

03.14

Lizenziert für Verbundkoordination LaTerra, AG Geoökologie, FB Geowissenschaften, Freie Universität Berlin.
Die Inhalte sind urheberrechtlich geschützt.

23. Jahrgang
Juni 2014
ISSN 0942-3818
20565

altlasten spektrum

Herausgegeben vom
Ingenieurtechnischen Verband für Altlastenmanagement
und Flächenrecycling e.V. (ITVA)

www.ALTLASTENDigital.de



Organ des ITVA

Inhalt

Th. Schmid

Fracking – Chance oder Risiko?

F. Worzyk, R. Schatten, C. Krüger, K. Terytze, I. Vogel

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter und Pflanzenwachstum MKW- und PAK-kontaminierter Böden

Th. Troidl

Altlasten und Bauleitplanung

R.B. Richter, A.J. Schmidt, H. Flachberger

Thermodesorption, eine bewährte Sanierungstechnologie für kontaminierte Böden und Schlämme – ein Überblick

J. Frauenstein

ITVA-Symposium 2014 in Fulda – Barock trifft Altlasten!

H.J. Rosenwald

Ausschreibungshinweise für Kampfmittelräumarbeiten

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter und Pflanzenwachstum MKW- und PAK-kontaminierter Böden

Florian Worzyk, Rene Schatten, Christian Krüger, Konstantin Terytze, Ines Vogel

1. Einleitung

Die Nationale Politikstrategie Bioökonomie der Bundesregierung [1] stellt den Klimawandel sowie den Verlust an Bodenfruchtbarkeit und Biodiversität als große Herausforderung des 21. Jahrhunderts dar und verweist auf die zunehmende Orientierung an natürlichen Stoffkreisläufen im Rahmen einer Ressourcen effizienten Kreislaufwirtschaft.

Dieser Herausforderung stellt sich das inter- und transdisziplinäre Verbundvorhaben LaTerra „Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Pre-Technology auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten“. Es zielt auf die Erstellung innovativer Systemlösungen für Ressourceneffizienz, Klimaschutz und Flächeninwertsetzung in einem integrierten Ansatz ab. Grundlage hierfür ist die Umsetzung der Null-Emissions-Strategie durch Etablierung eines ressourceneffizienten regionalen Stoffstrommanagements (SSM) und die Anwendung von bodenaktivierenden Substraten auf der Basis von Biokohle (BK) und kompostierten/fermentierten biogenen Reststoffen als eine innovative Systemkomponente.

Der Einsatz von Biokohle zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit durch Erhöhung und Stabilisierung der organischen Bodensubstanz sowie die Einbringung von Biokohle zur Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Böden ist zunehmend in den Fokus nationaler und internationaler Forschung gerückt [2; 3]. Biokohle, insbesondere pyrolytisch hergestellte, weist in Abhängigkeit von der Pyrolysetemperatur und den Ausgangsmaterialien, meist hohe, umsetzungsstabile Kohlenstoffgehalte auf [4]. Bereits in den Kompostierungsprozess mit eingebunden kann die Biokohle die Nährstoffeffizienz des Kompostes deutlich verbessern [5]. Sie wird darüber hinaus während des Kompostierungsprozesses biologisch aktiviert, mit Nährstoffen aufgeladen und deren Kationenaustauschkapazität, durch Oxidation der Oberfläche der BK, auf Grund der hohen Temperaturen während der Kompostierung, gesteigert [6; 7].

Die AG Geoökologie der Freien Universität bearbeitet im Regionalprojekt 1 (Brandenburg Landkreis Teltow-Fläming) die Fragestellung der Beschleunigung des Schadstoffabbaus durch den Einsatz von Biokoh-

lesubstraten (BKS) auf militärischen Konversionsflächen, die vor allem PAK-Kontaminationen (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und MKW-Kontaminationen (Mineralölkohlenwasserstoffe) aufweisen. Neben dem Schadstoffabbau, wie bereits bei Beesley [8; 9] beschrieben, wird eine generelle Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit der größtenteils armen Sandstandorte durch Zugabe von nachhaltig wirksamer organischer Substanz für eine nachfolgende Nutzung der Flächen für die Produktion von nachwachsenden Rohstoffen angestrebt.

Das landesweite Altlastenkataster weist mit Stand vom Juni 2013 im Land Brandenburg 25.993 Flächen aus. Flächenmäßig am häufigsten betroffen ist der Landkreis Teltow-Fläming. Dort sind allein 20 % der Landkreisfläche (d.s. ca. 390 km²) militärische Liegenschaften, darunter 6 ehemalige Großtanklager (zusammen ca. 160 ha), eine Deponiefläche von zusammen ca. 100 ha, 2 große Flugplätze, 4 Standorte ehemaliger chemischer Reinigungen und 123 Teilflächen als bebaute Kasernenstandorte (zusammen ca. 3.100 ha) betroffen (21. Bodenschutzforum, 17.10.2013, Dr. M. Fechner, Amtsleiter Umweltamt) [10].

2. Material und Methoden

2.1 Inputstoffe und Herstellung der Biokohlesubstrate

Die Herstellung der Biokohlesubstrate erfolgte durch die areal GmbH. Bei den Inputstoffen für die Herstellung der Biokohlesubstrate nimmt der Grünschnitt den größten Anteil ein. Dieser wurde von einer kommunalen Sammelstelle für Grünschnitt in Rheinland-Pfalz bezogen und vorab auf < 40 mm gesiebt. Die eingesetzte Biokohle wurde von einem bundesweit tätigen Hersteller von Biokohle (Carbon Terra GmbH) bezogen, welche aus naturbelassenem Holz pyrolysiert wurde. Um in den Biokohlesubstraten eine ausreichende Menge an Nährstoffen zu gewährleisten, wurden Gärreste (< 3 mm) aus einer Biogasanlage zur Substratherstellung verwendeten, die mit ausschließlich pflanzlichen Inputstoffen betrieben wird. Nach dem Herstellungsprozess wurde Gesteinsmehl als Zuschlagstoff hinzugegeben. Das Biokohlesubstrat 15 (BKS 15) besitzt einen Biokohleanteil von 15 Vol.-%, das Biokohlesubstrat 30 (BKS 30) hat einen Biokohlegehalt von 30 Vol.-%.

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

2.2 Charakterisierung der Untersuchungsböden, der Biokohlesubstrate und der Biokohle

Die entnommenen Bodenproben, Biokohlesubstrate und Biokohle wurden durch die AG Geoökologie im Labor der Freien Universität Berlin sowie von ausgewählten akkreditierten Laboren auf physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter hin untersucht. Die Analysen erfolgten auf Grundlage von standardisierten Normverfahren und internen Standardarbeitsanweisungen. Die Tabellen 1 und 2 geben einen Überblick über die Ergebnisse der aus-

Der Kohlenstoffgehalt (C_t) der sandigen Untersuchungsböden variiert zwischen 0,7 und 1,7 %, der pH-Wert liegt bei allen Böden im neutralen Bereich zwischen 6,8 und 7,8.

Die verwendete Biokohle wurde vorab auf den Gehalt an Schwermetallen und insbesondere an PAK hin untersucht, wobei alle Ergebnisse unterhalb der Grenzwerte der BBodSchV lagen.

Die pH-Werte der Biokohlesubstrate und der Biokohle liegen mit 7,9 bis 8,5 leicht über denen der Untersuchungsböden. Die reine Biokohle verzeichnet mit 72 %

Tabelle 1: Übersicht über ausgewählte chemisch-physikalische Parameter der Versuchsböden

	Bodencharakterisierung						Schadstoffcharakterisierung	
	Bodenart*	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (trocken) [g/l]	C_t [% TS]	N_t [% TS]	Kontamination im Boden	Feststoffanalytik [mg/kg TS]
unkont.Boden	Ss	6,9	0,6	1395,0	1,7	0,1	–	–
MKW	Ss	6,8	0,5	1394,0	1,5	0,1	MKW	2900
unkont.Boden	Ss	7,3	0,5	1357,0	0,7	0,0	–	–
PAK	Su2	7,8	0,9	1394,0	1,2	0,0	PAK	133

* Ss= reiner Sand, Su2 = schwach schluffiger Sand

	Substratcharakterisierung				
	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (trocken) [g/l]	C_t [% TS]	N_t [% TS]
BKS 15	8,0	1,2	344,9	28,8	0,9
BKS 30	7,9	1,1	359,1	35,7	0,9
BK	8,5	0,6	325,0	72,0	0,8

Tabelle 2: Übersicht über ausgewählte chemisch-physikalische Parameter der Biokohlesubstrate und Biokohle

gewählten Parameter der Ausgangsböden und Biokohlesubstrate.

Die Bodenproben der beiden Altlastenflächen sind stark geprägt durch ihre ehemalige Nutzung als militärische Liegenschaft und als industriell genutzte Fläche. Bei den beiden Kontrollböden handelt es sich jeweils um vergleichbare Unterböden aus der Region, welche die geltenden Grenzwerte für organische Schadstoffgehalte sowie Schwermetalle unterschreiten.

Der MKW-kontaminierte Boden weist einen Feststoffgehalt an MKW (Kettenlänge der Kohlenwasserstoffverbindungen: C_{10} - C_{40}) von 2900 mg/kg aus. Der mobile Anteil der Kohlenwasserstoffverbindungen (Kettenlänge: C_{10} - C_{22}) nimmt mit 90 % den größten Anteil ein.

Der Feststoffgehalt des PAK-Bodens der ehemals industriell genutzten Fläche beträgt 133 mg/kg PAK. Aus dem gesamten Verbindungsspektrum nehmen die biologisch leicht verfügbaren 3-Ring-Verbindungen einen Anteil von 11 % ein. Der Anteil an den potenziell schwerer abbaubaren höheren Ringverbindungen beträgt 89 %.

den höchsten Kohlenstoffanteil, die Biokohlesubstrate BKS 15 und BKS 30 enthalten 28,8 bzw. 35,7 % Kohlenstoff.

2.3 Elutionsuntersuchungen

Aus den mit organischen Schadstoffen (PAK, MKW) kontaminierten Böden sowie Boden-BKS-Mischungen können mobilisierbare Nähr- und Schadstoffanteile mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden und besitzen somit ein Gefährdungspotenzial für die Umwelt (Pfad Boden-Grundwasser). Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen wurden Elutionsversuche in Form von Schüttelversuchen (batch test) nach DIN 19527:2012-08 [11] mit einem Wasser/Feststoffverhältnis (W/F) von 2:1 l/kg TS durchgeführt. Der Schüttelversuch ist ein statischer Elutionsversuch, d. h. das Elutionsmittel (hier: deionisiertes Wasser) wird im Vergleich zum Säulenversuch nicht erneuert. Die daraus maximal eluierbare Konzentration ist demnach als ‚worst-case‘-Szenario anzusehen. Nach 24-stündiger Elution (Überkopfschütteln) wurden die Eluate zentrifugiert (max. 158 min bei 4000 × g) und

durch einen Glasfaserfilter (GF/F) filtriert. Anschließend erfolgte die Bestimmung der Eluatparameter wie Eluatvolumen, Trübung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Farbe und Geruch. Des Weiteren wurde ein Teil des Eluates zur Bestimmung der Nährstoffe, Schwermetalle sowie des Kohlenstoffes (TC) abgenommen.

2.4 Versuchspartellen

Anknüpfend an umfangreichen Vorkenntnisse zu betroffenen Konversionsliegenschaften aus dem BMBF-Projekt „Bewertung von Schadstoffen im Flächenrecycling und nachhaltigen Flächenmanagement auf der Basis der Verfügbarkeit/ Bioverfügbarkeit“ (BioRefine; FKZ 0330765 A-D) [12] sowie zusätzliche Voruntersuchungen zur Einschätzung des Ausmaßes der Kontamination wurden zwei Modellflächen ausgewählt. Eine der Zielstellungen des Regionalprojektes 1 ist zu überprüfen, inwieweit die Möglichkeit einer Dekontamination von hochbelasteten Materialien durch den Einsatz von BKS besteht. Es wurde PAK-kontaminierter Boden auf einem ehemaligen Industriestandort entnommen. Der PAK-kontaminierte Boden sowie ein unkontaminierter Referenzboden wurden jeweils mit dem Biokohlesubstrat BKS 30 bzw. Biokohle (BK) gemischt und homogenisiert. Die Mischungsverhältnisse der Partellenversuche sind in der folgenden Tabelle 3 dargestellt.

Der mit MKW kontaminierte Boden wurde aus einer Tiefe von 0,5–1,5 m auf einer ehemaligen militärischen Liegenschaft entnommen. Die Partellenversuchsvarianten sind der Tabelle 3 zu entnehmen. Hier wurden, im Gegensatz zu den PAK kontaminierten Versuchspartellen, das Biokohlesubstrat BKS 15 (15 %

Die Düngung erfolgte entsprechend dem Nährstoffbedarf der jeweiligen Nutzpflanzen in Abhängigkeit von den analysierten Bodenvorräten mit handelsüblichen Düngern (KAS 27, Tripelsuperphosphat und Korn-Kali). Die mit BKS behandelten Partellen bekamen lediglich eine N-Düngung.

Die Bodenprobenahme zur Bestimmung der chemisch-physikalischen Parameter erfolgte im Frühjahr und Herbst jeden Jahres.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse zu ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern

Abbildung 1 stellt den Kohlenstoffgehalt für den unkontaminierten und den PAK-kontaminierten Boden, sowie deren Varianten mit BKS 30- und BK-Einmischungen über einen zeitlichen Verlauf von zwei Jahren dar. Der unkontaminierte Boden verfügt mit 0,7 % den geringsten Kohlenstoffanteil. Durch die Einmischung von 15 Vol.-% Biokohle erhöht sich dieser auf 2,5 % und durch die Applikation von 50 Vol.-% BKS 30 auf insgesamt 7,7 %. Der Kohlenstoffgehalt im PAK-kontaminierten Boden kann durch die Einbringung derselben Mengen an Biokohle und BKS 30 von 1,2 % auf 3,7 bzw. 8,0 % gesteigert werden.

Über die Versuchsdauer von Frühjahr 2012 bis Herbst 2013 betrachtet sinkt der Kohlenstoffgehalt in dem unkontaminierten und PAK-kontaminierten Böden konstant ab, von 0,7 auf 0,3 % bzw. von 1,2 auf 0,7 %. Für die beiden Böden mit 15 Vol.-% Biokohle ergibt sich für den Zeitraum von Frühjahr 2012 bis Herbst 2012 eine Reduzierung von 2,5 auf 1,3 % und bis Herbst 2013 auf 1,1 %.

Tabelle 3: Mischungsverhältnisse der Partellenversuche

PAK-Partellen:					
unk. Boden (100%)	unk. Boden +BKS 30 (50% : 50%)	unk. Boden +BK (85% : 15%)	PAK (100%) ∑16 EPA-PAK: 133 mg/kg TS	PAK + BKS 30 (50% : 50%) ∑16 EPA-PAK: 69 mg/kg TS	PAK + BK (85% : 15%) ∑16 EPA-PAK: 58 mg/kg TS
MKW-Partellen:					
unk. Boden (100%)	unk. Boden +BKS 15 (90 t/ha)	MKW (100%) MKW C ₁₀ -C ₄₀ : 2900 mg/kg TS	MKW + BKS 15 (90 t/ha) MKW C ₁₀ -C ₄₀ : 1775 mg/kg TS		

BK) in einer Menge von 90 t/ha aufgebracht und oberflächlich eingearbeitet.

In den Untersuchungsjahren 2012/2013 wurde als Fruchtfolge Mais – Winterroggen – Senf gewählt. Der Mais wurde termingerecht im Mai 2012 ausgesät und im September geerntet. Das Stroh des Winterroggens, welcher im Juli 2013 geerntet wurde, ist als Strohdüngung in den Boden eingearbeitet worden. Im August 2013 wurde Senf als Gründüngung gesät, der nach der Ernte im November 2013 vor Ort eingearbeitet wurde.

Die Steigerung des Kohlenstoffgehalts in den Böden durch die reine Biokohle wird auch durch Kuzyakov [13] und Lehmann [14] bestätigt, welche dies mit den schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in der Biokohle begründen.

Die Böden mit den 50 Vol.-% Biokohlesubstrat BKS 30 zeigen bezogen auf den Kohlenstoffgehalt den stärksten Rückgang, von 7,7 auf 3,6 % für den unkontaminierten bzw. von 8,0 auf 3,7 % für den PAK-kontaminierten Boden. Auch der Einsatz von Biokohle-Kompost-Gemischen in bepflanzten Topfversuchen nach

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

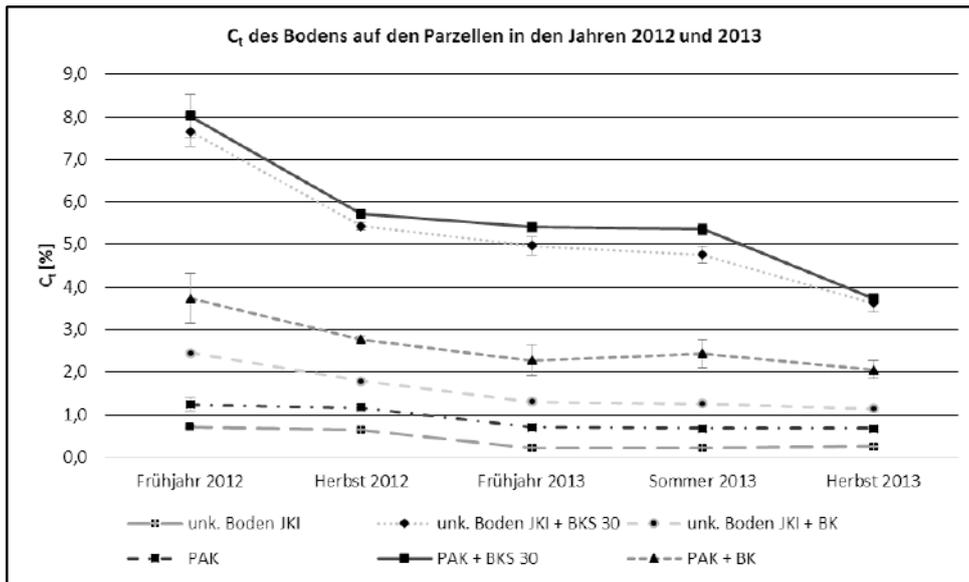


Abbildung 1: C₁ der Böden auf den Parzellen

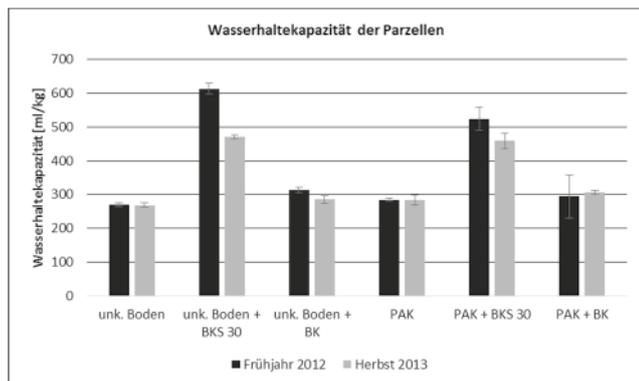
Schulz & Glaser [15] erzielte eine Anreicherung des organischen Kohlenstoffs. Inwieweit es zu einer Stabilisierung der labilen Organik des Komposts durch die Biokohle kommt, müssen die weiteren Versuchsjahre auf den Parzellen ergeben.

Die Auswirkungen der Applikation von BKS und BK auf die maximale Wasserhaltekapazität ist den *Abbildungen 2 und 3* zu entnehmen. Dabei wurde für die Parzellen mit 50 Vol.-% BKS 30 die stärkste Zunahme von im Boden gehaltenem Wasser verzeichnet. Diese steigt direkt nach der Einmischung im Frühjahr 2012 im unkontaminierten Boden von 269 auf 613 ml/kg und für den PAK-kontaminierten Boden von 285 auf 524 ml/kg an. Im Herbst 2013 verzeichnen diese beiden Varianten mit 471 und 459 ml/kg einen gesunkenen Anteil an gehaltenem Wasser aufgrund des Abbaus organischer Substanz im Substrat. Die Aufbringung von 15 Vol.-% Biokohle in die Böden führt zu einer leichten Steigerung der Wasserhaltekapazität auf 313 bzw. 294 ml/kg. Eine abnehmende Tendenz, wie bei den Böden mit Biokohlesubstrat, scheint sich für die Böden mit Biokohle nicht einzustellen.

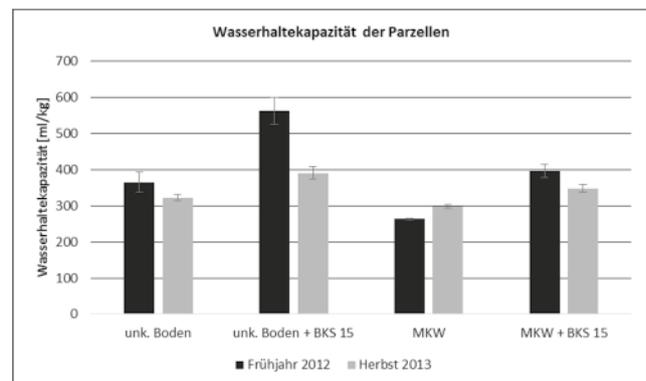
Die Applikation von 10 Vol.-% BKS 15 führt ebenfalls zu einer Erhöhung der maximalen Wasserhaltekapazität in den Böden, jedoch in einem geringeren Maße als die 50 Vol.-%igen Biokohlesubstrate. Dabei wurde beim unkontaminierten Boden eine Steigerung der Wasserhaltekapazität von 365 auf 563 ml/kg und beim MKW-kontaminierten Boden von 263 auf 396 ml/kg beobachtet. Die Parzellen mit Biokohlesubstrat zeigen auch hier bis Herbst 2013 eine Verringerung der Wasserhaltekapazität in den Böden.

Die erzielte Erhöhung durch das Biokohlesubstrat steht im Einklang mit anderen Untersuchungen zur Auswirkung von Kompost auf die Wasserhaltekapazität laut Fischer & Glaser [6], jedoch scheint die vorteilhafte Wirkung von ausschließlich Biokohle auf die Wasserhaltekapazität nach Collins [16] nur für den PAK-kontaminierten Boden einzutreten, welche nach Einmischung mit Biokohle lediglich um 9,5 % gesteigert wird.

In der folgenden *Tabelle 4* sind die Gesamtgehalte zum Frühjahr 2012 und die löslichen Anteile an den Nährstoffen Phosphor und Kalium über den Versuchs-



Abbildungen 2 und 3: Wasserhaltekapazität der Böden



Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

Tabelle 4: Gesamtgehalt und lösliche Anteile an Phosphor und Kalium in den Böden

	P _{gesamt} [mg/kg]	P als P ₂ O ₅ [mg/100g Boden]				
	Frühjahr 2012	Frühjahr 2012	Herbst 2012	Frühjahr 2013	Sommer 2013	Herbst 2013
unk. Boden JKI	131	4	7	8	9	9
unk. Boden JKI + BKS 30	638	57	47	49	49	49
unk. Boden JKI + BK	146	6	7	9	9	10
PAK	93	3	13	7	11	6
PAK + BKS 30	561	54	62	52	48	45
PAK + BK	146	6	22	9	11	11
unk. Boden KU	325	12	13	14	12	13
unk. Boden KU + BKS 15	697	53	44	22	16	18
MKW	253	9	14	5	3	5
MKW + BKS 15	368	22	33	11	11	11

	K _{gesamt} [mg/kg]	K als K ₂ O [mg/100g Boden]				
	Frühjahr 2012	Frühjahr 2012	Herbst 2012	Frühjahr 2013	Sommer 2013	Herbst 2013
unk. Boden JKI	975	10	9	6	9	9
unk. Boden JKI + BKS 30	3222	155	95	55	61	59
unk. Boden JKI + BK	947	22	11	9	11	11
PAK	577	7	10	6	10	7
PAK + BKS 30	2824	139	66	57	52	43
PAK + BK	963	26	12	11	16	13
unk. Boden KU	561	11	8	6	9	6
unk. Boden KU + BKS 15	2422	147	61	31	26	16
MKW	843	9	8	3	6	3
MKW + BKS 15	1343	53	33	17	19	10

Gehaltsklasse (GK)	Einstufung	P ₂ O ₅ [mg/100g]	K ₂ O [mg/100g]
A	niedrig	<5	<5
B	mittel	5-10	5-8
C	optimal	11-20	9-15
D	hoch	21-30	16-25
E	sehr hoch	>30	>25

zeitraum dargestellt. Zur Darstellung der Versorgung mit den löslichen Nährstoffen Phosphor und Kalium wurde die landwirtschaftlich übliche 5-stufigen Gehaltsklasseneinteilung mit entsprechenden Richtwerten verwendet.

Der Gesamtgehalt an Phosphor im unkontaminierten und PAK-kontaminierten Boden steigt durch die Applikation von BKS 30 um das 5-6-Fache an, durch die reine Biokohle hingegen nur maximal um die Hälfte. Das Biokohlesubstrat BKS 15 stellt ebenfalls eine Phosphorquelle dar und steigert den Gesamtgehalt an Phosphor im unkontaminierten und MKW-kontaminierten Boden um das 1,5-2-Fache.

Der pflanzenverfügbare Anteil an Phosphor bleibt bei Betrachtung der gesamten Versuchsdauer für den unkontaminierten Boden und unkontaminierten Boden + BK auf einem mittleren Niveau. Ähnliches gilt für PAK und PAK + BK, welche beide auf einem mittleren bis optimalen Niveau an löslichem Phosphor verbleiben. Der pflanzenverfügbare Phosphor erreicht für die Varianten mit BKS 30 über den gesamten Versuchszeitraum konstant ein sehr hohes Niveau. Dasselbe gilt für die BKS 15 Einmischungen, welche für das Jahr 2012 hohe bis sehr hohe lösliche Phosphorwerte erreichen, danach aber auf ein optimales bis hohes

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

	Schadstoffgehalte 2012		Schadstoffgehalte 2013		
	04.05.2012 MKW [mg/kg]	01.10.2012 MKW [mg/kg]	10.04.2013 MKW [mg/kg]	06.08.2013 MKW [mg/kg]	28.10.2013 MKW [mg/kg]
Parzelle MKW					
Q1	3000,00	1900,00	720	1110	550
Q2	1900,00	1800,00	1620	1000	550
Q3	2700,00	1100,00	1330	910	420
Q4	4000,00	1200,00	1700	1230	450
MW	2900,00	1500,00	1342,50	1062,50	492,50
STABW	867,95	408,25	444,40	138,41	67,52
Parzelle MKW + BKS 15					
Q1	1600	250	370	310	49
Q2	1700	640	310	430	45
Q3	1800	560	660	360	45
Q4	2000	610	730	130	26
MW	1775,00	515,00	517,50	307,50	41,25
STABW	170,78	179,72	208,39	128,16	10,34

Tabelle 5: MKW Bodengehalte der Jahre 2012 und 2013 in den unterschiedlichen Parzellen (BKS 15 – Biokohlesubstrat)

Niveau abfallen, trotz vergleichbarer Gesamtgehalte zu Versuchsbeginn.

Der Gesamtgehalt an Kalium wird durch die Zugabe von 50 Vol.-% BKS 30 um den Faktor 3–5 erhöht und durch 10 Vol.-% BKS 15 um den Faktor 1,5–4. Ebenso wie beim Gesamtgehalt für Phosphor, spielt die reine Biokohle als Lieferant für das Element Kalium mit der Erhöhung um das 1,5-Fache nur eine untergeordnete Rolle. Die übergeordnete Rolle von Komposten zur Steigerung der Gesamtgehalte von Nährstoffen in Böden ist beispielsweise unter Amlinger et al. [17] dokumentiert.

Für den Anteil löslichen Kaliums zeigt der unkontaminierte Boden wie auch dessen Variante mit Biokohle und der Boden PAK ein optimales bis mittleres Niveau über den Versuchszeitraum, für den Boden PAK + BK sogar noch höhere Mengen an Kalium. Auch Liu et al. [18] konnten einen signifikanten Anstieg für die löslichen Nährstoffe Kalium und Phosphor durch Zugabe von BKS in Böden, im Vergleich zu unbehandelten und mit Biokohle behandelten Böden, ausmachen.

Die Biokohlesubstrate zeigen für Kalium dasselbe Bild, wie für den löslichen Phosphor. Die Zugabe von BKS 30 erzielte über die gesamten zwei Versuchsjahre ein sehr hohes Niveau des pflanzenverfügbaren Anteils an Kalium, wohingegen der Anteil in der Variante BKS 15 im zweiten Versuchsjahr abermals auf ein optimales bis hohes Niveau absinkt.

3.2 Ergebnisse zum Schadstoffverhalten

3.2.1 Schadstoffreduktion

In Tabelle 5 sind die MKW Bodengehalte der unterschiedlich behandelten Parzellen von Versuchsbeginn im Frühjahr 2012 bis zum Herbst 2013 dargestellt. Zu unterscheiden sind die Parzellen mit MKW Kontamination (Parzelle MKW) und konventioneller Bearbeitungsform (mineralische Düngung) und die Parzellen

mit der MKW Kontamination und einer Behandlung mit Biokohlesubstrat (Parzelle MKW + BKS 15). Auf Grund der spezifischen Bedingungen vor Ort wurden die Parzellen für die jeweiligen Probenahmen in vier Quadranten (Q1–Q4) eingeteilt.

Zu Versuchsbeginn war die Schadstoffverteilung der MKW sehr heterogen.

Über die Versuchsdauer nehmen in allen Parzellen die MKW-Gehalte durch Bodenbearbeitung und Düngung verbunden mit einer gesteigerten mikrobiellen Aktivität, wie bei begleitenden Messungen der Bodenatmung festgestellt, ab. Bei Zugabe des Biokohlesubstrates wurde im Jahr 2013 eine signifikant ($p < 0,05$) höhere Reduzierungsrate ermittelt – in der Variante mit Biokohlesubstrat war der Kontaminationswert um 90 % gegenüber der Ausgangskonzentration reduziert (siehe auch Abb. 4). Diese Entwicklung lässt sich durch die höhere biologische Aktivität im Boden mit Biokohlesubstrateinmischung erklären wie auch parallele Untersuchungen zur Bodenatmung ergaben.

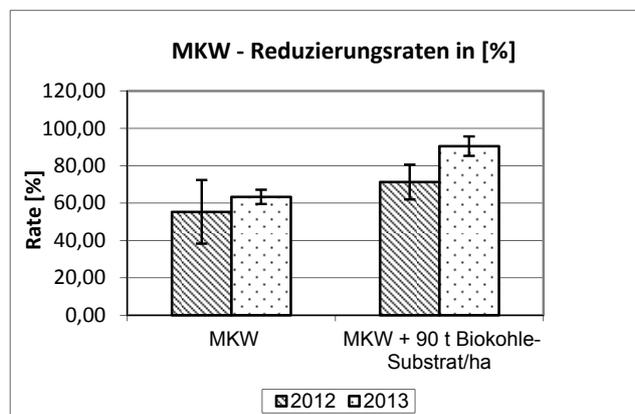


Abbildung 4: MKW - Reduzierungsraten der Jahre 2012 und 2013

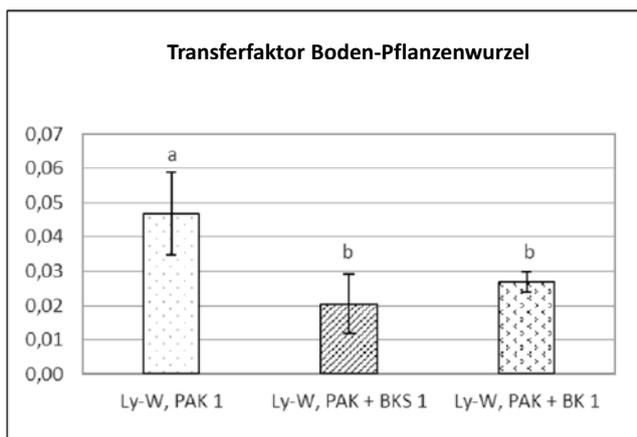


Abbildung 5: Transferfaktor Boden – Pflanzenwurzel (Mais) aus den Lysimeterversuchen (BKS – Biokohlesubstrat; BK – Biokohle)
a, b – unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, Signifikanzniveau $p \leq 0.05$

3.2.2 Verringerung der Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen

Bei den Parzellenversuchen mit PAK Kontaminationen wurde in keiner Variante eine deutliche Reduktion der Schadstoffgesamtgehalte festgestellt. Hauptsächlich liegen hier biologisch schwer abbaubare PAK mit 4 bis 6 Ringen vor. Die niederkernigen PAK sind bereits durch die autochthonen Bodenmikroorganismen abgebaut.

Durch die Einmischung von Biokohlesubstraten wurde jedoch die Bioverfügbarkeit und Mobilität der PAK erheblich gesenkt. Dies zeigt sich u. a. in der Pflanzenaufnahme der PAK bei den durchgeführten Lysimeterversuchen, die analog den Parzellenversuchen angelegt wurden und vergleichbare Schadstoffgehalten aufweisen. Hier wurden signifikant ($p < 0,05$) niedrigere Transferfaktoren (Boden-Pflanze) von PAK bei den Ansätzen mit BKS oder BK festgestellt (siehe Abb. 5).

Der Transferfaktor beschreibt die relative Anreicherung des Stoffes in der Pflanze und wird durch das

Verhältnis des Massegehaltes des Schadstoffes in der Pflanze zu dem Massegehalt des Schadstoffes im Boden ausgedrückt. Nach Crößmann [19] ist der Transferfaktor ein grober Anhaltspunkt bezüglich der Stoffakkumulation.

Um den bioverfügbaren Anteil der PAK vom Gesamtgehalt in den unterschiedlichen Parzellenvarianten zu bestimmen, wurde eine Cyclodextrin-Extraktion durchgeführt. Für die Extraktion nach Reid [20] wurde 2-Hydroxypropyl- β -Cyclodextrin (HPCD) eingesetzt. Cyclodextrine besitzen aufgrund ihrer Molekülstruktur eine hydrophobe Höhle, in welche hydrophobe organische Substanzen eingelagert werden können. Aufgrund der nach außen gerichteten Hydroxyl-Gruppen besitzen sie ein hydrophiles Äußeres, wodurch sie sehr gut wasserlöslich sind. Je nach Größe des adsorbierten Moleküls werden 1:1 oder 1:2 Einschlussverbindungen gebildet [21].

Die Ergebnisse sind in Tabelle 6 dargestellt. Der eluierte PAK-Gehalt in Prozent vom Feststoffgehalt ist bei den Varianten, die mit BKS behandelt worden sind, signifikant ($p < 0,05$) geringer. Dies bedeute eine signifikante Reduzierung der PAK Bioverfügbarkeit durch den Einsatz von BKS durch Adsorption an der Biokohle sowie der organischen Substanz. Ähnliche Ergebnisse werden auch in der Literatur beschrieben [8; 9; 22].

3.3 Ergebnisse zum Pflanzenwachstum und Biomasseerträge

Die Biomasseerträge der Parzellenversuche zeigten im ersten und zweiten Versuchsjahr ein unterschiedliches Bild.

In Abbildung 6 ist die durchschnittliche Maisbiomasse (Versuchsjahr 2012) der PAK Ansätze dargestellt. Im ersten Versuchsjahr konnten bei den Varianten mit mineralischer Düngung (unk. Boden; PAK) leichte Vorteile gegenüber den Varianten mit BKS Einmischung (50 Vol.-%) hinsichtlich des Pflanzenwachstums beobachtet werden. Einen signifikanten ($p < 0,05$) Unterschied zeigte nur die Variante PAK (mineralische Düngung) zu den Varianten unkontaminierter Boden mit BKS bzw. PAK kontaminierter Boden mit BKS. Die

Tabelle 6: Bestimmung des bioverfügbaren Anteils der PAK bezogen auf den Gesamtgehalt durch eine Cyclodextrin-Extraktion

Bezeichnung			Feststoffgehalte	Eluatparameter		Schadstoffe	Schadstoffe eluiert bezogen auf Boden	
	Masse trocken Mt	zugegebenes Eluatvolumen VL	PAK	Eluatvolumen + 5 ml n-Hexan VE	Trübung n. Z., 40 min 4000 g	PAK Eluat	PAK bez. auf Boden	PAK in % vom Feststoffgehalt
	[g]	[ml]	[mg/kg TS]	[ml]	[FNU]	[$\mu\text{g/l}$]	[$\mu\text{g/kg TS}$]	[%]
PAK Q 1	5	100	70,13	90	9	123,5	2479,9	3,54
PAK Q 2	5	100	74,04	93	15	101,3	2034,5	2,75
PAK Q 3	5	100	102,4	94	28	290,2	5818,8	5,68
PAK + BKS Q 1	5	100	75,67	90	9	28,5	575,9	0,76
PAK + BKS Q 2	5	100	95,46	91	8	30,7	620,2	0,65
PAK + BKS Q 3	5	100	65,52	91	9	28,6	577,8	0,88

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

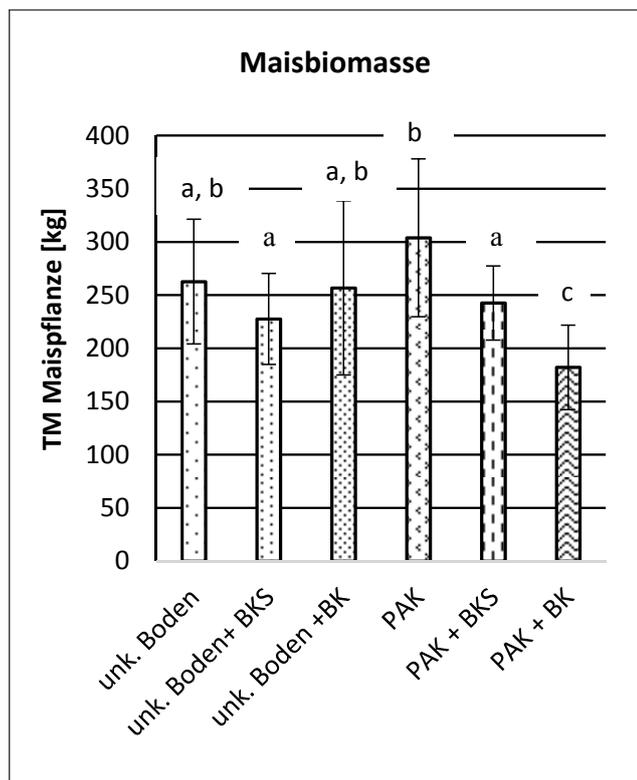


Abbildung 6: Maisbiomasse der Parzellenversuche a, b, c - unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, Signifikanzniveau $p \leq 0.05$

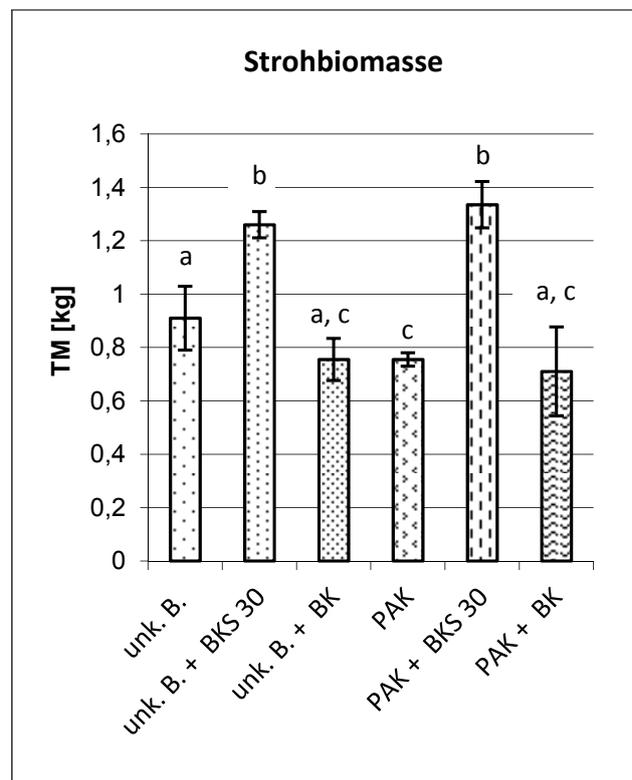


Abbildung 7: Strohbiomasse der Parzellenversuche a, b, c - unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, Signifikanzniveau $p \leq 0.05$

Mineraldüngung in den PAK-Parzellen konnte den Pflanzen schnell verfügbare Nährstoffe zur Verfügung stellen im Gegensatz zu den langsamer verfügbaren Nährstoffen aus den Biokohlesubstraten, allerdings ist hier jedes Jahr eine erneute Düngung erforderlich. Die in den Substraten vorhandenen Nährstoffe werden von den Mikroorganismen erst nach einiger Zeit pflanzenverfügbar gemacht, wie aus den Ergebnissen des zweiten Versuchsjahr (2013) hervorgeht. In *Abbildung 7* sind die Strohbiomassen des Winterroggens der unterschiedlichen Parzellen dargestellt. Signifikant ($p < 0,05$) höhere Biomassen (bis zu 75 % Strohmeertrag) wurden auf den Parzellen mit BKS 30, sowohl bei den unkontaminierten Böden als auch den PAK-kontaminierten Varianten, erreicht. Diese Tendenz zeigte sich auch bei der Folgefrucht, dem Gelben Senf (siehe *Abb. 7*). Auch hier wurden auf den Parzellen mit den Biokohleeinmischungen sowohl bei den unkontaminierten als auch den kontaminierten Böden signifikant ($p < 0,05$) höherer Biomassen erzielt (bis zu 170 % Erhöhung der Pflanzenbiomasse).

Eine Einmischung von reiner, nicht biologisch aktivierter Biokohle (BK) führte hingegen in keinem Jahr zu einem positiven Effekt auf das Pflanzenwachstums. Zum Teil werden gegensätzliche Ergebnisse in der Literatur genannt. So sprechen Kimetu et al. [23] beispielsweise von einer Verdopplung der Maiserträge auf einem degradierten kenianischen Oxisol nach drei BK-Zugaben von jeweils 7 t/ha über zwei Jahre.

Eine weitere Studie zur Untersuchung des Einflusses von BK auf Maiserträge, von Yamoto et al. [24] erzielte bis zu 48 % höhere Ernten durch den Einsatz von BK. Entscheidend ist demzufolge die biologische Aktivierung der Biokohle, beispielsweise durch Mitkompostierung, um u.a. die mikrobielle Besiedlung zu fördern sowie die Bildung funktioneller Gruppen an der Oberfläche der Biokohle zu fördern [6].

Wie aus *Abbildung 9* und *10* zu entnehmen, sind ähnliche Ergebnisse auf den mit MKW kontaminierten Parzellen erzielt worden. Durch eine vergleichsweise geringe Zugabe von 90 t/ha Biokohlesubstrat konnte ab der zweiten Vegetationsperiode die Winterroggen- bzw. Senfbiomasse signifikant erhöht werden. Eine Steigerung der Senfbiomasse um knapp 100 %, im Vergleich zu den rein mineralisch gedüngten Parzellen, konnte erreicht werden.

3.4 Ergebnisse und Diskussion Elutionsverhalten

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Elutionsversuche mit den PAK- und MKW-kontaminierten Freilandproben (Parzellen) vorgestellt.

Die in der *Abbildung 11* dargestellten PAK-Konzentrationen im Eluat (2:1 Schütteltest) zeigen vergleichbar zu parallel mit Proben aus Topfversuchen durchgeführte Elutionsversuche ein schwer zu interpretierendes Bild. Der reine PAK-kontaminierte Boden weist zum Versuchsbeginn im Frühjahr 2012 eine PAK-Eluatkonzentration von 2,2 $\mu\text{g/L}$ auf, welche hinsichtlich

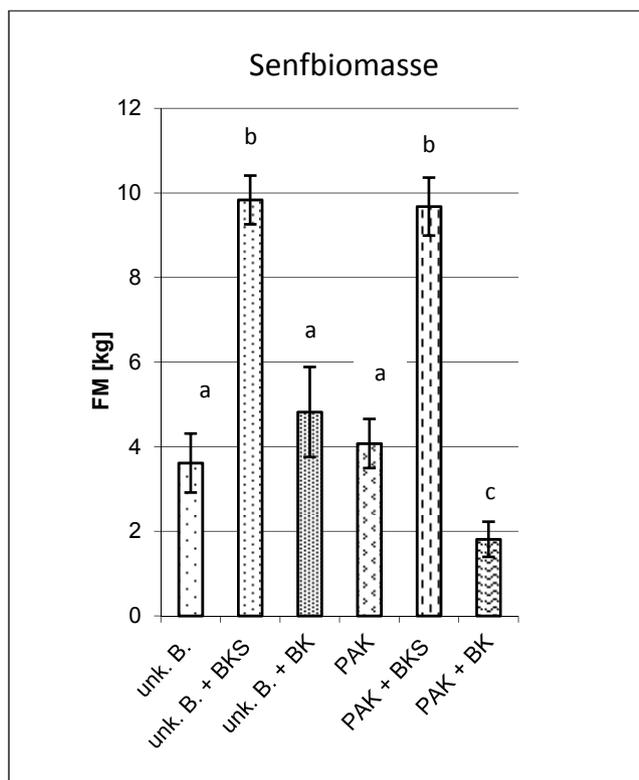


Abbildung 8: Senfbiomasse der Parzellenversuche a, b, c - unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, Signifikanzniveau $p \leq 0.05$

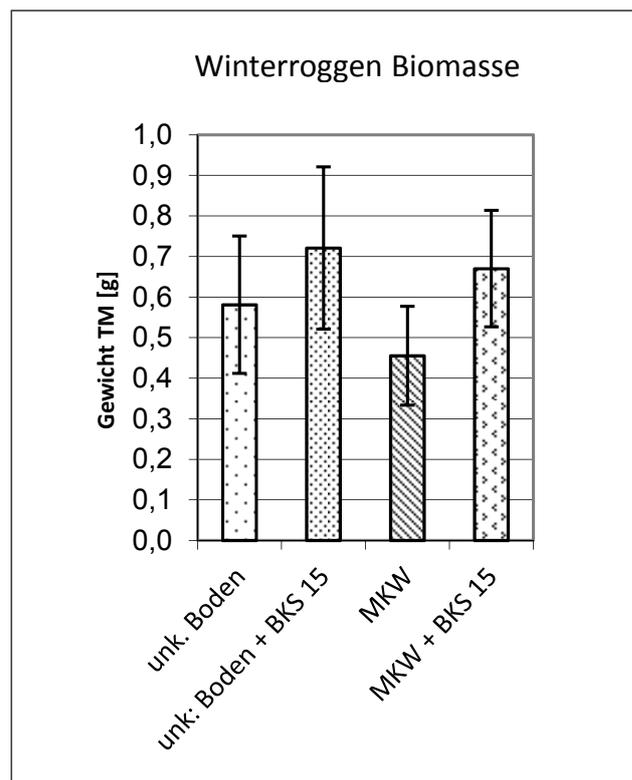


Abbildung 9: Roggenbiomasse der Parzellenversuche (Gewicht von 30 Ganzpflanzen)

der Größenordnung vergleichbar ist mit den Eluatkonzentrationen der im Rahmen des BMBF-Projektes BioRefine untersuchten Böden (entstammen den gleichen Liegenschaften; [25]). Die erhöhte PAK-Freisetzung bei der Boden-BKS-Mischung lässt sich auf die lösungsvermittelnden Eigenschaften von DOC [26; 27], die sich mit Anstieg des BKS-Anteils erhöht, sowie auf einen trübungsabhängigen kolloidalen partikulären Austrag zurückführen. Die Einmischung von reiner Biokohle führt zu einer PAK-Eluatkonzentration von $1,8 \mu\text{g/L}$. Am Ende der Vegetationsperiode 2012 zeigen die reinen PAK-Böden eine deutlich erhöhte Freisetzung ($9,5 \mu\text{g/L}$). Grund hierfür könnte eine höhere Verfügbarkeit durch mechanische und biologische Beanspruchung des Bodens sein, d.h. bei den reinen PAK-Böden ist zukünftig eine ansteigende Freisetzung von PAK denkbar. Es ist weiterhin anzumerken, dass es sich wahrscheinlich nicht nur um eine sorptionslimitierte, sondern auch um eine lösungslimitierte Freisetzung handelt, da bereits Teerphasen/-partikel im Feststoff vorhanden sind. Bei der PAK-BKS-Variante sinken am Ende der Vegetationsperiode die Eluatkonzentrationen ab, hier ist der zeitverzögerte Einfluss des BKS und eventuell der Mikroorganismen erkennbar. Ein Anstieg der Eluatkonzentration bei der PAK+BK-Variante ist wahrscheinlich auf den erhöhten Austrag aufgrund der Sorption an feinsten auswaschbaren Biokohlepartikeln von $2-10 \mu\text{m}$ zurückzuführen [28; 29]. Alle Eluatkonzentrationen lie-

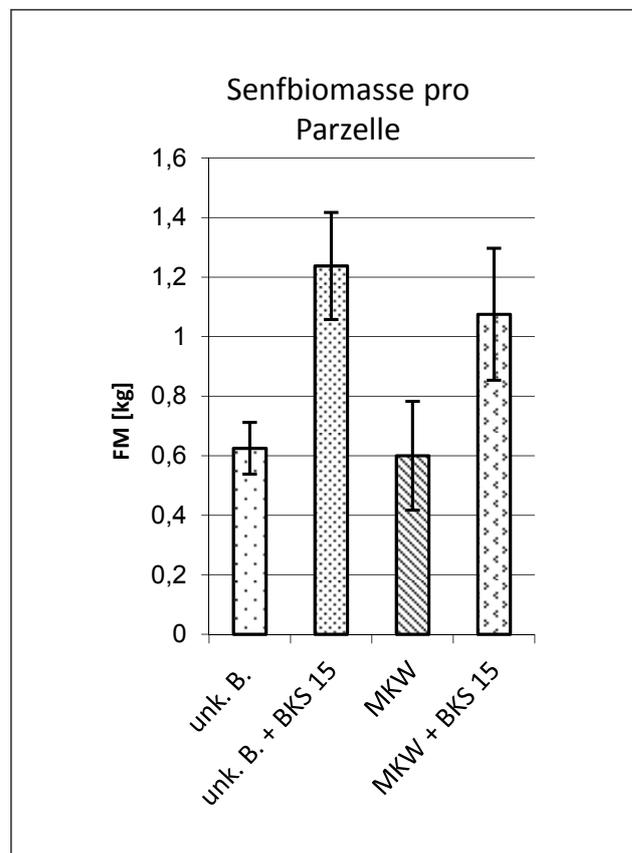


Abbildung 10: Senfbiomasse der Parzellenversuche

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

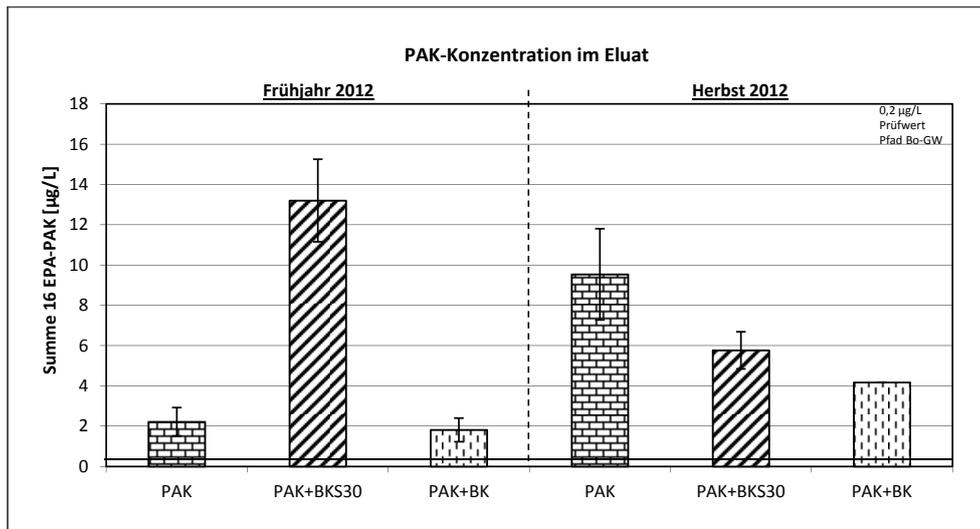


Abbildung 11: Parzellenversuche 2012 – PAK-Konzentrationen im Eluat

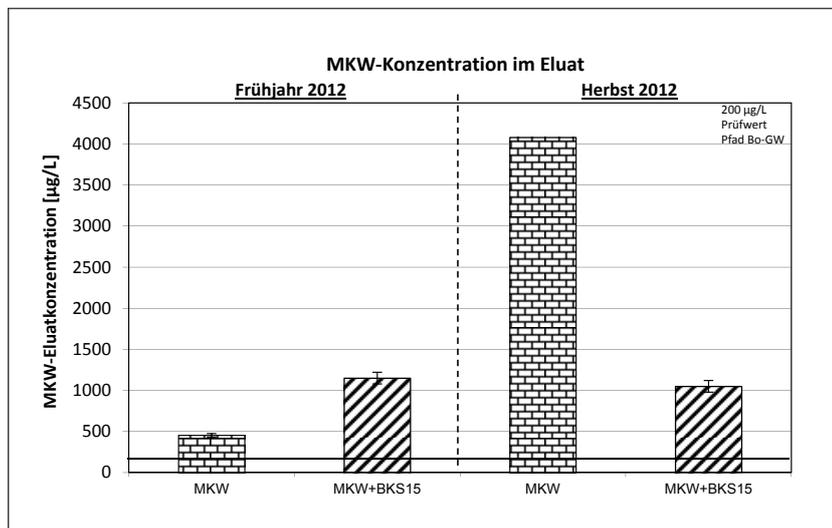


Abbildung 12: Parzellenversuche 2012 – MKW-Konzentrationen im Eluat

gen deutlich über dem Prüfwert der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser (0,2 µg/L), auch wenn darauf hingewiesen werden muss, dass dieser Prüfwert am Ort der Beurteilung (Übergang von ungesättigter zu gesättigter Zone) gilt, d. h. eine Sickerwasserprognose ist noch durchzuführen [30]. Trotz der relativ hohen Eluatkonzentrationen liegen die eluierbaren Anteile aller Proben sowohl im Frühjahr als auch im Herbst <0,1% vom PAK-Gesamtgehalt im Feststoff. Eine Verschiebung hinsichtlich der PAK-Einzelverbindungen ist nicht erkennbar. Neben den Eluatkonzentrationen wurden die physikalisch-chemischen Eluatparameter sowie die Nährstoffkonzentrationen (Beschreibung erfolgt weiter unten) bestimmt. Die Trübung der Eluate variiert zwischen 1–59 FNU, der pH-Wert liegt zwischen 7,5–8,1, wobei die Einmischung von Biokohle und Biokohlekompost natürlich den pH-Wert erhöht. Die Leitfähigkeit als Maß des Salzgehaltes liegt zwischen 128 µS/cm (reiner PAK-Boden) und 1630 µS/cm (Boden-BKS-Mischung). Besonders auffällig ist die hu-

minstoffbedingte Färbung der Eluate der Boden-BKS-Mischungen.

Die in der *Abbildung 12* dargestellten MKW-Kontaminationen zeigen im Gegensatz zu den Proben aus den Gefäßversuchen ein ähnliches Elutionsverhalten wie die PAK-Kontaminanten. Auch hier weisen die reinen MKW-Böden am Versuchsende eine deutlich höhere Freisetzung als zu Beginn auf. Grund hierfür könnte wiederum die bereits oben erwähnte höhere Verfügbarkeit durch mechanische und biologische Beanspruchung des Bodens sein. Zudem spielen auch hier der lösungslimitierte Freisetzungprozess sowie der partikelgebundene und kolloidale Austrag eine große Rolle [31]. Der Einfluss des DOC als Lösungsvermittler von organischen Schadstoffen spiegelt sich wiederum in einer höheren Eluatkonzentration der MKW-BKS-Mischung wider. Die Freisetzungen von MKW bei der MKW-BKS-Variante im Frühjahr und Herbst bleiben bei diesen Proben nahezu gleich und steigen nicht wie die der reinen MKW-Böden an. Die Eluatkonzentrationen liegen über dem Prüfwert der BBodSchV für

den Pfad Boden-Grundwasser (200 µg/L), jedoch um ein Vielfaches niedriger als bei den o.g. Gefäßversuchen. Auch hier ist festzustellen, dass trotz hoher Konzentrationen die eluierbaren Anteile <1 % vom MKW-Gesamtgehalt im Feststoff ausmachen. Die Trübung der Eluate variiert zwischen 4-43 FNU, der pH-Wert liegt zwischen 7,6-8,1, wobei die Einmischung von Biokohle und Kompost auch hier den pH-Wert erhöht. Die Leitfähigkeit als Maß des Salzgehaltes liegt zwischen 220 µS/cm (reiner PAK-Boden) und 919 µS/cm (Boden-BKS-Mischung). Auch bei den MKW-Böden ist die huminstoffbedingte Färbung der Eluate nachweisbar.

Beim probenübergreifenden (kontaminierte sowie unkontaminierte Materialien) Betrachten der Nährstofffreisetzung lässt sich folgendes zusammenfassen: Das Einmischen von BK/BKS führt i. d. R. auch zu höheren Gesamtgehalten an Nährstoffen („Aufdüngung“) und somit auch zu potenziell höheren Freisetzungen, wobei aber nicht immer ein direkter Zusammenhang zwischen höherem Gesamtgehalt und eluierbarem Anteil besteht. Hier liegt wahrscheinlich die Sorptionswirkung der BK/des BKS zu Grunde. Weiterhin kann eine erhebliche Reduzierung der Auswaschungen von den Makronährstoffen Kalium (leicht löslich und mobilisierbar), Magnesium und Schwefel nach der Vegetationsperiode (Herbst 2012) beobachtet wer-

den. Hier zeigt sich ebenfalls die zeitlich verzögerte Wirkung der Biokohle/des Biokohlesubstrates.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch den Einsatz von Biokohlesubstraten konnte der Abbau der vorhandenen gealterten MKW-Kontamination beschleunigt werden – nach bereits zwei Vegetationsperioden konnte beim Einsatz von 90 t BKS ein fast vollständiger Abbau der Kontamination beobachtet werden. Bei den PAK Kontaminationen wurde durch den Einsatz von BKS die Mobilität/Bioverfügbarkeit des Schadstoffs gesenkt. Demzufolge verringern sich das ökotoxikologische Potential der PAK sowie die Gefahr einer Verlagerung ins Grundwasser. Gleichzeitig konnte bei allen Versuchsansätzen in Abhängigkeit von der zugegebenen Menge BKS die Pflanzenbiomasse signifikant erhöht werden. Chemisch-physikalische Bodenparameter, wie Kohlenstoffgehalt, Wasserhaltekapazität aber auch das Nährstoffspeichervermögen, wurden nachhaltig positiv beeinflusst.

Die Freisetzung von Schad- und Nährstoffen aus Böden in Kombination mit Biokohle/Biokohlesubstrat ist abhängig von sehr vielen sich überlagernden und somit schwer zu interpretierenden Mechanismen, welche mehr „Grundlagenforschung“ hinsichtlich der Wir-

Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter

kung von BK/BKS notwendig machen [32]. Es gibt zwar Studien zum Thema Böden, Biokohle und Elution, jedoch sehr wenig zur Wirkung von Biokohlesubstrat auf das Freisetzungsverhalten von Schad- und Nährstoffen. Die Wirkung von BK/BKS ist aber durchaus erkennbar. Zum einen führen lösungsvermittelnde Eigenschaften des DOC sowie trübungsabhängige kolloidale und partikuläre Austräge zum erhöhten Freisetzungspotenzial von organischen Schadstoffen. Jedoch zeigen zum anderen die Einmischungen von Biokohle und Biokohlesubstrat erst nach einer gewissen Zeit ihre positiven Eigenschaften in Form von geringeren Eluatkonzentrationen an PAK und MKW in den Boden-BKS-Varianten sowie die Reduzierung der Auswaschung von Makronährstoffen wie z.B. Kalium, Magnesium und Schwefel. Die Schüttelversuche werden fortgesetzt und um die Durchführung von Säulenversuchen (Perkolationsversuche) nach DIN 19528: 2009-01 [33] zur Erfassung der Freisetzungsdynamik ergänzt.

Untersuchungen zur Differenzierung des Einflusses von BKS und Substrat ohne Biokohle werden derzeit an der Freien Universität Berlin, AG Geoökologie durchgeführt, auch um der Frage nachzugehen, ob die Biokohle zu einer Stabilisierung der organischen Substanz im Boden führt, da Komposte alleine (ohne BK) auf gut durchlüfteten Standorten häufig einem schnellen Abbau unterliegen.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass selten eine Vorteilswirkung durch Zugabe reiner, nicht aktivierter Biokohle erzielt wurde. Entscheidend ist die vorhergehende Aktivierung von Biokohle durch Mitkompostierung bzw. Mitfermentierung, um die angestrebte

Funktionalität/Aktivierung der Biokohleoberflächen zu erreichen.

Entscheidend für den Einsatz von BKS ist der angestrebte Doppeleffekt, einen Abbau/Sicherung vorliegender Kontaminationen zu erreichen und zusätzlich die größtenteils armen Sandböden durch die nachhaltige Anreicherung von organischer Substanz in ihrer Fruchtbarkeit bzw. Funktionalität wesentlich zu verbessern. So ist einerseits eine erhöhte Flächenproduktivität durch verbesserten Nährstoff- und Wasserrückhalt in Böden sowie eine Verbesserung der CO₂-Speicherung und Flächeninwertsetzung zu erwarten. Andererseits wird eine erhöhte Ressourceneffizienz vor Ort über die Nutzung anfallender Biomasse- und Abfallströme für die Produktion von Biokohlesubstraten angestrebt. Damit kann die regionale Wertschöpfung langfristig verbessert werden.

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und dem Projektträger Jülich für die Förderung des Forschungsverbundes LaTerra (Förderkennzeichen: 033LA021A-D).

Literatur

- [1] Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, 2010): Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft. Druckerei DruckVogt Berlin. Bonn 2010.
- [2] Sohi, S. P., Krull, E., Lopez-Capel, E., and Bol, R. (2010): A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. DONALD L. SPARKS editor: ADVANCES IN AGRONOMY, Vol. 105, Burlington: Academic Press, 2010, pp.47–82.

- [3] Clough, T.J., Condon, L.M., Kammann, C. and Müller, C. (2013): A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy* 2013, 3(2), 275–293; doi:10.3390/agronomy3020275
- [4] Spokas, K. (2010): Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, December 2010, Vol. 1, No. 2, Pages 289–303.
- [5] Schmidt, H.P. (2011): Wege zu Terra Preta – Aktivierung von Pflanzenkohle. – In: Ithaka differing quality along a degradation gradient. – In: *Ecosystems* 11 (2008). S. 726–739. *Journal* 1 (2011). S. 28–32. <http://www.ithaka-journal.net/druckversionen/052011-bcaktivierung.pdf> (23.04.2013).
- [6] Fischer, D. & Glaser, B. (2012): Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration, *Management of Organic Waste*, Dr. Sunil Kumar (Ed.), ISBN: 978-953-307-925-7, InTech, DOI: 10.5772/31200. Available from: <http://www.intechopen.com/books/management-of-organic-waste/synergism-between-biochar-and-compost-for-sustainable-soil-amelioration>
- [5] Schmidt, H.P. (2011b): Wege zu Terra Preta – Aktivierung von Pflanzenkohle. – In: *Ithaka Journal* 1 (2011). S. 28–32. <http://www.ithaka-journal.net/druckversionen/052011-bcaktivierung.pdf> (23.04.2013).
- [7] Thies, J.E., Rillig, M., (2009): Characteristics of biochar: biological properties. – In: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.) (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London. S. 85–105.
- [8] Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J. (2010): Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. In: *Environmental Pollution* 158 (2010), S. 2282–2287.
- [9] Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J. (2011): A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. In: *Environmental Pollution* 159 (2011), S. 3269–3282.
- [10] Strauß, C., Kaiser, D.B., Weith, Th., Sondermann, W.D., Hapke, U., Dangel, D.R., Sures, B., Tertytze, K., Vogel, I., Worzyk, F., Macholz, R., Zundel, S. (2014): Altlastenmanagement und Flächenrecycling: Bausteine für ein nachhaltiges Landmanagement. *altlasten spektrum* 01/2014, S. 15–21.
- [11] DIN 19527: 2012-08: Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- [12] Tertytze, K.; Wagner, R.; Schatten, R.; Hund-Rinke, K.; Vogel, I.; Kaiser, D.B. (2010): Handlungsanleitung – Untersuchung der Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen zur Bewertung kontaminierter Flächen. 86 Seiten. Shaker; Auflage: 1., Aufl. (6. September 2011).
- [13] Kuzjakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X. (2009): Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by 14c labeling. – In: *Soil Biology & Biochemistry* 41 (2009), S. 210–219.
- [14] Lehmann, J. (2007): Bio-energy in the black. – In: *Ecology and the Environment* 5 (7) (2007), S. 381–387.
- [15] Schulz, H., Glaser, B. (2012): Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. – In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (2012). S. 410–422.
- [16] Collins, H. (2008): Use of biochar from the pyrolysis of waste organic material as a soil amendment: laboratory and greenhouse analyses. A Quarterly Progress Report Prepared for the Biochar Project.
- [17] Amlinger, F., Peyr, S., Geszt, J., Dreher, P., Weinfurter, K., Nortcliff, S. (2007): Beneficial effects of compost application on fertility and productivity of soils: literature study. Report produced for the Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Austria 235. <http://www.umwelt.net.at/article/articlereview/51825/1/6954/>
- [18] Liu, L., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke H., Huwe, B., Glaser, B. (2012): Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. – In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (2012). S. 698–707.
- [19] Crößmann, G. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen- Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung von Altlasten. Band II: Untersuchungsergebnisse. Arbeitshefte Ruhrgebiet, Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR), Essen.
- [20] Reid, B.J., Stokes, J.D., Jones, K.C., Semple, K.T. (2000): Non-exhaustive cold dextrin based extraction techniques for the evaluation of PAH bioavailability. In: *Environmental Science and Technology* 34, 3174–3179.
- [21] Bernhardt, C., Derz, K., Kördel, D., Tertytze, K. (2013): Applicability of non-exhaustive extraction procedures with Tenax and HPCD. In: *Journal of Hazardous Materials* 261 (2013) 711–717.
- [22] Brändli, R., Hartnik, T., Hendiksen, T., Cornelissen, G. (2008): Sorption of native polyaromatic hydrocarbons (PAH) to black carbon. In: *Chemosphere* 73 (2008) 1805–1810.
- [23] Kimetuimetu, J., Lehmann, J., Ngoze, S.O., Mugendi, D.N., Kinyangi, J.M., Riha, S., Verchot, L., Recha, J.W., Pell, A.N. (2008): Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. – In: *Ecosystems* 11 (2008). S. 726–739.
- [24] Yamoto, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshori, S., Ogawa, M., (2006): Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. – In: *Soil Science and Plant Nutrition* 52 (2006). S. 489–495.
- [25] Wagner, R., Schatten, R., Tertytze, K., Hund-Rinke, K. & Vogel, I. (2010): Beurteilung der Wirkung der bioverfügbaren Anteile von MKW und PAK von Altlastenflächen mit Hilfe ökotoxikologischer Testverfahren. *altlasten spektrum*, 02/2010, S. 62–70
- [26] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1998): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser. Karlsruhe.
- [27] Totsche, K.U. (1995): Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde-Modellentwicklung-Numerische Simulation. In: *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*. Band 38. Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth.
- [28] Jacobsen, O.H., Moldrup, P., Larsen, C., Konnerup, L., Petersen, L.W. (1997): Particle transport in macropores of undisturbed soil columns. In: *Journal of Hydrology*, Band 196, S. 185–203.
- [29] Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Grant, R., Andersen, H.E. (1999): Subsurface drainage loss of particles and phosphorus from field plot experiments and a tile-drained catchment. In: *Journal of Environmental Quality*, Band 28, S. 576–584.
- [30] BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.
- [31] Totsche, K.U., Jann, S., Kögel-Knabner, I. (2007): Single event-driven export of polycyclic aromatic hydrocarbons and suspended matter from coal tar-contaminated soil. In: *Vadose Zone Journal*, Band 6, S. 233–243.
- [32] Major, J., Steiner, C., Downie, A., Lehmann, J. (2009): Biochar effects on nutrient leaching. In: *Biochar for environmental management*. Science and Technology. Earthscan, London, Washington, D.C.
- [33] DIN 19528: 2009-01: Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Tertytze,
Dr. Ines Vogel,
Dipl.-Geogr. Florian Worzyk,
Dipl.-Geogr. Rene Schatten,
Dipl.-Geogr. Christian Krüger
Verbundkoordination LaTerra
Freie Universität Berlin, FB Geowissenschaften, AG Geoökologie
Malteserstr. 74–100
12249 Berlin
Tel.: 030/838 70492,
E-Mail: worzyk@zedat.fu-berlin.de