R. B. (1984): Components and particle size fractions involved in atrazine adsorption by soils.

Soil Sci. 138, 20-24

Hull, H. M. (1970): Leaf structure as related to absorption of pesticides and other compounds.

Res. Rev. 31, 1-155

Hulpke, H. (1969): Beiträge zum Metabolismus des Pestizids Aldrin in Nahrungsketten ; 1. Mitteilung : Saatgutinkrustierung von Möhren und Zwiebeln.

Qual. Plant. Mater. Veg. 18, 331-348

- Hulpke, H. M.; Schuphan, W. (1970):** Beiträge zum Metabolismus des Pestizids Aldrin in Nahrungsketten, 3. Mitteilung: Verteilung der Rückstände an ¹⁴C-markiertem Aldrin in Speicherwurzeln von zwei Möhrensorten.
Qual. Plant. Mater. Veg. 19, 347-358
- Isnard, P.; Lambert, S. (1983):** Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility.
Chemosphere 17, 21-34
- Jacob, F.; Neumann, S.; Strobel, H. (1973):** Transactions 3rd symposium accumulation and translocation of nutrients and regulators in plant organisms, 315-330
- Jagnow, G.; Haider, K.; Ellwardt, P. C. (1977):** Anaerobic dechlorination and degradation of hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and facultative anaerobic bacteria.
Arch. Microbiol. 115, 285-9
- Jamerson, H. R. (1958):** The mechanism of the control of turnip flea beetle by benzene hexachloride dressings on brassicae seed.
J. Sci. Food Agric. 9, 590-596
- Jones, K. C.; Grimmer, J. J.; Jacob, J.; Johnston, A. E. (1989a):** Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon (PAH) content of wheat grain and pasture grassland over the last century from one site in the UK.
Sci. Total Environ. 78, 117-130
- Jones, K. C.; Stratford, J. A.; Tidridge, P.; Waterhouse, K. S.; Johnston, A. E. (1989b):** Polycyclic aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: long term changes in profile distribution.
Environ. Pollut. 56, 337-51
- Jones, K. C.; Stratford, J. A.; Waterhouse, K. S.; Vogt, N. B. (1989c):** Organic contaminants in Welsh soils: polynuclear aromatic hydrocarbons.
Environ. Sci. Technol. 23, 540-550
- Jones, K. C. (1991):** Contaminated trends in soils and crops.
Environ. Pollut. 69, 311-325
- Kalbitz, K. (1996):** Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften.
Dissertation, Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
- Kampe, W.; Zürcher, C.; Jobst, H. (1986):** Schadstoffe im Boden insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen. Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt. Berichtsnummer UBA-FB 10701003

7. Literaturübersicht

Kaufman, D. D. (1976): Bound and conjugated pesticide residues. in: „Bound Residues“. ACS Symp. Ser. No 29, 1-10. The American Chemical Society, Washington D. C.

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

Kerler, F.; Schönherr, J. (1988b): Permeation of lipophilic chemicals across plant cuticles. Prediction from partition coefficients and molar volumes.
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17, 7-12

Khomenko, A. D. (1969): Combined use of mineral fertilizers and soil pesticides.
Agrokhimiya 8, 103-115

Kleier, D. A. (1988): Phloem mobility of xenobiotics. I. Mathematical model unifying the weak acid and intermediate permeability theories.
Plant physiol. Pflanzen 180, 257-268

Klein, W., Scheunert, I. (1982): Bound pesticide residues in soil, plants and food with particular emphasis on the application of nuclear techniques.
In: Agrochemicals: Fate in Food and the Environment. IAEA-SM-263/38, Wien

Klein, W. (1994): Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes. Results of simulation with PELMO.
J. Environ. Sci. Health

Klimanek, E. - M. (1995): Persönliche Mitteilungen

Klimanek, E. - M. (1996): Erste bisher unveröffentlichte Ergebnisse aus dem Projekt: Untersuchungen zum Abbau von beta-HCH in stark kontaminierten Böden der Mulde des Raumes Dessau.
Gefördert durch das Ministerium für Umweltschutz, Naturschutz und Raumordnung des Landes Sachsen Anhalt. Projektnummer: KZ 76213/03/95

Kloskowski, R. (1981a): Konzeption und Optimierung eines Pflanzen-Boden-Testsystems zur Bewertung von Umweltchemikalien.
Dissertation Technische Universität, München, 1-121

Kloskowski, R.; Scheunert, I.; Klein, W.; Korte, F. (1981b): Laboratory screening of distribution, conversion and mineralisation of chemicals in the soil-plant system and comparison to outdoor experimental data.
Chemosphere 10, 1089-1100

Kloskowski, R.; Führ, F.; Mittelstaedt, W. (1987): The uptake of non-extractable soil-bound pesticide residues by roots - standardized experiments with four pesticides.
In: Greenhalgh, R.; Roberts, T. R. (Hrsg.): Pesticide Science and Biotechnology. Blackwell Oxford, 405-410

- Kloskowski, R.; Führ, F. (1988):** Charakterisierung und Bioverfügbarkeit von gebundenen Pflanzenschutzmittelrückständen im Boden. *Wissenschaft und Umwelt* 2, 112-122
- Knappe, S.; Kalbitz, K.; Matejko, C. (1994):** Relaciones entre el contenido de los metales pesados y propiedades físicas, biológicas y químicas en suelos de pradera derivados de aluviones fluviales. *Comunicaciones del II. Congreso Internacional de Suelos contaminados (Volumen II.)* IHOBE, Vitoria-Gasteiz 21./22.09.1994, 125-129
- Knox, R. C.; Sabatini, D. A.; Canter, L. W. (1993):** Subsurface transport and fate processes. Lewis Publ., Boca Raton, FL
- Kohnen, R.; Haider, K.; Jagnow, G. (1975):** Investigation of the microbial degradation of lindane in submerged and aerated moist soil. *Environ. Qual. Safety, Suppl.* 3, 222-225
- Korte, F. (1992):** Lehrbuch der ökologischen Chemie. Grundlagen und Konzepte für die ökologische Beurteilung von Chemikalien. 3. neubearbeitete Auflage, Thieme Verlag Stuttgart, New York
- König, W.; Wittkötter, U. und Hembrock, A. (1987):** Gehalte an anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden und Pflanzen des Humusanreicherungsversuchs Berrenrath nach langjähriger Düngung mit Klärschlamm und Müll-Klärschlamm-Kompost. *VDLUFA-Schriftenreihe* 23, 533-546
- Kördel, W.; Wahle, U. (1990):** Pilotprojekt zur Entwicklung eines allgemeingültigen Analysenschemas für organische Chemikalien im Boden. Förderkennzeichen 0339083A
- Körschens, M.; Schulz, E.; Behm, R. (1990):** Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol., Jena* 145, 305-311
- Körschens, M.; Eich, D. (1990):** Der Statische Versuch Bad Lauchstädt. In: Dauerfeldversuche. Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. 2. Auflage, Berlin, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften. 7-24
- Körschens, M.; Müller, A. (1994):** Nachhaltige Bodennutzung gemessen am Ertrag sowie an C - und N - Bilanzen. *Arch. Acker - u. Pflanzenbau u. Bodenk.* 38, 373-381

7. Literaturübersicht

Körschens, M.; Müller, A.; Kunschke, A.; Schulz, E.; Klimanek, E. - M. (1995): Aufklärung und quantitative Erfassung der C - und N - Dynamik auf Lößschwarzerde als Voraussetzung für eine ökologisch begründete N - Düngung und - Ausnutzung unter Vermeidung von Umweltbelastungen.

In: Körschens, M.; Mahn, E. - G. (ed.): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes.

B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart - Leipzig, 181-189, ISBN 3-8154-3517-X

Kramer, J. (1990): CHROMCALIB Version 2.0. Technische Hochschule Leuna Merseburg- Sektion Chemie, Wissenschaftsbereich Analytik

Kukowski, H.; Brümmer, G. W. (1989): Untersuchungen zur Adsorption organischer Chemikalien in Abhängigkeit vom Stoffbestand der Böden.

Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 59 (1), 401-406

Lafrance, P.; Banton, O. (1995a): Impact of field-scale variation in pesticide adsorption parameter on the reliability of soil pesticide transport simulation.

IAHS Publ., 225 (Groundwater Quality. Remediation and Protection), 125-32

Lafrance, P.; Banton, O (1995b): Implication of spatial variability of organic carbon on predicting pesticide mobility in soil.

Geoderma 65 (3-4), 331-8

Lappin, H. M., Greaves, M. P.; Slater, J. H. (1985): Degradation of the herbicide mecoprop[2-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)propionic acid] by a synergistic microbial community.

Appl. Environ. Microbiol. 49, 429-433

Larsson, B. K. (1985): Polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in roadside lettuce and rye grain

J. Sci. Food Agric. 36, 463-470

Leake, C. R.; Gatzweiler, E. W. (1995): The relative importance of adsorption and desorption constants to the assessment of pesticide leaching potential in soil.

BCPC Monogr. 62, 19-24

Lee, J. K.; Führ, F.; Mittelstaedt, W. (1988): Formation and bioavailability of bentazon residues in a german and korean agricultural soil.

Chemosphere 17/2, 441-450

Lichtenstein, E. P. (1960): Insecticidal residues in various crops grown in soils treated with abnormal rates of aldrin and heptachlor.

J. Agric. Food. Chem. 8, 448-451

Lichtenstein, E. P. (1980): Bound residues in soils and transfer of soil residues in crops.

Res. Rev. 76, 147-153

- Lilly, J. H.; Fahey, J. E. (1956):** Translocation from BHC from high dosage soil treatment applied before planting.
J. Econ. Ent. 49, 815-818
- Lindstrom, F. T.; Boersma, L.; McFarlane, C. (1991):** Mathematical model of plant uptake and translocation of organic chemicals: Development of the model. J. Environ. Qual. 20, 129-136
- Litz, N. (1992):** Organische Verbindungen. in (Ed. H. P. Blume): Handbuch des Bodenschutzes.
Ecomed Verlag, Landsberg
- Luthardt, M.; Than, E.; Heckendorf, H. (1987):** Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze analytischer Verfahren.
Fres. Z. Anal. Chem. 326, 331-339
- Macholz, R. (1982):** Hexachlorocyclohexan-Isomere in der Umwelt. Ursachen für die selektive Kumulation von Isomeren.
Die Nahrung 26, 747-757
- Mani, V. S.; Gawtam, K. C.; Gita, K. (1976):** Weeds of rice and their control.
Pesticides Information 2, 88-93
- Marschner, B.; Henke, U.; Wessolek, G. (1995):** Effects of meliorative additives on the adsorption and binding forms of heavy metals in a contaminated topsoil from a former sewage farm.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 9-14
- McCrary, J. K.; McFarlane, C.; Lindstrom, F. T. (1987):** The transport and affinity of substituted benzenes in soybean stems.
J. Exp. Bot. 38, 1875-1890
- Mc Rae, I. C.; Raghu, K.; Castro, T. F. (1967):** Persistence and biodegradation of four common isomers of benzene hexachloride in submerged soils.
J. Agr. Food Chem. 15, 911-915
- Mc Rae, I. C.; Yamaya, Y.; Yoshia, Y. (1984):** Persistence of hexachlorocyclohexane isomers in soil suspensions.
Soil. Biol. Biochem. 16, 285-286
- Mendel, J. L.; Walton, M. S. (1966):** Conversions of p,p'-DDT to p,p'-DDD by intestinal flora of the rat. Science 151; 1527-1528
- Merbach, I. (1994):** Persönliche Mitteilungen
- Metcalf, R. L. (1967):** Absorption and translocation of systemic insecticides.
Agrochimica 11, 105-123

7. Literaturübersicht

Mouvet, C.; Dousset, S.; Schivon, M. (1994): Column and batch experiments on atrazine sorption on three soils from the Central Region France.
Proc. Int. Workshop „Environ. Behav. Pestic. Regul. Aspects“, 5th, 120-126

Narain, P. (1975): Effect of nitrogen sources along with N-serve, lindane and aldrin on uptake of nitrogen, phosphorus and potash in rice.
Riso 24 (3), 245-250

Nash, R. G. (1974): Plant uptake of insecticides, fungicides and fumigants from soil.
In: Guenzi, W. D.; Beard, W. E. (Eds.): Pesticides in Soil and Water.
Amer. Soil Sci. Soc., Madison, Wisconsin

Neumann, S.; Grimm, E.; Jacob, F. (1985): Transport of xenobiotics in higher plants. I. Structural prerequisites for translocation in the phloem.
Biochem. Physiol. der Pflanzen 180, 257-268

Newland, L. W.; Chester, G.; Lee, G. B. (1968): Degradation of γ -BHC in simulated lake impoundments as affected by aeration.
J. Water Poll. Contr. Fed. 41, 174-188

Nicolls, P. H.; Walker, A.; Baker, R. J. (1982): Measurement and simulation of the movement and degradation of atrazine and metribuzine in a fallow soil.
Pestic. Sci. 13, 484-494

Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. (1988)
In: Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreß, H.-M. (ed.): Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Loseblattsammlung, 4. Lfg. i/90, Nr. 8935; Erich Schmidt, Berlin

O'Connor, G. A.; Kiehl, D.; Eiceman, G. A.; Ryan, J. A. (1990a): Plant uptake of sludge borne PCB's.
J. Environ. Qual. 19, 113-118

O'Connor, G. A.; Lujan, J. R.; Jin, Y. (1990b): Adsorption, degradation and plant availability of 2,4-dinitrophenol in sludge-amended calcareous soils.
J. Environ. Qual. 19, 587-593

O'Connor, G. A.; Chaney, R. L.; Ryan, J. A. (1991): Bioavailability to plants of sludge-borne toxic organics.
Rev. Environ. Contamin. Toxicol. 121, 129-155

OECD GUIDELINE FOR TESTING CHEMICALS

Partition Coefficient (n-octanol/water), (Flaskshaking Method)
Nr.107, Adopted 30.03.1989

OECD GUIDELINE FOR TESTING CHEMICALS

Partition Coefficient (n-octanol/water), High Performance Liquid Chromatography (HPLC) Method
Nr. 117, Adopted 12.05.1981

Onsager, J. A.; Rusk, H.W.; Butler, L. I. (1970): Residues of aldrin, dieldrin, chlordan, DDT in soil and sugar beets.
J. Econom. Entomol. 63, 1143-1146

Pal, D.; Weber, J. B.; Overcash, M. R. (1980): Fate of polychlorinated biphenyls (PCB's) in soil-plant systems.
Residue Rev. 74, 45-99

Park, K. S. (1987): Degradation and transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil systems.
Ph. D. thesis. Utah State Univ. (Diss. Abstr. 8719483)

Park, K. S.; Sims, R. C.; Doucette, W. J.; Matthews, J. E. (1988): Biological transformation and detoxification of 7, 12-dimethylbenz(a)anthracene in soil systems.
J. Water Poll. Control. Fed. 60, 1822-1825

Park, K. S.; Sims, R. C.; Dupont, W. J.; Doucette, W.J.; Matthews, J. E. (1990): Fate of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in two soil types: Influence of volatilization, abiotic loss and biological activity.
Environ. Tox. Chem. 9, 187-195

Parlar, H.; Angerhöfer, D. (1991): Chemische Ökotoxikologie
Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Paul, E. A.; Clark, F. E. (1989): Occurrences and distribution of soil organics. 81-84
In: Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, San Diego

Phillips, D. H. (1985): Chemical carcinogens.
In: Farmer, P. B.; Walker, J. M. (Eds.): The Molecular Basis of Cancer.
John Wiley & Sons, New York, 133-179

Pignatello, J. J.; Fernandino, F. J.; Huang, L. Q. (1993): Elution of aged and freshly added herbicides from a soil.
Environ. Sci. Technol. 27, 875-882

Raber, B.; Kögel-Knabner, I. (1994): DOM (dissolved organoc matter) anthropogener und natürlicher Substrate: Carrierfunktion für PAK. In Alef, K.; Blum, W.; Schwarz, S.; Riss, A.; Fiedler, H.; Hutzinger, O. (Hrsg.): Ecoinforma'94, 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation, Band 6; Bodenkontamination, Bodensanierung, Bodeninformationssysteme, 97-109

Reddy, B. R.; Sethunathan, N. (1983): Mineralization of parathion in the rice rhizosphere.
Appl. Environ. Microbiol. 45, 826-829

7. Literaturübersicht

Reilley, K. A.; Banks, M. K.; Schwab, A. P. (1996): Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere.
J. Environ. Qual. 25, 212-219

Riederer, M.; Schönherr, J. (1984): Accumulation and transport of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in plant cuticles: I. Sorption in the cuticular membrane and its components.
Ecotox. Environ. Safety 8, 236-247

Riederer, M.; Schönherr, J. (1985): Accumulation and transport of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in plant cuticles: II: Permeability of the cuticular membrane.
Ecotox. Environ. Safety 9, 196-208

Rüegg, E. F.; Lord, K. A.; Mesquita, T. B. (1977): Uptake and movement of ¹⁴C-lindane in coffee plants.
Arq. Inst. Biol. Sao Paulo 44 (4), 235-246

Rump, H.; Krist, H. (1992): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden.
2. korrigierte Auflage, VCH Weinheim

Ryan, J. A.; Bell, R. M.; Davidson, J. M.; O'Connor, G. A. (1988): Plant uptake of nonionic organic chemicals from soil.
Chemosphere 17, 2299-2323

Sandmann, E.; Loos, M. A. (1984): Enumeration of 2,4-D degrading microorganisms in soil and crop plant rhizospheres using indicator media: High population associated with sugarcane (*Saccharum officinarum*).
Chemosphere 13, 1073-1084

Sathasivam, K.; Palaniappan, S. P.; Balasubramanian, P. (1982): Effect of combined application of pesticides and urea on nitrogen uptake and grain yield of lowland rice.
Madras Agric. J. 69 (12), 787-790

Scheunert, I. (1985): Environmental modelling for priority setting among existing chemicals.
Proc. GSF-Workshop, München 11.-13.11.1985, 279-298

Schmidt, G. H. (1986): Pestizide und Umweltschutz.
Vieweg & Sohn, Braunschweig / Wiesbaden

Schnieder, E. (1990): Die Dauerversuche in Thyrow - Der Nährstoffmangelversuch.
In: Dauerfeldversuche. Übersicht, Entwicklung und Ergebnisse von Feldversuchen mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer. 2. Auflage, Berlin, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften. 205-211

- Schnöder, F. (1995):** Das Verhalten von ^{14}C -Fluoranthren und -Benzo(a)pyren sowie ^{14}C -PCB 28 und -PCB 52 im Agrarökosystem - Lysimeterversuche mit einer Parabraunerde aus Löß.
Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn, 1-134
- Schroll R. E. (1989):** Aufnahme von ^{14}C -markierten Chemikalien und Radionuklide aus Boden in Pflanzen in Abhängigkeit von Pflanzeigenschaften.
Dissertation, Technische Universität München, 1-283
- Schropp, W. (1951):** Der Vegetationsversuch. 1. Methodik der Wasserkultur höherer Pflanzen. Methodenbuch Band 8.
Neumann Verlag Berlin
- Schulte, A.; Beese, F. (1994):** Adsorptionsdichte-Isothermen von Schwermetallen und ihre ökologische Bedeutung.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 295-303
- Schulz, E. (1990):** Die heißwasserlösliche C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS).
Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269-275
- Schulz, E.; Klimanek, E. - M.; Kalbitz, K.; Heinrich, K. (1996):** Investigations on β -HCH decomposition in heavy polluted soils in the riverine area of the river Mulde in the region of Dessau.
4th forum HCH and unwanted pesticides, 15.-16.01.1996 Poznan, Poland
- Schulz, E.; Klimanek, E.- M. (1996):** Das Verhalten von beta-HCH in hoch belasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Mulde. (Förderprojekt des MUNR Sachsen-Anhalt)
Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft-AG Bodenschutz-Stoffliche Bodenbelastung, Leipzig, 07.-08. Mai (im Druck)
- Schwarzenbach, R. P.; Gschwend, P. M.; Imboden, D. M. (1993):** Environmental Organic Chemistry.
John Wiley & Sons, Inc., Canada
- Senesi, N.; Miano, T. M. (1995):** The role of abiotic interactions with humic substances on the environmental impact of organic pollutants.
Environ. Impact Soil Compon. Interact. 1; 311-35
- Shabad, L. M.; Cohan, A. P.; Ilitsky, A.; Khesina, N. P.; Scherbak, N. P.; Smirnow, G. A. (1971):** The cancerogenic hydrocarbon benzo(a)pyrene in the soil.
J. Natl. Cancer Inst. 47 (6), 1179-1191
- Shone, M. G. T.; Wood, A. V. (1973):** Pathways of uptake and translocation of some soil applied pesticides. Proceeding of the 7th British Insecticide and Fungicide Conference Brighton, England 19.11.-22.11.1973

7. Literaturübersicht

Shone, M. G. T.; Wood, A. V. (1974): A comparison of the uptake and translocation of some organic herbicides and a systemic fungicide by barley. 1. Adsorption in relation to physico-chemical properties.
J. Exp. Botany 25, 390-400

Shriharan, S.; Suess, A. (1978): Studies on the distribution of fenthion in plants and soil systems.
Chemosphere 7, 509-515

Sidderamappa, R.; Sethunathan, N (1975): Persistence of gamma-BHC in Indian rice soils under flooded conditions.
Pestic. Sci. 6, 395-403

Sims, R. C.; Overcash, M. R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNA's) in soil-plant systems.
Residue Rev. 88, 1-68

Singh, V. H.; Prasad, C. R. (1990): Effect of insecticides on yield, juice quality and nutrient uptake of sugarcane (*Saccharum officinarum*) in a calcareous soil.
Indian J. Agric. Sci. 60 (1), 83-85

Smelt, J. H.; Leistra, M. (1974): Hexachlorbenzene in soils and crops after soil treatment with pentachloronitrobenzene.
Agriculture and Environment 1, 65-71

Smith, J.; Mabey, M. R.; Bohomos, N.; Holt, B. R.; Lee, S. S.; Chou, T. W.; Bomberger, D. C.; Hill, T. (1978): Environmental pathways of selected chemicals in freshwater systems. U.S. Environmental Protection Agency (Office of Research and Development), Athens, GA. EPA-600/7-78-074

Specht, W.; Tilkes, M. (1980): Gas-chromatographische Bestimmung von Rückständen an Pflanzenbehandlungsmitteln nach Clean-up über Gel-Chromatographie und Mini-Kieselgel-Säulenchromatographie. 3. Mitteilung.
Fres. Z. Anal. Chem. 301, 300-307

Specht, W.; Tilkes, M. (1985): Gas-chromatographische Bestimmung von Rückständen an Pflanzenbehandlungsmitteln nach Clean-up über Gel-Chromatographie und Mini-Kieselgel-Säulenchromatographie. 5. Mitteilung. Fres.
Z. Anal. Chem. 322, 443-455

Speer, K. (1994): Bestimmung von PAK in Lebensmitteln.
In: Matter, L.: Lebensmittel- und Umweltanalytik mit der Kapillargaschromatographie VCH Weinheim

Steinwandter, H. (1976a): Zum Lindanmetabolismus an Pflanzen. I. Bildung von Hexachlorbenzol.
Chemosphere 2, 119-125

- Steinwandter, H. (1976b):** Zum Lindanmetabolismus an Pflanzen. II Bildung von α -HCH.
Chemosphere 4, 221-225
- Steinwandter, H. (1976c):** Beiträge zum Lindanmetabolismus in der Ökosphäre.
Sonderdruck aus Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 33/II; 208-215
- Steinwandter, H. (1976d):** Beiträge zur Umwandlung der HCH-Isomere durch Einwirkung von UV-Strahlen. I. Isomerisierung des Lindans in α -HCH.
Chemosphere 4, 245-248
- Steinwandter, H.; Schlüter, H. (1978):** Experiments on lindane metabolism in plants. IV. A kinetic investigation.
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20, 174-179
- Streit, B. (1994):** Lexikon Ökotoxikologie
2., aktualisierte und erweiterte Auflage, VCH Verlag Weinheim
- Strek, H. J.; Weber, J. B.; Shea, P. J. et al. (1981):** Reduction of polychlorinated biphenyl toxicity and uptake of carbon-14 activity by plants through the use of activated carbon.
J. Agric. Food Chem. 29, 288-293
- Strek, H. J.; Weber, J. B. (1980):** Absorption and translocation of polychlorinated biphenyls (PCB's) by weeds.
Proc. South. Weed Sci. Soc. 33; 226-232
- Suneja, S.; Dogra, R. C. (1988):** Lindane and growth and respiratory activity of rhizobia. Annals of Biology 4 (1-2), 7-13
- Suess, M. J. (1976):** The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons.
Sci. Tot. Environ. 6, 239-250
- Suzuki, M.; Yamato, Y.; Watanabe, T (1975):** Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils.
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14, 520-529
- Tausson, V. O. (1950):** Basic principles of plant bioenergetics. (collected work) p. 73. In: N. A. Maximov (ed.) National Academy of Sciences, UssR.
- Tebaay, R. H.; Welp, G.; Brümmer, G. W. (1993):** Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlichen Böden.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 1-10
- Thakur, R. B.; Mishra, S. S.; Sharma, N. N. (1988):** Effect of pesticides on N-use efficiency and growth dynamic in rice.
Indian J. Agron. 33 (2); 181-185

7. Literaturübersicht

Thier, H. P.; Frehse, H. (1986): Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln.
Thieme Verlag Stuttgart New York

Topp, E. M.; Scheunert, I.; Attar A. (1986): Factors affecting the uptake of ^{14}C -labeled organic chemicals by plants from soil.
Ecotox. Environ. Safety 11, 219-228

Topp, E. M. (1986): Aufnahme von Umweltchemikalien in die Pflanze.
Dissertation Technische Universität München, 68-229

Topp, E. M.; Scheunert, I.; Korte, F. (1989): Kinetics of the uptake of ^{14}C -labeled chlorinated benzenes from soil by plant.
Ecotoxicol. Environ. Saf. 17, 157-166

Travis, C. C.; Hattener-Frey, H. A. (1988): Uptake of organics by aerial plant parts.
A call for research.
Chemosphere 17, 277-284

Trapp, S. (1993): Modellierung der Aufnahme anthropogener organischer Chemikalien in Pflanzen.
Dissertation, Technische Universität München

Trapp, S.; Mc Farlane, J. C. (1995): Plant contamination. Modelling and simulation of organic chemicals processes.
Lewis Publishers ISBN 0-56670-078-7

Tyree, M. T.; Peterson, C. A.; Edgington, L. V. (1979): A simple theory regarding ambimobility of xenobiotics with special reference to the nematicide oxamyl. Plant Physiol. 63, 367-374

Ulman, E. (1973): Lindan, Monographie eines insektiziden Wirkstoffes.
Verlag K. Schillinger, Freiburg im Breisgau

Ulman, E. (1976): Lindane. II. Supplement. Verlag K. Schillinger, Freiburg, W. Germany

U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (1989): Health and Environmental Effects Profile for Hexachlorocyclohexanes.
Report No. EPA / 600 / X-88 / 248; NTIS PB 89-126585

Verordnung über Höchstmengen an Pflanzenschutz- und sonstigen Mitteln sowie anderen Schädlingsbekämpfungsmitteln in oder auf Lebensmitteln und Tabakerzeugnissen (Pflanzenschutzmittel - Höchstmengenverordnung - PHmV) vom 24. 06. 1982, BGBl. I, 1982, S. 745ff., geändert am 18. 04. 1984 mit der 1. ÄndVO (BGBl. I, S. 635) und am 25. 04. 1988 mit der 2. ÄndVO (BGBl. I, S. 563, ber. S.601

- Vonk, J. W., Quirijns, J. K. (1979):** Anaerobic formation of α -hexachlorocyclohexane from γ -hexachlorocyclohexane in soil and by *Escherichia coli*.
Pestic. Biochem. Physiol. 12, 68-74
- Wagner, K. H.; Wagner-Hering, E. (1971):** The cycle of cancer-causing substances - polycyclic aromatic hydrocarbons - in plants and humans.
Protectio Vitae 6, 260
- Wallnöfer, P.; Engelhardt, G.; Ziegler, W. (1980):** Gebundene Rückstände chemischer Pflanzenschutzmittel in Boden und Pflanze.
Gesunde Pflanzen 32, 112-118
- Wagenet, R. J.; Huston, J. L. (1989):** LEACHM: A process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Vol. 2, Version 2, Center for Environmental Research, Cornell University, Ithaca, New York
- Wagenet, J.; Hutson, J. L. (1990):** Quantifying pesticide behavior in soil.
Am. Rev. Phytopathol. 28, 295-319
- Waliszewski, S. M. (1990):** Conversion of lindane to HCH isomers and HCB in the agriculture field condition. In Study and Prediction of Pesticide Behaviour in Soils, Plants and the Aquatic System. Mansour, M. (Hrsg.): GSF- Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, München- Neuherberg, W. Germany, pp. 237-247
- Walizewski, S. M. (1993):** Residues of lindane, HCH isomers and HCB in the soil after lindane application.
Environ. Poll. 82, 289-293
- Walton, B. T.; Anderson, T. A. (1990):** Microbial degradation of trichloroethylene in the rhizosphere: Potential application to biological remediation of waste sites.
Appl. Environ. Microbiol. 56, 1012-1016
- Wang, X.; Yu, X.; Bartha, R. (1990):** Effect of bioremediation on polycyclic aromatic hydrocarbon residues in soil.
Environment. Sci. Technol. 24, 1086-1089
- Weber, J. B.; Best, J. A.; Gonese, J. U. (1993):** Bioavailability and bioactivity of sorbed organic chemicals
SSSA Spec. Publ., 32 (Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil), 153-96
- Westcott, N. D. (1985):** Gamma - HCH in rape seedlings grown from treated seeds.
Pestic. Sci. 16 (4), 416-421
- Wheatley, G. A. (1965):** The assessment and persistence of residues of organochlorine insecticides in soils and their uptake by crops.
J. Agric. Food Chem. 15, 231-234

7. Literaturübersicht

Wheeler, W. B.; Frear, D. E. H.; Mumma, R. O.; Hamilton, R. N.; Cotner, R. C. (1967): Absorption and translocation of dieldrin by forage crops.
J. Agric. Food Chem. 15, 231-234

Wild, S. R.; Jones, K. C. (1992): Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil.
J. Environ. Qual. 21, 217-225

Wild, S. R.; Jones, K. C. (1993): Biological and abiotic losses of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH's) from soils freshly amended with sewage sludge.
Environ. Toxicol. Chem., 12, 5-12

Wild, S. R.; Jones, K. C. (1995): Polynuclear aromatic hydrocarbons in the united kingdom environment: a preliminary source inventory and budget.
Environ. Pollut. 88, 91-108

Wolfe, N. L.; Zepp, R. G.; Paris, D. E.; Boughmna, G. L.; Hollis, R. C. (1977): Methoxychlor und DDT degradation in water-rates and products.
Environ. Sci. Technol. 11; 1077-1081

Xue, S.K.; Selim, H.M. (1995): Modeling adsorption-desorption kinetics of alachlor in a typic Frajudalf.
J. Environ. Qual. 24 (5); 896-903

Yadav, P. R.; Srivastava, B. P.; Kavadia, V. S., Kathpal, T. S. (1977): Translocation of BHC in maize and pearl millet raised on treated soils.
Indian J. agric. Sci. 47 (7), 317-321

Zheng, S. Q.; Cooper, J. F. (1996): Adsorption, desorption, and degradation of three pesticides in different soils
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30 (1); 15-20

Ziegler, H. (1995): Weg der Schadstoffe in die Pflanze. in: Hock, B.; Elstner, E. F. (Ed.) Schadwirkungen auf Pflanzen- Lehrbuch der Pflanzentoxikologie.
Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg Berlin Oxford, 3., überarbeitete Auflage
53-64

Anhang

Gefäßversuche

- G1** Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthene und Benzo(a)pyren) von der Bodenart und der Zeit
- G2** Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthene und Benzo(a)pyren) von Bodeneigenschaften
- G3** Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthene und Benzo(a)pyren) von deren Konzentration im Boden
- G4** Untersuchungen zum Boden / Pflanze - Transfer ausgewählter Organochlorverbindungen aus einem hoch β -HCH belasteten Altlastenstandort
- G5** Untersuchungen zum potentiellen Aufnahmevermögen von Mais für insektizid wirkende chlorierte Kohlenwasserstoffe (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthene und Benzo(a)pyren)

Tabellen

- Tabelle 1A:** Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und PAK (Löss-schwarzerde⁽¹⁾ Standort Bad Lauchstädt)
- Tabelle 2A:** Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung ausgewählter insektizid wirkender chlorierter Kohlenwasserstoffe und PAK
- Tabelle 3A:** Mittlere Schadstoffkonzentrationen von Mais an Lindan und Methoxychlor bzw. Fluoranthene und Benzo(a)pyren (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 120 Tage) (Sproß, Wurzel, Saatkorn) aus einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾) und Bad Lauchstädt (Lössschwarzerde⁽¹⁾)
- Tabelle 4A:** Mittlere Lindan-und Methoxychlor-Entzüge [mg/Gefäß] (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 120 Tage) von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt (Lössschwarzerde⁽¹⁾) und Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾)
- Tabelle 5A:** Mittlere Fluoranthene-und Benzo(a)pyren-Entzüge [μ g/Gefäß] (n=8 für 30 Tage, n=4 für 60, 90 120 Tage) von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt (Lössschwarzerde⁽¹⁾) und Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾)
- Tabelle 6A:** Mittlere Lindan-bzw. Methoxychlor-Konzentrationen (n=4) in Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden der Standorte Thyrow (Tieflehmfahlerde^(6, 7, 8)) und Bad Lauchstädt (Lössschwarzerde^(2, 3, 4))

Tabelle 7A: Mittlere Lindan- und Methoxychlor-Entzüge (n=4) [mg/Gefäß] von Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes des Standorte Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde^(2, 3, 4)) und Thyrow (Tieflehmfahlerde^(6, 7, 8))

Tabelle 8A: Mittlere Schadstoffkonzentration (n=4) an ausgewählten insektizid wirkenden chlorierten Kohlenwasserstoffen und PAK in Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

Tabelle 9A: Mittlere Lindan- und Methoxychlor- bzw. Fluoranthen und Benzo(a)-pyren-Entzüge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

Tabelle 10A: Mittlere Konzentrationen an Organochlorverbindungen (n=5) und Standardabweichung [mg/kg TS] (n=5) in Ackerbohnen (Stengel, Blätter, Bohnen, Wurzel), Mais (Sproß, Wurzel) und Möhre (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel) aus einem Gefäßversuch mit einem stark β -HCH belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾).

Tabelle 11A: Mittlere Lindan- und Methoxychlor- bzw. Fluoranthen und Benzo(a)-pyren-Entzüge [mg/Gefäß] (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) mit einer Hydrokultur

Versuchsplan 1A

Gefäßversuch G1

1. Allgemeine Angaben

Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthen und Benzo(a)pyren) von der Bodenart und der Zeit

- Prüfung des Aufnahmevermögens von Mais für Organochemikalien aus ausgewählten, vor Aussaat definiert kontaminierten Böden

2. Prüfglieder

2.1. Prüffaktoren

- A Bodenart
- B Bewuchs
- C Schadstoffart

2.2. Stufen

- a₁ Lößschwarzerde⁽¹⁾ (Bad Lauchstädt)
- a₂ Tieflerhmfelderde⁽⁶⁾ (Thyrow)

- b₁ ohne
- b₂ mit

- c₁ Fluoranthen und Benzo(a)pyren
- c₂ Lindan und Methoxychlor
- c₃ ohne

2.3. Versuchsbeginn: 20. 04. 1995

2.4. Ernte

Ernte nach Tagen	Anzahl der Gefäße pro Bodenvariante	Anzahl der Nullproben pro Bodenvariante
30	16	3
60	8	3
90	8	3
120	8	3

3. Konstante Faktoren

3.1. Bedingungen

Temperatur

Feuchte

3.2. Boden

8,5 kg Boden pro Gefäß (Erntetermine 30, 60, 90, 120 Tage)

2,5 kg Boden pro Gefäß (Erntetermin 30 Tage)

3.3. Applikationsdosis

50 ppm je Schadstoff

3.4. Pflanze

Mais

3.5. Düngung

Angaben pro 8,5 kg Boden

- 1,0 g Ca als CaHPO_4
- 2,0 g N als NH_4NO_3
- 1 g K als K_2SO_4 und 0,23 g Mg als $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ als K-Mg Lösung
- 3 ml 5% ige FeCl_3 -Lösung
- 1,5 ml A-Z Spurenelementlösung nach Hoagland

4. Prüfmerkmale

4.1. Pflanze

Trockenmasseertrag
Schadstoffgehalt
Gesamtstickstoffgehalt

4.2. Boden

Schadstoffgehalt

5. Versuchsanlage

- Gefäßversuch (KICK BRAUCKMANN-Gefäße; MITSCHERLICH-Schalen)
- Fruchtart: Mais (Anjon 09)
- Anzahl der Pflanzen pro Gefäß: 8 (16 gelegt, auf 8 Pflanzen pro Gefäß vereinzelt)
- Anzahl der Gefäße: 108 (davon 58 KICK BRAUCKMANN- und 58 MITSCHERLICH Schalen)

Versuchsplan 2A

Gefäßversuch G2

1. Allgemeine Angaben

Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter Organochemikalien von Bodeneigenschaften

- Prüfung des Aufnahmevermögens von Mais für Organochemikalien aus ausgewählten, vor Aussaat definiert kontaminierten Böden in Abhängigkeit von deren Humusgehalt

2. Prüfglieder

2.1. Prüffaktoren

A Bodenart

B Schadstoffart

2.2. Stufen

a₁ Lössschwarzerde (Statischer Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt; ungedüngte Variante⁽³⁾)

a₂ Lössschwarzerde (Statischer Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt; organisch-mineralische Variante⁽²⁾)

a₃ Lössschwarzerde (Bad Lauchstädt; ehemalige Stalldung / Gülle Deponie⁽⁴⁾)

a₄ Tieflahmhagerde (Nährstoffmangelversuch Thyrow, ungedüngte Variante⁽⁷⁾)

a₅ Tieflahmhagerde (Nährstoffmangelversuch Thyrow, organisch-mineralische Variante⁽⁶⁾)

a₆ Tieflahmhagerde (Thyrow; Ausgleichsfläche⁽⁶⁾)

b₁ Fluoranthren und Benzo(a)pyren

b₂ Lindan und Methoxychlor

b₃ ohne

2.3. Versuchsbeginn: 20. 04. 1995

2.4. Ernte: nach 60 Tagen

Anzahl der Wiederholungen			
	PAK-Variante	CKW-Variante	Nullvariante
V120/1	4	4	3
V120/1	4	4	3
V503	4	4	3
Thyrow Ausgleichsfläche	4	4	3
Thyrow organ. -mineral.	4	4	3
Thyrow ungedüngt	4	4	3

3. Konstante Faktoren

3.1. Bedingungen

Temperatur

Feuchte

3.2. Boden

2,5 kg Boden pro Gefäß

3.3. Applikationsdosis

50 ppm je Schadstoff

3.4. Pflanze

Mais

3.5. Düngung

Angaben pro 8,5 kg Boden

- 1,0 g Ca als CaHPO_4
- 2,0 g N als NH_4NO_3
- 1 g K als K_2SO_4 und 0,23 g Mg als $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ als K-Mg Lösung
- 3 ml 5% ige FeCl_3 -Lösung
- 1,5 ml A-Z Spurenelementlösung nach Hoagland

4. Prüfmerkmale

4.1. Pflanze

Trockenmasseertrag
Schadstoffgehalt
Gesamtstickstoffgehalt

4.2. Boden

Schadstoffgehalt

5. Versuchsanlage

- Gefäßversuch (MITSCHERLICH-Schalen)
- Fruchtart: Mais (Anjon 09)
- Anzahl der Pflanzen pro Gefäß: 8 (16 gelegt, auf 8 Pflanzen pro Gefäß vereinzelt)
- Anzahl der Gefäße: 55

Versuchsplan 3A

Gefäßversuch G3

1. Allgemeine Angaben

Abhängigkeit der Aufnahme ausgewählter Organochlorpestizide (Lindan und Methoxychlor) und PAK (Fluoranthen und Benzo(a)pyren) von deren Konzentration im Boden

- Prüfung des Aufnahmevermögens von Mais für Organochemikalien aus einer vor Aussaat mit verschiedenen Konzentrationen definiert kontaminierten Lößschwarzerde⁽¹⁾

2. Prüfglieder

2.1. Prüffaktoren

A Schadstoffart und -aufwandmenge

2.2. Stufen

- a₁ Fluoranthen und Benzo(a)pyren je 50 ppm
- a₂ Fluoranthen und Benzo(a)pyren je 100 ppm
- a₃ Fluoranthen und Benzo(a)pyren je 200 ppm
- a₄ Fluoranthen und Benzo(a)pyren je 400 ppm
- a₅ Lindan und Methoxychlor je 5 ppm
- a₆ Lindan und Methoxychlor je 25 ppm
- a₇ Lindan und Methoxychlor je 50 ppm
- a₈ Lindan und Methoxychlor je 200 ppm
- a₉ ohne

2.3. Versuchsbeginn: 20. 04. 1995

2.4. Ernte: nach 60 Tagen; je Variante 4 Wiederholungen, 3 Kontrollgefäße

3. Konstante Faktoren

3.1. Bedingungen

Temperatur

Feuchte

3.2. Boden

2,5 kg Boden pro Gefäß

3.3. Pflanze

Mais

3.4. Startdüngung

Angaben pro 8,5 kg Boden

- 1,0 g Ca als CaHPO_4
- 2,0 g N als NH_4NO_3
- 1 g K als K_2SO_4 und 0,23 g Mg als $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ als K-Mg Lösung
- 3 ml 5% ige FeCl_3 -Lösung
- 1,5 ml A-Z Spurenelementlösung nach Hoagland

4. Prüfmerkmale

4.1. Pflanze

Trockenmasseertrag

Schadstoffgehalt

Gesamtstickstoffgehalt

4.2. Boden

Schadstoffgehalt

5. Versuchsanlage

- Gefäßversuch (MITSCHERLICH-Schalen)
- Fruchtart: Mais (Anjon 09)
- Anzahl der Pflanzen pro Gefäß: 8 (16 gelegt, auf 8 Pflanzen pro Gefäß verteilt)

Anzahl der Gefäße: 35

Versuchsplan 4A

Gefäßversuch G4

1. Allgemeine Angaben

Untersuchungen zum Boden / Pflanze - Transfer ausgewählter Organochemikalien

- Prüfung des Aufnahmevermögens von Mais, Ackerbohnen und Möhren für Organochlorchemikalien aus einem stark beta-HCH kontaminiertem Aueboden des Industriegebietes Bitterfeld (Muldeau Keller⁽⁵⁾)

2. Prüfglieder

2.1. Prüffaktoren

A Pflanzenart

2.2. Stufen

a₁ Ackerbohne

a₂ Mais

a₃ Möhre

2.3. Versuchsbeginn: 29. 04. 1994

2.4. Ernte: nach 160 Tagen Möhren. 120 Tagen Mais, 80 Tagen Ackerbohnen ; je Variante 5 Wiederholungen

3. Konstante Faktoren

3.1. Bedingungen

Temperatur

Feuchte

3.2. Boden

5 kg Boden pro Gefäß

3.2. Boden

2,5 kg Boden pro Gefäß

3.3. Pflanze

Mais

3.4. Startdüngung

Angaben pro 8,5 kg Boden

- 1,0 g Ca als CaHPO_4
- 2,0 g N als NH_4NO_3
- 1 g K als K_2SO_4 und 0,23 g Mg als $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ als K-Mg Lösung
- 3 ml 5% ige FeCl_3 -Lösung
- 1,5 ml A-Z Spurenelementlösung nach Hoagland

4. Prüfmerkmale

4.1. Pflanze

Trockenmasseertrag

Schadstoffgehalt

Gesamtstickstoffgehalt

4.2. Boden

Schadstoffgehalt

5. Versuchsanlage

- Gefäßversuch (MITSCHERLICH-Schalen)
- Fruchtart: Mais (Anjon 09)
- Anzahl der Pflanzen pro Gefäß: 8 (16 gelegt, auf 8 Pflanzen pro Gefäß vereinzelt)

Anzahl der Gefäße: 35

Versuchsplan 5A

Gefäßversuch G5

1. Allgemeine Angaben

Untersuchungen zum potentiellen Aufnahmevermögen von Mais für Organochemikalien

- Prüfung des Aufnahmevermögens von Mais (Hydrokultur) für Organochemikalien definierter Konzentration

2. Prüfglieder

2.1. Prüffaktoren

A Schadstoffart

2.2. Stufen

a₁ ohne

a₂ Fluoranthren und Benzo(a)pyren je 50 ppm

a₃ Fluoranthren 50 ppm

a₄ Benzo(a)pyren 50 ppm

a₅ Lindan und Methoxychlor je 50 ppm

a₆ Lindan 50 ppm

a₇ Methoxychlor 50 ppm

2.3. Versuchsbeginn: 29. 06. 1995

2.4. Ernte: nach 90 Tagen; je Variante 5 Wiederholungen, 5 Kontrollgefäße

3. Konstante Faktoren

3.1. Bedingungen

Temperatur

Feuchte

3.2. Pflanze

Mais

3.3. Düngung

Angaben pro 5 Liter (nach SCHROPP (1951))

- 93,51 g $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
- 16,5 g KNO_3
- 8,0g KCL
- 16,5 g KH_2HPO_4
- 16,5 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
- 3,1 g FeEDTA
- 1,0 ml A-Z Spurenelementlösung nach Hoagland

4. Prüfmerkmale

4.1. Pflanze

Trockenmasseertrag

Schadstoffgehalt

Gesamtstickstoffgehalt

4.2. Nährlösung

Schadstoffgehalt

pH-Wert

5. Versuchsanlage

- Gefäßversuch (5 Liter Bechergläser)
- Anzahl der Pflanzen pro Gefäß: 8
- Anzahl der Gefäße: 35

Tabelle 1A: Mittlere Trockenmasseerträge (n=4) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit unterschiedlichen Applikationsdosen an Organochlorpestiziden und PAK (Lößschwarzerde⁽¹⁾ Standort Bad Lauchstädt)

Applikationsvariante	Dosis [mg/kg TS]	Trockenmasseertrag			
		Sproß [g]	SD [g]	Wurzel [g]	SD [g]
Organochlorpestizide	10	28,0 ^a	3,00	12,2 ^a	1,09
	50	26,2 ^a	2,37	9,98 ^a	1,16
	100	30,1 ^a	1,95	8,31 ^a	1,36
	400	3,16 ^b	1,18	1,41 ^b	0,31
PAK	100	27,9 ^{a1}	3,14	6,25 ^{a1b1}	0,59
	200	20,6 ^{a1}	10,96	4,95 ^{b1}	3,364
	400	27,2 ^{a1}	12,87	6,89 ^{a1b1}	3,08
	800	21,7 ^{a1}	11,06	4,88 ^{b1}	2,26
Kontrolle	unbehandelt	34,6 ^{a,a1}	1,28	10,8 ^{a,a1}	0,51

Tabelle 2A: Mittlere Trockenmasseerträge von Mais (n=5) von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) mit Einzel- bzw. Kombinationsanwendung ausgewählter Organochlorpestizide und PAK

Applikationsvariante	Trockenmasseertrag			
	Sproß [g]	SD [g]	Wurzel [g]	SD [g]
Kontrolle	156 ^{a,a1}	20,8	28,5 ^{a,a1}	6,19
Methoxychlor	95,1 ^b	9,79	14,6 ^b	5,84
Lindan	49,1 ^c	5,00	7,61 ^c	2,40
Lindan und Methoxychlor	5,15 ^d	1,29	2,44 ^d	0,41
Fluoranthen	97,5 ^{b1}	20,86	20,3 ^{b1}	5,97
Benzo(a)pyren	62,5 ^{c1}	13,13	17,2 ^{c1}	3,14
Fluoranthen und Benzo(a)pyren	150 ^{a1}	33,88	28,0 ^{a1}	7,25

Tabelle 3A: Mittlere Schadstoffkonzentrationen von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) aus einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Thyrow (Tieflehmfahlder⁽⁶⁾) und Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde⁽¹⁾)

Schadstoff	Versuchsdauer [d]	Tieflehmfahlder ⁽⁶⁾						Lößschwarzerde ⁽¹⁾					
		Sproß [ppm]	SD [ppm]	Wurzel [ppm]	SD [ppm]	Saatkorn [ppm]	SD [ppm]	Sproß [ppm]	SD [ppm]	Wurzel [ppm]	SD [ppm]	Saatkorn [ppm]	SD [ppm]
Lindan	30	100,15 ^a	2,52	183,94 ^A	0,62	400,75	13,12	67,32 ^a	16,04	120,02 ^A	11,03	236,44	12,86
	60	20,63 ^b	5,31	22,42 ^B	7,59			2,69 ^b	1,00	5,78 ^B	2,40		
	90	0,84 ^c	0,48	6,86 ^C	3,73			0,02 ^b	0,008	0,39 ^B	0,03		
	120	0,37 ^c	0,13	1,96 ^C	0,32			0,02 ^b	0,004	0,06 ^B	0,03		
Methoxychlor	30	6,57 ^{a1}	0,38	126,93 ^{A1}	11,30	63,40	2,22	1,34 ^{a1}	0,86	53,37 ^{A1}	2,61	18,79	1,08
	60	0,01 ^{b1}	0,007	23,84 ^{B1}	9,61			n.n.		59,14 ^{B1}	11,27		
	90	0,32 ^{b1}	0,27	44,51 ^{C1}	6,36			0,08 ^{b1}	0,001	23,84 ^{A1}	10,69		
	120	n.n.		16,30 ^{B1}	4,66			n.n.		13,00 ^{A1}	5,98		
Fluoranthren	30	9,03 ^{a2}	1,46	131,64 ^{A2}	2,63	4,72	0,160	7,15 ^{a2}	0,10	33,50 ^{A2}	0,83	7,66	1,26
	60	0,03 ^{b2}	0,004	125,99 ^{B2}	7,35			0,02 ^{b2}	0,01	6,07 ^{B2}	0,93		
	90	0,06 ^{b2}	0,010	4,41 ^{C2}	0,17			0,03 ^{b2}	0,001	3,67 ^{C2}	1,34		
	120	0,01 ^{b2}	0,006	0,23 ^{C2}	0,11			0,002 ^{b2}	0,001	0,09 ^{D2}	0,02		
Benzo(a)pyren	30	2,02 ^{a3}	0,14	16,14 ^{AC3}	3,81	0,13	0,02	1,03 ^{a3}	0,06	2,25 ^{A3}	0,001	0,12	0,01
	60	0,005 ^{b3}	0,0005	19,42 ^{AB3}	3,13			0,005 ^{b3}	0,001	2,05 ^{B3}	0,96		
	90	0,001 ^{b3}	0,0007	6,46 ^{CD3}	0,23			0,003 ^{b3}	0,002	5,09 ^{C3}	0,31		
	120	n.n.		4,40 ^{CD3}	0,32			0,002 ^{b3}	0,001	4,84 ^{C3}	1,37		

-für den multiplen Mittelwertsvergleich wurden Saatkorn und Wurzel zusammengezogen; verglichen wurden die Schadstoffkonzentrationen in Sproß und Wurzel zu den jeweiligen Ernteterminen getrennt für jede Bodenart

Tabelle 4A: Lindan-und Methoxychlorentzüge [mg/Gefäß] von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde⁽¹⁾) und Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾)

Versuchsdauer	Tieflehmfahlerde ⁽⁶⁾				Lößschwarzerde ⁽¹⁾			
	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Total	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Total
Lindan 30Tage	0,139	0,119	0,719	0,977	0,07	0,063	0,595	0,728
Meth.chlor ¹	0,009	0,082	0,114	0,205	0,001	0,028	0,047	0,076
Lindan 60Tage	0,719	0,385		1,104	0,081	0,048		0,129
Meth.chlor	0	0,410		0,410	0	0,492		0,492
Lindan 90Tage	0,120	0,149		0,269	0,003	0,004		0,007
Meth.chlor	0,045	0,969		1,014	0,011	0,239		0,250
Lindan 120Tage	0,104	0,100		0,204	0,005	0,003		0,008
Meth.chlor	0	0,832		0,832	0	0,663		0,663

1 - Meth.chlor = Methoxychlor

Tabelle 5A: Fluoranthen-und Benzo(a)pyrenentzüge [$\mu\text{g}/\text{Gefäß}$] von Mais (Sproß, Wurzel, Saatkorn) in einem Gefäßversuch (G1) mit Böden der Standorte Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde⁽¹⁾) und Thyrow (Tieflehmfahlerde⁽⁶⁾)

Versuchsdauer	Tieflehmfahlerde ⁽⁶⁾				Lößschwarzerde ⁽¹⁾			
	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Total	Sproß	Wurzel	Saatkorn	Total
Fluoranthen	14,83	184,56	5,78	205,17	7,71	38,92	9,89	56,52
30Tage								
B(a)P ¹	3,32	22,63	0,17	26,12	1,11	2,61	0,15	3,87
Fluoranthen	0,94	1153,39		1154,33	0,63	37,92		38,55
60Tage								
B(a)P	0,19	177,74		177,93	0,15	12,84		12,99
Fluoranthen	7,00	92,77		99,77	3,23	51,10		54,33
90Tage								
B(a)P	0,22	135,79		136,01	0,58	70,79		71,37
Fluoranthen	2,88	14,81		17,69	0,52	2,98		3,50
120Tage								
B(a)P	0,12	198,65		198,77	0,68	153,59		154,27

1 - B(a)P = Benzo(a)pyren

Tabelle 6A: Mittlere Lindan- bzw. Methoxychlorkonzentrationen in Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden der Standorte Thyrow (Tieflehmfahlerde^(6,7,8)) und Bad Lauchstädt (Lössschwarzerde^(2,3,4))

Versuchsvariante	C _{org} [%]	Lindankonzentrationen				Methoxychlorkonzentration				Gesamtkonzentration Lindan und Methoxychlor		
		Sproß [ppm]	SD [ppm]	Wurzel [ppm]	SD [ppm]	Sproß [ppm]	SD [ppm]	Wurzel [ppm]	SD [ppm]	Sproß [ppm]	Wurzel [ppm]	Gesamt- pflanze [ppm]
Thyrow ungedüngt ⁽⁷⁾	0,37	14,71	2,21	76,70	17,67	0,15	0,06	39,45	11,42	14,86	116,14	38,77
Thyrow Aus- gleichsfläche ⁽⁶⁾	0,56	20,63	5,31	22,42	7,59	0,01	0,007	23,84	9,61	20,64	46,26	29,08
Thyrow organ. mineral ⁽⁸⁾	0,70	4,01	0,06	3,92	2,32	0,10	0,007	23,70	6,08	4,11	27,62	8,56
Bad Lauchstädt ungedüngt ⁽³⁾	1,57	2,80	0,84	9,18	2,91	0,17	0	9,70	2,79	2,97	18,88	5,40
Bad Lauchstädt organ. mineral ⁽²⁾	2,03	0,09	0,007	0,48	0,18	0,15	0,03	6,53	1,40	0,24	7,00	1,35
Bad Lauchstädt Stalldung Gülle ⁽⁴⁾	3,07	0,21	0,02	0,74	0,48	0,17	0,03	3,87	1,58	0,38	4,61	1,41

Tabelle 7A: Lindan- und Methoxychlorentzüge [mg/Gefäß] von Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G2) mit Böden unterschiedlichen organischen Kohlenstoffgehaltes des Standorte Bad Lauchstädt (Lößschwarzerde^(2, 3, 4)) und Thyrow (Tieflehmfahlerde^(6, 7, 8))

Versuchsvariante	C _{org} [%]	Schadstoffart	Sproß	Wurzel	Gesamt- pflanze
Thyrow ungedüngt ⁽⁷⁾	0,37	Lindan	0,490	0,789	1,279
		Methoxychlor	0,005	0,406	0,411
Thyrow Ausgleichs- fläche ⁽⁶⁾	0,56	Lindan	0,719	0,385	1,104
		Methoxychlor	0,000	0,410	0,410
Thyrow organ. min. ⁽³⁾	0,70	Lindan	0,330	0,076	0,406
		Methoxychlor	0,008	0,459	0,467
Bad Lauchst. unge- düngt ⁽³⁾	1,57	Lindan	0,157	0,093	0,250
		Methoxychlor	0,010	0,098	0,108
Bad Lauchst. organ. min. ⁽²⁾	2,03	Lindan	0,005	0,006	0,011
		Methoxychlor	0,009	0,076	0,085
Bad Lauchst. Stalld. Gülle ⁽⁴⁾	3,07	Lindan	0,013	0,011	0,024
		Methoxychlor	0,010	0,058	0,068

Tabelle 8A: Mittlere Schadstoffkonzentration von ausgewählten Organochlorpestiziden und PAK in Mais (Sproß, Wurzel) in einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

Schadstoffart	Dosis [ppm]	Schadstoff	Sproß [ppm]	SD [ppm]	Wurzel [ppm]	SD [ppm]	Gesamt-pflanze [ppm]
Organochlor-pestizide	10	Lindan	0,02 ^a	0,008	0,03 ^a	0,005	0,02 ^a
		Methoxychlor	0,04 ^A	0,002	4,13 ^A	1,17	1,28 ^A
	50	Lindan	0,58 ^a	0,03	0,43 ^a	0,03	0,54 ^a
		Methoxychlor	0,003 ^B	0,001	9,68 ^A	0,85	2,67 ^A
	100	Lindan	2,69 ^{ab}	0,24	5,78 ^b	1,45	3,36 ^b
		Methoxychlor	0	0	59,14 ^B	3,27	12,81 ^B
	400	Lindan	4,534	0,876	18,65 ^c	0,93	8,78 ^c
		Methoxychlor	0,018	0,002	183,23 ^C	2,17	56,50 ^C
PAK	100	Fluoranthen	0,02 ^a	0,01	6,07 ^a	0,93	1,13 ^a
		Benzo(a)pyren	0,005 ^A	0,001	2,05 ^{AC}	0,96	0,38 ^{AC}
	200	Fluoranthen	0,05 ^a	0,003	0,23 ^b	0,09	0,18 ^b
		Benzo(a)pyren	0,02 ^A	0,003	7,33 ^{CB}	0,96	1,45 ^{BC}
	400	Fluoranthen	0,02 ^a	0,001	2,32 ^c	0,28	0,58 ^c
		Benzo(a)pyren	0,03 ^A	0,003	4,91 ^{ABC}	0,98	1,04 ^{ABC}
	800	Fluoranthen	0,03 ^a	0,001	6,31 ^a	0,76	1,29 ^a
		Benzo(a)pyren	0,04 ^B	0,002	7,03 ^{BC}	0,87	1,34 ^{BC}

Tabelle 9A: Lindan- und Methoxychlor- bzw. Fluoranthen und Benzo(a)pyren-entzüge von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G3) mit Lößschwarzerde⁽¹⁾ des Standortes Bad Lauchstädt

Dosis	Organochlorpestizid-Aufnahme [µg / Gefäß]			Dosis	PAK-Aufnahme [µg / Gefäß]		
	Sproß	Wurzel	Total		Sproß	Wurzel	Total
Lindan 10ppm Methoxychlor	0,672	0,332	1,004	Fluoranthen 100ppm B(a)p	2,010	39,785	41,795
Lindan 50ppm Methoxychlor	15,141	4,266	19,407	Fluoranthen 200ppm B(a)p	1,136	3,425	4,561
Lindan 100ppm Methoxychlor	80,813	48,100	128,91	Fluoranthen 400ppm B(a)p	0,661	19,177	19,838
Lindan 400ppm Methoxychlor	14,183	25,951	40,134	Fluoranthen 800ppm B(a)p	0,793	33,630	34,423
	0	491,710	491,710		0,871	34,381	35,252
	0,057	258,280	258,337		0,888	34,692	35,580

Tabelle 10A: Mittlere Organochlorpestizidkonzentrationen und Standardabweichung [ppm](n=5) in Ackerbohnen (Sproß, Blatt, Bohne, Wurzel), Mais (Sproß, Wurzel) und Möhre (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel) aus einem Gefäßversuch mit einem stark β -HCH belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾).

Kultur	Konzentration [ppm]	alpha-HCH	beta-HCH	HCB	gamma-HCH	delta-HCH	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	o,p'-Methoxychlor	p,p'-Methoxychlor	Summe [ppm]	Entzug [mg/Gefäß]
Ackerbohne	Sproß	2,582	35,534	n.n.	0,110	0,148	0,054	0,038	0,029	0,032	0,046	n.n.	0,174	0,044	38,785	0,562
	SD	0,723	0,495		0,005	0,010	0,006	0,003	0,001	0,004	0,002		0,062	0,011		
	Blatt	3,023	39,885	n.n.	0,202	0,368	0,205	0,045	0,192	0,254	0,072	0,130	0,087	0,533	44,995	0,476
	SD	1,027	4,531		0,104	0,110	0,072	0,009	0,021	0,065	0,003	0,031	0,040	0,300		
Mais	Bohne	0,087	0,851	n.n.	0,005	0,007	0,002	0,007	0,006	n.n.	n.n.	0,019	n.n.	0,033	1,017	0,036
	SD	0,020	0,069		0,000	0,000	0,000	0,000	0,001			0,001		0,003		
	Wurzel	5,685	101,04	n.n.	0,172	0,318	0,034	0,135	0,594	0,702	0,705	1,739	0,071	0,482	111,68	2,204
Möhre	SD	0,136	12,47		0,030	0,041	0,012	0,011	0,153	0,162	0,169	0,330	0,022	0,231		
	Sproß	0,337	11,017	n.n.	0,016	0,028	0,023	0,033	0,013	0,042	0,021	0,001	0,036	0,015	11,58	3,447
	SD	0,078	2,057		0,002	0,004	0,006	0,000	0,002	0,004	0,003	0,000	0,015	0,013		
	Wurzel	4,602	105,32	n.n.	0,195	0,338	0,027	n.n.	0,538	0,601	0,661	2,085	0,073	0,459	114,90	5,000
Möhre	SD	1,174	23,770		0,042	0,053	0,007		0,132	0,123	0,169	0,569	0,031	0,094		
	Sproß	0,459	3,790	0,064	0,065	0,054	0,047	0,011	n.n.	n.n.	0,093	0,112	0,074	0,038	4,807	0,067
	SD	0,250	0,020	0,010	0,024	0,010	0,008	0,001			0,043	0,020	0,010	0,010		
	Möhrenkörper	9,620	24,660	0,834	0,099	0,112	0,012	0,058	0,046	0,038	0,104	0,141	0,091	0,090	35,905	0,887
Feinwurzel	SD	3,070	4,660	0,278	0,026	0,025	0,008	0,022	0,025	0,018	0,019	0,045	0,037	0,024		
	SD	17,195	182,40	6,563	0,329	0,642	0,102	0,414	2,241	2,654	2,218	6,720	0,338	0,227	222,04	0,823
Feinwurzel	SD	1,152	7,700	0,279	0,099	0,170	0,026	0,017	0,327	0,133	0,237	1,259	0,167	0,061		

Tabelle 11A: Lindan- und Methoxychlor- bzw. Fluoranthen und Benzo(a)pyrenentzüge [mg / Gefäß] von Mais (Sproß, Wurzel) aus einem Gefäßversuch (G5) mit einer Hydrokultur

Variante	Schadstoff	Sproß	Wurzel	Total
Lindan		2,224	1,771	3,995
Methoxychlor		0,050	37,870	37,92
Lindan und Methoxychlor	Lindan	0,232	0,363	0,595
	Methoxychlor	0,567	9,078	9,645
Fluoranthen		0,044	27,928	27,972
Benzo(a)pyren		0,038	24,564	24,602
Fluoranthen u. Benzo(a)pyren	Fluoranthen	0,041	1,227	1,268
	Benzo(a)pyren	(0,0001)	64,144	64,144

Tabelle 12A: Mittlere Transferfaktoren der Organochemikalien und Standardabweichung [ppm](n=5) in Ackerbohnen (Sproß, Blatt, Bohne, Wurzel), Mais (Sproß, Wurzel) und Möhre (Sproß, Möhrenkörper, Feinwurzel) aus einem Gefäßversuch mit einem stark β -HCH belasteten Aueboden (Muldeau Keller⁽⁵⁾).

Verbindung	Ackerbohne					Mais		Möhre				
	Sproß	Blatt	Bohne	Wurzel	Gesamt-pflanze	Sproß	Wurzel	Gesamt-pflanze	Sproß	Möhren-körper	Feinwurzel	Gesamt-pflanze
alpha-HCH	0,109	0,127	0,004	0,239	0,096	0,012	0,158	0,030	0,020	0,420	0,760	0,320
beta-HCH	0,184	0,206	0,004	0,523	0,190	0,052	0,496	0,108	0,020	0,120	0,900	0,210
HCB	0	0	0	0	0	0	0	0	0,020	0,250	2,000	0,330
gamma-HCH	0,221	0,406	0,001	0,345	0,179	0,032	0,391	0,078	0,120	0,190	0,630	0,210
delta-HCH	0,181	0,451	0,008	0,390	0,192	0,030	0,365	0,073	0,070	0,140	0,800	0,180
o',p'-DDE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p',p'-DDE	0,144	0,170	0,026	0,511	0,186	0,086	0	0,075	0,050	0,240	1,720	0,310
o',p'-DDD	0,022	0,148	0,005	0,458	0,133	0,007	0,297	0,044	0	0,390	1,910	0,190
p,p'-DDD	0,017	0,136	0	0,377	0,114	0,019	0,280	0,053	0	0,240	1,700	0,170
o',p'-DDT	0,035	0,056	0	0,544	0,147	0,014	0,433	0,067	0,090	0,100	2,130	0,280
p',p'-DDT	0	0,038	0,005	0,510	0,132	0	0,593	0,076	0,040	0,050	2,180	0,230
o,p'-Meth.	0,463	0,231	0	0,189	0,146	0,070	0,142	0,079	0,250	0,310	1,160	0,370
p,p'-Meth	0,022	0,265	0,016	0,239	0,104	0,007	0,232	0,036	0,020	0,050	0,120	0,010
Summe	0,167	0,194	0,004	0,481	0,176	0,044	0,440	0,095	0,020	0,150	0,929	0,175

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde von 1993 bis 1996 in der Sektion Bodenforschung des Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH durchgeführt.

Meinem verehrten Doktorvater, Herrn Prof. Dr. E. Worch, danke ich sehr herzlich für die Betreuung der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. F. Führ danke ich sehr für die nützlichen Hinweise bei der Fertigstellung der Arbeit und die Übernahme des Koreferates.

Bei Herrn Prof. Dr. M. Körschens möchte ich mich für die Aufnahme in der Sektion Bodenforschung, die Bereitstellung optimaler Arbeitsbedingungen, die sehr konstruktive wissenschaftliche Zusammenarbeit und die Übernahme des Koreferates bedanken.

Zu ganz besonderem Dank bin ich Frau Dr. E. Schulz verpflichtet. Ihr verdanke ich das interessante Thema, das sie stets durch einen ungebrochenen Optimismus mitgetragen hat. Während unzähliger Diskussionen wurde mir eine gezielte problemorientierte Vorgehensweise vermittelt. Diese Erfahrung hat sich nicht nur auf die Resultate dieser Arbeit sondern auch auf meine Arbeitsweise sehr positiv ausgewirkt. Darüber hinaus ermöglichte Frau Dr. E. Schulz mir die Teilnahme an Konferenzen, die meinen Wissensaustausch und den damit gewonnenen Weitblick innerhalb der wissenschaftlichen Arbeiten stark förderte.

Allen Mitarbeitern der Sektion Bodenforschung des UFZ danke ich für ihre vielseitige Unterstützung und die überaus angenehme Arbeitsatmosphäre, die mich während des Aufenthaltes im Institut begleitete und mir in angenehmer Erinnerung bleiben wird.

Namentlich möchte ich mich bei Frau M. Schmiedl, Frau Agraringenieurin J. Rose und Frau H. Klinz für ihre Hilfe bei der Bewältigung des großen Probenaufkommens

bedanken. Ebenfalls gilt mein Dank den Kolleginnen der Gefäßversuchsstation, die besonders im Sommer mehrmals täglich die sehr pflegeintensiven Versuchsserien optimal betreuten.

In der Versuchsstation Pflanzenbau der Humboldt Universität zu Berlin Standort Thyrow gilt mein Dank Herrn M. Baumecker.

Ebenfalls möchte ich mich bei der Firma PROMOCHEM für die Bereitstellung der Modellsubstanzen bedanken.

Besonderer Dank gilt meinen Eltern, die durch jahrelange Finanzierung meines Studiums die Basis für die Erstellung einer solchen Arbeit schufen.

Tabellarischer Lebenslauf

Name:	Kathrin Heinrich
Geburtsdatum:	6. September 1969
Geburtsort:	Lutherstadt Wittenberg
Familienstand	ledig
Schulbildung:	1976 -1988, Abitur 1988
Studium:	1988 - 1993 Chemiestudium an der Martin - Luther - Universität Halle-Wittenberg Standort: Merseburg Spezialisierung: Analytik und Umweltchemie Diplomarbeit: „Adsorption von organischen Wasser- schadstoffen an verschiedenen Adsorbentien“ Abschluß: Oktober 1993 als Diplomchemiker
Promotion:	1993 - 1996 Doktorand am Umweltforschungs- zentrum Leipzig - Halle GmbH Sektion: Bodenforschung
berufliche Tätigkeit:	seit 1997 wissenschaftliche Mitarbeiterin am Um- weltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH Sektion: Bodenforschung

Merseburg, 13.01.1998

Kathrin Heinrich

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, daß ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Bad Lauchstädt, 27. 03. 1997

Hilf mir Himmel

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Hallesche Straße 44
D-Bad Lauchstädt
Telefon 034635/73-212
Telefax 034635/73-288