

Laufkäfer auf der Hochhalde „Sophienhöhe“ im Rheinischen Braunkohlenrevier: 25 Jahre nach Beginn der Aufforstung

Ground Beetles of the Dumping Ground “Sophienhöhe” in the Lignite District of the Rhineland: 25 Years after the Start of Afforestation

KATRIN THELEN, HEIKE KAPPES & WERNER TOPP

Zusammenfassung: Auf der Hochhalde Sophienhöhe, die sich etwa 200 m über Geländehöhe erhebt, wurde 25 Jahre nach Beginn der forstlichen Rekultivierung die Laufkäfer-Fauna mit Bodenfallen erfasst. Auf einer Fläche von ca. 1000 ha wählten wir 17 Untersuchungsflächen aus, die sich in ihrer Exposition, in der Korngrößenverteilung (Sand, Schluff, Ton), in der Verdichtung des Oberflächensubstrats und der Begründung von Forstkulturen unterschieden. Offenlandflächen, Wiesen und natürliche Sukzessionsflächen wurden in die Untersuchung einbezogen. Es wurden etwa 25.000 Individuen ausgewertet, die sich auf 77 Arten verteilten. Die verschiedenen Rekultivierungsmaßnahmen führten zu unterschiedlichen Besiedlungen durch Laufkäfer. In 16 Flächen hatten sich Lebensgemeinschaften ausgebildet, die signifikant voneinander verschieden waren. In den aufgeforsteten Flächen waren entweder *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pt. madidus*, *Calathus rotundicollis* oder *Limodromus assimilis* die häufigste Art, in den Offenlandflächen war dies entweder *Poecilus versicolor*, *Pterostichus niger* oder *Cicindela hybrida*. Die Artenzahlen pro Fläche variierten zwischen 23 und 36, die Individuenzahlen zwischen 216 und 3354. Dabei stimmten die Artenzahlen zwischen Aufforstungs- und Offenlandflächen weitgehend überein, obwohl die Heterogenität der Lebensgemeinschaften (MVDISP) in den Offenlandflächen größer war als in den Aufforstungsflächen. Die Individuenzahlen überwogen in den Aufforstungsflächen. Die Diversität (Fisher's α) war in den Aufforstungsflächen weitgehend gleich, in den Offenlandflächen konnte sie sehr verschieden sein. Die höchsten Werte fanden wir, wenn ein Teil der Flächen stark verdichtet war oder wenn mit dem Großabsetzer ein starkes Oberflächenrelief geschaffen wurde. Die niedrigsten Werte wurden für die tertiäre Sandfläche ermittelt und dort, wo sich das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) flächig ausgebreitet hatte. Kumulativ ermittelte Artenzahlen vs. Individuenzahlen (rarefaction) ergab für die Offenlandflächen ($n = 8$) höhere Werte als für die Aufforstungsflächen ($n = 9$).

Schlüsselwörter: Rekultivierung, Aufforstung, Sukzession, Laufkäfer-Lebensgemeinschaften, Diversität

Summary: The study area is an outside dump of the Hambach open-cast mine with an elevation of about 200 m above ground. Beetles were investigated with pitfall traps 25 years after the start of the afforestation. In an area of about 1.000 ha we selected 17 investigation sites, which differed in respect to direction of slope, soil texture (proportions of sand, silt and clay), compression of the upper soil substrates, which cover the burden, and plantations. In addition open sites such as meadows and natural succession sites were included. Totally, we sampled about 25.000 individuals with 77 species. Different kinds of rehabilitation and different reclamation techniques resulted in site-specific beetle assemblages in 16 of 17 investigation sites. In at least one of the afforested sites either *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pt. madidus*, *Calathus rotundicollis* or *Limodromus assimilis* was the dominant species, in the open sites either *Poecilus versicolor*, *Pterostichus niger* or *Cicindela hybrida* was

dominant. The number of species per site varied between 23 and 36, the number of individuals per sites between 216 and 3354. The number of species per site was almost the same in afforested sites and open sites although heterogeneity of beetles assemblages (MVD_{Disp}) was more pronounced in open sites. The activity of individuals was higher in afforested sites. Diversity (Fisher's α) was almost the same in afforested sites, however, extremely different in open sites. Highest diversity values were found in sites where the soil coverage was only partly compressed or where the coverage was not levelled, resulting in crests and troughs. The lowest diversity values were found in sites where sand from the Tertiary period was used as coverage or where the grass *Calamagrostis epigeios* dominated the vegetation. Correcting unequal sample sizes by rarefaction we calculated higher number of species for open sites ($n = 8$) than for afforested sites ($n = 7$).

Keywords: reclamation, afforestation, succession, ground beetle assemblages, diversity

1. Einleitung

Das Rheinland verfügt über große, wirtschaftlich gewinnbare Braunkohlevorkommen. Bis 1996 nahm das Abbaugelände eine Gesamtfläche von rd. 26000 ha in Anspruch. Von dieser Fläche wurden ca. 65 % rekultiviert. Etwa 7000 ha dienten einer forstlichen Rekultivierung (PFLUG 1998).

Ziel der forstlichen Rekultivierung ist es, dass nach dem Abbau der Braunkohle neue Flächen geschaffen werden, die den Ansprüchen einer späteren forstlichen Nutzung genügen (DILLA & MÖHLENBRUCH 1998). Zusätzlich soll eine Landschaft entstehen, die auch als attraktives Naherholungsgebiet geeignet ist (KUNDE & MÜLLENSIEFEN 1998). Eine Modellfläche der Bergbaufolgelandschaft im Rheinland, die beide Ziele vereint, ist die Hochhalde Sophienhöhe.

Auf der Sophienhöhe wurde eine Landschaftsplanung nach dem Begriff des „Kontrasteffekts“ durchgeführt (RÜMLER 1998). Aufforstungsflächen, die den weitaus größten Anteil des Rekultivierungsareals einnehmen, werden durch Grenz- und Übergangsbereiche unterbrochen, in denen keine Aufforstung durchgeführt wurde. Ein unterschiedliches Vegetationsmuster, verstärkt durch ein unregelmäßiges Oberflächenrelief, sollte die Akzeptanz als Erholungsgebiet steigern (RÜMLER 1998). Gleichzeitig bietet es eine gute Voraussetzung für die Ansiedlung einer Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen (DWORSCHAK 1998).

Eine beschleunigte Ansiedlung von Arten aus dem Tagebauvorfeld ist außerdem denkbar, wenn Humusboden aus dem Tagebauvorfeld auf die verkippten Forstkiesflächen ausgebracht wird (NEUMANN 1971a). Einen umfassenden Vergleich einer Pflanzenbesiedlung in der forstlichen Rekultivierung mit und ohne Humusauftrag gibt WOLF (1998). Der Anteil von Schlag- und Waldpflanzen erhöhte sich bei Humusauftrag, der Anteil von Acker- und Ruderalpflanzen ging zurück (WOLF 1998). Im Gegensatz zu den Pflanzen führte die Ausbreitung eines Humusbodens nicht zu einer Veränderung der Laufkäfer-Lebensgemeinschaft (TOPP et al. 1992). Vierzehn Jahre nach Beginn der Rekultivierung waren Laufkäfer auf der Sophienhöhe mit 76 Arten zahlreich vertreten. Es überwogen aber weiterhin die eurytopen und besonders flug- und laufaktiven Käfer aus der angrenzenden Agrarlandschaft (TOPP 1998, 2000).

Elf Jahre später, 25 Jahre nach Beginn der Aufforstung, wurden die Laufkäfer der Sophienhöhe erneut erfasst. Folgende Fragen standen im Vordergrund:

1. Hat sich mit dem Sukzessionsalter die Artenzahl erhöht?
2. Konnten sich vermehrt silvicole Laufkäfer ansiedeln und konnten diese die Laufkäfer aus der Agrarlandschaft verdrängen?
3. Wirkt sich der bei der Landschaftsplanung berücksichtigte „Kontrasteffekt“ auf die Ausbildung von verschiedenen Laufkäfer-Lebensgemeinschaften aus?

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Die Sophienhöhe (50°55'N, 6°27'E) ist eine künstlich angelegte Hochhalde östlich von Jülich, die sich bis zu 195 m über die Bördelandschaft erhebt. Es ist die Außenkippe des

Tagebaues Hambach, die aus dem Abraum des Tagebaues auf einer mehr als 1000 ha großen Grundfläche aufgeschüttet wurde. Seit 1993 wird am Südhang der Sophienhöhe weiterer Abraum auf bereits ausgekohltem Gelände angeschüttet.

Im Revier Hambach liegt der Tagebau in einem Gebiet mit ehemals vorwiegender Wald-

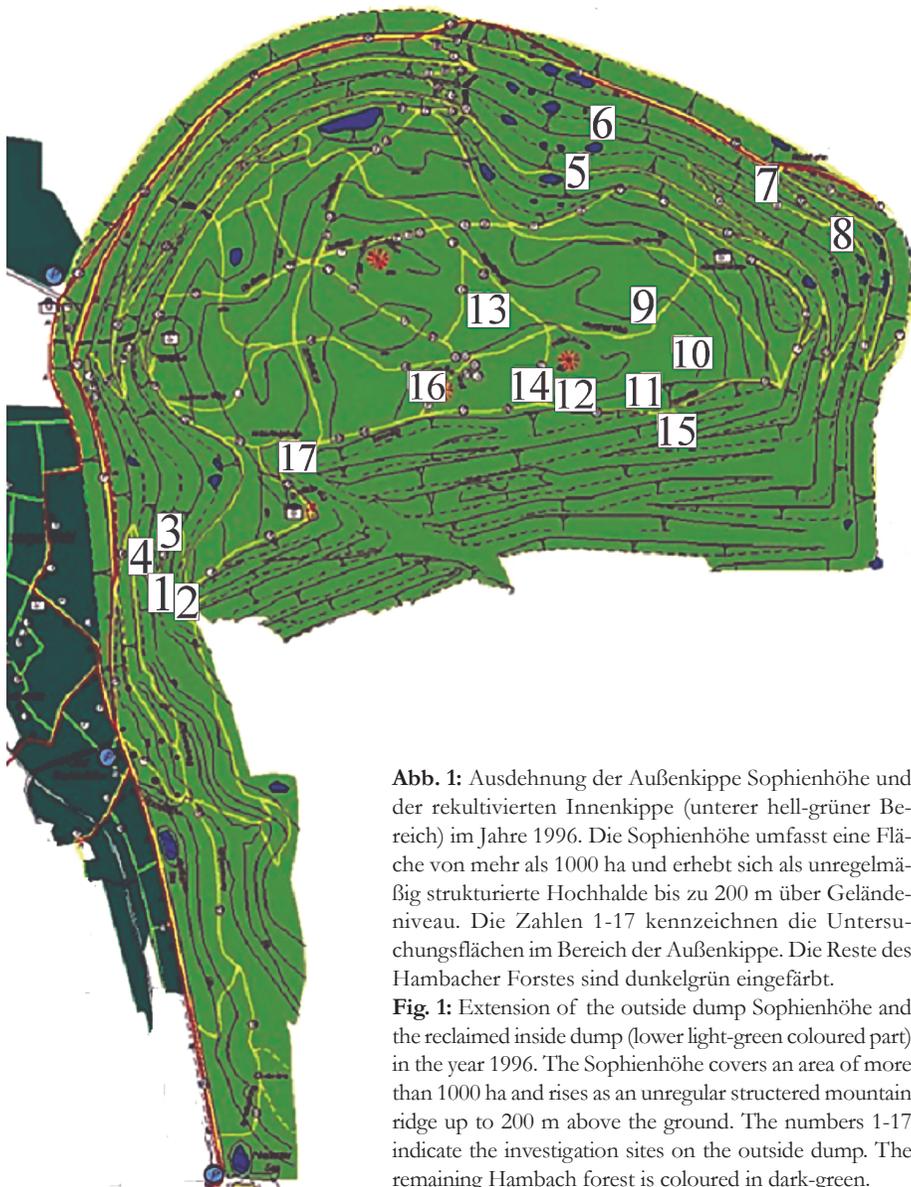


Abb. 1: Ausdehnung der Außenkippe Sophienhöhe und der rekultivierten Innenkippe (unterer hell-grüner Bereich) im Jahre 1996. Die Sophienhöhe umfasst eine Fläche von mehr als 1000 ha und erhebt sich als unregelmäßig strukturierte Hochhalde bis zu 200 m über Geländeneiveau. Die Zahlen 1-17 kennzeichnen die Untersuchungsflächen im Bereich der Außenkippe. Die Reste des Hambacher Forstes sind dunkelgrün eingefärbt.

Fig. 1: Extension of the outside dump Sophienhöhe and the reclaimed inside dump (lower light-green coloured part) in the year 1996. The Sophienhöhe covers an area of more than 1000 ha and rises as an irregular structured mountain ridge up to 200 m above the ground. The numbers 1-17 indicate the investigation sites on the outside dump. The remaining Hambach forest is coloured in dark-green.

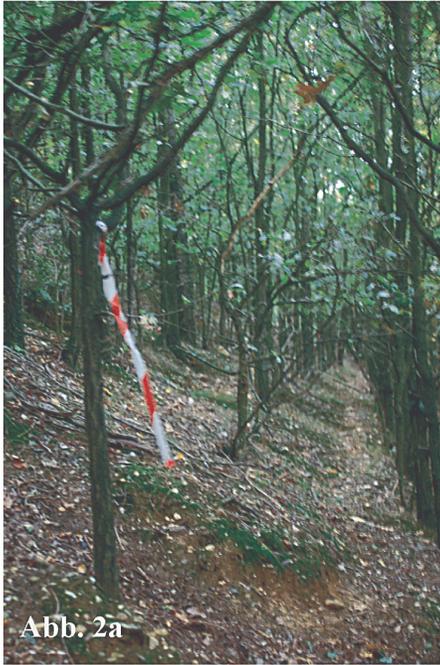


Abb. 2a

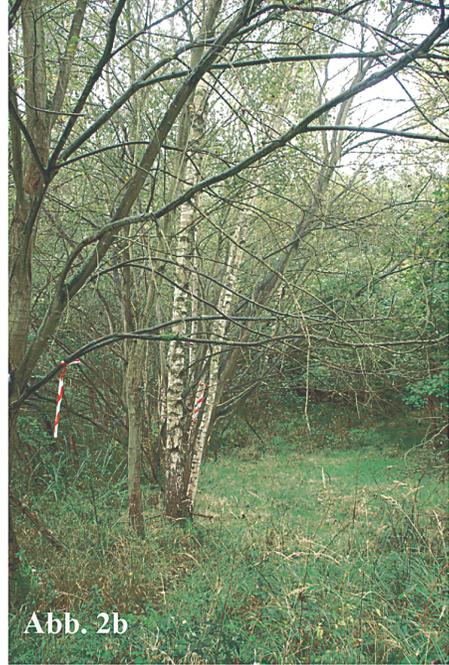


Abb. 2b



Abb. 2c



Abb. 2d

Abb. 2: Untersuchungsfläche 2 mit einem Alter von 25 Jahren. Dominante Art: *Pterostichus madidus* (a). Untersuchungsfläche 5 mit einem Alter von 22 Jahren. Dominante Art: *Pterostichus oblongopunctatus* (b). Untersuchungsfläche 6 mit einem Alter von 22 Jahren. Dominante Art: *Pterostichus oblongopunctatus* (c). Untersuchungsfläche 13 mit einem Alter von 17 Jahren. Dominante Art: *Li-modromus assimilis* (d).

nutzung. Dies ist eine Besonderheit in der Bördelandschaft der Kölner Bucht, die weitgehend ackerbaulich genutzt wird (ALBRECHT et al. 2005). Das Ziel der Rekultivierung im Revier Hambach ist es daher, Ersatz für die verloren gegangenen Forstflächen zu schaffen. Der Erfolg einer Rekultivierung ist vom Decksubstrat der zu rekultivierenden Flächen abhängig (DILLA & MÖHLENBRUCH 1998; GHOSE 2001). Als geeignetes Substrat, das sowohl der Standsicherheit der Halde diene als auch eine optimale Feldkapazität für ein günstiges Pflanzenwachstum erreichte, erwies sich eine Mischung aus pleistozänen Kiesen, Sanden und Schottern mit den darüber lagernden Löss- und Lösslehmschichten aus dem Tagebauvorfeld (= Forstkies) (VON DER NOCHT & WINTER 1998). Der Forstkies wurde in Hangbereichen als Deckschicht mit einer Mächtigkeit von bis zu 4 m ausgebracht. Die Plateaulagen der Hochhalde waren weniger durch Rutschungen und Erosionen gefährdet. Hier konnte mit verschiedenen Mischungsverhältnissen von Kies und Löss experimentiert werden. Auch konnten Deckschichten verwendet werden, die grundsätzlich von den Forstkies-Eigenschaften abweichen. Dazu gehören Tone und Sande aus dem Oberboden der Vorfelddes, aber auch die stark pyrithaltigen Sande aus den darunter gelagerten Tertiärschichten.

Zusätzlich wurde das Relief der Hochhalde Sophienhöhe abwechslungsreich gestaltet. So wurden Senken angelegt, in denen Tümpel und Teiche geschaffen wurden. Die Substrate im Grundbereich zukünftiger Gewässer, aber auch angrenzende Oberflächensubstrate wurden extrem verdichtet, um die Versickerung von Niederschlägen zu hemmen. In Hanglagen wurden die mit dem Kleinabsetzer ausgebrachten Deckschichten gewöhnlich in einem abschließenden Arbeitsgang planiert. In

einigen Hochflächen wurde auf eine Planierung verzichtet. Dadurch blieb der verkippte Forstkies locker gelagert, aber es entstand ein unregelmäßiges Substratreilief mit Höhenunterschieden von durchschnittlich 0,50 m und Abständen von durchschnittlich 1,50 m zwischen den Forstkies-Rippen. Kleinräumige Erosionen und Anreicherung von organischem Material in den Mulden förderten eine differenzierte Sukzession (SIMON 2001). In anderen Flächen wurden Oberflächensubstrate mit Großabsetzern verkippt. Dies ergab stärker ausgeprägte Reliefunterschiede als in den nichtplanierten Flächen, die mit dem Kleinabsetzer angelegt wurden.

Als Untersuchungsflächen für die Laufkäferbesiedlung wurden Gebiete im Bereich der Außenkippe ausgewählt (Abb. 1), die durch verschiedenartige Substratverkipnungen charakterisiert waren. Weiterhin differenzierten wir zwischen Flächen mit unterschiedlicher Bepflanzung und solchen, die einer spontanen Sukzession ausgesetzt waren. Da die Untersuchungen auf der gesamten Hochhalde, auch in Hangbereichen, durchgeführt wurden, ergaben sich zusätzliche Unterschiede in der Exposition. Einige Aufforstungsflächen zeigt Abbildung 2; ausgewählte Offenlandflächen der Hochfläche zeigt Abbildung 3.

2.2. Beprobung

Zur Untersuchung wurden 17 Flächen ausgewählt. Die Erfassung erfolgte mit Bodenfallen ($\varnothing = 9,5$ cm) und reichte von Anfang April 2006 bis Ende März 2007. Als Fangflüssigkeit diente Formalin mit Detergenzzusatz. In den Sommermonaten erfolgte die Leerung der Bodenfallen in 14-tägigen Abständen, in den Wintermonaten betrug die Leerungsintervalle überwiegend vier Wochen. Jede Untersuchungsfläche wurde mit fünf Bodenfallen ver-

Fig. 2: Investigation site 2 with an age of 25 years. Dominant species: *Pterostichus madidus* (a). Investigation site 5 with an age of 22 years. Dominant species: *Pterostichus oblongopunctatus* (b). Investigation site 6 with an age of 22 years. Dominant species: *Pterostichus oblongopunctatus* (c). Investigation site 13 with an age of 17 years. Dominant species: *Limodromus assimilis* (d).



Abb. 3: Untersuchungsfläche 9 mit einem Alter von 16 Jahren. Dominante Art: *Poecilus versicolor* (a). Untersuchungsfläche 11 mit einem Alter von 16 Jahren. Dominante Art: *Harpalus rubripes* (b). Untersuchungsfläche 12 mit einem Alter von 16 Jahren. Dominante Art: *Cicindela hybrida* (c). Untersuchungsfläche 17 mit einem Alter von 16 Jahren. Dominante Art: *Abax parallelepipedus* (d).

sehen. Der Abstand der Fallen in den Untersuchungsflächen betrug 10 m.

Die Determination erfolgte nach FREUDE et al. (2004). Die Laufkäfer wurden nach ihrer ökologischen Bindung zusammengefasst. Wir unterschieden Waldarten, Offenlandarten und indifferente Arten sowie hygrophile, mesophile und xerophile Arten. Die Einteilungen erfolgten nach KOCH (1989).

2.3. Statistik

Für die statistische Auswertung wurde für jede einzelne Falle die Summe von Artenzahlen und Individuendichten über die Zeiterien gebildet. Mit MVDISP (multivariate dispersion indices) erfolgte die Abschätzung der faunistischen Heterogenität, die sich aus den Unterschieden zwischen den Fallenfängen innerhalb der einzelnen Untersuchungsflächen errechnet. Waren die Unterschiede zwischen den Arten-Individuenzusammensetzungen der fünf Fallen groß, so resultierte daraus ein hoher Wert. Faunistische Ähnlichkeiten zwischen den Untersuchungsflächen wurden mittels der ANOSIM (analysis of similarities) auf Signifikanz überprüft. Das Ergebnis basiert auf Permutationen aller fünf Fallen der Untersuchungsflächen.

Diversitätsberechnungen für die einzelnen Untersuchungsflächen erfolgten nach Fisher's α . Für die Diversitätsberechnungen aller Aufforstungsflächen ($n = 8$) und aller Offenlandflächen ($n = 7$) benutzten wir die Rarefaction-Analyse. Diese standardisiert die Artenvielfalt auf eine gegebene Anzahl von Individuen. Mit zunehmender Habitat-Heterogenität sollte die Diversität zunehmen (ROSENZWEIG 1995). Daher sollten Flächen, die in ihren Umwelteigenschaften durch eine große Heterogenität und Komplexität ausgezeichnet sind, eine zunehmend komplexe und

diverse Lebensgemeinschaft aufweisen. Dies sollte sich in einer hohen faunistischen Heterogenität widerspiegeln. Mögliche Zusammenhänge wurden mit der Spearman-Rangkorrelation überprüft.

Die Besonderheiten der Untersuchungsflächen zueinander charakterisierten wir mit dem Ordinationsverfahren NMDS (non-metric multidimensional scaling). Dabei verwendeten wir den Bray-Curtis-Koeffizient für den Anteil von Unterschieden (MCGARIGAL et al. 2000). Die Güte des Testverfahrens wurde mit der Stress-Statistik überprüft. Stress-Werte, die unter 0,1 liegen, kennzeichnen eine gute Beschreibung durch das Verfahren.

Die Berechnungen erfolgten mit den Programmen SPSS 11.0, Primer 5.0 und Estimate S 7.5.1 (COLWELL 2005).

3. Ergebnisse

3.1. Arten- und Individuenzahlen

Insgesamt wurden ca. 25.000 Individuen gefangen, die sich auf 77 Arten verteilten. Die weitaus häufigste Art war *Pterostichus oblongopunctatus*, die mit 5.700 Individuen etwa 23 % der Aufsammlung ausmachte (Tab. 1). Diese Art ist ein typischer Waldbewohner. Häufig waren auch weitere Waldarten wie *Pterostichus madidus*, *Calathus rotundicollis* und *Nebria brevicollis*. Insgesamt wurden 16 Laufkäfer-Arten als Waldarten eingestuft. Sie machten etwa 75 % der Aufsammlung aus. Eine weitere häufige Art, *Notiophilus rufipes*, die sowohl in Wäldern als auch in offenen Biotopen auftreten kann (KOCH 1989), wurde hier als indifferent bezeichnet (Tab. 1). Die häufigsten Offenlandarten waren *Calathus fuscipes*, *Pterostichus melanarius* und *Cicindela hybrida*. Zu den Offenlandarten zählten wir 50 Laufkäferarten mit 3.216 Individuen (= 13 %).

Fig. 3: Investigation site 9 with an age of 16 years. Dominant species: *Poecilus versicolor* (a). Investigation site 11 with an age of 16 years. Dominant species: *Harpalus rubripes* (b). Investigation site 12 with an age of 16 years. Dominant species: *Cicindela hybrida* (c). Investigation site 17 with an age of 16 years. Dominant species: *Abax parallelepipedus* (d).

Tab. 1: Arten mit mehr als 100 Individuen sortiert nach ihrer Gesamthäufigkeit. Die Arten sind hinsichtlich ihrer Präferenz für Wald (W) und Offenland (O) oder als indifferent (I) gekennzeichnet. Die obersten Zeilen bezeichnen die Untersuchungsflächen 1-17 und geben Hinweise zu Aufforstungsflächen (A) und Offenlandflächen (O).

Table 1: List of species containing > 100 individuals, sorted according to their abundance in the investigation sites 1-17. The species are characterized according to their preferences to forests (W), to open areas (O) or signed as indifferent (I). The upper most lines number the investigation sites 1-17 and distinguish between afforested (A) and open (O) sites.

Fläche		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Σ
Arten		A	A	A	A	A	A	O	O	O	O	O	O	A	A	A	O	O	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	W	54	77	928	337	1302	1934	6	32	0	0	0	0	165	238	489	1	137	5700
<i>Pterostichus madidus</i>	W	682	611	790	275	23	8	3	6	2	3	1	2	91	11	6	21	452	2987
<i>Calathus rotundicollis</i>	W	283	438	167	101	60	338	7	19	0	0	0	2	255	51	640	0	226	2587
<i>Nebria brevicollis</i>	W	40	125	139	15	338	538	48	32	3	19	1	15	219	68	712	1	59	2372
<i>Abax parralelepipedus</i>	W	282	263	359	155	6	1	0	0	0	0	0	8	30	184	210	36	457	1991
<i>Carabus problematicus</i>	W	171	141	141	178	243	72	17	65	7	4	3	8	43	66	120	3	138	1420
<i>Pterostichus niger</i>	W	6	14	56	215	213	37	136	131	142	103	8	4	19	52	14	50	20	1220
<i>Carabus nemoralis</i>	W	39	34	131	158	281	75	33	107	13	4	1	4	87	34	13	14	73	1101
<i>Limodromus assimilis</i>	W	1	2	71	8	73	47	0	0	0	0	0	0	429	162	31	3	8	835
<i>Calathus fuscipes</i>	O	159	197	75	3	0	3	41	10	0	26	41	23	0	0	6	0	49	633
<i>Pterostichus melanarius</i>	O	0	1	16	12	89	138	13	13	51	46	0	2	71	62	44	16	13	587
<i>Cicindela hybrida</i>	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	563	0	0	0	0	0	569
<i>Poecilus versicolor</i>	O	0	0	1	1	2	0	13	28	298	86	8	2	1	0	2	4	10	456
<i>Leistus rufomarginatus</i>	W	24	44	21	1	13	43	1	23	0	11	0	1	115	27	40	0	53	417
<i>Notiophilus rufipes</i>	I	102	67	25	1	11	12	4	20	0	1	0	0	7	2	7	0	41	300
<i>Trechus obtusus</i>	W	0	0	16	11	20	57	17	1	2	9	0	1	14	7	60	8	43	266
<i>Harpalus rubripes</i>	O	0	3	0	0	0	0	2	17	29	34	78	1	0	0	0	1	2	167
<i>Notiophilus biguttatus</i>	W	21	23	7	3	2	14	4	1	0	2	0	0	29	6	43	0	3	158
<i>Synuchus vivalis</i>	O	20	11	3	2	8	15	7	8	0	1	2	1	0	3	33	0	15	129
<i>Harpalus rubripes</i>	O	0	1	3	1	0	0	7	0	2	4	2	1	0	0	0	0	92	113

Tab. 2: Kenngrößen für die Untersuchungsflächen 1-17 hinsichtlich ihrer Artenzahlen (n), Individuenzahlen (n), Diversität (Fisher's α), Individuen an Waldarten (n), Individuen an Offenlandarten (n), Anzahl an hygrophilen Individuen (n), Anzahl an xerophilen Individuen (n) und ihrer Heterogenität für die Laufkäfergemeinschaften zwischen den fünf Bodenfallen.

Table 2: Characterisation of the investigation sites 1-17 according to their number of species (n), number of individuals (n), diversity (Fisher's α), individuals of forest species (n), individuals of open land species (n), hygrophilous individuals (n), xerophilous individuals (n) and heterogeneity according to the results of ground beetle assemblages between the five pitfalls.

Fläche	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Arten (n)	23	28	29	28	26	24	37	35	26	30	32	22	26	24	31	26	36
Individuen (n)	1902	2079	2974	1509	2737	3354	451	557	582	436	301	682	1640	1002	2522	216	1944
Fisher's α	3,68	4,57	4,46	4,88	3,98	3,5	9,55	8,29	5,58	7,31	9,06	4,35	4,39	4,42	4,98	7,72	6,27
Ind. Wald (n)	1032	1233	2067	1191	2562	3168	273	432	167	153	13	43	1436	897	2380	116	1258
Ind. Offenland (n)	184	231	102	23	107	161	169	98	410	279	285	637	92	75	111	51	201
Ind. hygrophil (n)	641	893	861	538	861	1218	257	235	207	203	23	33	1213	632	1791	147	911
Ind. xerophil (n)	359	395	1041	349	1323	1980	119	102	44	133	264	633	204	252	583	6	350
MVDisp	0,46	0,59	0,67	0,65	0,64	0,22	1,51	1,54	1,6	1,56	1,56	1,65	0,34	1,03	0,55	1,65	0,79

Die unterschiedlichen Habitateigenschaften der Untersuchungsflächen spiegeln sich sowohl in der unterschiedlichen Dominanzstruktur der Arten als auch in der Artenzusammensetzung wider. Die Aufforstungsflächen waren durch verschiedene dominant auftretende Waldarten geprägt. Auch die dominanten Arten der Offenlandflächen konnten flächenspezifisch sein (Tab. 1).

Offenlandarten waren strenger an offene Strukturen gebunden als Waldarten an Waldstrukturen. Dies galt insbesondere für die Waldarten *Pterostichus madidus*, *Nebria brevicollis*, *Carabus problematicus*, *Pterostichus niger* und *Carabus nemoralis*, die in allen Offenlandflächen vertreten waren (Tab. 1). Kamen Offenlandarten hingegen in Aufforstungsflächen vor, so waren sie überwiegend auf lichte Bereiche begrenzt.

In der Aufforstungsfläche 6 war nach der Faunenzusammensetzung ein Waldcharakter am stärksten ausgeprägt. Waldarten machten hier etwa 95 % der Aufsammlung aus. Der Offenlandcharakter war auf den tertiären Sanden (Fläche 12) besonders deutlich ausgeprägt. Hier gehörten etwa 90 % der Individuen zu den Offenlandarten (Tab. 2).

Waldarten und Offenlandarten besiedelten verschiedene Flächen nach ihrer Feuchtigkeitsbindung. So war die feuchtigkeitsliebende Art *Limodromus assimilis* in Fläche 13 (Abb. 2d) besonders häufig, die mesophilen Arten *Pterostichus madidus* und *Abax parallelepipedus* in den Flächen 1, 2, 3 (Abb. 2a) und die trockenheitsliebende Art *Pterostichus oblongopunctatus* in den Flächen 5, 6 (Abb. 2b, c) (Tab. 1). Im Offenland bevorzugte *Cicindela hybrida* die trockene, aus Tertiärsanden angelegte Fläche 12 (Abb. 3c). Auf Fläche 11 (Abb. 3b), die überwiegend aus quartärem Sand als Deckschicht gestaltet wurde, waren *Calathus melanocephalus* und *Calathus fuscipes* besonders zahlreich. Die trockene und mit Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) bewachsene Fläche 9 (Abb. 3a) wurde von *Poecilus versicolor* bevorzugt. In Tabelle 2 sind die Anteile (%) von hygrophilen und xerophi-

len Individuen je Untersuchungsfläche zusammengefasst.

Die Individuenzahlen der Laufkäfer veränderten sich auch im Jahresgang. Dies war auf die Entwicklungszyklen der einzelnen Arten, ihre Abundanz, die Anzahl von Arten mit charakteristischen Entwicklungszyklen und auf die mikroklimatischen Eigenschaften der Untersuchungsflächen zurückzuführen. Im Juli war die Aktivitätsdichte der Laufkäfer am größten, im Januar am geringsten. Im Mai waren die meisten Arten aktiv (50 spp.), im Januar und Februar die wenigsten Arten (20 spp.).

Wurden die Aktivitätsdichten aus allen Untersuchungsflächen für die einzelnen Arten addiert, so kristallisierten sich verschiedene Phänologien heraus. Im Februar nahm die Laufaktivität von *Carabus nemoralis* deutlich zu und erreichte im ausgehenden Winter ca. 40 % der Maximalaktivität. Diese wurde im April erreicht (Abb. 4). Fast gleichzeitig wie *Carabus nemoralis* begann *Pterostichus oblongopunctatus* mit der Aktivitätsphase. Die höchste Aktivitätsdichte von *Pt. oblongopunctatus* konnten wir Anfang Mai verzeichnen. Die größte Aktivitätsabundanz von *Pt. madidus* trat Ende Juli auf, die von *Nebria brevicollis* im Oktober. *Leistus rufomarginatus* war in den Monaten November und Dezember besonders häufig (Abb. 4).

Die Jahres-Gesamtaktivitätsdichten auf den Untersuchungsflächen wichen mehr als um das 15-fache voneinander ab. So lag die geringste jährliche Aktivitätsdichte/Fläche bei 216 Individuen (Fläche 16), die höchste bei 3354 Individuen (Fläche 3). Die Artenzahlen lagen zwischen 22 (Fläche 12, Abb. 3c) und 36 Arten (Fläche 17, Abb. 3d) (Tab. 2). Eine Differenzierung nach Aufforstungsflächen und Offenlandflächen ergab, dass die Artenzahlen zwischen ihnen meistens nicht deutlich voneinander abwichen (Ausnahme: Flächen 7, 8, 17). Allerdings waren die Individuenzahlen in den Aufforstungsflächen fast immer höher als in den Offenlandflächen (Ausnahme: Fläche 17) (Abb. 5).

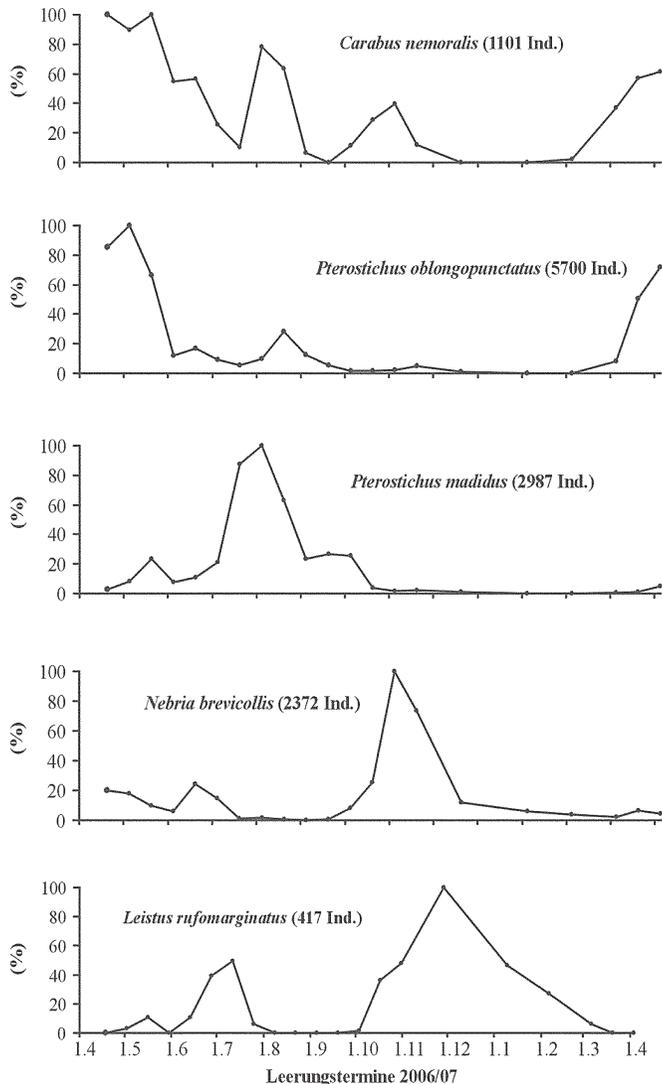


Abb. 4: Phänologie ausgewählter Arten mit höchster Aktivität in verschiedenen Monaten des Jahres, von April (*Carabus nemoralis*) bis November (*Leistus rufomarginatus*).

Fig. 4: Phenology of selected species with highest activity in different months of the year, ranging from April (*Carabus nemoralis*) until November (*Leistus rufomarginatus*).

3.2. Diversität und Heterogenität

Diversität wird hier als die Kombination von Arten- und Individuenzahlen in einzelnen Untersuchungsflächen aufgefasst und mit dem Wert von Fisher's α abgeschätzt. Die Diversität der Laufkäfer-Lebensgemeinschaften reichte von 3,5 (Fläche 6, Abb. 2c) bis zu 9,55 (Fläche 7) (Abb. 6). Die höchsten Diversitätswerte wurden in Offenlandflächen erreicht, wenn sich Ökotonstrukturen ausge-

bildet hatten, wie in den Flächen 7 und 8. Das Offenland war dort auf stark verdichtete Böden in der Nähe von Teichufern begrenzt. Sich anschließende Bereiche mit geringerer Bodenverdichtung erlaubten die Etablierung einer Strauchvegetation und ermöglichten so das Eindringen von Laufkäfern, die als Waldarten angesprochen werden können. Eine hohe Diversität (Abb. 6) zeichnete auch die Untersuchungsfläche 11 (Abb. 3b) aus. Dies war eine Fläche aus Quartärsand, die mit dem

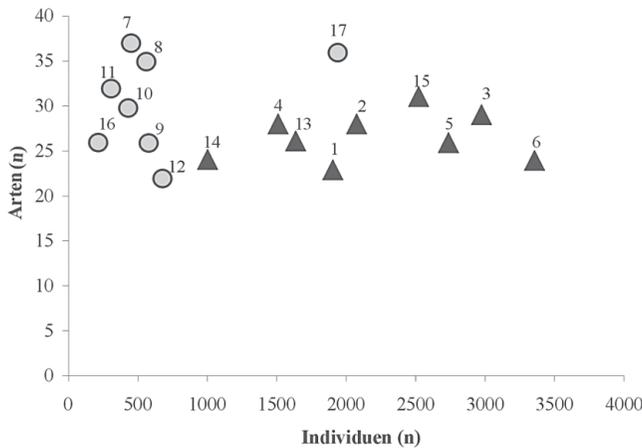


Abb. 5: Arten-Individuenbeziehungen für die Untersuchungsflächen 1-17. Aufgeforstete Flächen sind durch Dreiecke, Offenlandflächen sind durch Kreise gekennzeichnet.

Fig. 5: Relation between species and individuals for the investigation sites 1-17. Afforested sites are characterized by triangles and open sites are characterized by circles.

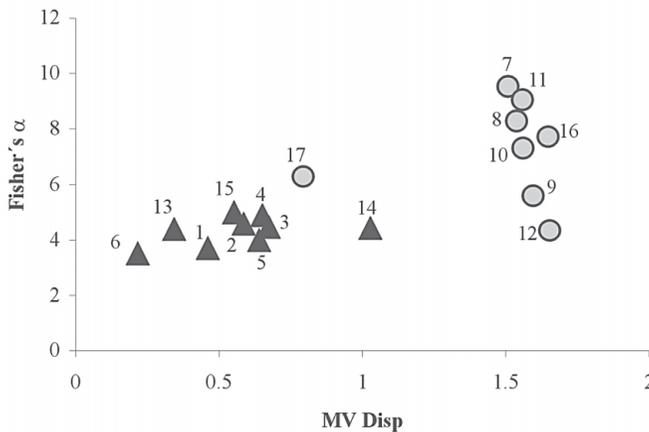


Abb. 6: Beziehungen zwischen der Diversität (Fisher's α) und der Heterogenität (MVDisp) der Untersuchungsflächen 1-17. Aufgeforstete Flächen sind durch Dreiecke, Offenlandflächen sind durch Kreise gekennzeichnet.

Fig. 6: Relation between diversity (Fisher's α) and heterogeneity (MVDisp) of the investigation sites 1-17. Afforested sites are characterized by triangles and open sites are characterized by circles.

Großabsetzer ausgebracht und nicht planiert wurde. So blieb ein unregelmäßiges Oberflächenrelief erhalten und eine Bodenverdichtung wurde vermieden. Die geringste Diversität war auf der Aufforstungsfläche 6 nachweisbar (Abb. 2c). Diese liegt am Nordhang der Sophienhöhe (Abb. 1) und ist durch eine gleichmäßige und dichte Bestockung der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) gekennzeichnet. Eine Berechnung für alle 17 Untersuchungsflächen zur Beziehung zwischen Diversität (Fisher's α) und faunistischer Heterogenität (MVDisp) bestätigte die Annahme eines solchen Zusammenhangs (Spearman-Rangkorrelation, $r = 0,696$, $p < 0,01$). Die Annahme

musste jedoch verworfen werden, wenn Aufforstungsflächen und Offenlandflächen getrennt voneinander analysiert wurden. Die Diversitätswerte in den Aufforstungsstandorten veränderten sich nicht, obwohl Veränderungen in der faunistischen Heterogenität vorlagen (Abb. 6). Die Diversitätswerte in den Offenlandflächen wichen deutlich voneinander ab, obwohl keine Veränderungen in der faunistischen Heterogenität deutlich wurden.

Die Arten-Individuenbeziehungen aller Aufforstungsflächen und aller Offenlandflächen wurden voneinander getrennt mit einer Rarefaction-Analyse durchgeführt

Abb. 7: Einfluss von Aufforstung und Offenlandflächen auf die Diversität der Laufkäfer (Rarefaction Analyse, 50 Iterationen).

Fig. 7: Influence of afforested sites and open sites on ground beetle diversity (rarefaction analysis, 50 iterations).

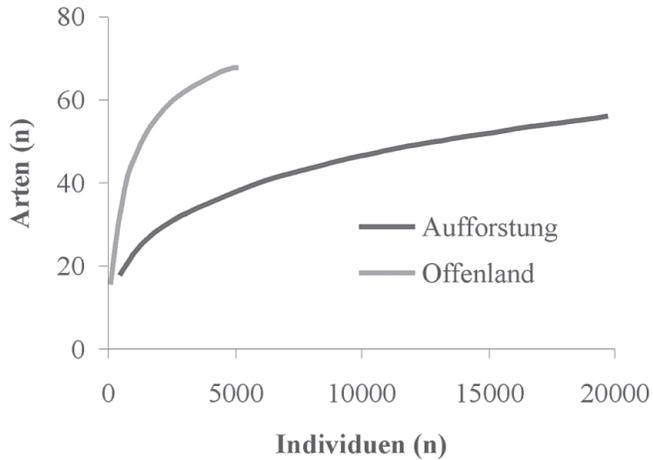
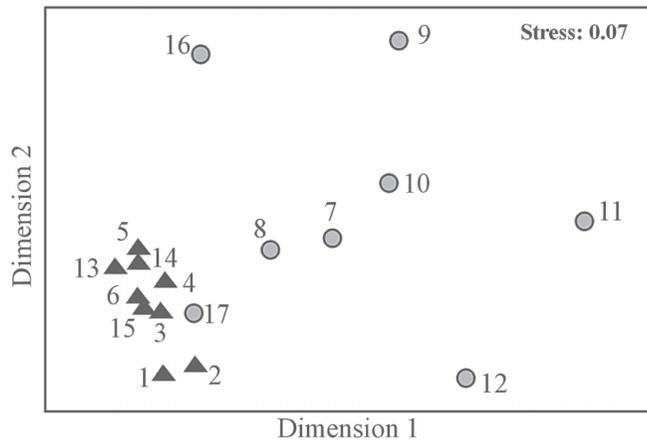


Abb. 8: Ordinationsdiagramm nach NMDS (non-metric multidimensional scaling) für die Lebensgemeinschaften der Untersuchungsflächen 1-17. Die Berechnung basiert auf den Bray-Curtis Koeffizienten, berechnet nach dem Anteil von Unähnlichkeiten.

Fig. 8: Ordination diagram of NMDS of the assemblage data set for the investigation sites 1-17, based on Bray-Curtis coefficient of percent dissimilarities.



(Abb. 7). Dabei wird deutlich, dass bei gleichen Individuenzahlen die Artenzahlen in den Offenlandflächen deutlich höher sind als in den Aufforstungsflächen. Beide Kurven flachen mit zunehmender Individuenzahl ab und lassen erkennen, dass bei zusätzlichen Aufsammlungen nur mit einer geringen Zunahme weiterer Arten zu rechnen ist.

3.3. Lebensgemeinschaften

Die Unterschiede der 17 Lebensgemeinschaften wurden in einer Ähnlichkeitsmatrix zweidimensional dargestellt (Abb. 8). Dabei erwiesen sich fast alle Lebensgemeinschaften als

signifikant voneinander getrennt (ANOSIM, $p < 0,01$). Nur zwischen den Flächen 1 und 2 bestand kein signifikanter Unterschied (ANOSIM, $p = 0,325$). Die Aufforstungsflächen waren ähnlicher zueinander als die Offenlandflächen. Dies wurde durch eine Cluster-Analyse (group average) bestätigt, bei der alle Aufforstungsflächen gemeinsam gruppiert wurden. Nach der Clusteranalyse gehörte auch die Offenlandfläche 17 zu der Aufforstungsgruppe. Die extrem verschiedenen Lebensgemeinschaften in den Offenlandflächen sind in dem NMDS-Diagramm erkennbar. Die abweichende Lage der quartären Sandfläche (11) und der tertiären Sandfläche (12) werden deutlich (Abb. 8).

4. Diskussion

In Bergbaufolgelandschaften können beträchtliche Umweltprobleme entstehen (BRADSHAW 2000). Viele dieser Probleme (u. a. toxische Belastung, Nährstoffangebot für Pflanzen, Erosionsgefährdung) konnten im Rheinland durch den schonenden Auftrag einer Deckschicht aus Forstkies weitgehend vermieden werden (KUNDE & MÜLLENSIEFEN 1998). Die technisch mögliche Gestaltung von Bergbaufolgelandschaften sollte jedoch nicht der Endschnitt einer Rekultivierung sein. Bei der Schaffung neuer Flächen sind auch Möglichkeiten biologisch ausgerichteter Rekultivierungsschritte bedeutsam (BRADSHAW 1997; BRADSHAW & HÜTTIL 2001). Dazu gehört die Auswahl geeigneter Bäume bei der Begründung von Forststandorten (DILLA & MÖHLENBRUCH 1989; NICOLINI & TOPP 2005), die Steuerung der Sukzession zu einem stabilen Bodengefüge mit einer Anreicherung von Makronährstoffen (TOPP et al. 2001; MOHR et al. 2005), aber auch die Steuerung der Sukzession zu einer differenzierten Tier- und Pflanzenwelt. Über die Sukzession der Bodenfauna, insbesondere der Mikroarthropoden, auf Bergbauflächen führte DUNGER (1968, 1991, 1998) ausführliche Untersuchungen in der Oberlausitz durch. Im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier untersuchte ZERLING (1990) die Sukzession der Mikroarthropoden. Kielhorn hat sich in einer beispielhaften Studie mit der Sukzession der Laufkäfer-Fauna in verschiedenen Tagebauen der Niederlausitz befasst. Rekultivierungsflächen, die mit der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet wurden, enthielten bis zu einem Alter von 15 Jahren durchschnittlich 50 Arten. Ältere Bestände mit Kronenschluss waren durch eine geringere Vielfalt mit durchschnittlich 27 Arten charakterisiert. Mit der Bewaldung gingen auch geeignete Habitate für gefährdete Arten verloren (KIELHORN et al. 1999). Diversitätsberechnungen (rarefaction bei 300 Individuen) führten zu 20-40 Arten auf jungen Rekultivierungsflächen und zu < 20 Arten in

Aufforstungsflächen mit Kronenschluss. Somit entsprechen die Veränderungen von Diversitätswerten zwischen den Sukzessionsphasen – Aufforstung vor und nach Kronenschluss – den Werten, die auf der Sophienhöhe für Offenland- und Aufforstungsflächen gewonnen wurden. Unterschiede traten bei Artenzahlen und Aktivitätsdichten auf. In den Kiefernforsten mit Kronenschluss gingen Artenzahlen und Aktivitätsdichten im Vergleich zu den jüngeren Rekultivierungsflächen zurück (KIELHORN et al. 1998), in den Aufforstungsflächen der Sophienhöhe blieb die Artenzahl gleich, die Aktivitätsdichte nahm im Vergleich zu den Offenlandflächen zu.

Die Besiedlung junger Rekultivierungsflächen wird durch stochastische Ereignisse bestimmt. Anzahl und Abundanz der einwandernden Arten sind nicht vorhersagbar. Die Unvorhersagbarkeit erklärt möglicherweise die hohen Diversitäts-Unterschiede zwischen den Offenlandflächen. Auch die hohe Variabilität bei den Rarefaction-Werten für die verschiedenen Rekultivierungsflächen der Niederlausitz und die große Distanz der Offenlandflächen im NMDS-Ordinationsdiagramm für die Flächen der Sophienhöhe scheinen auf stochastische Prozesse hinzuweisen.

Die Ausbreitungsfähigkeit von Arten, ihr Rekrutierungsareal in der Umgebung oder die veränderlichen regionalen Klimabedingungen dürften entscheidend für eine Immigration sein. Auf offenen Rekultivierungsflächen überwogen in den ersten Jahren nach Rekultivierung die xero- und psammophilen Arten (TOPP 1998), viele von ihnen gelten als gefährdet (KIELHORN & KEPLIN 1999). Psammophile Arten, wie *Harpalus flavescens*, *Harpalus smaragdinus* und *Amara fulva*, die in der Niederlausitz in jungen Rekultivierungsflächen zu den dominanten Laufkäfern gehörten, oder *Brosicus cephalotes*, der in der Oberlausitz (VOGEL & DUNGER 1991) und im Rheinischen Revier der Ville (NEUMANN 1971 a) in jungen Rekultivierungsflächen häufig war, kamen auf der Sophienhöhe nicht vor.

Zusätzlich sind stochastisch auftretende Extinktionsprozesse denkbar (DEN BOER 1979, 1981) und schließlich für die Ausbildung von Laufkäfer-Gemeinschaften mitentscheidend. Viele Laufkäfer aus der großen Anzahl der nachgewiesenen Offenlandarten dürften nur kurzzeitig auf den Offenlandflächen aktiv sein, ohne sich etablieren zu können. Dies mag besonders für die sauren Tertiärsande zutreffen. Sind diese möglicherweise nicht mehrheitlich Sinkstatt Source-Habitate? Die tertiäre Sandfläche der Sophienhöhe enthielt bei einer früheren Untersuchung über 30 Arten. Darunter befanden sich in großer Anzahl *Nebria salina*, *Calathus ambiguus*, *Amara lunicollis*, *Harpalus affinis*, *H. rubripes*, *H. distinguendus* und *Cicindela hybrida*, die nach ihrer Habitatbindung alle auf trockenen und sandigen Flächen geeignete Entwicklungsbedingungen vorfinden sollten. Nach den hier gezeigten Aktivitätsdichten glauben wir aber, dass auf den tertiären Sandflächen nur *Cicindela hybrida* erfolgreich sein kann. Die Larven von *C. hybrida* jagen nicht nach Beute, sondern lauern dieser auf. Das Auflauern von Beute ist möglicherweise die einzige erfolgreiche Ernährungsstrategie auf der exponierten Sandfläche der Hochhalde. Dass nicht alle nachgewiesenen Arten zu einer indigenen Fauna gehören müssen, zeigten Untersuchungen auf einer isoliert gelegenen Sanddüne der Nordsee. Von 115 nachgewiesenen Laufkäfer-Arten dürften dort höchstens 13 Arten Überlebenschancen haben (TOPP 1988).

Auch Waldarten können Rekultivierungsflächen wenige Jahre nach der Verkipfung erreichen. So war *Carabus problematicus*, der während der Reproduktionsphase gezielt Waldflächen verlässt (RIJNSDORP 1980), auf dreijährigen Kippsubstraten der Ville (NEUMANN 1971 b) und auf zweijährigen tertiären Sanden der Sophienhöhe (Topp 1998) nicht selten. *Carabus problematicus* hat ein gutes Orientierungsvermögen und auch eine bessere Fähigkeit als z. B. *Abax parallelepipedus*,

vom Offenland aus neue Waldgebiete zu erreichen (Neumann 1971 b). *Abax parallelepipedus* besiedelte die Sophienhöhe nur zögerlich und kam zunächst nur in Untersuchungsflächen vor, die unmittelbar an den Restwald angrenzten (TOPP 1998). *Nebria brevicollis* entwickelt sich vor ihrer Imaginaldiapause im Offenland, wenn dieses genügend beschattet ist (TRITTELVITZ & TOPP 1980), und überquert Offenlandstrukturen problemlos (JOYCE et al. 1999). Auf der Sophienhöhe konnten Waldarten in 16-22 Jahre alten Untersuchungsflächen bis zu 95 % der Laufkäfer-Fauna ausmachen. Ein vergleichsweise hoher Anteil an Waldarten lebte in der Niederlausitz in 32-jährigen Flächen, die mit *Pinus sylvestris* aufgeforstet waren (KIELHORN & KEPLIN 1999).

Die häufigsten Waldarten der Rekultivierungsflächen sind eurytop. Stenotope Arten, die im Rheinland im angrenzenden Restwald nachgewiesen wurden, konnten sich, auch wenn sie mit einer Humusschicht in aufgeforstete Rekultivierungsflächen verbracht wurden (GLÜCK 1989), nicht ansiedeln. Zu den stenotopen Arten gehören *Abax parallelelus*, *A. ovalis* und *Molops piceus*. Aus älteren Waldflächen ist eine größere Anzahl von Waldarten bekannt als aus jüngeren Waldflächen (ASSMANN 1999).

Ein Vergleich mit den Untersuchungen, die zwölf Jahre nach Beginn der forstlichen Rekultivierung durchgeführt wurden, ergibt, dass die Artenzahl der Laufkäfer nicht rückläufig ist. Dies widerspricht den Ergebnissen von KIELHORN (2003). Die gleichbleibend hohe Artenzahl auf der Sophienhöhe führen wir auf das Konzept der Landschaftsplanung nach dem „Kontrasteffekt“ zurück. So war die Ausbildung von signifikant verschiedenen Lebensgemeinschaften in den verschiedenen Untersuchungsflächen nicht nur auf eine Verschiebung in der Dominanzstruktur zurückzuführen, sondern auch auf unterschiedliche Artenzusammensetzungen. Mit der Komplexität von Flächen steigt deren Artenzahl (LASSAU et al. 2005). Auch bilden sich

Lebensgemeinschaften aus, die nicht nur eine höhere Diversität aufweisen (MOLNAR et al. 2001), sondern von angrenzenden Wald- und Offenlandflächen auch distinkt sein können (MAGURA et al. 2001 b). Mehrere kleine, voneinander isolierte Waldflächen beherbergen eine größere Artenzahl als ein zusammenhängender Wald von gleicher Gesamtfläche (MAGURA et al. 2001 a).

Danksagung

Wir danken Herrn Dipl.-Biol. Ulf DWORSCHAK für Unterstützung bei den Freilandarbeiten. Die Untersuchungen wurden freundlicherweise durch die RWE Power AG gefördert.

Literatur

- ALBRECHT, C., DWORSCHAK, U., ESSER, T., KLEIN, H., & WEGLAU, J. (2005): Tiere und Pflanzen in der Rekultivierung. 40 Jahre Freilandforschung im Rheinischen Braunkohlenrevier. *Acta Biologica Benrodis*, Suppl. 10: 1-238.
- ASSMANN, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 8: 1499-1517.
- BRADSHAW, A. (1997): Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255-269.
- BRADSHAW, A. (2000): The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89-100.
- BRADSHAW, A.D., & HÜTTL, R.F. (2001): Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological Engineering* 17: 87-90.
- COLWELL, R.K. (2005): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- DEN BOER, P.J. (1979): The significance of dispersal power for the survival of species, with special reference to the carabid beetles in a cultivated countryside. *Fortschritte der Zoologie* 25: 79-94.
- DEN BOER, P.J. (1981): On the survival of populations in a heterogenous and variable environment. *Oecologia* 50: 39-53.
- DILLA, L., & MÖHLENBRUCH, N. (1989): Entwicklung und Stand der Rekultivierung. *Natur und Landschaft* 64: 436-439.
- DILLA, L., & MÖHLENBRUCH, N. (1998): Die Bedeutung von Forstkies und die Entwicklung von Waldböden bei der forstlichen Rekultivierung. S. 248-255 in: PFLUG, W., (Hrsg.): Braunkohlentagebaue und Rekultivierung. *Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz*. Springer; Berlin.
- DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 43: 1-256.
- DUNGER, W. (1991): Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. *Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik, Ökologie und Zoogeographie der Tiere* 118: 423-447.
- DUNGER, W. (1998): Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur faunistischen Besiedlung von Kippböden. S. 625-634 in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebaue und Rekultivierung. *Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz*. Springer; Berlin.
- DWORSCHAK, U. (1998): Zur Umsetzung der wissenschaftlichen Untersuchungsergebnisse. S. 347-357 in: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebaue und Rekultivierung. *Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz*. Springer; Berlin.
- FREUDE, H., HARDE, K.-W., LOHSE, G.A., & KLAUSNITZER, B. (2004): Die Käfer Mitteleuropas, Band 2. 2. Auflage. Elsevier; München.
- GHOSE, M.K. (2001): Management of topsoil for geoenvironmental reclamation of coal mining areas. *Environmental Geology* 40: 1405-1410.
- GLÜCK, E. (1989): Waldbodenverbringung – zoologische Aspekte. *Natur und Landschaft* 64: 456-458.
- JOYCE, K.A., HOLLAND, J.M., & DONCASTER, C.P. (1999): Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89: 523-531.
- KIELHORN, K.-H., & KEPLIN, B. (1999): Carabidenzönosen unterschiedlich alter Kiefernauforstungen auf rekultivierten Kippböden:

- Struktur der Fauna, regionale Charakteristika und Aspekte des Artenschutzes. S. 119-130 in: HÜTTL, R.F., KLEM, D., & WEBER, E. (Hrsg.): *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften*. Gruyter; Berlin.
- KIELHORN, K.-H., KEPLIN, B., & HÜTTL, R.F. (1998): Entwicklung von Artenzusammensetzung und Aktivitätsdichte in Carabidenzönosen forstlich rekultivierter Tagebauflächen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 28: 301-306.
- KIELHORN, K.-H., KEPLIN, B., & HÜTTL, R.F. (1999): Ground beetle communities on reclaimed mine spoil: Effects of organic matter application and revegetation. *Plant and Soil* 213: 117-125.
- KOCH, K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas*. Ökologie. Band 1. Goecke & Evers; Krefeld.
- KUNDE, L., & MÜLLENSIEFEN, K. (1998): Herstellung von Flächen für die forstliche und landwirtschaftliche Wiedernutzbarmachung. S. 59-67 in: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebaue und Rekultivierung*. Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz. Springer; Berlin.
- LASSAU, S.A., HOCHULI, D.F., CASSIS, G., & REID, C.A.M. (2005): Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions* 11: 73-82.
- MAGURA, T., KÖDÖBÖCZ, V., & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2001a): Effects of habitat fragmentation on carabids in forst patches. *Journal of Biogeography* 28: 129-138.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., & MOLNÁR, T. (2001b): Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* 10: 287-300.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S., & STAFFORD, S. (2000): *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer; New York.
- MOHR, D., SIMON, M., & TOPP, W. (2005): Stand composition affects soil quality in oak stands on reclaimed and natural sites. *Geoderma* 129: 45-53.
- MOLNÁR, T., MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., & ELEK, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest grassland transects. *European Journal of Soil Biology* 37: 297-300.
- NEUMANN, U. (1971a): Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae-Coleoptera, Diplopoda und Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers. *Pedobiologia* 11: 193-226.
- NEUMANN, U. (1971b): Die Ausbreitungsfähigkeit von Carabiden in den forstlichen Rekultivierungen des Rheinischen Braunkohlenreviers. S. 89-103 in: DEN BOER, P.J. (Hrsg.): *Dispersal and dispersal power of carabid beetles*. *Miscellaneous papers 8 Landbouwhogeschool, Wageningen*. Veenman & Zonen; Wageningen.
- NICOLINI, F., & TOPP, W. (2005): Soil properties in plantations of sessile oak (*Quercus petraea*) and red oak (*Quercus rubra*) in reclaimed lignite open-cast mines of the Rhineland. *Geoderma* 129: 65-72.
- PFLUG, W. (1998): *Naturraum und Landschaft vor und nach dem Abbau der Braunkohle, dargestellt am Tagebau Hambach in der Niederrheinischen Bucht*. S. 78-100 in: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebaue und Rekultivierung*. Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz. Springer; Berlin.
- RIJNSDORP, A.D. (1980): Pattern of movement in and dispersal from a Dutch forest of *Carabus problematicus* Hbst. (Coleoptera, Carabidae). *Oecologia* 45: 274-281.
- ROSENZWEIG, M.L. (1995): *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press; Cambridge.
- RÜMLER, R. (1998): Freizeit und Erholung. S. 160-170 in: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebaue und Rekultivierung*. Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz. Springer; Berlin.
- SIMON, M. (2001): Influence of a new reclamation technique on soil properties. Investigations in the lignite open-cast mine district of the Rhineland. *Cuvillier; Göttingen*.
- TOPP, W. (1988): Besiedlung einer neu entstandenen Insel durch Laufkäfer. *Zoologische Jahrbücher Abt. für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 115: 329-361.
- TOPP, W. (1998): Einfluss von Rekultivierungsmaßnahmen auf die Bodenfauna. S. 325-336 in: Pflug, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebaue und Rekultivierung*. Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz. Springer; Berlin.
- TOPP, W. (2000): *Landschaftsplanung und bodenökologische Forschung: Die Sophienhöhe im Rheinischen Braunkohlenrevier*. S. 1-36 in: BROLL, G., DUNGER, W., KEPLIN, B., &

- TOPP, W. (Hrsg.): Rekultivierung in Bergbau-
folgelandschaften. Bodenorganismen, boden-
ökologische Prozesse und Standortentwick-
lung. Springer; Berlin.
- TOPP, W., GEMESI, O., GRÜNING, C., TASCH, P., &
ZHOU, H.-Z. (1992): Forstliche Rekultivie-
rung mit Altwaldboden im Rheinischen
Braunkohlenrevier. Die Sukzession der Bo-
denfauna. Zoologische Jahrbücher Abteilung
für Systematik, Ökologie und Zoogeographie
der Tiere 119: 505-533.
- TOPP, W., SIMON, M., KAUTZ, G., DWORSCHAK, U.,
NICOLINI, F., & PRÜCKNER, S. (2001): Soil fauna
of a reclaimed lignite open-cast mine of the
Rhineland: improvement of soil quality by
surface pattern. Ecological Engineering 17:
307-322.
- TRITTELVITZ, W., & TOPP, W. (1980): Verteilung
und Ausbreitung der epigäischen Arthropo-
den in der Agrarlandschaft. I. Carabidae. An-
zeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz
und Umweltschutz 53: 17-20.
- VOGEL, J., & DUNGER, W. (1991): Carabiden und
Staphyliniden als Besiedler rekultivierter Ta-
gebau-Halden in Ostdeutschland. Abhand-
lungen und Berichte des Naturkundemuse-
ums Görlitz 65: 1-31.
- VON DER NOCHT, F., & WINTER, K. (1998): Die
Lößlagerstätte, ihre Verwendungsmöglichkei-
ten und ihre besonderen Eigenschaften bei
der Rekultivierung. S. 187-198 in: PFLUG, W.
(Hrsg.): Braunkohlentagebaue und Rekulti-
vierung. Landschaftsökologie, Folgenutzung
und Naturschutz. Springer; Berlin.
- WOLF, G. (1998): Freie Sukzession und forstli-
che Rekultivierung. S. 289-301 in: PFLUG, W.
(Hrsg.): Braunkohlentagebaue und Rekulti-
vierung. Landschaftsökologie, Folgenutzung
und Naturschutz. Springer; Berlin.
- ZERLING, L. (1990): Zur Sukzession der Kleinar-
thropoden, insbesondere Collembolen, im
Bodenbildungsprozess auf einer landwirt-
schaftlich genutzten Braunkohlenkippe bei
Leipzig. Pedobiologia 34: 315-335.

Dipl.-Biol. Katrin Thelen
Dr. Heike Kappes
Prof. Dr. Werner Topp
Terrestrische Ökologie
Zoologisches Institut der Universität zu Köln
Weyertal 119
D-50923 Köln
Email: w.topp@uni-koeln.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Entomologie heute](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [20](#)

Autor(en)/Author(s): Thelen Katrin, Kappes Heike, Topp Werner

Artikel/Article: [Laufkäfer auf der Hochhalde .Sophienhöhe. im Rheinischen Braunkohlenrevier: 25 Jahre nach Beginn der Aufforstung. Ground Beetles of the Dumping Ground .Sophienhöhe. in the Lignite District of the Rhineland: 25 Years after the Start of Afforestation 209-225](#)