

Auswirkungen kleinräumiger Störung auf Vegetationsbestände der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus - Senftenberg zur Erlangung
des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

vorgelegt von
Diplom-Biologin
Petra Denkinger
aus Stuttgart

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Wiegleb

Gutachter: PD Dr. rer. nat. habil. Udo Bröring

Tag der mündlichen Prüfung: 28. November 2014

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	3
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET	6
2.1	Beschreibung des Naturraums	6
2.2	Einfluss der Nutzung durch den Menschen auf den Naturraum	7
2.3	Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum	9
2.4	Vegetationseinheiten der untersuchten Bergbaufolgelandschaft	11
2.5	Die untersuchten ehemaligen Tagebaue mit den Probestellen	12
2.6	Natürliche kleinräumige Störungen im Untersuchungsgebiet	19
3	METHODIK	22
3.1	Probenahmedesign	22
3.2	Experimentelle Bodenstörungen	23
3.3	Erfassung der Wiederbesiedlung der Störflächen durch Gefäßpflanzen und Kryptogamen	24
3.4	Bodenkundliche Untersuchungen	25
3.5	Diasporenbankanalyse	26
3.6	Umgebungskartierungen	27
3.7	Diasporenfall-Untersuchung	27
3.8	Datenauswertung	29
4	ERGEBNISSE	30
4.1	Vegetation der Probestellen	30
4.1.1	Zuordnung zu Vegetationstypen	30
4.1.1.1	Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen	30
4.1.1.2	Artenreicher Sandtrockenrasen	32
4.1.1.3	„Älterer“ Sandtrockenrasen	32
4.1.1.4	<i>Calamagrostis epigejos</i> -Hochgras-Bestände	33
4.1.1.5	Die Bodenvegetation der Roteichenforste	34
4.1.2	Explorative Datenanalyse mit multivariaten Methoden	35
4.2	Vegetation und Standort	38
4.2.1	Bodenanalysen	38
4.2.2	Wechselbeziehungen der Vegetation mit Umweltparametern	40
4.3	Entwicklung der Vegetation hinsichtlich Artenzahlen, Arten-Zusammensetzungen und Dominanzen	42
4.3.1	Entwicklung der Vegetation auf den Sandtrockenrasen	42
4.3.2	Entwicklung der Vegetation der <i>Calamagrostis</i> -Bestände	50
4.3.3	Entwicklung der Vegetation in den Roteichenforsten	56

4.4	Entwicklung von Deckung und Vorkommen ausgewählter Pflanzen-Taxa	63
4.4.1	Entwicklung der Deckung ausgewählter Pflanzen-Taxa	63
4.4.2	Wegfall und Hinzukommen ausgewählter Pflanzen-Taxa	68
4.4.3	Vergleich der untersuchten Vegetationstypen hinsichtlich der Arten, die von der Störung in ihrem Vorkommen betroffen sind	80
4.5	Diasporenbank, Diasporenfall und Umgebungsvegetation	81
4.5.1	Diasporenbankanalysen	81
4.5.2	Vergleich des angrenzenden Artenpools mit dem Arteninventar der Probeflächen	86
4.5.3	Diasporenfall-Analysen	91
4.5.4	Zusammenfassung der Ergebnisse zu Diasporenbank, Diasporenfall und Umgebungsvegetation	100
4.6	Herkunft der Taxa nach Störung	101
4.7	Ablauf der Wiederbesiedlung nach natürlicher Störung	105
5	DISKUSSION	107
5.1	Theoretische Grundlagen	107
5.2	Skalenabhängigkeit der Artendiversität	113
5.3	Herkunft neu hinzutretender Arten	118
5.4	Verlauf der Wiederbesiedlung nach kleinräumiger Störung	121
5.4.1	Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung	121
5.4.2	Rate des Artenwechsels	123
5.4.3	„Gewinner“ bzw. „Verlierer“ der Störung	124
5.5	Hypothesen-Überprüfung	127
5.6	Beitrag kleinräumiger Störungen zum Erhalt von Sukzessionsstadien	129
6	AUSBLICK	135
7	ZUSAMMENFASSUNG	136
8	LITERATUR	140
9	ANHANG	158
	Abbildungsverzeichnis	187
	Tabellenverzeichnis	190
	DANKSAGUNG	192

1 EINLEITUNG

Die vorliegende Arbeit untersucht die Entwicklung der Vegetation in Sandlebensräumen nach kleinräumiger Störung. Sie will einen Beitrag leisten zur Erforschung von Prozessen, die im Rahmen von Sekundärsukzessionen ablaufen. Gleichzeitig wurde mit der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft ein Untersuchungsgebiet mit besonderen Eigenschaften ausgewählt. Unter anderem ist das Alter der Flächen bekannt und die Besiedlung nach dem Braunkohleabbau stellt eine Primärsukzession dar. Primär- und Sekundärsukzession „überlagern“ sich.

Die Suche nach Gründen und Gesetzmäßigkeiten zeitlicher Veränderung der Zusammensetzung von Vegetationsbeständen ist in der vegetationsökologischen Forschung ein zentrales Thema, da auch nach über 100 Jahren intensiver Sukzessionsforschung wenig abschließend geklärt ist (Walker 2012). Unterschiedliche Herangehensweisen und Schwerpunktsetzungen führten zu unterschiedlichen Definitionen und Konzepten. Eine umfassende Übersicht bieten z. B. Walker & del Moral (2003), siehe auch Felinks (2000) und Kapitel 5.1 („Theoretische Grundlagen“). Wichtige Konzepte sind die von Wilson et al. (1992) aus der „initial floristic composition“ (Egler 1954) entwickelten „complete initial floristics“ und „preemptive initial floristics“. Nach der „preemptive initial floristics“ kommen nicht alle Arten von Beginn an auf einer Fläche vor. Die zunächst vorhandenen bestimmen den Sukzessionsverlauf. Diesem Konzept kommt beim Ablauf der Primärsukzession in Offenlandschaften der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft eine große Bedeutung zu (Felinks 2000). Hingegen zeigen die Vegetationstypen auf jungen Flächen der Bergbaufolgelandschaft nach Felinks (2000) keine Übereinstimmung mit dem CSR-Strategie-Modell von Grime (1974, 1977, 1979, 1985). Die Gültigkeit beider Konzepte wurde bisher nicht für Sekundärsukzession und Forstbestände in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft untersucht. Die von Connell & Slatyer (1977) eingeführten Sukzessionsmodelle „Facilitation“, „Tolerance“, und „Inhibition“ sind eher als Mechanismen zu sehen, die im Sukzessionsverlauf wirken (Hils & Vankat 1982, Pickett et al. 1987, Bornkamm 1988) beziehungsweise als Effekte auf entsprechend wirkende Mechanismen.

Beim Konzept der „patch dynamics“ stehen Störungen im Vordergrund (z. B. Pickett & Thompson 1978, Pickett & White 1985). Störungen sind diskrete Ereignisse, die am Beginn von Sukzessionen stehen bzw. deren Verlauf in eine andere Richtung lenken oder „zurückwerfen“ können. Störungen sind integrale Bestandteile der Entwicklungen von Biozönosen (Cooper 1926, Sousa 1984, Willig & Walker 1999). Eine umfassende Darstellung der Bedeutung von Störungen für die Vegetationsentwicklung findet sich bei Jentsch (2004). In der vorliegenden Arbeit wird „Störung“ definiert als „diskretes Ereignis in der Zeit von begrenzter Dauer und spezifischem Ausmaß, welches eine lokale Veränderung der Vegetationszusammensetzung, der räumlichen Struktur, der zeitlichen Entwicklung oder der physischen Umwelt verursacht“ (Jentsch 2004, siehe auch White & Pickett 1985).

Offene Sandökosysteme sind durch Störungen geprägt (Jentsch 2004). Dabei treten vor allem kleinräumige mechanische Störungen des Oberbodens auf, hervorgerufen durch Tiere, Wind oder Wasser (Jentsch & Beyschlag 2003). Auch für Bergbaufolgelandschaften mit sandigen Substraten wurde bei Untersuchungen der pflanzlichen Primärsukzession die große Bedeutung dieser Störungen für die Vegetationsentwicklung festgestellt (Felinks 2000, Wiegleb & Felinks 2001). In der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft schaffen Störungen durch die Wühltätigkeit von Wildschweinen in allen Vegetationseinheiten Muster freier Bodenstellen von jeweils mehreren Quadratmetern Größe. Diese Störungen können in *Calamagrostis*-Beständen sowie *Corynephorus*- und kryptogamenreichen Offenlandbereichen Dominanzverhältnisse verändern und zur Einwanderung neuer Arten führen, in Sandtrockenrasen können sie kleinräumig die Artendiversität erhöhen (Felinks 2003). Systematische Untersuchungen dieser Phänomene gab es bisher nicht, die vorliegende Arbeit soll hier eine Lücke schließen. Außerdem werden Forstbestände in die Untersuchungen einbezogen. Es werden die Auswirkungen einer definierten Störung auf unterschiedliche, für die gewählte Landschaft charakteristische Vegetationseinheiten betrachtet. Verschieden alte Flächen mit vergleichbarer Vegetationsausprägung werden miteinander verglichen.

Ziel dieser Arbeit ist es zu klären, welchen Einfluss kleinräumige Störungen auf die Diversität und Entwicklung der Vegetation in den Sandökosystemen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft haben. Im Einzelnen sollen folgende Hypothesen überprüft werden:

Hypothese 1: Kleinräumige Störungen erhöhen die Diversität der Vegetation auf gestörten Flächen („patch scale“). Auf der lokalen Ebene („multiple-patch scale“) ändert sich die Diversität im Vegetationsbestand nicht.

Diese Hypothese betrifft die räumliche Skala der Untersuchungsflächen und den lokalen, die Probestellen umgebenden Vegetationsbestand. Untersucht wird die α -Diversität, hier: die Artenzahl (der Artenreichtum) in einem Bestand (Whittaker 1972). Die Hypothese impliziert, dass alle infolge der Störung neu auf den Flächen vorkommenden Arten aus dem lokalen Artenpool stammen, dass durch regelmäßige kleinräumige Störungen einer Artenverarmung auf einzelnen Flächen vorgebeugt werden kann und dass dadurch auf der lokalen Ebene in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft die Artendiversität erhalten bleiben kann. Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Nimmt die Artenzahl auf den gestörten Flächen signifikant zu?
- Erfolgt die Wiederbesiedlung der kleinflächigen Störstellen ausschließlich mit Arten aus dem lokalen Artenpool?
- Gilt diese für Offenland-Vegetation aufgestellte Hypothese gleichermaßen für die Bodenvegetation in Forsten?
- Welche Rolle spielt die Diasporenbank bei der Wiederbesiedlung der Störflächen?
- Welche Rolle spielt der Diasporenfall bei der Wiederbesiedlung der Störflächen? Welche Bedeutung haben Fernausbreitungsereignisse?

Hypothese 2: Die Wiederbesiedlung kleinräumiger Störflächen verläuft unterschiedlich. Sie ist strukturabhängig.

„Struktur“ meint hier zum einen die vertikale Schichtung im Bestand (Dierschke 1994). Die Sandtrockenrasen sind aus maximal zwei Schichten, der Kryptogamen- und einer Krautschicht aufgebaut (siehe aber älterer Sandtrockenrasen, Kap. 4.1.1.3). Die *Calamagrostis*-Bestände weisen einen dreischichtigen Bestandsaufbau aus Hochgräsern, mehrjährigen Kräutern und Gräsern sowie Kryptogamen auf. Die Roteichen-Probestellen unterscheiden sich von den Offenland-Probestellen vor allem durch das Vorkommen einer Strauch- oder Baumschicht aus Roteichen. Zum anderen bestimmt die horizontale Struktur im Bestand die Wiederbesiedlung. Diese Struktur ergibt sich durch die Vegetationsdichte und die verschiedenen Wuchsformen und -eigenschaften der beteiligten Pflanzenarten (Quinger & Bräu 1995). Es sollen die Geschwindigkeit und die Art und Weise der Wiederbesiedlung (z. B. Artenwechsel) in Abhängigkeit vom Vegetationstyp und dem Alter der Flächen untersucht werden. Dazu stellen sich verschiedene Fragen:

- Wie schnell wird der durch die Störung vegetationsfrei gewordene Boden wieder besiedelt?
- Welche Arten profitieren von einer einmaligen Störung, welche Arten müssen als „Verlierer“ bezeichnet werden?
- Welche Eigenschaften haben die „profitierenden“ Arten bzw. die „Verlierer“?
- Stehen gemessene Umweltparameter (Bodenwerte) in Beziehung zur Vegetation bzw. zum Flächenalter?

Hypothese 3: Kleinräumige Störungen tragen zum Erhalt von Sukzessionsstadien bei.

Durch Vergleich der Vegetationsentwicklung auf Störflächen mit der auf Referenzflächen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Wird die Vegetation durch die Störung in ein früheres Sukzessionsstadium zurückversetzt?
- Profitieren durch die Störung Arten späterer Sukzessionsstadien? Kann ein einzelnes Störungsereignis zu einer Änderung des Vegetationstyps führen?
- Welche Arten fallen weg, wenn die mechanische Oberbodenstörung ausbleibt?
- Ist bei Störungsausschluss innerhalb weniger Vegetationsperioden eine Abnahme der Artenzahl oder eine Zunahme der Deckung auf den Flächen festzustellen?
- Können beim Vergleich gestörter Flächen mit Flächen ohne Störung bereits während des Untersuchungszeitraums Unterschiede festgestellt werden, die auf ein beschleunigtes Fortschreiten der Sukzession in Richtung Hochgras-Bestand bzw. Wald bei Flächen mit Störungsausschluss hindeuten?
- Inwieweit bleiben unter dem gegenwärtigen Störungsregime die Vegetationseinheiten als dynamisches Mosaik erhalten?

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Beschreibung des Naturraums

Die Niederlausitz wird im Folgenden hinsichtlich ihrer naturräumlichen Ausstattung kurz beschrieben. Ausführlichere Darstellungen finden sich z. B. bei Schultze (1955) und Großer (1998).

Die Region der Niederlausitz liegt im Übergangsbereich zwischen dem Norddeutschen Tiefland und dem ostsächsischen Hügelland. Zu ihr zählt der südliche Teil Brandenburgs und der nordöstliche Teil Sachsens (Abb. 2.1). Sie wird in ihrem Zentrum der naturräumlichen Großeinheit „Lausitzer Becken- und Heidelandschaft“ zugerechnet, in ihrem Südteil dem „Oberlausitzer Heide“. Randliche Anteile haben weitere Großeinheiten (siehe Meynen & Schmithüsen 1962). Der Niederlausitzer Landrücken, auch Lausitzer Grenzwall genannt, durchzieht die Niederlausitz von Nordwest nach Südost. Er ist Teil eines 700 km langen Endmoränenzuges und stellt eine Wasserscheide zwischen Spree und Schwarzer Elster dar. Der Lausitzer Landrücken wird im Norden vom Baruther und im Süden vom Lausitzer Urstromtal flankiert. Nördlich des Lausitzer Landrückens liegen das „Luckau-Calauer Becken“ und die „Cottbuser Sandplatte“, südlich davon die Naturräume „Kirchhain-Finsterwalder Becken“, „Niederlausitzer Randhügel“, „Muskauer Heide“ und „Obere Elsterniederung“ (Großer 1998).

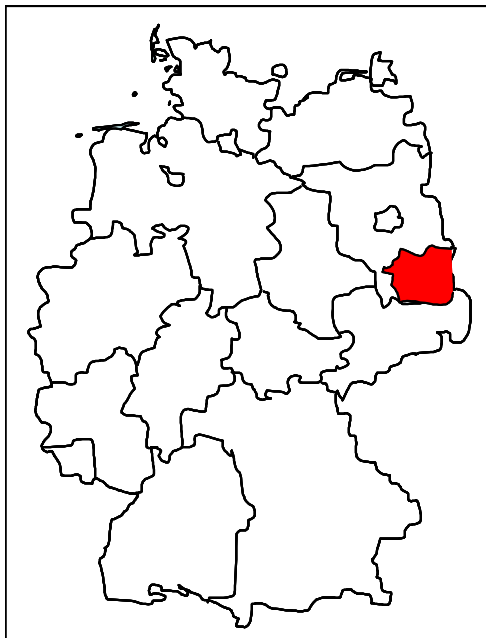


Abb. 2.1: Lage der Niederlausitz in der Bundesrepublik Deutschland.

Landschaftsbild und Geologie der Niederlausitz wurden zum einen vor allem durch die Eis- und Warmzeiten des Quartärs geprägt (Großer 1998, Preußner 1998). In den höher liegenden Bereichen finden sich Geschiebelehme, Geschiebesande und Tone, Sande und

Kiese. In den Becken und Niederungen kam es zu humosen Bildungen und Ablagerungen (Scholz 1963). Zum anderen befinden sich unter den zum Teil nur wenige Meter umfassenden Schichten des Quartärs bis zu 200 m mächtige Ablagerungen aus dem Tertiär. Diese Ablagerungen bestehen aus Feinsanden, Schluffen, Tonen und Braunkohleflözen (Drebenstedt 1998).

Die Lausitzer Braunkohle entstand vor ca. 15 bis 20 Millionen Jahren im Miozän (Großer 1998). Damals drang wiederholt Meerwasser in die Lausitz ein und führte zu einem Wechsel aus Überflutung und Trockenlegung (Sebastian & Suhr 2004). Es herrschte subtropisches Klima. Aus den damaligen Sumpfwäldern bildete sich ein mächtiges Braunkohlemoor heraus. Dieses wurde in den nachfolgenden Eiszeiten von 10 bis 150 m mächtigen Deckschichten aus Geschiebe und Lockersedimenten überlagert. Durch den starken Druck dieser Deckschichten kam es zur Inkohlung. Es entstanden insgesamt sieben Flözhorizonte (Drebenstedt 1998).

Das heutige Klima der Niederlausitz lässt sich aufgrund seiner stark ausgeprägten kontinentalen Eigenschaften als typisch ostdeutsches Binnenklima mit vorherrschenden Westwinden charakterisieren (Meynen & Schmithüsen 1962, Dornier 1994). Die Jahreschwankung der Monatsmitteltemperaturen gehört zu den größten in Deutschland. Im Zeitraum 1961 - 1990 lag die Jahresmitteltemperatur in Cottbus bei 8,9 °C. (Tab. 2.1). Die Niederschläge nehmen von Norden nach Süden und von Westen nach Osten zu (Arnold & Kuhlmann 1993). In Cottbus lag die mittlere Jahresniederschlagssumme im Zeitraum 1961 - 1990 bei 563 mm/Jahr (Tab. 2.2).

Die natürliche Vegetation der Niederlausitz würde sich außerhalb von Wasserflächen und Mooren hauptsächlich aus Erlenwäldern, Stieleichen-Birken-Mischwäldern, Kiefern-Mischwäldern, Kiefernwäldern und Fichten-Vorpostenwäldern zusammensetzen (Meynen & Schmithüsen 1962). Sie ist aufgrund der langen Besiedlungszeit und der immensen Eingriffe durch den Braunkohlentagebau kaum mehr vorhanden (Felinks 2000). Gegenwärtig bestimmen Kiefernforste das Waldbild (Großer 1998).

2.2 Einfluss der Nutzung durch den Menschen auf den Naturraum

Die Niederlausitz wurde bereits in der Bronzezeit besiedelt. Damals begann die Rodung von Wäldern der Niederungen zur Schaffung von Acker- und Weideland. Nach einem starken Bevölkerungsrückgang und nachfolgender Wiederbewaldung in der römischen Kaiserzeit und im frühen Mittelalter, führte die slawische Besiedlung im 6. bis 9. Jahrhundert erneut zu Rodungen in den Niederungen. Im 12. und 13. Jahrhundert kam es infolge der deutschen Ostexpansion zu umfangreichen Rodungen, auch auf den Platten. Mitte des 19. Jahrhunderts hatten die Waldflächen stark abgenommen. Mit Beginn der modernen Forstwirtschaft begann die deutliche Trennung zwischen Wald und Offenland. Die Intensivierung der Landwirtschaft ging einerseits einher mit der massiven Entwässerung grundwassernaher Bereiche und mit Begradigungen und Eindeichungen von Flüssen und damit der Zerstörung von Auwäldern und Sümpfen. Andererseits wurden wenig ertragreiche Flächen nicht mehr bewirtschaftet bzw. aufgeforstet (Telschow 1933, BTUC 1998).

Der Abbau der Braunkohle begann in der Niederlausitz Anfang des 19. Jahrhunderts. Die erste nachgewiesene Niederlausitzer Braunkohlengrube wurde ab 1805 in der Gemeinde Germersdorf im Kreis Guben betrieben (Schulz 2000 in Steinhuber 2005). Die industrielle Nutzung der Braunkohle begann Mitte des 19. Jahrhunderts. Sie führte und führt bis heute zu einer umfassenden Umgestaltung der Landschaft. Bis Dezember 2008 wurden durch den Braunkohlenabbau in der Niederlausitz ca. 840 km² Fläche direkt in Anspruch genommen (Bundesverband Braunkohle 2009, Abb. 2.2). Da die Gesamtausdehnung der Niederlausitz ca. 6.700 km² beträgt (Brunk 2007), sind bereits 12,5 % der gesamten Landschaft der Niederlausitz komplett zerstört bzw. umgestaltet worden. Zur direkten Landbeanspruchung kommt eine starke Grundwasserabsenkung in der Umgebung der Tagebaue, die sich über ca. 2.500 km² erstreckt (Dornier 1994).

Die Gewinnung der Braunkohle im Tagebauverfahren führte dazu, dass großflächig sterile tertiäre und quartäre Substrate an die Oberfläche gelangten. Die in der Bergbaufolgelandschaft zu findenden Kipp-Rohböden sind nicht mit gewachsenen Böden zu vergleichen. Wenn ihr Anteil an tertiärem Material groß ist, zeichnen sie sich durch einen erhöhten Schwefelgehalt und häufig durch fein verteilte Kohle aus. Der Anteil solcher schwefelhaltiger Kippböden an Kippböden insgesamt betrug im Lausitzer Revier bis zum Ende der DDR-Zeit ca. 60 % (Katzur 1998). Kennzeichen der tertiären Kippsubstrate sind ein ungewöhnlich hoher Säuregrad, ausgeprägter Nährstoffmangel, ein hoher Benetzungswiderstand und zum Teil toxische Aluminium-Konzentrationen in der Bodenlösung (Katzur 1998, Schaaf et al. 1999, Hüttl & Weber 2001). Quartäre Substrate weisen einen geringeren Kohle- und Schwefelgehalt, eine mäßig saure Bodenreaktion und eine mittlere Basensättigung auf (Schaaf & Wilden 1997, Haubold et. al. 1998).

Kipprohnböden der Niederlausitz sind mehr oder weniger kohlehaltige Sande mit initialer Bodenentwicklung (Hahn & Fromm 2000, Wiegleb & Felinks 2001). Sie zeichnen sich durch niedrige pH-Werte sowie einen Mangel an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und rezentem Humus aus, das C/N-Verhältnis ist weit (BTUC 1998, Katzur 1998, Neumann 1999). Sie haben eine geringe Wasserkapazität, einen geringen Gehalt an Feinerdematerial, erhöhte Evaporationsraten und trocknen leicht aus.

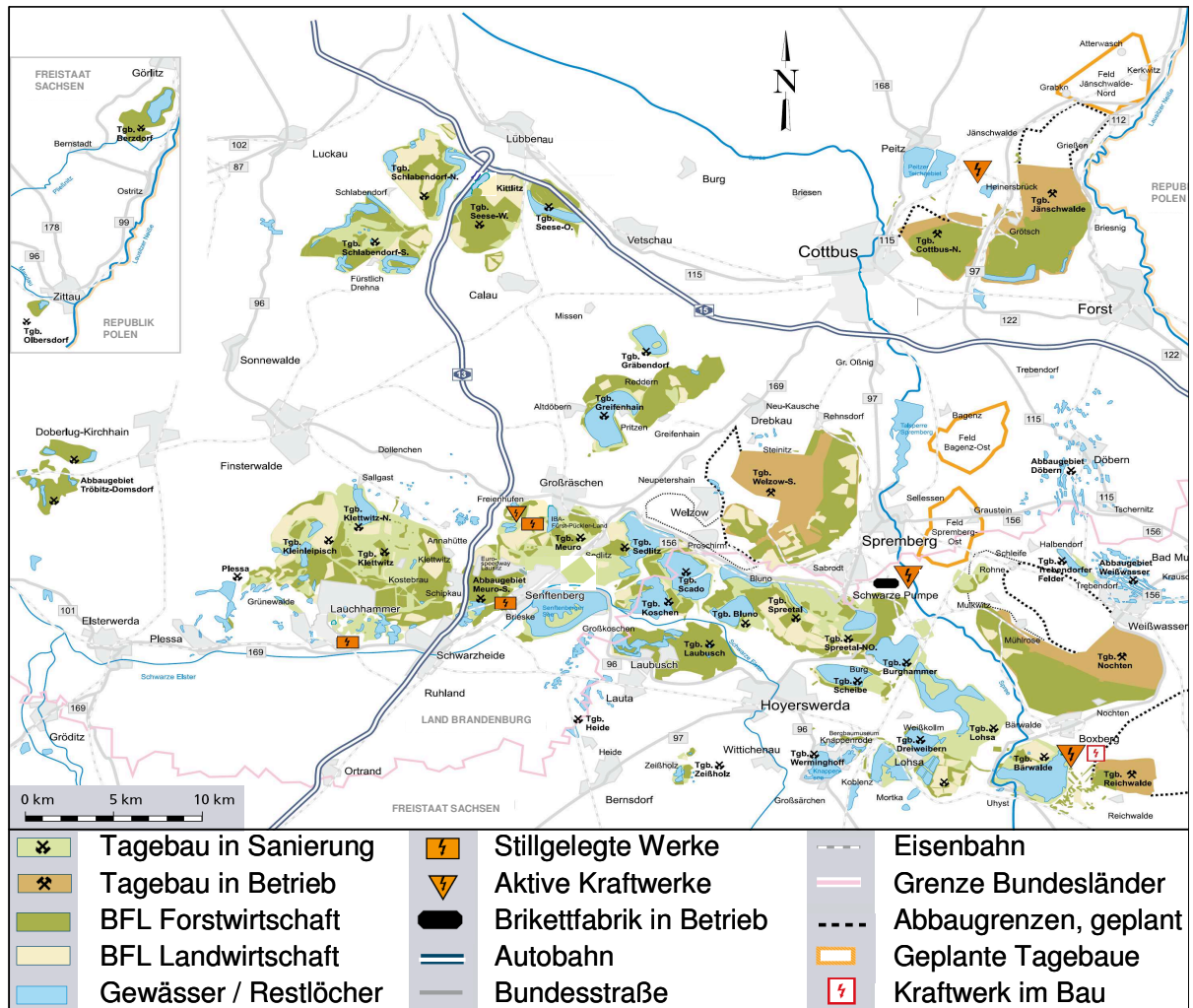


Abb. 2.2: Das Lausitzer Braunkohlenrevier. Karte des Deutschen Braunkohle-Industrie-Vereins e.V. (DEBRIV; Bundesverband Braunkohle 2009), stark verändert.

2.3 Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum

Alle Jahre des Untersuchungszeitraums 2001 bis 2004 waren im Mittel wärmer als im langjährigen Durchschnitt. Sie unterschieden sich allerdings stark in der jährlichen Niederschlagssumme. Die Tabellen 2.1 und 2.2 zeigen Klima- und Witterungsdaten für das Untersuchungsgebiet. Die Werte für Cottbus für das langjährige Mittel und die Einzeljahre stammen vom Deutschen Wetterdienst (Deutscher Wetterdienst 2001 - 2004), zusätzlich wurden Mittelwerte über 40 Jahre und Zehnjahresmittel der Jahre 1991 - 2000 errechnet, um die Veränderungen in jüngster Zeit einbeziehen zu können. Diese Berechnungen zeigen, dass sich die jährliche Niederschlagsmenge im Untersuchungsgebiet in jüngster Zeit gegenüber dem langjährigen Mittel nur geringfügig verändert hat, während die durchschnittliche Jahrestemperatur der Jahre 1991 - 2000 (Zehnjahresmittel) um 0,8 °C höher lag als im langjährigen Mittel. Die Jahresmittel der Temperatur in den Untersuchungsjahren entsprechen in etwa diesem Zehnjahresmittel.

Tab. 2.1: Lufttemperatur in °C. Monatsmittel und Jahresmittel: Langjährige Mittel über 30 und über 40 Jahre, Zehnjahresmittel, jährliche Mittel der Jahre 2001 bis 2004 im Untersuchungsgebiet. CB: Daten des DWD, Station Cottbus (Deutscher Wetterdienst 2001-2004); ZI: Zinnitz, Wetterstation der BTU Cottbus; PL: Plessa, Messungen des UFZ, 2,6 m über dem Bergausee „Restloch 111“ (Station R12, Boehrer et al. 2000), Datensatz unvollständig. Für die Station Zinnitz waren lediglich Werte ab 2002 verfügbar.

Messstation	CB	CB	CB	CB	CB	CB	CB	ZI	ZI	ZI	PL	PL	PL	PL
Mess- zeitraum	1961- 1990	1991- 2000	1961- 2000	2001	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004
Januar	-0,8	0,9	-0,4	1,1	1,7	-0,7	-1,4	1,6	-0,4	-1,3	.	0,8	-1,0	-2,0
Februar	0,3	1,8	0,7	1,9	5,6	-1,8	2,7	5,5	-1,8	8,5	.	5,0	.	2,5
März	3,8	4,8	4,0	3,4	5,7	4,2	5,1	5,6	4,4	5,3	.	4,8	.	4,4
April	8,2	9,5	8,5	8,5	8,9	8,8	10,1	8,7	9,0	10,4	7,8	7,9	.	9,7
Mai	13,5	14,3	13,7	15,2	16,3	16,1	12,8	16,3	16,3	13,4	.	15,4	.	12,2
Juni	16,9	17,3	17,0	15,4	18,0	19,9	16,2	18,3	20,3	17,0	.	17,4	.	15,7
Juli	18,4	19,5	18,7	19,9	19,7	20,0	18,1	19,9	20,6	18,8	.	18,9	.	17,7
August	17,7	19,0	18,0	20,1	20,6	20,3	19,6	20,8	20,9	20,1	.	20,1	.	19,0
September	14,0	14,2	14,0	12,9	13,9	14,8	14,5	14,4	15,5	14,9	12,5	13,5	14,2	14,0
Oktober	9,5	9,4	9,5	13,4	8,4	6,2	10,4	8,8	6,4	10,8	13,0	8,4	5,9	.
November	4,6	4,1	4,5	3,9	4,3	6,2	4,6	4,3	6,5	4,8	3,8	4,4	.	4,4
Dezember	0,9	1,4	1,0	-0,4	-2,3	2,0	1,8	-2,0	2,2	2,0	-0,8	-2,1	.	1,3
Jahresmittel	8,9	9,7	9,1	9,6	10,1	9,7	9,5	10,2	10,0	10,4	.	9,5	.	.

Im Jahr 2001 fielen insgesamt ca. 30 l weniger Niederschläge als im langjährigen Mittel. Vor allem die erste Jahreshälfte zeichnete sich durch Niederschlagsarmut aus. Nur der März bildete eine Ausnahme. Hinsichtlich der Temperatur fallen vor allem der heiße August sowie der außergewöhnlich milde Oktober auf.

Das Jahr 2002 zeichnete sich durch insgesamt sehr hohe Niederschläge und hohe Temperaturen aus. Hohe Niederschläge im Vergleich mit dem langjährigen Mittel fielen vor allem im Februar, April, Mai, August, Oktober und November. Zum Teil handelte es sich um so genannte „Starkregenereignisse“. Von Starkregenereignissen spricht man in der Meteorologie, wenn binnen 5 Minuten mehr als 5 Liter Regen pro Quadratmeter oder aber binnen 60 Minuten mehr als 17 Liter Regen pro Quadratmeter fallen (Deutscher Wetterdienst 2010). Die Temperaturen lagen von Januar bis August – zum Teil weit – über dem langjährigen Mittel. Insgesamt war das Jahr im Untersuchungsgebiet 1,1 °C wärmer als im langjährigen Mittel.

Der Sommer 2003 war in Deutschland der wärmste Sommer seit dem Beginn der flächendeckenden Messungen im Jahr 1901 (Deutscher Wetterdienst 2004). Im Untersuchungsgebiet lagen die Temperaturen von März bis September – z. T. weit – über dem langjährigen Mittel. Gleichzeitig war es ein sehr trockenes Jahr. In zehn von zwölf Monaten gab es weniger Niederschlag als durchschnittlich. Insgesamt fielen über das Jahr verteilt nur 385 mm Niederschlag (langjähriges Mittel: 563 mm, Tab. 2.2).

Das Jahr 2004 begann mit einem sehr kalten, niederschlagsreichen Januar. Es folgten bis April sehr warme Monate, während die mittleren Temperaturen in den Monaten Mai bis Juli leicht unter dem langjährigen Mittel lagen. Ab August lagen die Temperaturen wieder eher über dem Durchschnitt. Insgesamt war das Jahr deutlich wärmer als im langjährigen Mittel und etwas feuchter. Hohe Niederschlagswerte gab es vor allem in den ersten beiden Monaten sowie im Juli und im November. Im April bis Juni regnete es weniger als gewöhnlich.

Tab. 2.2: Niederschlagsmengen in mm. Langjährige Monats- und Jahresmittel über 30 und über 40 Jahre, Zehnjahresmittel, Monatsmengen und Jahressummen der Jahre 2001 bis 2004 im Untersuchungsgebiet. CB: Daten des Deutschen Wetterdienstes, Station Cottbus (Deutscher Wetterdienst 2001-2004); ZI: Zinnitz, Wetterstation der BTU Cottbus. Für die Station Zinnitz waren lediglich Werte ab 2002 verfügbar, Werte Station Zinnitz für 2004 aus Güth (2008).

Messstation	CB	CB	CB	CB	CB	CB	CB	ZI	ZI	ZI
Mess- zeitraum	1961- 1990	1991- 2000	1961- 2000	2001	2002	2003	2004	2002	2003	2004
Januar	36,2	35,7	36,1	26,1	30,2	43,6	51,8	40,0	24,1	41
Februar	29,5	33,9	30,6	27,5	75,1	5,0	40,6	55,7	0,2	23
März	33,0	47,7	36,7	62,5	27,3	32,2	36,3	11,0	20,1	21
April	42,2	36,7	40,8	34,1	69,5	20,3	16,6	47,2	17,4	15
Mai	57,7	65,0	59,5	36,3	74,0	12,4	49,8	75,5	12,6	48
Juni	64,7	55,5	62,4	32,5	25,8	50,0	56,7	26,7	64,1	44
Juli	53,6	69,2	57,5	58,5	40,2	85,1	97,5	61,3	51,6	71
August	69,0	61,4	67,1	37,2	136,9	8,7	61,7	185,2	9,3	68
September	49,5	43,8	48,1	96,5	43,3	25,1	20,1	57,1	28,3	25
Oktober	37,8	33,7	36,8	20,0	72,4	34,4	41,6	57,2	31,9	32
November	42,3	35,8	40,7	48,2	91,2	30,7	78,1	73,2	21,8	67
Dezember	47,5	43,1	46,4	49,7	25,7	37,6	39,1	22,0	25,2	36
Summe	563,0	561,5	562,6	529,1	711,6	385,1	589,9	712,1	306,6	491

2.4 Vegetationseinheiten der untersuchten Bergbaufolgelandschaft

Vor 1990 war mehr als die Hälfte der abgebauten Flächen anschließend nicht rekultiviert worden (Wittig 1998). Das heißt, diese Flächen waren der freien Sukzession überlassen worden. Seit 1990 werden jedoch nahezu alle gekippten Flächen saniert und rekultiviert, das heißt modelliert (planiert), melioriert und eingesät. Die Saatmischungen variieren: Zum Einsatz kommen verschiedene Gräsermischungen, aber auch Kräuter-Gräser-Mischungen mit Leguminosen (Felinks 2000, Peschel, schriftl. Mitteilung 2005, eigene Beobachtung).

Die Offenland-Vegetation der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft beherbergt ein Mosaik aus Vegetationseinheiten, wie sie für Sandlebensräume charakteristisch sind (Felinks 2000, Jentsch et al. 2002). Allerdings machen breite Übergangsbereiche, kleinräumige

Wechsel der Substratbedingungen, die individuelle Artenausstattung und eine hohe Standortdynamik die Zuordnung zu pflanzensoziologischen Einheiten schwierig. Felinks (2000) klassifiziert die Vegetationsbestände daher nach der Dominanz einzelner Arten sowie dem Vorkommen bestimmter Artengruppen.

Auf unsanierten Flächen beginnt die Sukzession nach dem Ende der Abbautätigkeit häufig mit Silbergrasfluren (Krausch 1968, Pietsch 1998, Felinks 2000). Zum Teil können sich über Jahrzehnte unbesiedelte Flächen halten, wenn die Substratbedingungen besonders ungünstig sind. Dies ist zum Beispiel bei einem hohen Anteil an tertiärem Material im Substrat der Fall, aber auch bei unplanirten Flächen mit hoher geomorphologischer Dynamik (Klemm 1966, Huth et al. 2004). In den Offenlandbereichen finden sich, wie auch auf sandigen Flächen der Bergbaufolgelandschaften Mitteldeutschlands, unterschiedliche Ausprägungen von Sandtrockenrasen, krautreiche Pionierbestände, unterschiedlich aufgebaute *Calamagrostis*-Hochgras-Bestände, Ansaaten auf meliorierten Flächen, ehemalige Ansaatflächen, die sich unterschiedlich weiterentwickelt haben und verschiedene Kraut-Gras-Fluren (Felinks 2000, Huth et al. 2004).

Einige Flächen mit freier Sukzession haben sich zu (Vor)wäldern aus Pioniergehölzen der Umgebung, wie *Pinus sylvestris* und *Betula pendula*, entwickelt (Kirmer et al. 2009; für Bergbaufolgelandschaften Mitteldeutschlands z. B. Kleinknecht 2001, Huth et al. 2004). Die meisten heutigen „Wald“flächen sind allerdings Aufforstungsflächen. Zu unterschiedlichen Zeiten wurden unterschiedliche Baumarten bei der Aufforstung bevorzugt. So unterscheidet Preußner eine „Birken“- , eine „Roteichen“- und eine „Kiefernzeit“ (Preußner 1998). Bei aufgeforsteten Flächen handelt es sich fast ausnahmslos um sanierte und meliorierte Flächen (Kurth & Khaldoun 1990, Lange 1990). Roteichen-Bestände machen ca. 15 % des Baumbestandes auf den Forstflächen der Bergbaufolgelandschaft aus (Preußner 1998).

2.5 Die untersuchten ehemaligen Tagebaue mit den Probestellen

In der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft wurden drei unterschiedlich alte ehemalige Tagebaue für die vorliegende Untersuchung ausgewählt: Schlabendorf-Süd (Abbauende: 1991), Schlabendorf-Nord (Abbauende: 1977) und Plessa (Abbauende: 1958).

Schlabendorf-Süd und -Nord bilden zusammen die „Schlabendorfer Felder“ (Abb. 2.3). Zwischen den beiden ehemaligen Tagebauen befindet sich die Ortschaft Schlabendorf. Die „Schlabendorfer Felder“ liegen im südöstlichen Teil des Luckau-Calauer Beckens ca. 10 km südwestlich von Lübbenau (Spreewald) und ca. 45 km westlich von Cottbus. Sie fallen von Süden nach Norden von ca. 120 m Höhe über NN auf ca. 60 m über NN ab. Vor Beginn des Braunkohleabbaus durchzogen verschiedene Fließgewässer das Gebiet. In Senken befanden sich angelegte Teiche. Vor dem Braunkohletagebau bestimmten Äcker, Grünland und Kiefer-Nadelwald die Landschaft (Sehm & Wiedemann 2000), welche auch weiterhin für das Gebiet um die Schlabendorfer Felder charakteristisch sind. Mehrere Naturschutzgebiete befinden sich in unmittelbarer Umgebung: Östlich schließt sich das Naturschutzgebiet „Seeser Bergbaufolgelandschaft“ an die Schlabendorfer Felder an. Im Süden liegen die Naturschutzgebiete „Tannenbusch und Teichlandschaft Groß Mehßow“, „Gahroer Buchheide“ und „Bergen-Weißacker Moor“, im Norden bzw. Westen z. B. die

Naturschutzgebiete „Borcheltsbusch und Brandkieten“ sowie „Görlsdorfer Wald“. Unter anderem werden hier Niedermoorreste mit eigentlich atlantisch verbreiteten Pflanzenarten, Buchenwaldreste, Alteichenbestände, naturnahes Grünland und struktur- und artenreiches Offenland geschützt.

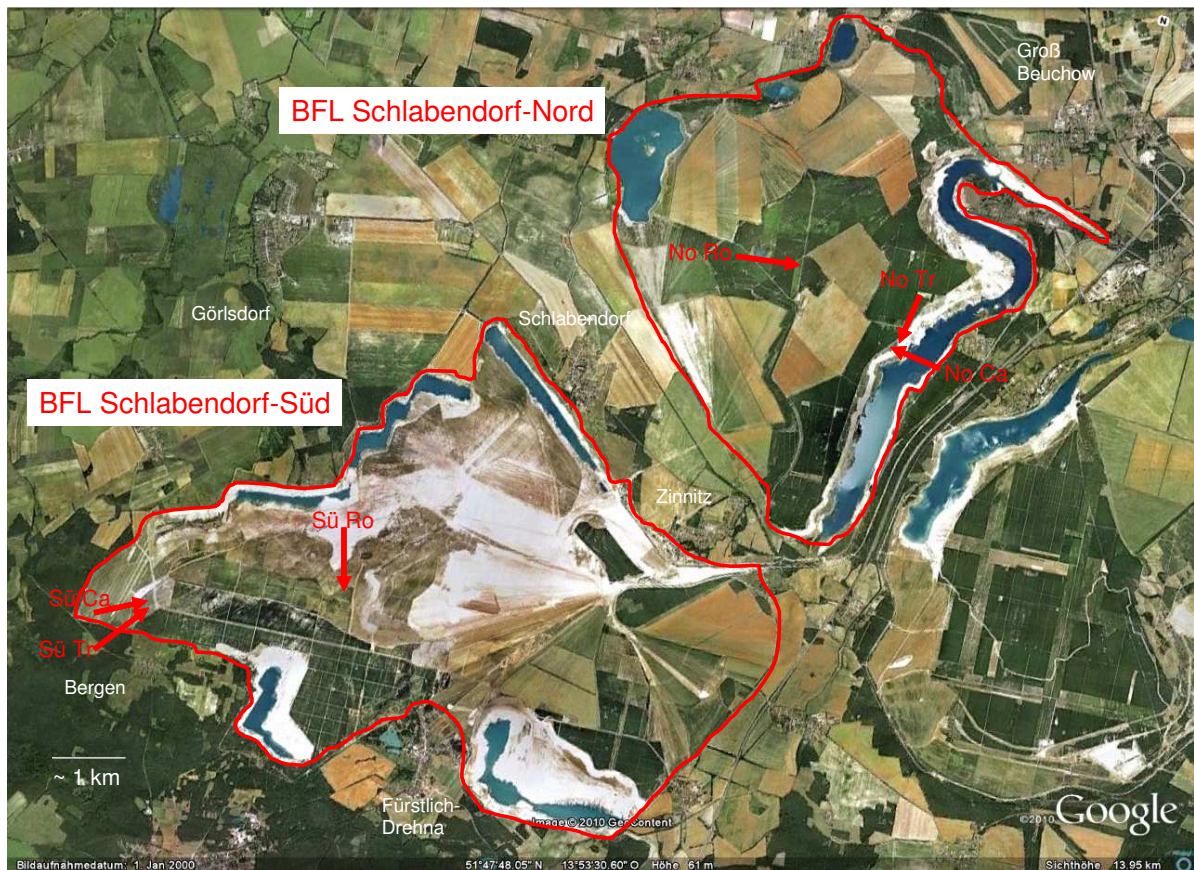


Abb. 2.3: Die Bergbaufolgelandschaft (BFL) der Schlabendorfer Felder mit den Probestellen SüTr, SüCa, SüRo, NoTr, NoCa und NoRo.

Abbildung 2.4 zeigt die Bergbaufolgelandschaften von Plessa und Grünwalde bei Lauchhammer im Süden Brandenburgs. Durch den Tagebau Plessa wurden hauptsächlich Forstflächen abgebaggert (LMBV 2007). Jedoch war insgesamt vor dem Tagebau aufgrund kleinräumig wechselnder Standortbedingungen im Gebiet Plessa faunistisch und floristisch gesehen eine sehr große Biodiversität sowie ein kleinräumig sich veränderndes Mosaik verschiedenster Biotoptypen vorhanden (LMBV 1996). Nördlich der Bergbaufolgelandschaft Plessa grenzt der „Loben“ an, ein als Naturschutzgebiet ausgewiesener Moor- und Waldkomplex. Östlich liegt das Naturschutzgebiet „Seewald“, das durch ein Mosaik aus Bruchwäldern, Birken-Stieleichenwäldern mit Pfeifengraswiesen und Wasserflächen gebildet wird.

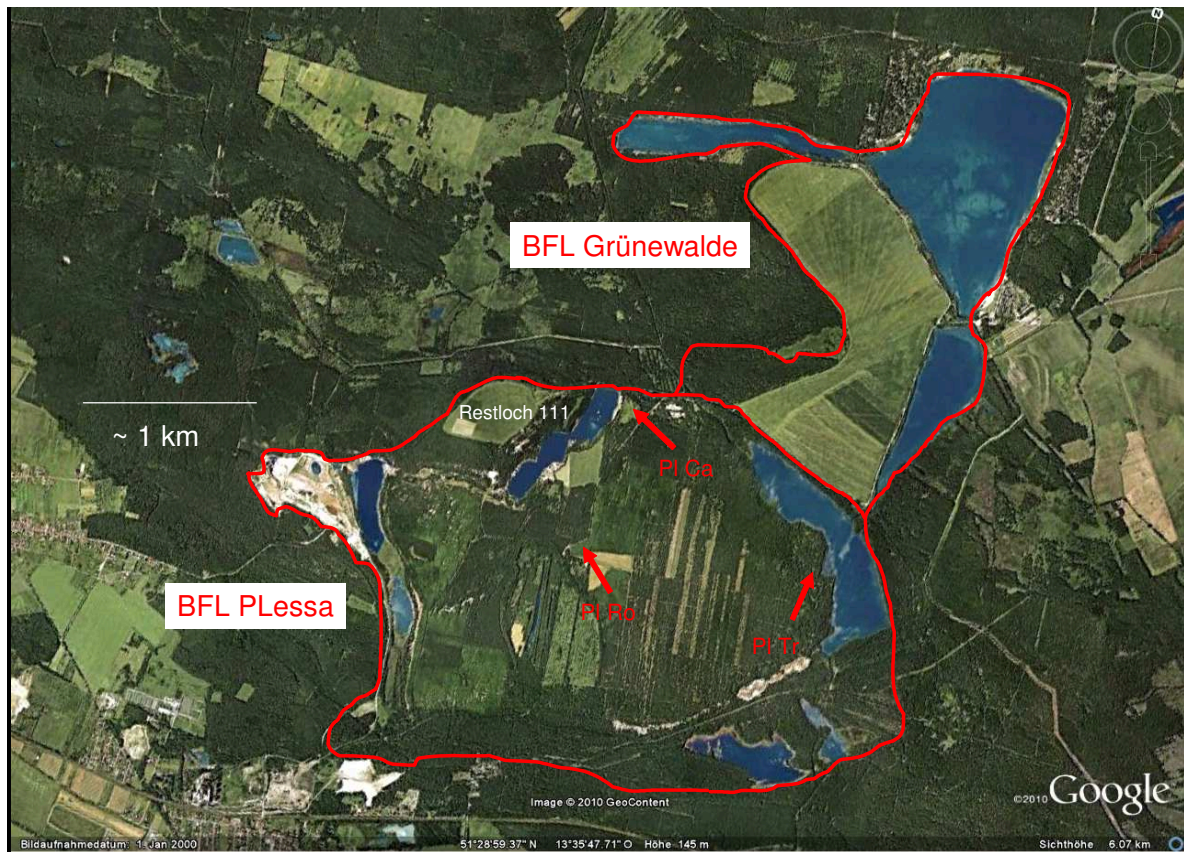


Abb. 2.4: Die Bergbaufolgelandschaften (BFL) von Plessa und Grünewalde mit den Probestellen PITr, PICa und PIRO.

Die Auswahl der Probestellen für die vorliegende Arbeit erfolgte in Anlehnung an das BIOLOG-Verbundprojekt SUBICON. In diesem Verbundprojekt wurden Sandtrockenrasen, Land-Reitgras-Bestände und Roteichenforste als charakteristische Vegetationseinheiten der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft erforscht. Die vorliegende Arbeit untersucht die gleichen Vegetationseinheiten. Die Probestellen wurden, wo möglich, in räumlicher Nähe der SUBICON-Standardprobestellen in der Bergbaufolgelandschaft eingerichtet. Eine Übersicht und kurze Charakterisierung der Probestellen findet sich in Tabelle 2.3.

Tab. 2.3: Liste der Probestellen.

Tagebau	Probe- stelle	Beschreibung	Alter im Jahr 2001	Lage (UTM-System)
Schlabendorf- Süd	Sü Tr	Artenreicher Sandtrockenrasen, quartäres Material Saniert, melioriert, eingesät (Regelsaatgutmischung)	13 Jahre (Fläche)	33U 0406620 UTM 5705364
Schlabendorf- Nord	No Tr	kryptogamenreicher Sandtrockenrasen Keine Meliorierung	26 Jahre (Fläche)	33U 0422715 UTM 5741634
Plessa	PI Tr	Älterer Sandtrockenrasen in lichthem Birkenforst Keine Meliorierung	29 Jahre (Birken)	33U 0406620 UTM 5705364
Schlabendorf- Süd	Sü Ca	<i>Calamagrostis</i> -Bestand in einer Senke Saniert, melioriert, eingesät (Regelsaatgutmischung)	13 Jahre (Fläche)	33U 0413451 UTM 5736164
Schlabendorf- Nord	No Ca	<i>Calamagrostis</i> -Bestand in ebener Lage keine Meliorierung	26 Jahre (Fläche)	33U 0422567 UTM 5741545
Plessa	PI Ca	<i>Calamagrostis</i> -Bestand in ebener Lage eingesät (Regelsaatgutmischung)	ca. 50 Jahre (Fläche)	33U 0405449 UTM 5705926
Schlabendorf- Süd	Sü Ro	junge Roteichenaufforstung; Bodenvegetation: <i>Festuca</i> -Arten (Regelsaatgutmischung)	8 Jahre (Roteichen)	33U 0416108 UTM 5736857
Schlabendorf- Nord	No Ro	Roteichenforst, artenarme Bodenveg. ohne Waldarten Sanierungsarbeiten (Baumfällungen) in 2003/04	20 Jahre (Roteichen)	33U 0421217 UTM 5742423
Plessa	PI Ro	Roteichenforst artenreiche Bodenvegetation, einige Waldarten	33 Jahre (Roteichen)	33U 0405379 UTM 5705126

Die Lage der Probestellen in Schlabendorf-Süd zeigt Abbildung 2.3. Der Sandtrockenrasen (SüTr) befindet sich in der Nähe des südwestlichen Tagebaurandes auf einem nord- bis nordwestexponierten Hang, in der Nähe der Ortschaft Bergen (Abb. 2.5). Der Hang entstand 1985, wurde saniert, melioriert, mit einer Regelsaatgutmischung eingesät (Felinks 2000) und ab 1988 sich selbst überlassen. Neben dem regelmäßigen Auftreten von Sandtrockenrasen-Arten prägt beginnende Gehölz-Sukzession (*Pinus sylvestris*) das Bild.

**Abb. 2.5:** Probestelle im artenreichen Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd (SüTr) im Juli 2002.

In einer Senke etwa 100 m nordöstlich der Sandtrockenrasen-Probestelle befindet sich der ausgewählte *Calamagrostis*-Bestand SüCa (Abb. 2.6). Die oben genannte Sanierung, Meliorierung und Einsaat erstreckte sich auch auf diese Senke.



Abb. 2.6: Probestelle im *Calamagrostis*-Bestand (SüCa) in Schlabendorf-Süd im Juni 2002.

Die Roteichen-Aufforstung (SüRo) befindet sich zentral im ehemaligen Tagebau Schlabendorf-Süd (Abb. 2.3, Abb. 2.7). Die Eichen waren im Jahr 2001 zu Beginn der Untersuchung acht Jahre alt (Siedschlag, mündl. Mitteilung 2008).



Abb. 2.7: Probestelle in der Roteichen-Aufforstung in Schlabendorf-Süd (SüRo) im September 2002, die Roteichen sind neun Jahre alt.

In Schlabendorf-Nord befinden sich, wie in Schlabendorf-Süd, die Offenland-Probestellen im Tagebau-Randbereich in räumlicher Nähe zueinander, während der ausgewählte Roteichen-Forst zentral liegt (Abb. 2.3). Der Sandtrockenrasen (NoTr, Abb. 2.8) und der *Calamagrostis*-Bestand (NoCa, Abb. 2.9) befinden sich am Westufer des Lichtenauer Sees („Restloch F“). Beide Probestellen wurden weder melioriert noch eingesät. Das Alter der Flächen betrug im Jahr 2001 26 Jahre. Der Abstand zwischen den beiden Probestellen beträgt ca. 130 m.



Abb. 2.8: Probestelle im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Nord (NoTr) im Mai 2002.



Abb. 2.9: Probestelle im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Nord (NoCa) im März 2002.

Der untersuchte Roteichen-Bestand in Schlabendorf-Nord (NoRo, Abb. 2.10) war 2001 zu Beginn der Untersuchungen 20 Jahre alt. Im Rahmen einer Sanierungsmaßnahme der ehemaligen Bergbauflächen wurden an dieser Probestelle im Winterhalbjahr 2003/2004 Roteichen gefällt. Die Fällungen betrafen die Hälfte der Probeflächen direkt und beeinflussten auch die übrigen Probeflächen durch veränderte Standortbedingungen (Licht).



Abb. 2.10: Probestelle im Roteichen-Forst in Schlabendorf-Nord (NoRo) im Juni 2002. Die Bäume sind 21 Jahre alt.

Die Lage der Probestellen in Plessa zeigt Abbildung 2.4. Die Sandtrockenrasen-Probestelle (PITr) befindet sich auf einer kleinen Terrasse in der Mitte eines ostexponierten Hanges in einem lichten Birkenforst westlich des „Restloch 112“ (Abb. 2.11). Die Birken hatten zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2001 ein Alter von 29 Jahren, eine Meliorierung ist im Bereich der Probestelle nicht erfolgt (Sachse, mündl. Mitteilung 2008).



Abb. 2.11: Sandtrockenrasen-Probestelle im Birkenwäldchen von Plessa (PITr) im September 2004. Die Birken sind 32 Jahre alt.

Die untersuchte *Calamagrostis*-Probestelle (PICa) liegt auf einer Ebene östlich des „Restloch 111“ am Westrand des ehemaligen Tagebaus „Agnes“ – jetzt „Plessa“ (Abb. 2.12). Die Verkipfung fand 1958 statt. Die Fläche wurde mit einer Regelsaatgutmischung begrünt und anschließend sich selbst überlassen (Sachse, mündl. Mitteilung 2008).



Abb. 2.12: Probestelle im *Calamagrostis*-Bestand in Plessa (PICa) im Juni 2006.

Der in die Untersuchung einbezogene Roteichen-Bestand liegt zentral in der Bergbaufolgelandschaft von Plessa (PIRo; Abb. 2.4, Abb. 2.13). Er war 2001 zu Beginn der Untersuchungen 33 Jahre alt.



Abb. 2.13: Probestelle im Roteichen-Forst in Plessa (PIRo) im August 2002. Die Roteichen sind 34 Jahre alt.

2.6 Natürliche kleinräumige Störungen im Untersuchungsgebiet

Die Bergbaufolgelandschaft ist das Ergebnis eines massiven irreversiblen Eingriffs und kompletten Umbaus der gewachsenen Landschaft durch den Braunkohlentagebau. Nach Abschluss der Abbautätigkeiten schloss sich eine Zeit der Sanierung an, die in allen untersuchten ehemaligen Tagebauen bis heute andauert und immer wieder zu großflächigen und erheblichen Umformungen der Bergbaufolgelandschaft führt (Kap. 2.5, Felinks 2003, LMBV 2007, Nocker et al. 2007). Neben diesen großflächigen anthropogenen Störungen kommen natürliche Störungen vorwiegend kleinräumig vor.

Wind und Regen bewirken als abiotische Faktoren in Offenlandschaften bzw. in Hanglagen häufig Erosionserscheinungen, insbesondere dann, wenn das Substrat noch nicht durch eine Pflanzendecke festgelegt ist.

Tiere tragen mit ihren Aktivitäten in großem Maß zu den kleinräumigen natürlichen Störungen im Untersuchungsgebiet bei, indem sie offene, vegetationsfreie Bodenstellen schaffen. Während in anderen von Sand geprägten Lebensräumen Mitteleuropas häufig Kaninchen die wichtigsten Verursacher offener Bodenstellen sind (z. B. Jentsch 2004, Friedrich 2006), entstehen in der untersuchten Bergbaufolgelandschaft vegetationsfreie Stellen vor allem durch die Wühltätigkeit von Wildschweinen und in geringerem Maße auch durch die Aktivität von Ameisen (Felinks 2003).

Die Anzahl der Wildschweine variiert jährlich in Abhängigkeit vom Verlauf des Winters und dem Nahrungsangebot. Sie beträgt in den untersuchten ehemaligen Tagebauen 4 bis 6 Tiere pro 100 Hektar (mündl. Mitteilungen Sachse, Siedschlag 2008). Angestrebt wird in der Bergbaufolgelandschaft von Schlabendorf eine Anzahl von 2,5 Tieren pro 100 Hektar (Siedschlag, mündl. Mitteilung 2008).

Offene Bodenstellen als Ergebnis einer natürlichen Störung durch Wühlaktivitäten von Wildschweinen sind in allen untersuchten Vegetationseinheiten häufig zu beobachten (Abb. 2.14 - Abb. 2.16).



Abb. 2.14: Schlabendorf-Süd. Blick über den Sandtrockenrasenhang im Juni 2003. Im Vordergrund: Natürliche Wildschweinstörung.

Die Wildschweine graben den Boden meist bis zu ca. 10 cm Tiefe um, die freien Bodenstellen haben in der Regel eine Größe von wenigen Quadratmetern (Abb. 2.14), können aber auch großflächig ausgeprägt (Abb. 2.16) oder tiefer umgegraben sein (Abb. 2.15).



Abb. 2.15: Schlabendorf-Nord. Lockerer *Calamagrostis*-Bestand am Lichtenauer See im April 2002. Im Vordergrund: Natürliche Wildschweinstörung.



Abb. 2.16: Plessa. Birken-Kiefern-Mischwald mit großflächiger natürlicher Wildschweinstörung im April 2002.

3 METHODIK

3.1 Probenahmedesign

Eine geeignete Methode, den Verlauf der Sekundärsukzession nach kleinräumigen Störungen zu erforschen, ist die Imitation solcher Störungen durch die Anlage experimenteller Flächen (z. B. Mayer 2002, Linnert et al. 2003, Jensch 2004, Jentsch 2004). Dabei können Art, Zeitpunkt, Intensität, Häufigkeit und Ausmaß (Flächengröße) der Störungsereignisse standardisiert werden. In jedem der drei in dieser Arbeit untersuchten ehemaligen Tagebaue wurde für die Anlage experimenteller Störflächen je ein grundwasserferner Standort in folgenden repräsentativen Vegetationsstrukturen ausgewählt (Kap. 2.4): Sandtrockenrasen, Land-Reitgras-Bestand (*Calamagrostis epigejos*) und Roteichenforst (*Quercus rubra*). Bei der Auswahl der Probestellen war eine möglichst hohe Arten- und Strukturhomogenität des jeweiligen Bestandes ebenso von Bedeutung wie eine möglichst große räumliche Ausdehnung. Zur Vermeidung von Randeffekten musste ein Bestand im Offenland eine Mindestgröße von 20 x 20 m² aufweisen. Die Roteichenforste mussten mindestens 60 x 60 m² groß sein. Ebenso musste die Verfügbarkeit bzw. Zugänglichkeit der Flächen gewährleistet sein. Es wurden in jedem ehemaligen Tagebau drei, d. h. insgesamt neun, Probestellen eingerichtet. Vergleichend sollte die Vegetationsentwicklung nach „natürlicher Störung“ untersucht werden. Dafür wurden angrenzend an die Sandtrockenrasen-Probestelle im Tagebau Schlabendorf-Süd vier eindeutig von Wildschweinen frisch gestörte, zwischen 9 m² und 12 m² große Flächen und im Abstand von 2 Metern zu diesen Störflächen vier ungestörte Referenzflächen ausgewählt. Es wurden jeweils 4 m² große Flächen markiert.

Auf allen Probestellen fanden ergänzend zu den Störungsexperimenten und Vegetationsaufnahmen Untersuchungen zur Diasporenbank und zum Diasporenanflug statt. Die Diasporenbank wurde mit Hilfe von Keimversuchen nach Bodenprobennahmen analysiert. Anfliegende Diasporen wurden in Trichterfallen gefangen und unter dem Binokular sortiert und bestimmt.

Im Herbst 2001 wurden an jeder der neun Probestellen Störflächen nach einem einheitlichen Versuchsdesign festgelegt und markiert (Abb. 3.1). In einem systematischen Ansatz wurden dabei jeweils sechs quadratische Störflächen (Parallelen) von 4 m² Größe durch sechs ungestörte Referenzflächen derselben Größe ergänzt (Trempe 2005). Der Abstand zwischen den einzelnen Probeflächen betrug jeweils 2 m. Insgesamt wurden 54 Störflächen markiert. Vor der experimentellen Störung wurde die Vegetation auf diesen Flächen durch direkte Prozentschätzung aufgenommen (siehe Kap. 3.3). Dabei konnten die Vegetationsaufnahmen im Roteichenforst von Plessa aus technischen Gründen erst während des Laubfalls stattfinden, d. h. hier sind einige Deckungs-Schätzwerte Minimalwerte, was bei den Auswertungen zu berücksichtigen war. Wegen der hohen Wildschwein-Dichte wurden acht der neun Probestellen im Winter 2001/2002 gegen unkontrollierte natürliche Störungen eingezäunt. Bei der neunten Probestelle handelt es sich um die junge Roteichen-Auffors-



Abb. 3.2: Methode der experimentellen Störung: Störfläche im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Süd im März 2002 nach der erfolgten Störung.

3.3 Erfassung der Wiederbesiedlung der Störflächen durch Gefäßpflanzen und Kryptogamen

Die Wiederbesiedlung der Störflächen wurde durch Vegetationsaufnahmen erfasst. Auf allen Stör- und Referenzflächen wurden von 2002 bis 2004 in den Monaten Mai bis September Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Auf den Vergleichsflächen mit natürlicher, durch Wildschweine hervorgerufener Bodenstörung und den dazugehörigen Referenzflächen fanden in 2002 und 2003 Vegetationsaufnahmen statt.

Bei allen Vegetationsaufnahmen wurden die Deckungswerte der einzelnen Gefäßpflanzen-Arten prozentgenau geschätzt. Außerdem wurden verschiedene Struktur-Parameter erfasst (Tab. 3.1). Moose und Flechten wurden nicht differenziert aufgenommen.

Tab. 3.1: Innerhalb jeder Vegetationsaufnahme erhobene Struktur-Parameter (x). mittl = mittlere, max = maximale, ges = gesamt.

	Vegetation ges	Baum-schicht	Strauch-schicht	Kraut-schicht	Krypto-gamen	Arten einzeln	Streu	Offene Bodenstellen
Deckung, Anteil [%]	x	x	x	x	x	x	x	x
Höhe max/mittl		x	x	x		x		

Folgende Struktur-Parameter wurden erhoben: Gesamtdeckung der Vegetation, Deckung der Baum-, Strauch- und Krautschicht, Deckung der Moose und Flechten, maximale und mittlere Höhe der Baum-, Strauch- und Krautschicht, Deckungsgrad der einzelnen Gefäßpflanzen-Arten, mittlere und maximale Höhe der einzelnen Arten und Deckungsgrad der Streu sowie Anteil offener Bodenstellen ohne Vegetation und Streu. Zur Baumschicht

wurden ab 3 m hohe Gehölze gezählt, zur Strauchschicht Gehölze zwischen 0,5 und 3 m Höhe.

Außerdem wurden an den Störflächen in 2002 und 2003 Rasteraufnahmen durchgeführt, die eine punktgenaue Aufnahme der Individuen und damit eine räumliche Musteranalyse ermöglichen. In den Vegetationsaufnahmen übersehene Arten (Einzelexemplare) wurden aus den Rasteraufnahmen nachgetragen. Die Ergebnisse der Musteranalysen sind nicht Teil dieser Arbeit.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Haeupler und Muer (2000), die der Moose nach Frahm und Frey (1992). Flechten wurden nicht bis zur Art bestimmt.

3.4 Bodenkundliche Untersuchungen

Die Erfassung und Analyse der bodenkundlichen Parameter erfolgte auf den Probestellen in Schlabendorf-Süd und -Nord im November und Dezember 2002, auf den Probestellen in Plessa aus Witterungsgründen erst im März 2003. An jeder der neun Probestellen wurden zehn Bodenproben genommen. Die Probenahmen fanden direkt angrenzend an die Probestellen statt (siehe Abb. 3.1). Für jede der Bodenproben wurde das Material aus vier direkt nebeneinander liegenden Einstichen zu einer Mischprobe vereinigt (Bohrstockdurchmesser: 7,8 cm). Die Einstichtiefe betrug 10 cm. Die Proben wurden im Labor feldfrisch auf 2 mm gesiebt, homogenisiert und analysiert. Anschließend wurden sie für eventuelle „Nachanalysen“ bei -20°C eingefroren. Zur Charakterisierung der Standorte wurden die physikalischen Kennwerte Wassergehalt (WG), maximale Wasserkapazität (W_{kmax}) und Korngrößenzusammensetzung bestimmt. Die Skelett-, Fein-, Mittel- und Grobsandanteile wurden nach der Siebmethode ermittelt. Schluff- und Tonanteile wurden nicht differenziert. Die Bodenarten wurden im Gelände bestimmt (Universität Hohenheim 1992). Folgende bodenchemische Parameter wurden erhoben (Tab. 3.2): $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert, elektrische Leitfähigkeit, Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff und Phosphat.

Tab. 3.2: An jeder der neun Probestellen erhobene bodenchemische Parameter und die verwendeten Methoden.

Bodenchemischer Parameter	Methode
$\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert	pH-Meter (pH-Elektrode)
$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert	pH-Meter (pH-Elektrode)
elektrische Leitfähigkeit	Leitfähigkeitsmessgerät (Elektrode)
Ammonium-Stickstoff (NH_4^+ -N)	photometrisch nach der N_{\min} -Methode
Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N)	photometrisch nach der N_{\min} -Methode
Phosphat (P_2O_5)	photometrisch nach der CAL-Methode

3.5 Diasporenbankanalyse

Ergänzend zu den Störungsversuchen geben Diasporenbankanalysen (Keimversuche) Aufschluss über das potentiell mögliche Arteninventar auf den Flächen. Für diese Analysen wurden Anfang April 2002, nach der Winter-Stratifizierung und vor dem ersten Diasporenniederschlag, an den Störflächen Diasporenbankproben genommen (Abb. 3.1). Diese wurden als Mischproben aus jeweils zehn Einstichen getrennt nach Bodentiefe gewonnen (Bodentiefe 1: 0-4 cm inklusive Auflage, Bodentiefe 2: 4-12 cm). Der Durchmesser des verwendeten Bohrstocks betrug 2,55 cm, d.h. jede Mischprobe repräsentiert die Diasporenbank von 51 cm² Fläche. Sechs Mischproben je Probestelle, insgesamt bestehend aus 60 Einstichen, repräsentieren die Diasporen von 306 cm² Bodenfläche (vgl. Dessaint et al 1990, Tischew 1994, Jensch 2004; s. Kap. 5). Die ermittelten Diasporendichten stellen eine „Momentaufnahme“ dar. Es fand lediglich eine einmalige Probenahme statt, jahreszeitliche Schwankungen und witterungsbedingte jährliche Veränderungen in der Diasporendichte können nicht mit einbezogen werden. Aufgrund der einmaligen Probenahme Anfang April 2002 konnten nur Arten nachgewiesen werden, deren Diasporen mindestens einen Winter überdauern können und die zu diesem Zeitpunkt noch nicht gekeimt waren (z. B. Thompson & Grime 1979, Sautter 1994, Ledesma-Krist 2007).

Die Mischproben wurden im Gewächshaus nach der Methode des Auflaufverfahrens ausgebracht (Thompson & Grime 1979). Dabei wurden die Proben nach ter Heerdt et al. (1996) zunächst aufkonzentriert und dann in einer dünnen Schicht von ca. 5 mm auf ein steriles Sand-Erde-Gemisch (Verhältnis 2:1) aufgetragen. Nach dieser Methode sollen 80 % bis 100 % der keimfähigen Diasporen keimen, 95 % davon innerhalb der ersten sechs Wochen (ter Heerdt et al. 1996). Ein Eindringen von Diasporen über die Gewächshauslüftung war aus technischen Gründen unvermeidbar. Daher erhielt jede Probe zusätzlich ihr eigenes, abgeschlossenes „Zimmengewächshaus“ (s. Abb. 3.3 a). Als Ergänzung wurden sechs „Nullproben“ ausgebracht, um mögliche Kontaminationen feststellen zu können. Die Bewässerung erfolgte jeweils über einen kleinen Blumentopf in der Mitte der Keimschale (Abb. 3.3 b). Über ein den Boden der Schale bedeckendes Vlies verteilte sich das Wasser und bewässerte die Probe von unten. Die Temperaturbedingungen wurden standardisiert, um möglichst gute Keim- und Wachstumsbedingungen zu schaffen: Die Temperatureinstellung der Kammer betrug tagsüber 18 °C, nachts 12 °C (ab 14. Mai 2002 tags 21 °C).

Die auflaufenden Keimlinge wurden sechs Monate lang qualitativ und quantitativ erfasst und anschließend entfernt. Wenn aus einer Probe alle Keimlinge entfernt worden waren und sechs Wochen lang keine neue Keimung erfolgte, wurde die Probenschicht vorsichtig mit einer Gabel aufgelockert und weiter beobachtet. Somit sollten alle keimfähigen Diasporen möglichst vollständig erfasst werden. Die Bestimmung der Keimlinge erfolgte mit Hilfe von Csapody (1968), Klapp & Opitz von Boberfeld (1995) und Hanf (1999). Zunächst nicht bestimmbare Individuen wurden in Blumentöpfe umgesetzt und später bestimmt.



Abb. 3.3: a. Die Diasporenbankproben in ihren „Zimmergewächshäusern“ in der Gewächshauskammer. b. Die Bewässerung erfolgte über einen kleinen Blumentopf in der Mitte der Keimchale bzw. über ein Vlies am Boden der Keimchale.

Angaben zur Diasporen-Lebensdauer richten sich nach Thompson et al. (1997), ergänzt durch Angaben aus Rothmaler (2002), Klemow et al. (2002), Poschlod et al. (2003), Wagner (2003), Jentsch (2004), LWG (2005), Ellenberg & Leuschner (2010), Plue et al. (2010) und Partzsch (2009a, b; 2012a, b).

3.6 Umgebungskartierungen

Der mögliche Diasporeneintrag auf eine Fläche wird im Wesentlichen durch die Umgebungsvegetation bestimmt (z. B. Luftensteiner 1982, Verkaar et al. 1983, Fischer 1987, Robinson & Quinn 1988, Peart 1989a, b, Poschlod & Jordan 1992, Poschlod & Jackel 1993, Bauer & Poschlod 1994, Poschlod et al. 1996). Um den potentiellen Diasporeneintrag auf die Untersuchungsflächen einschätzen zu können, wurden in den Jahren 2002 und 2003 bei mehrfachen Begehungen Umgebungskartierungen der Gefäßpflanzenarten in 10 m, 30 m und 100 m Umkreis um die experimentellen Störflächen durchgeführt (Tischew 1994). Dabei wurden zunächst alle innerhalb eines Radius von 10 m – aber außerhalb der Probestellen – vorkommenden Arten aufgenommen. Dann wurden alle Arten ergänzt, die sich erst in einem Abstand von 10 m bis 30 m um die Probestelle fanden und anschließend alle weiteren Arten bis 100 m Entfernung von den Probestellen.

3.7 Diasporenfall-Untersuchung

Weitere Hinweise auf die potentiell mögliche Artenvielfalt werden durch das „Einfangen“ von Diasporen mit Hilfe von Trichterfallen gewonnen. Dazu wurde Ende August 2002 an jeder der 54 Störflächen ein Kunststoff-Trichter so eingegraben, dass er ca. 1 cm über die Bodenoberfläche ragte (Abb. 3.4 a, Fischer 1987, Tischew 1994). Durch Öffnungen im Boden der Trichter ist gewährleistet, dass das Regenwasser abfließen kann. In die Trichter wurden die eigentlichen Fallen, sehr feinmaschige Kunststoffnetze (Kaffee-Filter) mit einem Durchmesser von 12 cm, eingehängt. Diese Trichterfallen sind geeignet, vor allem den Diasporenfall der unmittelbaren Umgebung festzustellen. Sie werden in dieser Arbeit als „S-Trichter“ bezeichnet. Die Gesamtfallenfläche für die S-Trichter betrug an jeder Probestelle 678,5 cm². Des Weiteren wurden je Probestelle vier Trichter à 25 cm Durchmesser, in dieser Untersuchung „T-Trichter“ genannt, mit der Öffnung in Richtung Hauptwindrichtung auf ca. 1,4 m Höhe am Wildschutzzaun befestigt (Abb. 3.4 b). Einfal-

lende Diasporen wurden in feinem Siebgewebe (Maschenweite 0,2 mm) gesammelt, mit welchem die Öffnungen am Grunde der Trichter verschlossen wurden. Zum Schutz gegen Zerstörung wurden diese Konstruktionen jeweils mit einer gröberen Gaze umwickelt. Ein auf Trichteröffnungsfläche zugeschnittener Hasendraht (Maschenweite: 1,5 cm) sollte ein Herauswehen bereits eingefallener Diasporen vermeiden. Die Gesamtfallenfläche betrug für die T-Trichter an jeder Probestelle 1.963,5 cm².

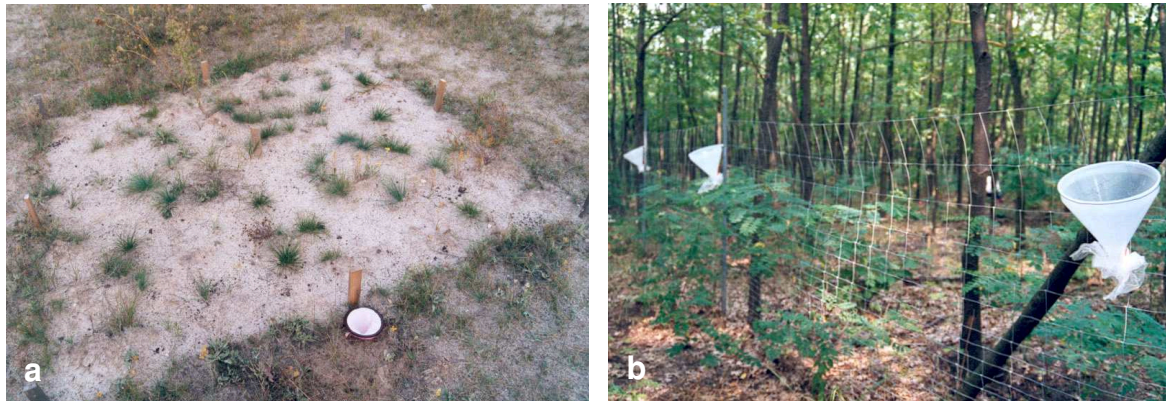


Abb. 3.4: a, b: Diasporenfall-Untersuchungen mit Hilfe von Trichterfallen.

Die Leerung der Diasporenfallen erfolgte monatlich von Ende September 2002 bis Ende August 2003. Von den geplanten zwölf Sammeltagen konnten neun durchgeführt werden. In der Zeit zwischen Ende Oktober und Ende Januar waren die Trichterfallen festgefroren bzw. zugeschnitten. In neun Fällen konnten keine Proben genommen werden, da Trichterfallen entwendet oder ausgekippt worden waren. Die Diasporen wurden getrocknet, bei Zimmertemperatur aufbewahrt, unter dem Binokular aussortiert und bestimmt. Als Bestimmungshilfen dienten eine Diasporen-Vergleichssammlung (Bauriegel et al. 2000), Brouwer & Stählin (1975), Cappers et al. (2006) und über ein Internetportal des Landwirtschaftsministeriums der USA erreichbare Diasporen-Abbildungen (United States Department of Agriculture: www.plants.usda.gov). Von den 801 auswertbaren Proben wurden 600 aussortiert und davon 585 in die Auswertung einbezogen (73 %, s. u.).

Im Verlauf der Aussortierung der Proben wurde erkennbar, dass bezüglich der Boden-Trichterfallen („S-Trichter“) das Trennen der Diasporen von Sand und Streu, das Bestimmen und das Zählen der Diasporen nicht in diesem Umfang zu bewältigen waren. Da sich außerdem erwies, dass die in den Proben der Boden-Trichterfallen gefundenen Diasporen vor allem die Zusammensetzung der unmittelbar angrenzenden Vegetation der Probeflächen repräsentierten, wurde davon ausgegangen, dass kein wesentlicher zusätzlicher Erkenntnisgewinn zu erwarten war. Daher wurden die S-Trichterfallen-Proben der Monate September bis April vollständig aussortiert, die Proben ab Mai wurden jedoch nur stichprobenartig aussortiert und gingen nicht in die Auswertung ein. Die Proben aus den in 1,4 m Höhe am Zaun befestigten T-Trichterfallen wurden vollständig aussortiert und ausgewertet.

3.8 Datenauswertung

Die Eingabe und Bearbeitung der Vegetationsaufnahmen sowie der Daten aus den Diasporenbank- und Diasporenfalluntersuchungen erfolgte im Excel-Format. Boxplots wurden mit XLSTAT 2013.6.01 erstellt.

Neben klassischer Tabellenarbeit zur Charakterisierung der Vegetation wurden die nachfolgend beschriebenen statistischen Methoden bei der Auswertung angewendet. Univariate Analysen (Korrelationen, Mittelwertvergleiche) wurden mit SPSS 11.5, SYSTAT 9 und XLSTAT 2013.6.01 durchgeführt. Zunächst wurden alle Variablen mit dem abgewandelten Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung auf 0,05 %-Niveau getestet (Hartung et al. 1991). Die Daten zeigten in den meisten Fällen eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung. Daher wurde auf die nichtparametrischen Signifikanztests „Wilcoxon-Test“, „U-Test nach Mann und Whitney“ und „Rangkorrelation nach Spearman“ zurückgegriffen (Zöfel 2002).

Zur Bestimmung der Veränderung der Artenzusammensetzung nach der Störung wurden Turnover-Raten (T) nach der Formel $T = (^+A_{n_1;n_2} + ^-A_{n_1;n_2}) / (n_1+n_2)$ berechnet. Dabei ist $^+A_{n_1;n_2}$ die Anzahl der Arten, die beim Übergang von einem Jahr zum nächsten in einer Fläche neu auftreten, $^-A_{n_1;n_2}$ die Anzahl der Arten, die beim Übergang von einem Jahr zum nächsten wegfallen und n_1+n_2 die Summe der Artenzahlen der Aufnahmen beider Jahre (binärer Index nach Mühlenberg 1993, Tremp 2005).

Auch multivariate statistische Verfahren kamen zur Anwendung: Zur Beschreibung der Vegetation an den Probestellen wurden DCA durchgeführt. Wechselbeziehungen zwischen der Vegetation und Umweltparametern wurden mit Hilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) untersucht. Bei den Ordinationen wurden die Artdaten wurzeltransformiert. Das Entzerren („detrending“) bei der Durchführung der DCA-Ordinationen erfolgte durch „detrending by segments“. Bei den DCA-Ordinationen wurden seltene Arten (Arten mit einmaligem Vorkommen) nicht in die Berechnung einbezogen. Bei den CCA-Ordinationen erfolgte ein „downweighting“ der seltenen Arten.

Für alle in der vorliegenden Untersuchung durchgeführten Ordinationen wurde CANOCO 4.51 (ter Braak & Šmilauer 1998) eingesetzt; die Darstellung der Ergebnisse erfolgte mit CANODRAW 4.1 (ter Braak & Šmilauer 1998).

Die Definition des ausbreitungsbiologischen Begriffes der Fernausbreitung folgt in dieser Arbeit Tackenberg (2001) und bezieht sich auf eine Entfernung ab 100 m von der Diasporenquelle (Luftensteiner 1982, Cain et al. 2000).

Im Rahmen der Untersuchung der Vegetationsentwicklung unter Berücksichtigung ausgewählter Arten erfolgte die Auswertung der Arteigenschaften unter Zuhilfenahme der BIOLFLOR-Datenbank (Klotz et al. 2002), sowie von Rothmaler (2002) und des Internetportals „FloraWeb“ (Bundesamt für Naturschutz).

4 ERGEBNISSE

4.1 Vegetation der Probestellen

Die Vegetation der für die vorliegende Arbeit ausgewählten Probestellen umfasst Sandtrockenrasen, Land-Reitgras-Bestände und Roteichenforste als charakteristische Vegetationseinheiten der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft.

4.1.1 Zuordnung zu Vegetationstypen

Im Folgenden werden die untersuchten Vegetationsbestände des Offenlandes den von Felinks (2000) beschriebenen Vegetationstypen zugeordnet. Diese Vegetationstypen-Klassifizierung orientiert sich an der Dominanz einzelner Arten und dem Vorkommen verschiedener Artengruppen. Die Bodenvegetation der Roteichenforste wird ebenfalls unter Berücksichtigung dominanter Arten und charakteristischer Artengruppen beschrieben (Denkinger & Wiegand 2006). Der Vegetationsbeschreibung liegen Aufnahmen aus 2001 (Störflächen vor der Störung) und 2002 (Referenzflächen) zugrunde (s. Tab. A.1 - A.9). In Übersichtstabellen mit Angaben zu Stetigkeit und mittleren Deckungen werden diese Aufnahmen zusammenfassend dargestellt (Tab. 4.1 bzw. Tab. A.10 im Anhang). Dabei sind charakteristische Artengruppen grau unterlegt.

4.1.1.1 Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen

Die Sandtrockenrasen-Probestelle in Schlabendorf-Nord (No Tr) ist sehr kryptogamenreich. Moose erreichen eine mittlere Deckung von ca. 40 %, die dominante Moosart ist auf den meisten Flächen *Polytrichum piliferum*. Weitere vorkommende Moosarten sind *Campylopus introflexus* und *Ceratodon purpureus*. Flechten der Gattung *Cladonia* sind höchstet mit geringer Deckung vertreten. Die mittlere Anzahl an Pflanzenarten beträgt zehn. Die mittlere Gesamtdeckung liegt bei 58 %, die Deckung der Krautschicht ist damit deutlich geringer als die der Mooschicht. *Corynephorus canescens* ist auf allen Flächen anzutreffen, es erreicht eine mittlere Deckung von ca. 18 %. Weitere regelmäßig vorkommende Arten mit unterschiedlich hohen mittleren Deckungen sind *Helichrysum arenarium* (Stetigkeit: V, mittlere Deckung: 2,4 %), *Rumex acetosella* (IV, 0,3 %), *Jasione montana* (IV, 1,2 %), *Calamagrostis epigejos* (III, 0,2 %), *Conyza canadensis* (III, 0,04 %), *Carex hirta* (III, 0,2 %) und *Filago minima* (III, 0,06 %). Mit geringerer Stetigkeit, dabei aber mittleren Deckungen von immerhin 0,3 %, sind *Trifolium arvense* und *Bromus tectorum* vorhanden.

Tab. 4.1: Übersichtstabelle der Vegetation an den Probestellen mit Stetigkeitsangaben. Stetigkeitsklassen nach Dierschke (1994); m D = mittlere Deckung, Sü = Schlabendorf-Süd, No = Schlabendorf-Nord, Pl = Plessa, Tr = Sandtrockenrasen, Ca = *Calamagrostis epigejos*-Hochgrasbestand, Ro = Roteichenaufforstung; charakteristische Artengruppen sind grau unterlegt, s. auch Tab. A.10 im Anhang.

Probestelle	Sü Tr	No Tr	Pl Tr	Sü Ca	No Ca	Pl Ca	Sü Ro	No Ro	Pl Ro
Aufnahmeanzahl *	12	12	12	12	12	12	12	12	12
m D [%]:									
Baumschicht	0	0	45	0	0	0	0	79	73
Strauchschicht	0,3	0	0	0	2	0,1	35	1	11
Krautschicht	13	23	69	39	46	86	83	5	6
Moose	0,1	39	30	41	3	36	1	2	1
Flechten	0,1	0,1	3	1	3	0,1	0	0,2	0,1
Streu	0,1	0,5	66	76	71	85	29	84	94
m D [%] Bodenvegetation	13	58	93	70	50	94	83	8	7
mittlere Gesamtdeckung [%]	14	58	95	70	50	94	99	84	79
mittlere Artenzahl	13	10	14	13	12	7	5	7	11
<i>Achillea millefolium</i>	III	I
<i>Erophila verna</i>	V
<i>Erigeron acris</i>	III	.	.	I	.	I	.	.	.
<i>Corynephorus canescens</i>	V	V	.	.	I	.	.	I	.
<i>Carex hirta</i>	.	III
<i>Filago minima</i>	.	III	.	I	I
<i>Betula pendula</i>	.	.	V
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	V	I
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	V	I	.
<i>Luzula campestris</i> s.l.	.	.	III
<i>Poa compressa</i>	.	I	V
<i>Rumex acetosella</i>	V	IV	III	II	V	.	.	I	I
<i>Jasione montana</i>	V	IV	IV	I	III
<i>Hieracium pilosella</i>	IV	I	V	.	III	.	.	I	I
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	III	II	.	II	IV	.	.	I	.
<i>Conyza canadensis</i>	IV	III	.	V	IV	.	.	I	.
<i>Helichrysum arenarium</i>	V	V	.	V	V
<i>Trifolium arvense</i>	I	II	.	.	IV
<i>Cerastium semidecandrum</i>	I	II	.	.	III
<i>Daucus carota</i>	I	.	.	III	I	.	.	.	I
<i>Epilobium angustifolium</i>	II	.	.	V
<i>Epilobium ciliatum</i>	.	.	.	IV	.	II	.	.	.
<i>Epilobium spec.</i>	.	.	.	III
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	.	.	V	.	I	.	.	.
<i>Linaria vulgaris</i>	III
<i>Carlina vulgaris</i>	II	.	.	I
<i>Torilis japonica</i>	II	.	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	.	.	.	II	I	V	I	I	.
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	.	IV	.	III	.	.	I
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	IV	IV	V	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	III	III	V	V	V	V	I	II	V
<i>Festuca rubra</i> agg.	.	.	.	V	.	.	V	V	.
<i>Quercus rubra</i>	.	.	I	.	I	I	V	V	V
<i>Poa nemoralis</i>	V
<i>Robinia pseudoacacia</i>	III
<i>Rosa spec.</i>	III
<i>Tanacetum vulgare</i>	III
<i>Pyrola minor</i>	.	.	III	IV
<i>Hieracium lachenalii</i>	.	.	II	III
<i>Bryophyta</i> spp.	IV	V	V	V	V	V	V	V	V
Keimling indef.	III	III	III	III	III	II	I	II	II
<i>Lichenes</i> spp.	II	V	V	V	V	II	.	V	II
<i>Pinus sylvestris</i>	III	I	III	II	II	I	III	III	.
<i>Festuca ovina</i> agg.	V	.	V	II	I	.	IV	V	I
<i>Taraxacum</i> spec.	IV	I	II	I	I	.	.	.	V
<i>Medicago lupulina</i>	II	.	.	.	I	.	.	.	II
<i>Cerastium holsteoides</i>	.	.	II	.	.	I	.	.	.
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	.	.	I	.	.	I	.	.	II
Korbblütler spec.	II	I	I
Klee spec.	II
<i>Prunus</i> spec.	II
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	.	II
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	.	I	.	.	.	I	.
<i>Veronica officinalis</i>	.	.	I	I
<i>Senecio vernalis</i>	.	I	.	.	I	.	.	I	.
<i>Plantago lanceolata</i>	I	I	.	.	.
<i>Lathyrus sylvestris</i>	I	.	.	I
<i>Leontodon autumnalis</i>	I	.	I
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	I	I
<i>Festuca</i> spec.	.	.	.	I	.	I	.	.	.
<i>Arabidopsis thaliana</i>	I

Fortsetzung Tab. 4.1:

In den Probestellen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:

In No Tr: *Scleranthus annuus*, *Bromus tectorum*, *Echium vulgare*

In Pl Tr: *Cardaminopsis arenosa*

In Sü Ca: *Apera spica-venti*, *Matricaria* spec., *Artemisia vulgaris*, Distel spec., Süßgras spec.

In No Ca: *Rumex acetosa*, *Myosotis stricta*, *Convolvulus arvensis*

In Pl Ca: *Veronica* spec., *Vicia* spec., *Rumex thyrsoiflorus*, *Moehringia trinervia*, *Fallopia convolvulus*

In Sü Ro: Süßgras spec.

In Pl Ro: *Tilia cordata*, *Quercus robur*, *Plantago major*, Laubbaum spec., *Leucanthemum vulgare*,

Inula conyzae, *Epipactis helleborine*, *Astragalus glycyphyllos*

* Zu Pl Ro: alle mittleren Deckungswerte, außer die der Kryptogamen, beziehen sich lediglich auf die sechs Referenzaufnahmen, da die Aufnahmen im Jahr 2001 erst nach dem Laubfall stattfinden konnten.

4.1.1.2 Artenreicher Sandtrockenrasen

Die Vegetation im Bereich der Probestelle Schlabendorf-Süd Trockenrasen (Sü Tr) war von Felinks (2000) noch einem eigenen Vegetationstyp, dem der „Lückigen *Festuca*-Einsaaten“ zugeordnet worden. Jedoch beschreibt Felinks, dass die Flächen bereits wenige Jahre nach der Einsaat einen Übergangsbereich zwischen *Corynephorus*-Fluren und artenreichen Sandtrockenrasen markieren (Felinks 2000). Die hier untersuchte Vegetation ist mit durchschnittlich 13 Arten bereits recht artenreich, *Corynephorus canescens* erreicht nur noch geringe Deckungsgrade (mittlere Deckung 0,67 %), *Festuca rubra* agg. ist nicht mehr vertreten. Daher erfolgt eine Zuordnung der Vegetation zu den artenreichen Sandtrockenrasen. Wie im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Nord sind auch hier neben *Corynephorus canescens* die mehrjährigen Kräuter *Helichrysum arenaarium* (mittlere Deckung 2,48 %), *Jasione montana* (0,1 %) und *Rumex acetosella* (0,09 %) hochstet. Ebenfalls in nahezu jeder Probefläche vertreten sind *Taraxacum* spec. (0,07 %), *Conyza canadensis* (0,07 %), *Hieracium pilosella* (0,08 %) und *Festuca ovina* agg. (*F. brevipila* und *F. filiformis*; 9,17 %). Moose sind in fast allen Aufnahmen zu finden, jedoch nur mit sehr geringer Deckung (mittlere Deckung 0,14 %). Es dominiert die Art *Ceratodon purpureus*. Außerdem kommt *Bryum caespiticium* vor. Flechten der Gattung *Cladonia* erreichen ebenfalls nur eine sehr geringe Deckung. Sie wachsen auf einem Drittel der Aufnahmeflächen. Mit mittlerer Stetigkeit tritt Kiefernjungwuchs auf. In einer Störungsfläche erreicht eine Kiefer bereits Strauchhöhe, wird allerdings durch die Störung vernichtet. Weitere regelmäßig vorkommende Arten sind *Achillea millefolium* (mittlere Deckung 0,3 %), *Erigeron acris* (0,09 %) und *Erophila verna* (0,1 %).

4.1.1.3 „Älterer“ Sandtrockenrasen

Diesem Vegetationstyp werden die Vegetationsaufnahmen der Sandtrockenrasen-Probestelle in Plessa (Pl Tr) zugeordnet. Es handelt sich um Trockenrasenrelikte innerhalb eines lichten Birkenforstes, die sich im Übergang zur Vegetation eines lichten Pionierwaldes befinden. Dominante und hochstete Arten sind *Festuca filiformis* (mittlere Deckung 37 %), *Hieracium pilosella* (32 %) und verschiedene Moose (30 %; *Polytrichum juniperinum*, *Brachythecium rutabulum*, *Brachythecium* spec., *Ditrichum heteromallum*) und Flechten (3 %; *Cladonia* spp.). Weitere charakteristische Arten sind *Jasione montana* (Stetigkeit IV, mittlere Deckung 0,08 %), *Rumex acetosella* (III, 0,05 %), *Poa compressa* (V, 0,13 %), *Deschampsia flexuosa* (V, 0,48 %), *Luzula campestris* (III, 0,04 %), *Pinus sylvestris*-Jungwuchs (III, 0,23 %), *Hieracium lachenalii* (II, 0,16 %) und *Holcus lanatus* (V, 0,45 %). Mit *Pyrola minor* (III, 0,46 %), kommt bereits eine Art der geschlossenen Wälder

regelmäßig vor (Schmidt et al. 2011). Die mittlere Deckung der Krautschicht liegt bei 69 %. Die Deckung der Bodenvegetation insgesamt beträgt 93 %. Die mittlere Artenzahl ist 14.

4.1.1.4 *Calamagrostis epigejos*-Hochgras-Bestände

Die für die vorliegende Untersuchung ausgewählten *Calamagrostis*-Bestände weisen untereinander Unterschiede hinsichtlich der durchschnittlichen Gesamtdeckung und der mittleren Artenzahl auf. Die Probestelle in Plessa (Pl Ca) ist mit einer durchschnittlichen Gesamtdeckung von 94 %, einer mittleren Artenzahl von sieben und einer gut ausgeprägten Moos-Schicht (mittlere Deckung 36 %) ein kryptogamenreicher *Calamagrostis*-Dominanzbestand. Als hochstete Arten kommen neben *Calamagrostis epigejos* (mittlere Deckung 81 %) *Poa angustifolia* (0,88 %) und *Cirsium arvense* (12 %) vor. Als weitere charakteristische Arten mit mittlerer Stetigkeit, aber geringen mittleren Deckungsgraden von höchstens 0,5 % treten *Hypericum perforatum* (0,23 %), *Epilobium ciliatum* (0,08 %), *Torilis japonica* (0,24 %) und *Carlina vulgaris* (0,43 %) auf. Außerdem wurden mehrere Moos- und Flechtenarten nachgewiesen (*Brachythecium spec*, *Atrichum undulatum*, *Bryum spec*, *Dicranum scoparium*, *Plagiomnium affine*, *Lophocolea bidentata*, *Cladonia spp.*).

An den Probestellen in Schlabendorf-Süd und -Nord (Sü Ca, No Ca) werden im Arteninventar die Einflüsse der benachbarten Sandtrockenrasen deutlich. Die mittlere Artenzahl liegt bei 13 bzw. 12 Arten. Die durchschnittliche Gesamtdeckung ist an der Probestelle in Schlabendorf-Süd mit 70 % etwas höher als die in Schlabendorf-Nord mit 50 %. Wie in Plessa, lassen auch diese *Calamagrostis epigejos*-Bestände einen dreischichtigen Bestandsaufbau aus Hochgräsern, mehrjährigen Kräutern und Gräsern sowie Kryptogamen erkennen. Beiden Probestellen ist das hochstete Vorkommen von *Calamagrostis epigejos* (mittlere Deckung 34 % bzw. 44 %), *Cirsium arvense* (0,6 % / 0,5 %), *Helichrysum arena-rium* (0,13 % / 0,7 %) und *Conyza canadensis* (0,08 % / 0,16 %) gemeinsam. Darüber hinaus weisen die beiden Probestellen eine jeweils für sie charakteristische eigene Artengruppe auf (Vorkommen mit mittlerer bis hoher Stetigkeit). Dazu zählen an der Probestelle in Schlabendorf-Süd die drei Weidenröschen-Arten *Epilobium angustifolium*, *E. ciliatum* und *E. tetragonum* (3 % / 0,14 % / 0,24 %), sowie *Festuca rubra*, *Hypericum perforatum* und *Daucus carota* (0,13 % / 0,6 % / 0,04 %). Unter den Moosen dominiert *Ceratodon purpureus*, außerdem kommen *Bryum argenteum* und verschiedene *Cladonia*-Arten vor. In Schlabendorf-Nord finden sich regelmäßig (mittlere bis hohe Stetigkeit), allerdings mit geringen Deckungsgraden < 0,6 %, die Trockenrasen-Arten *Rumex acetosella*, *Arenaria serpyllifolia*, *Trifolium arvense*, *Jasione montana*, *Cerastium semidecandrum* und *Hieracium pilosella*. Außerdem kommen *Linaria vulgaris* (Stetigkeit III, mittlere Deckung 0,05 %) und verschiedene Moos- und Flechten-Arten vor (*Brachythecium rutabulum*, *Ceratodon purpureus*, *Bryum spec*, *Cladonia spp.*). Kiefernflug aus dem benachbarten Kiefernforst tritt mit geringer Stetigkeit auf, allerdings erreicht auf einer Referenzfläche eine einzelne Kiefer bereits Strauchhöhe. Des Weiteren gibt es an allen drei *Calamagrostis*-Probestellen eine hohe Anzahl an Begleitarten, die nur mit geringer Stetigkeit und niedrigem Deckungsgrad vorkommen.

4.1.1.5 Die Bodenvegetation der Roteichenforste

Die Bodenvegetation der für diese Arbeit ausgewählten Roteichenforste variiert von Probestelle zu Probestelle hinsichtlich der durchschnittlichen Gesamtdeckung und der mittleren Artenzahl. Sie unterscheidet sich in Bezug auf das Arteninventar grundsätzlich zwischen den einzelnen Tagebaugebieten. In Schlabendorf-Süd (Sü Ro) ist die Bodenvegetation zu Beginn der Untersuchungen durch eine dichte Gräser-Ansaatmischung aus *Festuca rubra* und *Festuca ovina* agg. geprägt. Die mittlere Deckung der Bodenvegetation beträgt 83 %. In geringen Deckungsgraden, aber hochstet sind die Laubmoos-Arten *Ceratodon purpureus*, *Bryum argenteum* und *Bryum caespiticium* vertreten. Außerdem wurde *Campylopus introflexus* nachgewiesen. Die mittlere Deckung der Laubmoose beträgt 0,58 %. Die Hälfte der Probeflächen ist - außer durch die Roteichen - durch strauchhohen *Pinus sylvestris*-Anflug beschattet (mittlere Deckung 4 %). Die Probeflächen sind artenarm mit einer mittleren Artenzahl von fünf.

Im Roteichenforst in Schlabendorf-Nord (No Ro) ist die mittlere Artenzahl mit sieben ebenfalls recht niedrig. Die durchschnittliche Deckung der Bodenvegetation beträgt 8 %. Hochstete Arten der Krautschicht sind *Festuca rubra* und *Festuca ovina* agg. (3 % / 1 %). Auch Kryptogamen kommen mit hoher Stetigkeit vor, dabei erreichen die Moose eine mittlere Deckung von 2 % (*Brachythecium rutabulum*, *Ceratodon purpureus*), die Flechten (*Cladonia* spec.) erreichen keine nennenswerte Deckung. Bemerkenswert ist eine dicke Streuschicht aus Roteichenlaub, deren Deckung im Durchschnitt bei 84 % liegt. Mit mittlerer Stetigkeit ist *Calamagrostis epigejos* anzutreffen (0,11 %). Außerdem treten Keimlinge von *Quercus rubra* und *Pinus sylvestris* regelmäßig in den Flächen auf (0,16 % / 0,03 %). Als seltene Begleiter sind vor allem Pionier- und Ruderalarten aus den angrenzenden Offenlandflächen (Sandtrockenrasen, Ruderalflur) zu finden: *Corynephorus canescens*, *Rumex acetosella*, *Arenaria serpyllifolia*, *Agrostis capillaris*, *Conyza canadensis*, *Hieracium pilosella*, *Senecio vernalis* und *Deschampsia flexuosa*. Als Waldarten ausgewiesene Pflanzen mit einer Bindung an geschlossenen Wald (Schmidt et al. 2011) kommen nicht vor.

Im ältesten untersuchten ehemaligen Tagebau Plessa ist dies anders. Hier findet sich an der Probestelle im Roteichenforst (Pl Ro) eine artenreiche Bodenvegetation, zu deren Inventar bereits einige Waldarten im obigen Sinne gehören. Die mittlere Artenzahl beträgt elf. Die durchschnittliche Deckung der Krautschicht liegt bei 7 %, die der Kryptogamenschicht bei 1 % (*Dicranella heteromalla*, *Amblystegium* spec., *Cladonia* spp.). Auch hier ist, wie bereits im Roteichenforst in Schlabendorf-Nord, fast der gesamte Boden mit einer dicken Laubschicht bedeckt, im Durchschnitt sind es 94 % der Fläche. Auf allen Probeflächen sind *Taraxacum* spec. und *Calamagrostis epigejos* anzutreffen (0,17 % / 0,63 %). Weitere hochstete Arten sind *Poa nemoralis* und *Pyrola minor* (0,1 % / 0,12 %). Beide Arten sind im Wesentlichen auf Wälder beschränkt. Ein paar weitere Wald-Arten kommen mit geringer bis mittlerer Stetigkeit vor, so z. B. *Epipactis helleborine* (< 0,1 %) oder Jungpflanzen verschiedener Laubbaumarten, wie *Tilia cordata* (< 0,1 %) und *Robinia pseudoacacia* (8 %). Roteichen-Jungwuchs ist zahlreich und in jeder Probefläche vorhanden. Hinzu kommen Begleitarten, die zumeist saure und magere bzw. trockene Bodenverhältnisse anzeigen.

4.1.2 Explorative Datenanalyse mit multivariaten Methoden

Als Ergänzung zu der Zuordnung der untersuchten Vegetationsbestände nach floristischen Gesichtspunkten wurde die Vegetation der Probestellen einer explorativen Datenanalyse mit multivariaten Methoden unterzogen. Es kamen Ordinationsverfahren zum Einsatz (Kap. 3.8).

Zunächst wurde eine DCA-Ordination mit allen 108 Probestellen (Störflächen und Referenzflächen) durchgeführt. Dabei wurde eine Vegetationsaufnahme je Probestelle einbezogen. Die Vegetationsaufnahmen der Störflächen stammen aus dem Jahr 2001, das heißt, sie zeigen die Vegetationsausprägung vor der Störung. Die Vegetationsaufnahmen der Referenzflächen wurden in 2002 angefertigt. Arten, die nur ein Mal vorkamen, wurden weggelassen. Die geschätzten Deckungswerte für die Arten auf Störflächen im Roteichenbestand von Plessa sind Minimalwerte, da die Vegetationsaufnahmen im Jahr 2001 an dieser Probestelle erst während des Laubfalls stattfinden konnten (Tab. A.10, Kap. 3.1). Das Ordinationsdiagramm zeigt eine deutliche Trennung zwischen den Roteichen-Beständen einerseits und den *Calamagrostis*- und Sandtrockenrasen-Probestellen andererseits (Abb. 4.1).

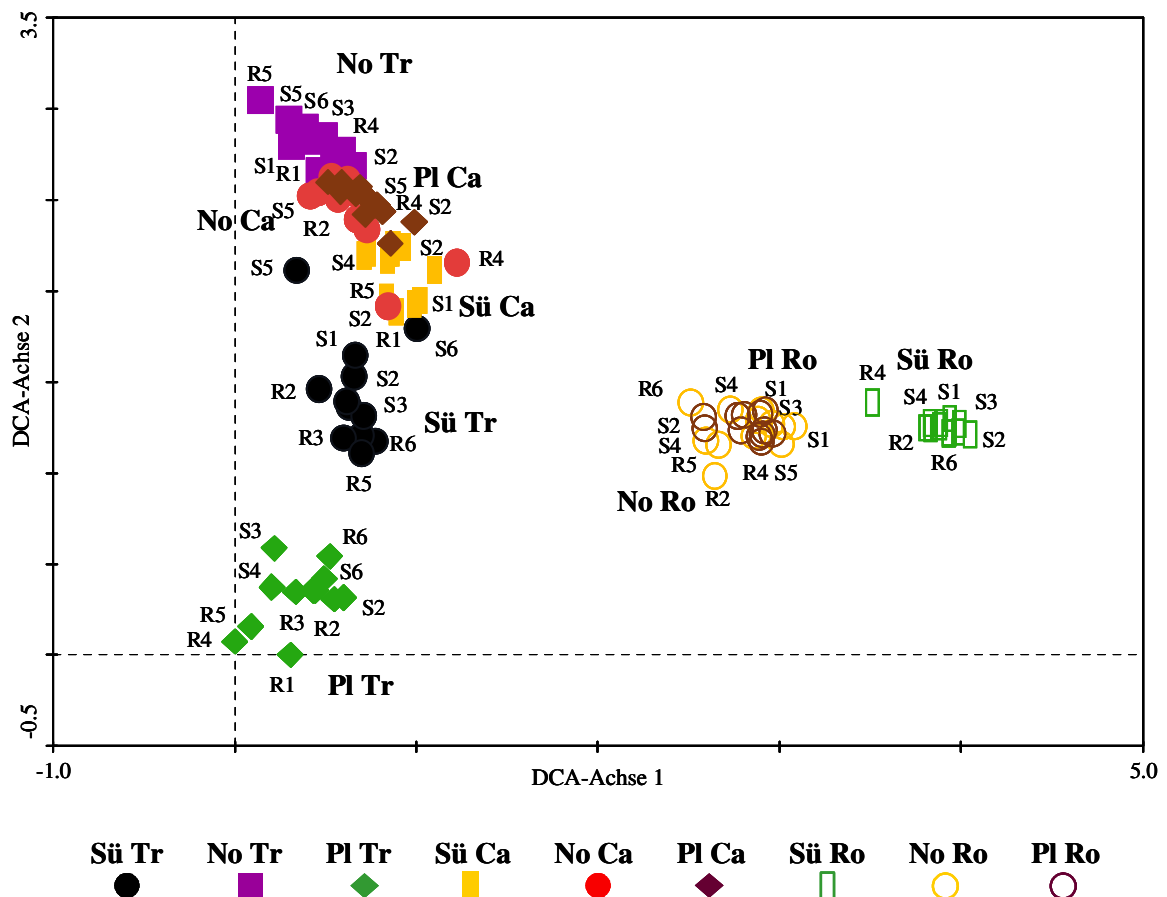


Abb. 4.1: DCA-Ordination. Darstellung aller Probestellen nach Probestellen (unterschiedliche Symbole bzw. Farben); wurzeltransformierte Art Daten, detrending by segments. Vegetationsaufnahmen aus 2001 (Störflächen vor der Störung) und 2002 (Referenzflächen) unter Weglassen seltener Arten; Gradientenlänge 1. Achse: 4.05 (s. Tab. A.11); Kennzeichnung Probestellen: S = Störfläche, R = Referenzfläche. Erläuterung weiterer Abkürzungen s. Tab. 4.1.

Anschließend erfolgte aus Gründen der besseren Auftrennung für die Gruppen Sandtrockenrasen/*Calamagrostis*-Bestände und Roteichenforste eine eigene DCA-Ordination (Abb. 4.2 - Abb. 4.3), ebenfalls unter Weglassen einmalig vorkommender Arten. Die Ergebnisse dieser DCA-Ordinationen finden sich im Anhang (Tab. A.11).

Die DCA für die *Calamagrostis*- und Sandtrockenrasen-Probeflächen ergibt einen Eigenwert von 0,642 für die 1. Achse, die 2. Achse erhält einen Wert von 0,211. Die Gradientenlänge beträgt für die 1. Achse 3,365; für die folgenden 3 Achsen liegt sie unter 2,0. Die ersten beiden Achsen erklären 28,2 % der Varianz (1. Achse: 21,3 %, 2. Achse: 6,9 %).

Im Diagramm werden die Aufnahmen nach der Probestellen-Zugehörigkeit angeordnet (Abb. 4.2). Dabei werden die einzelnen Probestellen voneinander getrennt abgebildet. Es wird deutlich, dass, wie bereits in Kapitel 4.1.1 beschrieben, jede Probestelle ihre individuelle, sie kennzeichnende Artenkombination hat.

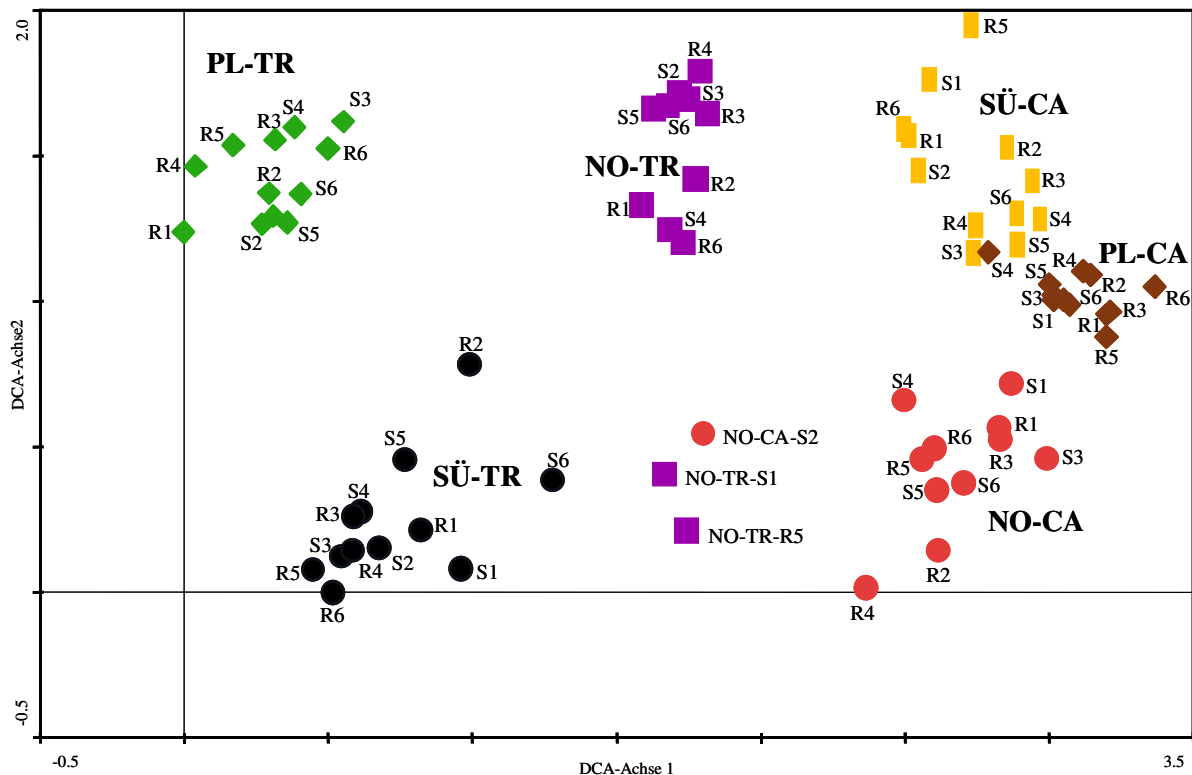


Abb. 4.2: DCA-Ordination der Sandtrockenrasen- und *Calamagrostis*-Probeflächen. Wurzeltransformierte Artdaten, detrending by segments. Darstellung aller Probeflächen nach Probestellen (unterschiedliche Symbole bzw. Farben – s. Abb. 4.1); Vegetationsaufnahmen aus 2001 (Störflächen) und 2002 (Referenzflächen) unter Weglassen seltener Arten; Erläuterung der Abkürzungen s. Tab. 4.1 und Abb. 4.1.

Entlang der 1. Achse erfolgt eine Anordnung nach der Vegetationseinheit. Die Sandtrockenrasen nehmen im linken Bereich 2 Drittel des Diagramms ein, während die *Calamagrostis*-Probeflächen sich auf das rechte Drittel der Abbildung beschränken. Entlang der 2. Achse werden die Probestellen nach der Deckung der Kryptogamen aufgetrennt. Im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd und im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-

Nord spielen die Kryptogamen keine wesentliche Rolle. Die Aufnahmen dieser beiden Probestellen finden sich daher im unteren Bereich des Diagramms. Zwischen dem Sandtrockenrasen und dem *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord kommt es im Diagramm zu geringfügigen Überschneidungen. Hierin spiegelt sich möglicherweise die räumliche Nähe der benachbarten Probestellen wider (s. Kap. 2.5).

Abbildung 4.3 zeigt die Anordnung der Roteichen-Probeflächen in einem DCA-Ordinationsdiagramm. Die Probeflächen des Roteichen-Bestandes in Schlabendorf-Süd werden weit entfernt von den anderen Probeflächen im linken Bereich des Diagramms abgebildet. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums hatte noch keine der Roteichen in Schlabendorf-Süd Baumhöhe, d. h. eine Höhe von mindestens 3 m erreicht. Die 1. Achse bildet offensichtlich einen Altersgradienten ab. Vorwaldstrukturen werden deutlich von Waldstrukturen getrennt. Auf der 2. Achse streuen lediglich die Aufnahmen der Roteichen-Probestelle in Plessa, während die übrigen Aufnahmen im mittleren Bereich zu finden sind. Bei Betrachtung der Artenkombinationen der einzelnen Aufnahmen ist festzustellen, dass eine Aufnahme umso höher im Diagramm zu liegen kommt, je höher ihr Anteil an ausgewiesenen Waldarten ist (Schmidt et al. 2011, Kap. 4.1.1.5). Die 2. Achse kann daher als Diversitätsgradient bezüglich der Anzahl echter Waldarten interpretiert werden.

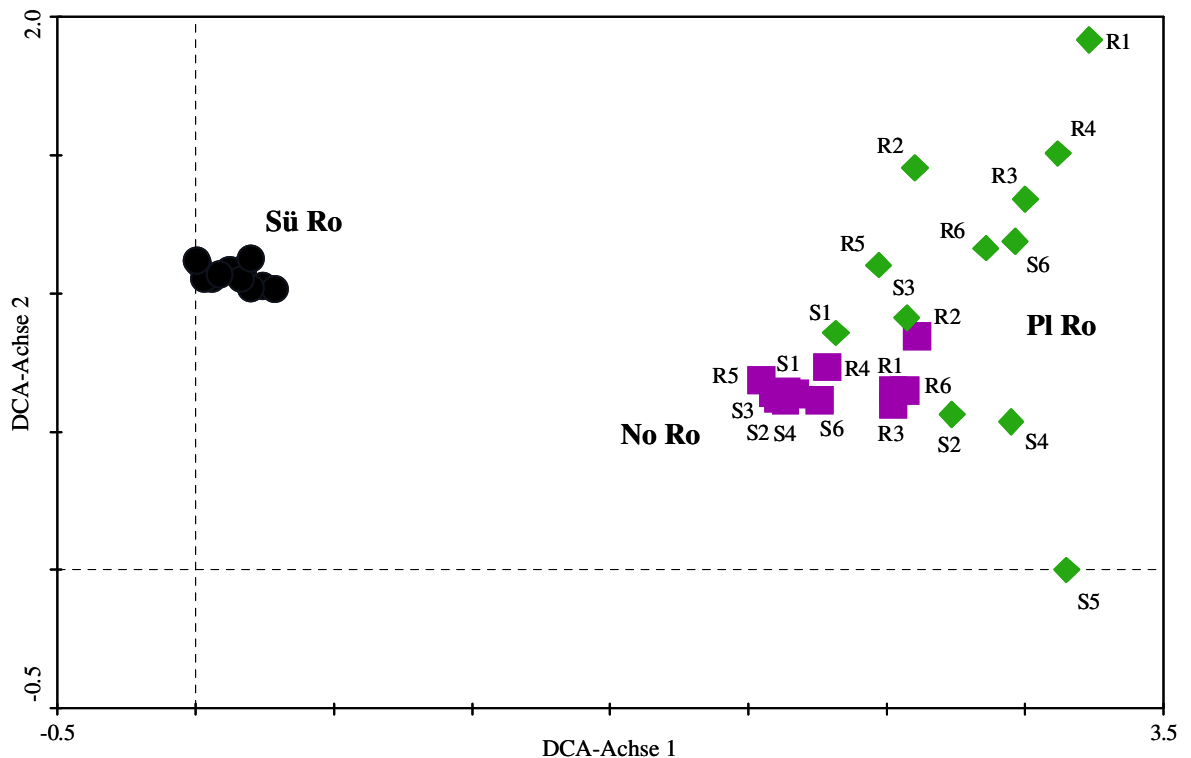


Abb. 4.3: DCA-Ordination der Roteichen-Probestellen. Wurzeltransformierte Artdaten, detrending by segments. Darstellung aller Probeflächen nach Probestellen (unterschiedliche Symbole bzw. Farben); Vegetationsaufnahmen aus 2001 (Störflächen) und 2002 (Referenzflächen) unter Weglassen seltener Arten; Erläuterung der Abkürzungen s. Tab. 4.1 und Abb. 4.1.

4.2 Vegetation und Standort

4.2.1 Bodenanalysen

Die Ergebnisse der bodenphysikalischen und -chemischen Laboranalysen zeigt Abbildung 4.4 (Tabellen der zusammengefassten Analysewerte s. Tab. A.12).

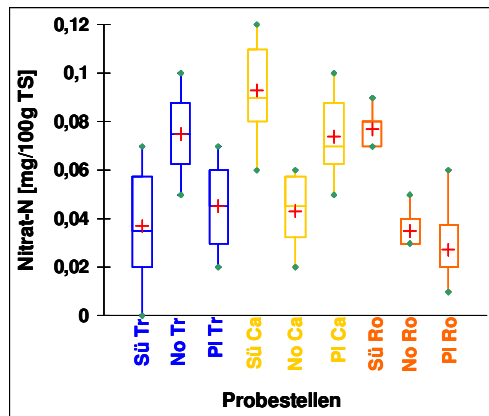


Abb. 4.4a: Nitrat (NO_3^-)-Stickstoffgehalt [mg/100g TS]

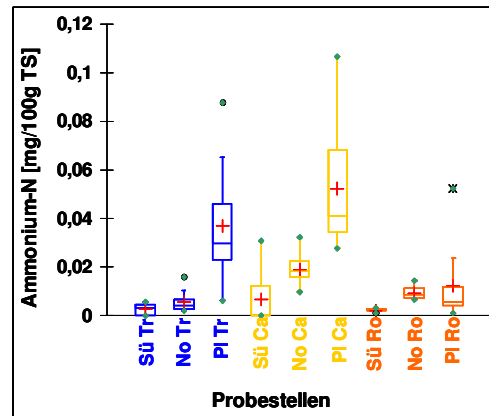


Abb. 4.4b: Ammonium (NH_4^+)-Stickstoffgehalt [mg/100g TS]

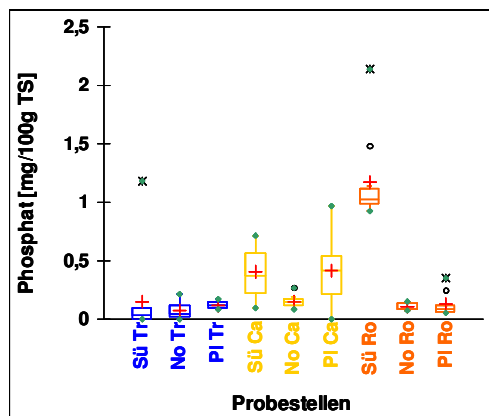


Abb. 4.4c: Phosphat (P_2O_5) [mg/100g TS]

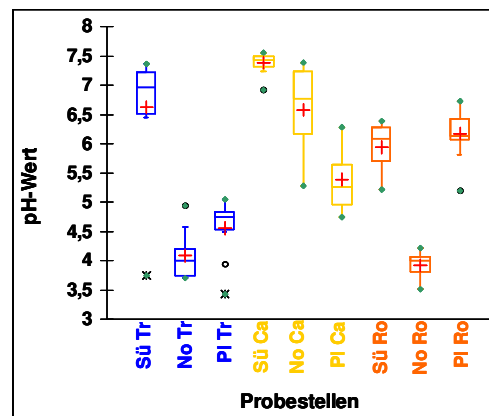


Abb. 4.4d: pH (CaCl_2)-Wert

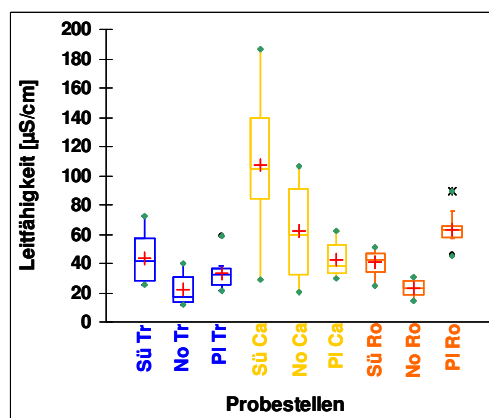


Abb. 4.4e: Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]

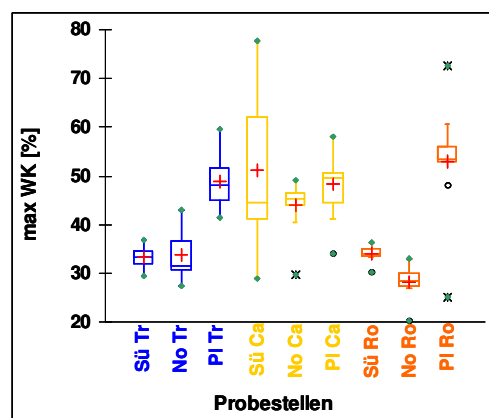


Abb. 4.4f: maximale Wasserkapazität [%]

Abb. 4.4: Ergebnisse der Bodenanalysen für alle untersuchten Probestellen. \circ = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte, Probestellenbezeichnungen: s. Tab. 4.1.

Die häufigste Bodenart war lehmiger Sand. Sie wurde an sechs der neun Probestellen bestimmt. An den *Calamagrostis*-Probestellen in Schlabendorf sowie im Roteichenforst von Plessa wurde toniger Sand bestimmt. Aufgrund des sehr hohen Anteils der Sandfraktion (durchschnittlich 76 % - 94 %, bei den meisten Böden im Mittel mindestens 85 %) und entsprechend niedrigen Ton- und Schluffgehalten sind die maximalen Wasserkapazitäten gering (Abb. 4.4f). Die Werte bewegen sich zwischen 25,0 % und 77,6 %, liegen aber zumeist unter 45 %. Höhere maximale Wasserkapazitäten weisen die Probestellen in Plessa auf. Die *Calamagrostis*-Probestelle in Schlabendorf-Süd zeigt bezüglich der maximalen Wasserkapazität eine große Spannweite von 28,9 % bis 77,6 %.

Die pH-Werte sind überwiegend niedrig (Abb. 4.4d). Die Sandtrockenrasen-Probestellen in Schlabendorf-Nord und Plessa sowie der Roteichenforst in Schlabendorf-Nord sind durch sehr stark saure bis stark saure Verhältnisse charakterisiert. Die übrigen Roteichenforste sowie die *Calamagrostis*-Bestände in Schlabendorf-Nord und Plessa sind an schwach bis sehr schwach sauren Standorten zu finden. Der Sandtrockenrasen und die *Calamagrostis*-Probestelle in Schlabendorf-Süd zeichnen sich durch neutrale pH-Werte aus.

Die Phosphatgehalte mit Werten zumeist unter 1 mg / 100 g TS weisen genauso wie die Stickstoffwerte von zumeist unter 0,1 mg / 100 g TS (Nitrat-N) bzw. unter 0,04 mg / 100 g TS (Ammonium-N) auf eine sehr geringe Nährstoffversorgung der Böden hin (Abb. 4.4a-c). Lediglich die *Calamagrostis*-Probestelle bzw. der Roteichen-Bestand von Schlabendorf-Süd erreichen etwas höhere Nährstoffwerte mit bis zu 0,12 mg Nitrat-N / 100 mg TS bzw. 2,2 mg Phosphat / 100 mg TS. Eine große Spannweite bei den Ammonium-N-Werten findet sich sowohl im Trockenrasen als auch im *Calamagrostis*-Bestand von Plessa (Abb. 4.4b).

Alle Probestellen sind durch geringe Leitfähigkeiten charakterisiert. Die größte Spannweite der Werte zeigt dabei die *Calamagrostis*-Probestelle in Schlabendorf-Süd (29,3 $\mu\text{S} / \text{cm}$ - 186,2 $\mu\text{S} / \text{cm}$, Abb. 4.4e).

Zusammenfassung: Die sandigen Böden an den untersuchten Probestellen sind sehr nährstoffarm, zeigen in der Regel eine saure Bodenreaktion und haben geringe Leitfähigkeiten sowie geringe maximale Wasserkapazitäten. Dabei gibt es geringfügige Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen. Die Bodenwerte an der *Calamagrostis*-Probestelle in Schlabendorf-Süd zeigen bezüglich mehrerer Parameter Abweichungen von den Werten der anderen Probestellen: Es wurden neutrale pH-Werte, die höchsten Nitrat-Werte sowie große Spannweiten hinsichtlich der maximalen Wasserkapazität und der elektrischen Leitfähigkeit festgestellt.

4.2.2 Wechselbeziehungen der Vegetation mit Umweltparametern

Für die gemeinsame Auswertung von Umwelt- und Vegetationsparametern wurden zunächst alle wesentlichen in dieser Arbeit bestimmten Umweltparameter mit Hilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf ihr Signifikanzniveau getestet (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Durch CCA ermittelte Signifikanzniveaus (P) und F-Werte (Varianzquotienten, F) der Umweltparameter.

Umweltparameter	P	F
Phosphat	0,002	13,02
Flächenalter	0,002	11,03
Melioration	0,002	9,20
Freie Sukzession	0,002	12,71
pH-Wert	0,002	9,10
Bodenart	0,002	9,92
Nitrat	0,002	9,03
Leitfähigkeit	0,146	1,39
Max. Wasserkapazität	0,072	1,54
Ammonium	0,334	1,11

In die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) wurden neben den in Kapitel 4.2.1 genannten sieben Bodenparametern das Flächenalter und die Merkmale „freie Sukzession“/„keine freie Sukzession“ sowie „melioriert“/„nicht melioriert“ einbezogen. Außerdem gingen die ersten Vegetationsaufnahmen derjenigen Probeflächen in die CCA ein, an denen Bodenproben genommen worden waren (Kap. 3.1). Insgesamt wurde die CCA für zehn Umweltparameter und 90 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (Ergebnis s. Tab. A.13).

Sieben der zehn in die CCA einbezogenen Umweltvariablen leisten einen signifikanten Beitrag ($p < 0,01$) zur Erklärung der im Datensatz vorhandenen Varianz (Tab. 4.2). Der Beitrag der Variablen „Leitfähigkeit“, „maximale Wasserkapazität“ und „Ammonium“ ist hingegen nicht signifikant. Des Weiteren ist bei Berücksichtigung des Merkmals „freie Sukzession“/„keine freie Sukzession“ die Variable „melioriert“/„nicht melioriert“ redundant. Daher wurde eine weitere CCA ohne diese vier Umweltvariablen durchgeführt (Tab. 4.3, Abb. 4.5).

Tab. 4.3: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung von sechs Umweltparametern.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues:	.618	.484	.347	.228	4.067
Species-environment correlations:	.909	.854	.840	.740	
Cumulative percentage variance of species data:	15.2	27.1	35.6	41.3	
of species-environment relation:	32.7	58.4	76.8	88.9	
Sum of all eigenvalues:					4.067
Sum of all canonical eigenvalues:					1.888

1. Ordinationsachse ist hochsignifikant für $p < 0.01$

Die ersten beiden Ordinationsachsen der CCA erklären 27,1 % der Varianz im Datensatz (Tab. 4.3). Die 1. kanonische Achse erklärt hoch signifikant ($p < 0,01$) 15,2 % der Varianz innerhalb der Arten. Bei Hinzunahme der 2. und 3. Achse werden 35,6 % dieser Varianz erklärt.

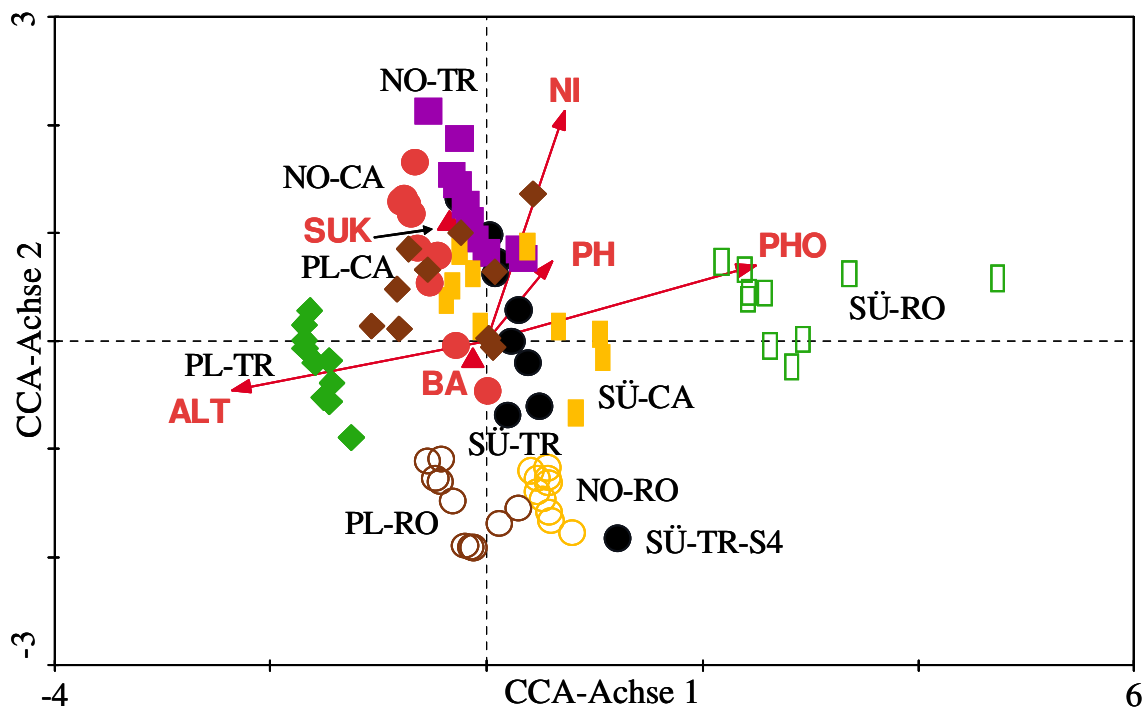


Abb. 4.5: CCA-Ordination. Biplot der Probestellen und Umweltparameter unter Einbeziehung von 90 Flächen, 87 Arten und sechs Umweltvariablen. Darstellung aller Probestellen nach Probestellen (unterschiedliche Symbole bzw. Farben – s. Abb. 4.1); Inter-sample distances, Hill's scaling, wurzeltransformierte Artdaten, "downweighting" seltener Arten. Ergebnisse der CCA Tab. 4.3. NI = Nitrat-Stickstoff-, PHO = Phosphat-Gehalt, PH = pH-Wert des Bodens, BA = Bodenart, ALT = Flächenalter, SUK = freie Sukzession (unmelioriert), Erläuterung weiterer Abkürzungen s. Tab. 4.1 und Abb. 4.1.

Aus Abbildung 4.5 ist zu erkennen, dass die 1. Achse positiv durch den Phosphat-Gehalt sowie negativ durch das Flächenalter gekennzeichnet ist. Demzufolge liegt auf der positiven Seite dieser 1. Achse die erst in jüngster Vergangenheit meliorierte junge Roteichen-Aufforstung von Schlabendorf-Süd. Auf der negativen Seite der 1. Achse werden die ältesten untersuchten Flächen im Trockenrasen von Plessa abgebildet, hervorgerufen durch die enge Bindung des Faktors „Alter“ zur 1. Achse und die starke Veränderung seines Wertes entlang dieser Achse. „Sukzession“ lädt positiv auf die 2. Achse. Daher liegen die Aufnahmen der nicht meliorierten und nicht eingesäten Probestellen in Schlabendorf-Nord in der oberen Hälfte des Diagramms, während die Aufforstungen im unteren Bereich liegen. Auch der Nitrat-Stickstoff lädt auf die 2. Achse. Der Gehalt an Nitrat-Stickstoff variiert insgesamt auf einem sehr geringen Niveau und die Werte überschneiden sich fast an allen Probestellen. Daher werden keine Muster erkennbar. Der Phosphat-Gehalt, der bereits positiv auf die 1. Achse lädt, lädt zusätzlich positiv auf die 3. Achse, ebenso das Alter (hier nicht dargestellt). Auch die „Bodenart“ lädt negativ auf die 3. Achse (ebenfalls nicht dargestellt). Jedoch ist im letzteren Fall die Korrelation gering. Der pH-Wert lädt positiv auf die 2. Achse, jedoch ist auch hier die Korrelation gering, es sind bezüglich der Anordnung der Probestellen im Ordinationsdiagramm keine klaren Muster erkennbar. Offenbar sind sich die Probestellen bezüglich der ermittelten Umweltparameter meistens zu ähnlich, als dass sich Unterschiede in der Vegetation darüber erklären lassen.

4.3 Entwicklung der Vegetation hinsichtlich Artenzahlen, Arten-Zusammensetzungen und Dominanzen

Im Folgenden wird die Entwicklung der Artenzahlen, -zusammensetzungen und Dominanzen zunächst für die untersuchten Sandtrockenrasen (Kap. 4.3.1), dann für die *Calamagrostis*-Bestände (Kap. 4.3.2) und anschließend für die Roteichenforste dargestellt (Kap.4.3.3). Flechten und Moosen werden jeweils wie eine Art gewertet, da sie nicht in allen Jahren differenziert aufgenommen wurden (Kap. 3.3).

4.3.1 Entwicklung der Vegetation auf den Sandtrockenrasen

Artenzahlen

Tabelle 4.4 und Abbildung 4.6 zeigen die Entwicklung der Artenzahlen der Vegetation auf den Sandtrockenrasen getrennt nach Stör- und Referenzflächen für alle Untersuchungs-jahre.

Tab. 4.4: Mittlere Artenzahl (AZ) der Vegetation auf den Sandtrockenrasen in 2001 vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung; Werte aus jeweils sechs Parallelen. Signifikanz (p) für Veränderung der Artenzahl zwischen 2001 und 2002, 2002 und 2003, 2002 und 2004 sowie 2001 und 2004; Signifikanzniveau: * = signifikant, 0,05, ** = hochsignifikant, 0,01. Probestellen: SÜ = Schlabendorf-Süd, NO = Schlabendorf-Nord, PL = Plessa. Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001 bis 2004.

Sand- trocken- rasen	Probe- stelle	Mittlere Artenzahl (AZ)				p der AZ-Veränderung			
		2001: vor Störung	2002	2003	2004	2001 zu 2002	2002 zu 2003	2002 zu 2004	2001 zu 2004
Stör- flächen (Stö)	SÜ	13	12,2	11,7	9,2	0,221	0,581	0,027*	0,039*
	NO	8,3	10,8	10,3	8,7	0,197	0,518	0,042*	0,914
	PL	14,2	16,0	16,3	14,2	0,273	0,414	0,221	1,000
Referenz- flächen (Ref)	SÜ		13,5	12,7	12,8		0,163	0,257	
	NO		12,0	8,3	9,8		0,028*	0,171	
	PL		13,2	12,2	11,3		0,336	0,058	
p für unter- schiedl. AZ Stö / Ref	SÜ NO PL				**				

Die mittlere Artenzahl lag auf den Sandtrockenrasen-Störflächen vor der Störung zwischen 8,3 Arten in Schlabendorf-Nord und 14,2 Arten im Sandtrockenrasen in Plessa (Tab. 4.4). Nach der Störung nahm die mittlere Artenzahl bis 2004 in Schlabendorf-Süd signifikant ab. In Schlabendorf-Nord und Plessa erfolgte eine vorübergehende Zunahme der mittleren Artenzahl (Tab. 4.4, Abb. 4.6)

Auf den untersuchten Referenzflächen lag die mittlere Artenzahl im Jahr 2002 zwischen 12,0 Arten in Schlabendorf-Nord und 13,5 Arten in Schlabendorf-Süd. Sie nahm an allen drei Probestellen bis 2004 ab, wobei sie an den Probestellen in Schlabendorf im Jahr 2003 geringer war als im Jahr 2004. In Schlabendorf-Nord war die Abnahme der mittleren Artenzahl zwischen 2002 und 2003 signifikant (Tab. 4.4).

Signifikant unterschiedliche Artenzahlen zwischen Stör- und Referenzflächen einer Probe-
stelle (unterer Abschnitt der Tabelle 4.4) konnten nur in Schlabendorf-Süd im Jahr 2004 nachgewiesen werden: Nachdem hier die Artenzahlen auf den Störflächen von Jahr zu Jahr abnahmen, während sie sich auf den Referenzflächen kaum veränderten, waren im Jahr 2004 die Artenzahlen auf den Referenzflächen hochsignifikant höher als auf den Störflächen.

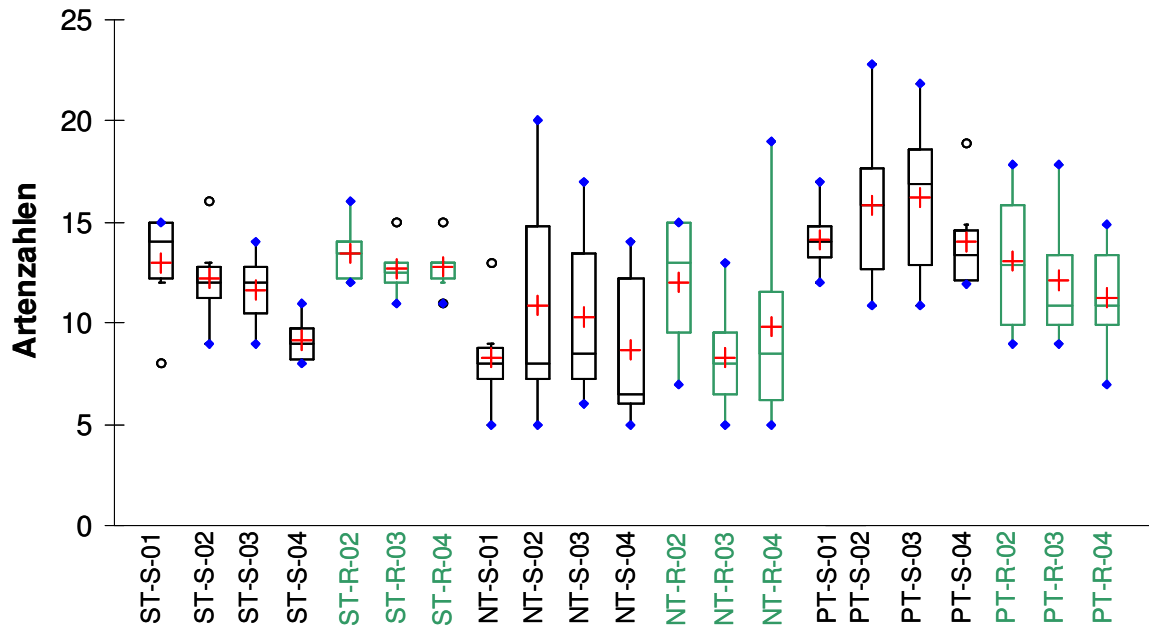


Abb. 4.6: Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen der Sandtrockenrasen (T); n jeweils 6, S = Schlabendorf-Süd, N = Schlabendorf-Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen (schwarz), -R- = Referenzflächen (grün), 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Unter der Annahme, dass im Jahr 2001 die mittlere Artenzahl auf den Störflächen einer Probestelle der auf den Referenzflächen entsprach, zeigt Abbildung 4.6, dass sich die Vegetation auf den Referenzflächen unterschiedlich entwickelt: Im ältesten Sandtrockenrasen in Plessa nahm die mittlere Artenzahl kontinuierlich ab, in Schlabendorf-Süd blieb sie annähernd gleich. In Schlabendorf-Nord schwankte sie, lag aber in allen Jahren außer in 2003 jeweils höher als auf den Störflächen.

Deckungen

Tabelle 4.5 und Abbildung 4.7 zeigen die Werte für die Deckung der Bodenvegetation vor der experimentellen Störung und ihre Entwicklung nach der Störung. Die mittlere Deckung der Bodenvegetation lag auf den Störflächen vor der Störung zwischen 14 % und 90 %, auf den Referenzflächen zwischen 13 % und 96 % im Jahr 2002. Signifikante Unterschiede bei den Deckungen auf Stör- und Referenzflächen wurden auf den jeweiligen Probestellen nicht nachgewiesen.

Tab. 4.5: Entwicklung der mittleren Deckung (mD) der Bodenvegetation (ohne Strauch- und Baumschicht) [%] auf den Sandtrockenrasen. Anteil mD [%]: Anteil der erreichten mittleren Deckung in 2004 im Vergleich zur mD auf den Störflächen vor der Störung. Werte aus jeweils sechs Parallelen. Abkürzungen s. Tab. 4.4.

Sandtrocken- rasen	Probe- stelle	Mittlere Deckung (mD) Bodenvegetation [%]				Anteil mD in 2004 zu mD auf Stö in 2001 [%]
		2001: vor Störung	2002: 3 Monate nach Störung	2003 (1 Jahr nach Störung)	2004 (2 Jahre nach Störung)	
Stör- flächen (Stö)	SÜ	14	3,9	23	14	100
	NO	56	1,5	7,1	38	68
	PL	90	35	24	43	48
Referenz- flächen	SÜ		13	34	12	86
	NO		60	62	81	145
	PL		96	73	59	66

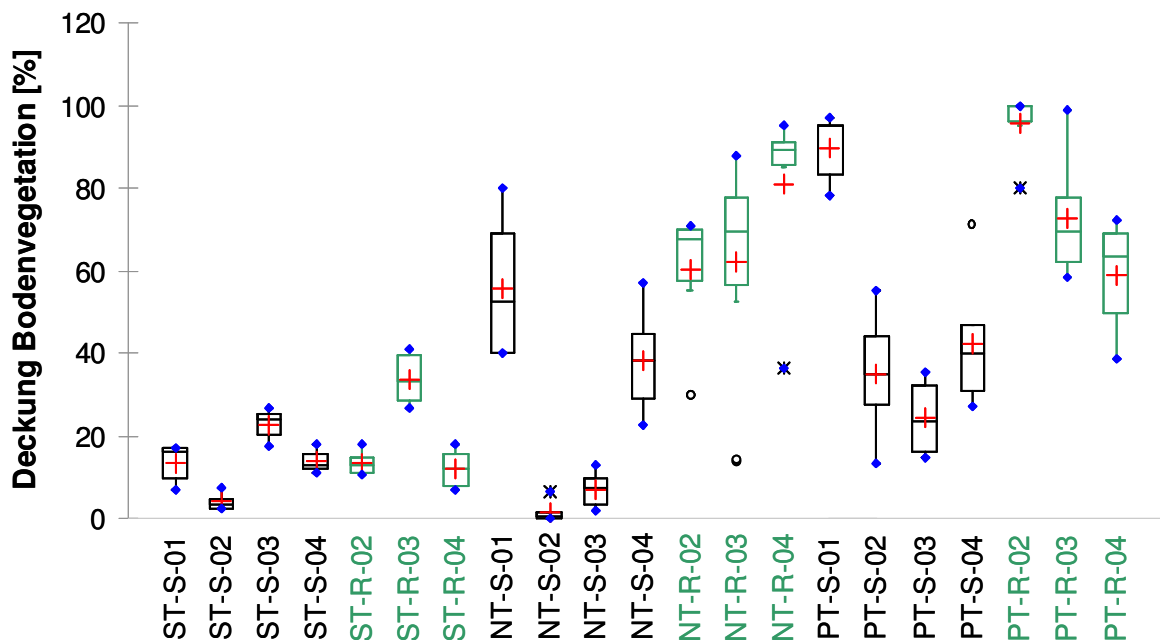


Abb. 4.7: Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der Sandtrockenrasen (T); n jeweils 6, S = Schlabendorf-Süd, N = Schlabendorf-Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen, -R- = Referenzflächen, 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Unmittelbar nach der Störung waren die Störflächen vegetationslos (Kap. 3.2, Abb. 3.2), wurden jedoch im Laufe der anschließenden Vegetationsperiode in unterschiedlichem Ausmaß wiederbesiedelt. Während die Deckung der Bodenvegetation auf den Störflächen in Schlabendorf drei Monate nach der Störung noch gering war, erreichte die Vegetation auf den Störflächen in Plessa bereits ein gutes Drittel der ursprünglich hohen mittleren Deckung. Die schnelle Wiederbesiedlung erfolgte vor allem durch das Kleine Habichtskraut (*Hieracium pilosella*) vegetativ und durch verschiedene Gras-Arten (Tab. A.3).

Zwei Jahre nach der Störung, im Jahr 2004, hatte die mittlere Deckung der Bodenvegetation auf den Störflächen im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd ihren ursprünglichen Wert wieder erreicht. An den beiden anderen Probestellen erreichte sie die Hälfte bis zwei Drittel der ursprünglichen mittleren Deckung.

An allen drei Probestellen erfolgte die Wiederbesiedlung unterschiedlich. In Schlabendorf-Süd hatte sich die mittlere Deckung zunächst annähernd verdoppelt (Tab. 4.5, Abb. 4.7), um dann in 2004 ihren ursprünglichen Wert wieder zu erreichen. Auf den Referenzflächen dieser Probestelle verlief die Entwicklung der mittleren Deckung ähnlich, hier verdreifachte sie sich vorübergehend nahezu. Die an der starken Deckungszunahme beteiligten Arten waren *Festuca brevipila* und *F. filiformis*, auf den Referenzflächen auch *Helichrysum arenarium* (Tab. A.1).

In Schlabendorf-Nord erfolgte die Wiederbesiedlung zunächst zögerlich, ehe in 2004 zwei Drittel der ursprünglichen mittleren Deckung erreicht wurden. Auf den Referenzflächen blieb die mittlere Gesamtdeckung zwischen 2002 und 2003 annähernd konstant, dann nahm sie signifikant zu. Im Jahr 2004 betrug sie das 1,5-fache der Deckung auf den Störflächen vor der Störung. Die Deckungszunahme erfolgte auf den Störflächen vor allem bei *Corynephorus canescens*, auf den Referenzflächen bei den Moosen und *Helichrysum arenarium* (Tab. A.2).

Der zu Beginn schnellen Wiederbesiedlung in Plessa folgte eine geringe Deckungsabnahme in 2003. Im Jahr 2004 wurde schließlich knapp die Hälfte der ursprünglichen Deckung wieder erreicht. Auf den Referenzflächen ging die Deckung von Jahr zu Jahr zurück (zwischen 2002 und 2003 signifikant) und lag im Jahr 2004 nur 16 % über der Deckung auf den Störflächen im selben Jahr. Die schnelle Deckungszunahme auf den Störflächen erfolgte vor allem durch *Hieracium pilosella*. Die Deckungsabnahme auf den Referenzflächen und die vorübergehende Deckungsabnahme im Jahr 2003 auf den Störflächen betraf ebenfalls vor allem *Hieracium pilosella*, auf den Referenzflächen zusätzlich die Deckung der Moose und von *Festuca ovina* (Tab. A.3).

Zwischen der Veränderung der Deckung der Bodenvegetation auf den Probestellen und der Veränderung der Artenzahlen wurden keine signifikanten Korrelationen festgestellt.

Artenzusammensetzung

Nach der experimentellen Störung im März 2002 kam es im selben Jahr sowie in den nachfolgenden Jahren in den Sandtrockenrasen zu Taxa-Ausfällen auf den Störflächen. Auch auf den Referenzflächen kam es zu Taxa-Ausfällen. Des Weiteren wurden auf den Probestellen in den Jahren 2002 bis 2004 Taxa nachgewiesen, die vor der Störung nicht festgestellt worden waren.

Abbildung 4.8 zeigt die Dynamik in der Bodenvegetation. An allen drei Standorten kam es im Jahr der Störung zu Taxa-Ausfällen auf den Störflächen: In Schlabendorf-Nord und Plessa trat eine Art nicht mehr auf. In Schlabendorf-Süd fielen drei Taxa aus. In den folgenden Jahren fielen sowohl auf Stör- als auch auf Referenzflächen weitere Taxa aus. Dabei kam es in Plessa auf Referenzflächen zu besonders vielen Taxa-Ausfällen verglichen

mit den Störflächen. An allen drei Standorten gab es im Jahr 2002 auf den Störflächen viele Taxa-Neuzugänge. In den zwei nachfolgenden Jahren wurden insgesamt weniger hinzutretende Taxa festgestellt. Auch auf den Referenzflächen traten in den Jahren 2003 und 2004 insgesamt weniger neue Taxa hinzu als auf den jeweiligen Störflächen im Jahr 2002. In Plessa kam auf den Referenzflächen lediglich eine Art neu hinzu.

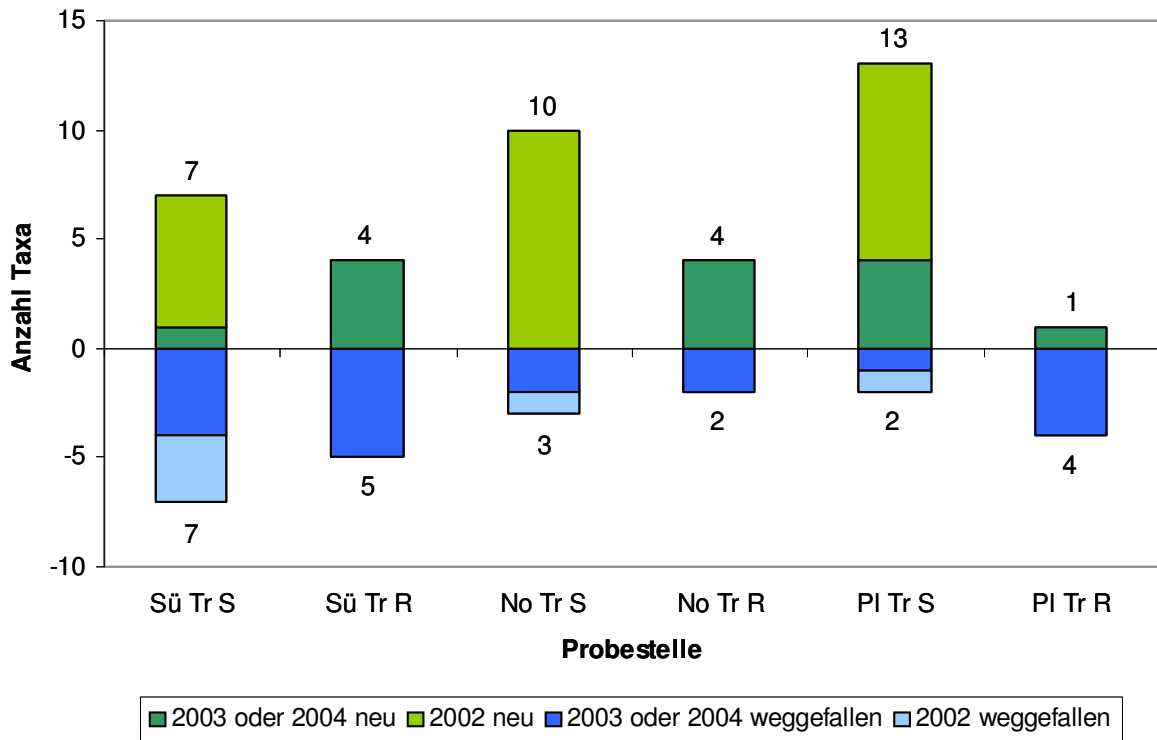


Abb. 4.8: Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der Sandtrockenrasen-Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa. Probestellen: Sü = Schlabendorf-Süd, No = Schlabendorf-Nord, PI = Plessa. Tr = Sandtrockenrasen, S = Störflächen, R = Referenzflächen; Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001-2004 (Referenzflächen: 2002-2004) s. auch Tab. A.1 - A.3.

Insgesamt waren auf den Sandtrockenrasen im Untersuchungszeitraum mehr Taxa-Neuzugänge als wegfallende Taxa zu beobachten. Auf den Störflächen fand zwischen 2001 und 2002 ein besonders großer Artenwechsel statt: 25 Taxa-Neuzugänge stehen fünf Wegfällen gegenüber. In den Folgejahren wurde ein solcher Artenwechsel weder auf den Stör- noch auf den Referenzflächen erreicht.

Die Entwicklung bezüglich der Anzahl der hinzutretenden und wegfallenden Taxa erfolgte nicht auf allen Probestellen gleich: In Schlabendorf-Süd fielen insgesamt auf den Störflächen genauso viele Taxa weg wie hinzukamen, allerdings kamen die meisten Taxa bereits 2002 hinzu, danach überwog die Anzahl der wegfallenden Taxa. Auch auf den Referenzflächen war die Anzahl der wegfallenden Taxa größer als die der hinzukommenden. In Schlabendorf-Nord gab es sowohl auf Stör- wie auch Referenzflächen mehr Neuzugänge als wegfallende Taxa, dies allerdings nur, wenn die zehn in 2002 neu auf den Störflächen hinzutretenden Taxa einbezogen werden – in den Folgejahren gab es auf den Störflächen

lediglich Taxa-Wegfälle. Insgesamt die meisten Neuzugänge auf Störflächen gab es in Plessa, die wenigsten Neuzugänge auf Referenzflächen ebenfalls in Plessa.

In Abbildung 4.9 werden die zeitlichen Turnover-Raten für die Sandtrockenrasen-Probestellen jeweils getrennt nach Stör- und Referenzflächen dargestellt.

Die sechs Parallelen einer Probestelle unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Turnover-Raten zum Teil beträchtlich. Besonders stark abweichende Turnover-Raten, „Ausreißer“, finden sich in Schlabendorf-Süd und -Nord. Das deutet auf kleinräumliche zeitliche Dynamik in der Artenzusammensetzung hin.

In Schlabendorf-Süd (Sü) fand der größte mittlere Artenwechsel von einem Jahr zum folgenden auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002 statt, möglicherweise aufgrund der Störung. In den anschließenden Jahren liegt die jährliche mittlere Turnover-Rate niedriger, auch niedriger als auf den Referenzflächen. Die Störflächen in Schlabendorf-Süd werden sich, ausgehend von 2001, von Jahr zu Jahr im Mittel immer unähnlicher. Dies gilt allerdings auch für die Referenzflächen bezogen auf 2002.

In Schlabendorf-Nord (No) fanden die größten mittleren Artenwechsel auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002 und auf den Referenzflächen zwischen 2002 und 2003 statt. In beiden Fällen näherte sich die Vegetation bezüglich der Artenkombination in den Folgejahren wieder im Mittel dem Ausgangszustand an.

Die Turnover-Raten in Plessa (PL) enthalten keine „Ausreißer“. Die mittleren Turnover-Raten liegen auf den Referenzflächen durchgehend niedriger als auf den Störflächen. Die einzelnen Turnover-Raten der Störflächen zwischen 2001 und 2002 liegen alle höher als die für die Referenzflächen berechneten Turnover-Raten. Nachdem auf den Störflächen die mittlere Turnover-Rate zwischen 2001 und 2002 recht hoch ist, nimmt sie im Folgejahr ab, dann aber wieder zu. Bezüglich der Artenausstattung wird sich die Vegetation der Störflächen bezogen auf 2001 zunächst im Jahr 2003 wieder ähnlicher, um sich dann im Jahr 2004 wieder unähnlicher zu werden.

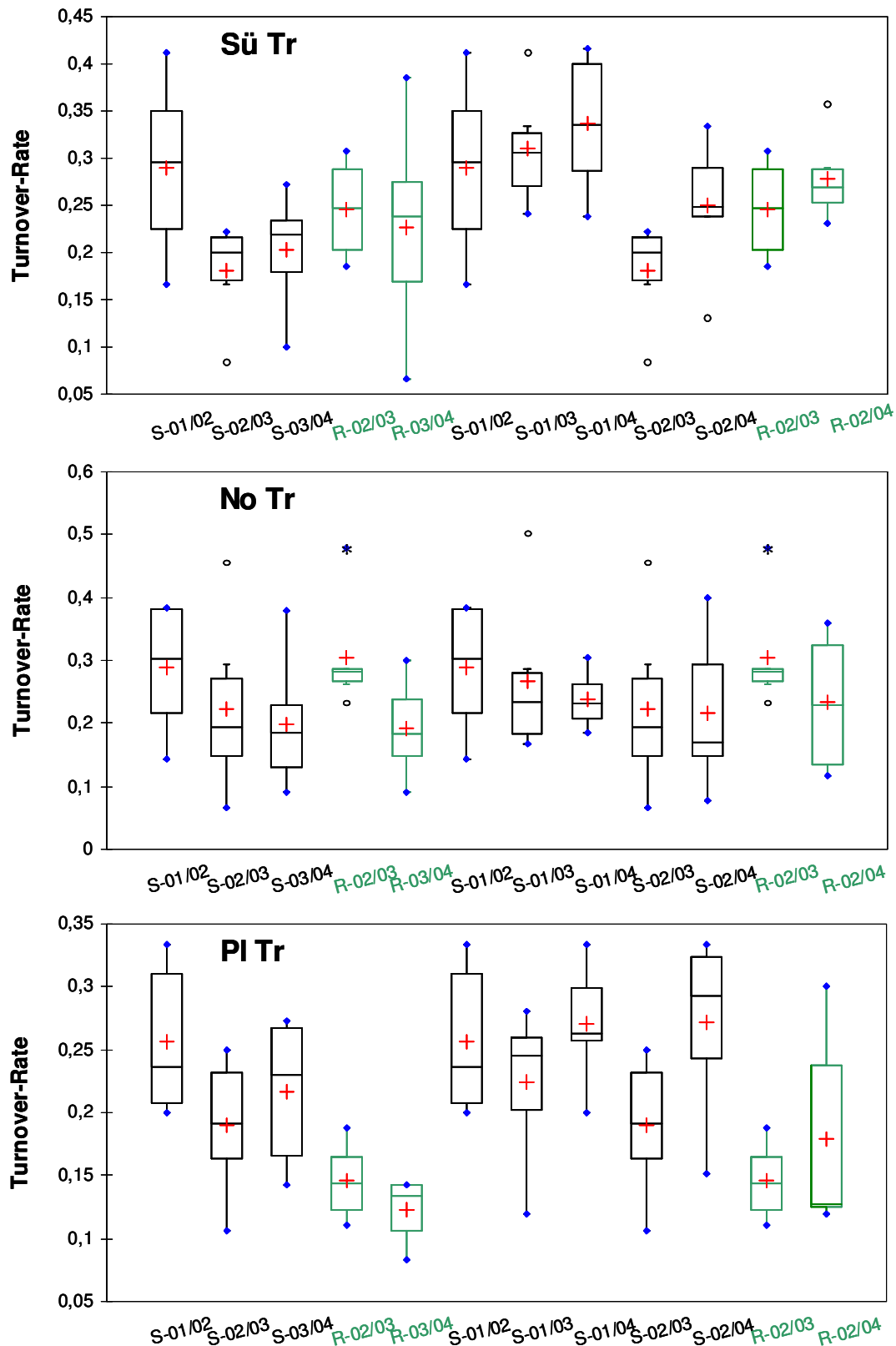


Abb. 4.9: Sandtrockenrasen-Probestellen (Tr). Boxplots der Turnover-Raten: Artenwechsel auf den Untersuchungsflächen im Laufe der Jahre. Sü, No, PI = Probestellen, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend). Beschriftung x-Achse: S = Störflächen, R = Referenzflächen (grün), n jeweils 6. Die Zahlen geben die Jahre an, für die die Turnover-Rate jeweils berechnet wurde, z. B.: 01/02 = Jahre 2001 und 2002. Die Boxplots S-01/02, S-02/03 und R-02/03 sind 2-mal dargestellt.

Zusammenfassung: Hinsichtlich der Entwicklung der Artenzahlen, -zusammensetzungen und Dominanzen auf den Sandtrockenrasen kann folgendes festgestellt werden: Nach der Störung nimmt die mittlere Artenzahl im jüngsten Sandtrockenrasen stetig ab (signifikant). Auf den beiden anderen untersuchten Sandtrockenrasen kommt es zu einer vorübergehenden Artenzunahme (nicht signifikant). Auf den Referenzflächen der untersuchten Sandtrockenrasen findet keine signifikante Abnahme der mittleren Artenzahlen statt. Unabhängig von der Störung verdoppelt sich die mittlere Deckung der Vegetation auf Stör- wie Referenzflächen im jüngsten Sandtrockenrasen vorübergehend. In Schlabendorf-Nord besiedeln sich die Störflächen bis 2003 zögerlich. In 2004 werden zwei Drittel der mittleren Deckung wieder erreicht. In Plessa wird bereits im Jahr der Störung wieder ein Drittel der mittleren Deckung erreicht, danach verläuft die weitere Wiederbesiedlung langsam. Die Entwicklung der mittleren Deckung auf den Referenzflächen ist uneinheitlich (Zunahme in Schlabendorf-Nord, Abnahme in Plessa). Die Artenzusammensetzung der Sandtrockenrasen ändert sich zwischen 2001 und 2002 stark: Hier werden auf den Störflächen die höchsten Turnover-Raten und die meisten Arten-Neuzugänge festgestellt. In Schlabendorf-Süd erfolgt, bezogen auf den Untersuchungsbeginn, eine gerichtete Veränderung der Artenausstattung, in Schlabendorf-Nord ist die Veränderung vorübergehend, in Plessa schwankend.

4.3.2 Entwicklung der Vegetation der *Calamagrostis*-Bestände

Artenzahlen

Tabelle 4.6 und Abbildung 4.10 zeigen die Entwicklung der Artenzahlen der Vegetation in den *Calamagrostis*-Beständen, getrennt nach Stör- und Referenzflächen, für alle Untersuchungsjahre.

Tab. 4.6: Mittlere Artenzahl (AZ) der Vegetation der *Calamagrostis*-Bestände in 2001 vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung; Werte aus jeweils sechs Parallelen. Signifikanz (p) für Veränderung der Artenzahl zwischen 2001 und 2002, 2002 und 2003, 2002 und 2004 sowie 2001 und 2004; Signifikanzniveau: * = signifikant, 0,05, ** = hochsignifikant, 0,01. Probestellen: SÜ = Schlabendorf-Süd, NO = Schlabendorf-Nord, PL = Plessa. Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001 bis 2004.

Land-reitgras-Bestand	Probe-stelle	Mittlere Artenzahl (AZ)				p der AZ-Veränderung			
		2001: vor Störung	2002	2003	2004	2001 zu 2002	2002 zu 2003	2002 zu 2004	2001 zu 2004
Stör-flächen (Stö)	SÜ	13,2	19,8	18,5	14,5	0,026*	0,459	0,027*	0,216
	NO	10,8	18,0	8,7	16,3	0,026*	0,027*	0,157	0,046*
	PL	7,2	10,5	9,8	13,0	0,102	0,279	0,058	0,027*
Referenz-flächen (Ref)	SÜ		13,5	12,5	13,2		0,221	0,680	
	NO		13,5	6,8	10,7		0,027*	0,041*	
	PL		7,2	7,8	8,3		0,686	0,131	
p für unterschiedl. AZ	SÜ		**	*					
	NO		**		**				
Stö / Ref	PL		**		**				

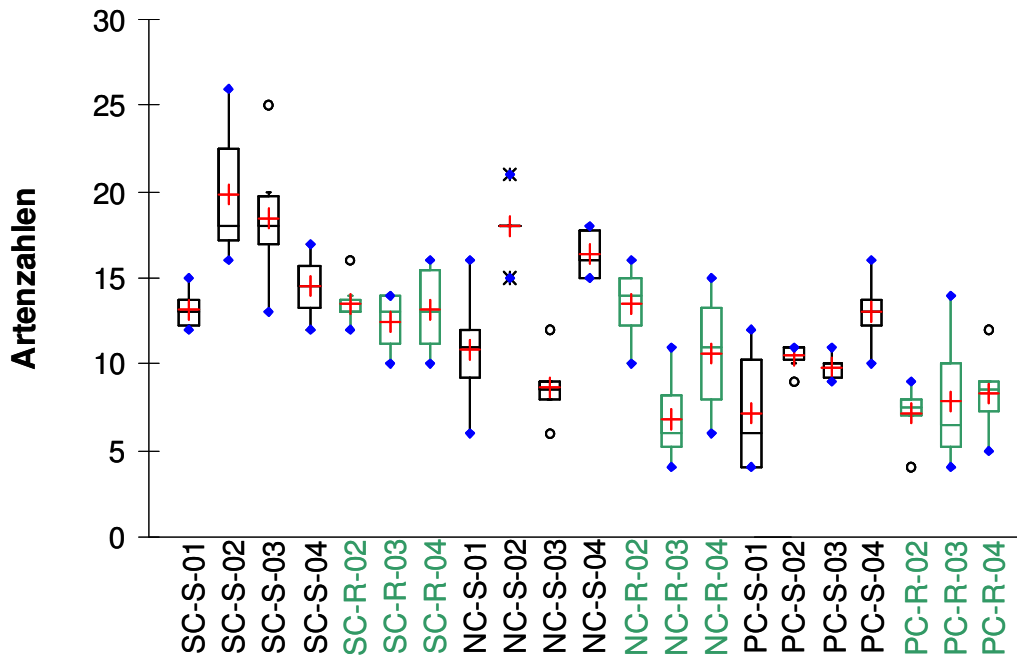


Abb. 4.10: Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen der *Calamagrostis*-Bestände (C); n jeweils 6, S, N = Schlabendorf-Süd, -Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen (schwarz), -R- = Referenzflächen (grün), 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Die mittlere Artenzahl lag auf den Störflächen vor der Störung zwischen 7,2 Arten in Plessa und 13,2 Arten in Schlabendorf-Süd (Tab. 4.6). Nach der Störung nahm die mittlere Artenzahl an allen drei Standorten bis 2004 zu. In Schlabendorf-Nord und Plessa war die Zunahme signifikant, in Schlabendorf-Süd war sie vorübergehend signifikant. Bemerkenswert ist eine vorübergehend abnehmende mittlere Artenzahl sowohl auf den Stör- als auch auf den Referenzflächen in Schlabendorf-Nord in 2003.

Auf den untersuchten Referenzflächen lag die mittlere Artenzahl im Jahr 2002 zwischen 7,2 Arten in Plessa und 13,5 Arten in Schlabendorf-Süd. Sie veränderte sich bis 2004 an den genannten Standorten unwesentlich, nur in Schlabendorf-Nord nahm sie signifikant ab.

Hochsignifikant höhere Artenzahlen auf Störflächen einer Probestelle verglichen mit den entsprechenden Referenzflächen (unterer Abschnitt der Tabelle 4.6) konnten an allen Standorten für das Jahr 2002 und in Plessa und Schlabendorf-Nord für 2004 nachgewiesen werden. In Schlabendorf-Süd waren die Artenzahlen auf den Störflächen im Jahr 2003 signifikant höher als auf den Referenzflächen.

Unter der Annahme, dass im Jahr 2001 die mittlere Artenzahl auf den Störflächen einer Probestelle der auf den Referenzflächen entsprach, zeigt Abbildung 4.10 keine Abnahme der mittleren Artenzahl auf den Referenzflächen bis 2004.

Deckungen

Tabelle 4.7 und Abbildung 4.11 zeigen die Werte für die Deckung der Bodenvegetation vor der experimentellen Störung und ihre Entwicklung nach der Störung.

Tab. 4.7: Entwicklung der mittleren Deckung (mD) der Bodenvegetation (ohne Strauch- und Baumschicht) [%] in den *Calamagrostis epigejos*-Beständen. Anteil mD [%]: Anteil der erreichten mittleren Deckung in 2004 im Vergleich zur mD auf den Störflächen vor der Störung. Werte aus jeweils sechs Parallelen. Abkürzungen s. Tab. 4.6.

Landreitgras-Bestand	Probe-stelle	Mittlere Deckung (mD) Bodenvegetation [%]				Anteil mD in 2004 zu mD auf Stö in 2001 [%]
		2001: vor Störung	2002: 3 Monate nach Störung	2003 (1 Jahr nach Störung)	2004 (2 Jahre nach Störung)	
Stör-flächen (Stö)	SÜ	68	11	22	22	32
	NO	44	12	8,2	33	75
	PL	91	52	42	86	95
Referenz-flächen	SÜ		73	41	33	49
	NO		57	77	57	130
	PL		97	96	62	68

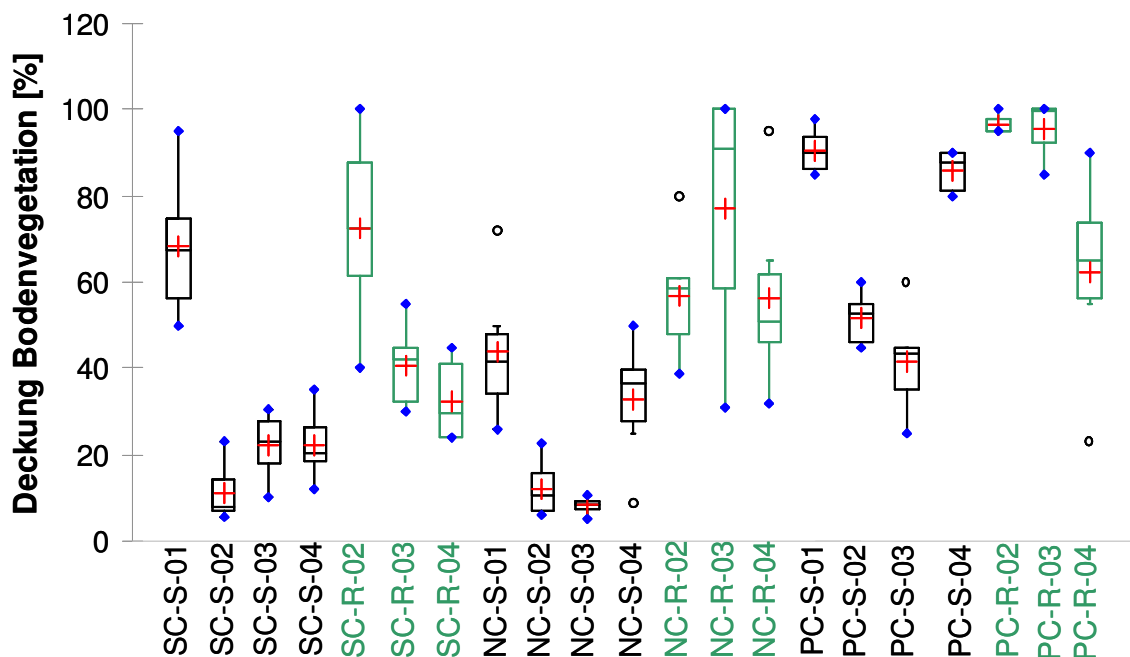


Abb. 4.11: Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der *Calamagrostis epigejos*-Bestände (C); n jeweils 6, S = Schlabendorf-Süd, N = Schlabendorf-Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen (schwarz), -R- = Referenzflächen (grün), 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Die mittlere Deckung der Bodenvegetation lag auf den Störflächen vor der Störung zwischen 44 % und 91 %, auf den Referenzflächen zwischen 57 % und 97 % im Jahr 2002.

Signifikante Unterschiede bei den Deckungen auf Stör- und Referenzflächen wurden auf den jeweiligen Probestellen nicht nachgewiesen.

Direkt nach der Störung waren die Störflächen vegetationslos, wurden jedoch im Laufe der sich anschließenden Vegetationsperiode in unterschiedlichem Ausmaß wiederbesiedelt. Während die Deckung der Bodenvegetation auf den Störflächen in Schlabendorf zunächst langsam zunahm, erreichten die Störflächen in Plessa bereits drei Monate nach der Störung mehr als die Hälfte der ursprünglichen mittleren Deckung, da sich *Calamagrostis epigejos* vegetativ regenerierte und die Störung mehrere krautige Arten, wie *Cirsium arvense*, *Torilis japonica* und *Oenothera spec.* förderte (s. Kap. 4.4.1).

Im Jahr 2004, zwei Jahre nach der Störung, hatte die mittlere Deckung der Bodenvegetation auf den *Calamagrostis*-Störflächen in Plessa ihren ursprünglichen Wert von 91 % nahezu wieder erreicht. An den beiden anderen Probestellen erreichte die Bodenvegetation ein Drittel bzw. drei Viertel der ursprünglichen mittleren Deckung.

An allen drei Probestellen erfolgte die Wiederbesiedlung unterschiedlich (Abb. 4.11). In Schlabendorf-Süd nahm die Deckung nach der Störung sehr langsam wieder zu. Gleichzeitig ging die Deckung auf den Referenzflächen zurück. Insbesondere von 2002 bis 2003 ist eine starke Abnahme der Deckung auf den Referenzflächen zu verzeichnen. Stör- und Referenzflächen des *Calamagrostis*-Bestandes von Schlabendorf-Süd näherten sich hinsichtlich ihrer Gesamtdeckung bis 2004 einander an.

In Schlabendorf-Nord erfolgte die Wiederbesiedlung zunächst verzögert. Erst von 2003 bis 2004 war eine starke Zunahme zu verzeichnen. Besonders im Jahr 2003 gab es Unterschiede in der Entwicklung der Deckung auf den Referenz- und Störflächen. In diesem Jahr ging die Deckung auf den Störflächen im Vergleich mit 2002 wieder zurück, während sie auf den Referenzflächen vorübergehend durch Zunahme von *Calamagrostis epigejos* anstieg.

In Plessa erreichte die mittlere Deckung auf den Störflächen im Jahr 2004 nahezu den ursprünglichen Wert. Auf den Referenzflächen sank die mittlere Gesamtdeckung Jahr für Jahr und lag 2004 unter der mittleren Gesamtdeckung auf den Störflächen.

Hinsichtlich der Entwicklung der mittleren Deckung der Bodenvegetation auf ungestörten *Calamagrostis*-Flächen ist keine allgemeine Deckungszunahme festzustellen. Im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord kommt es zu einer vorübergehenden mittleren Deckungszunahme. Hingegen nimmt an den anderen beiden Standorten die mittlere Deckung bis 2004 ab.

Zwischen der Veränderung der Deckung der Bodenvegetation auf den Probestellen und der Veränderung der Artenzahlen wurden keine signifikanten Korrelationen festgestellt.

Artenzusammensetzung

Nach der experimentellen Störung im März 2002 kam es im selben Jahr sowie in den nachfolgenden Jahren zu Taxa-Ausfällen auf den Störflächen. Auch auf den Referenzflächen

kam es zu Taxa-Ausfällen. Des Weiteren wurden auf den Probestflächen in den Jahren 2002 bis 2004 Taxa nachgewiesen, die vor der Störung nicht festgestellt worden waren.

Abbildung 4.12 zeigt die Dynamik in der Bodenvegetation. An zwei der drei Standorte kam es im Jahr der Störung zu Taxa-Ausfällen auf den Störflächen: In Schlabendorf-Süd trat eine Art nicht mehr auf. In Plessa fielen fünf Taxa weg. In den folgenden Jahren fielen sowohl auf Stör- als auch Referenzflächen weitere Taxa weg: Zu den meisten Taxa-Ausfällen kam es mit jeweils sechs Taxa auf den Referenzflächen in Schlabendorf. An allen drei Standorten gab es auf den Störflächen im Jahr 2002 mehr Taxa-Neuzugänge als in den beiden darauf folgenden Jahren zusammengekommen. Die meisten Taxa-Zugänge auf Störflächen wurden in Schlabendorf-Nord und auf Referenzflächen in Plessa festgestellt.

Insgesamt waren in den *Calamagrostis*-Beständen im Untersuchungszeitraum mehr Taxa-Neuzugänge als wegfallende Taxa zu beobachten. Die Anzahl der wegfallenden Taxa überwog die Anzahl der hinzutretenden lediglich auf den Referenzflächen in Schlabendorf-Süd.

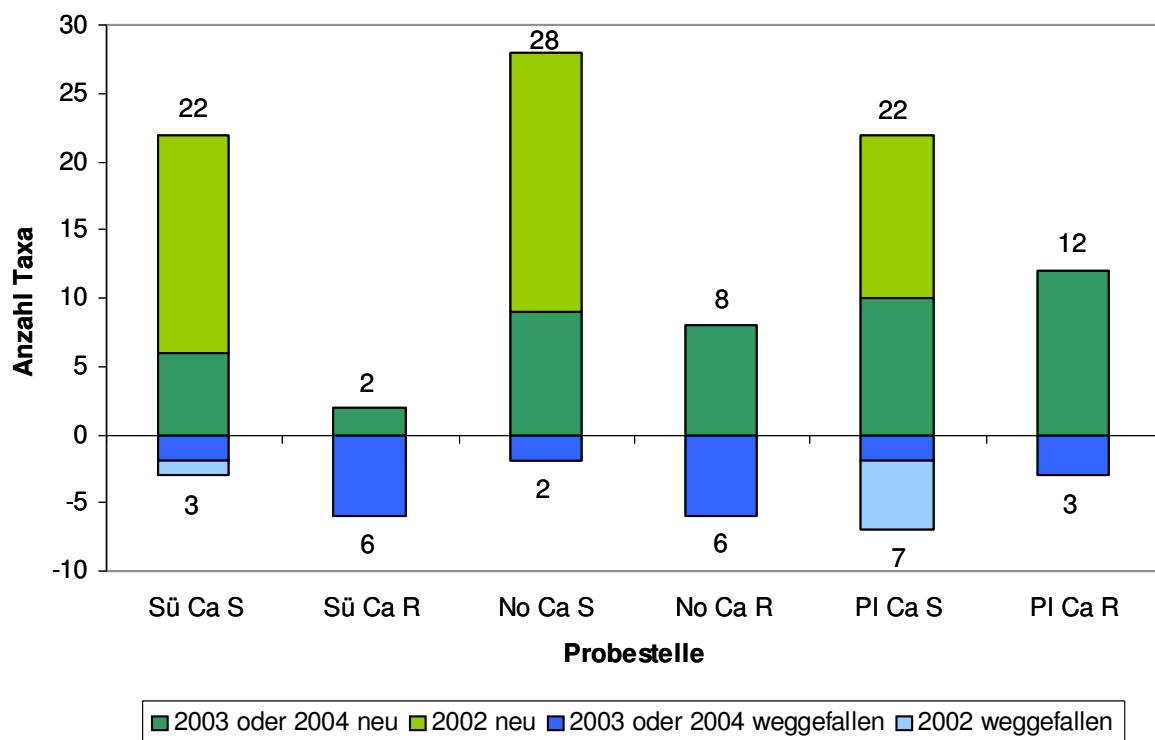


Abb. 4.12: Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der *Calamagrostis epigejos*-Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa. Probestellen: Sü = Schlabendorf-Süd, No = Schlabendorf-Nord, PI = Plessa. Ca = *Calamagrostis epigejos*-Bestand, S = Störflächen, R = Referenzflächen; Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001-2004 (Referenzflächen: 2002-2004), s. auch Tab. A.4 - A.6.

In Abbildung 4.13 werden die zeitlichen Turnover-Raten für die *Calamagrostis*-Bestände jeweils getrennt nach Stör- und Referenzflächen dargestellt.

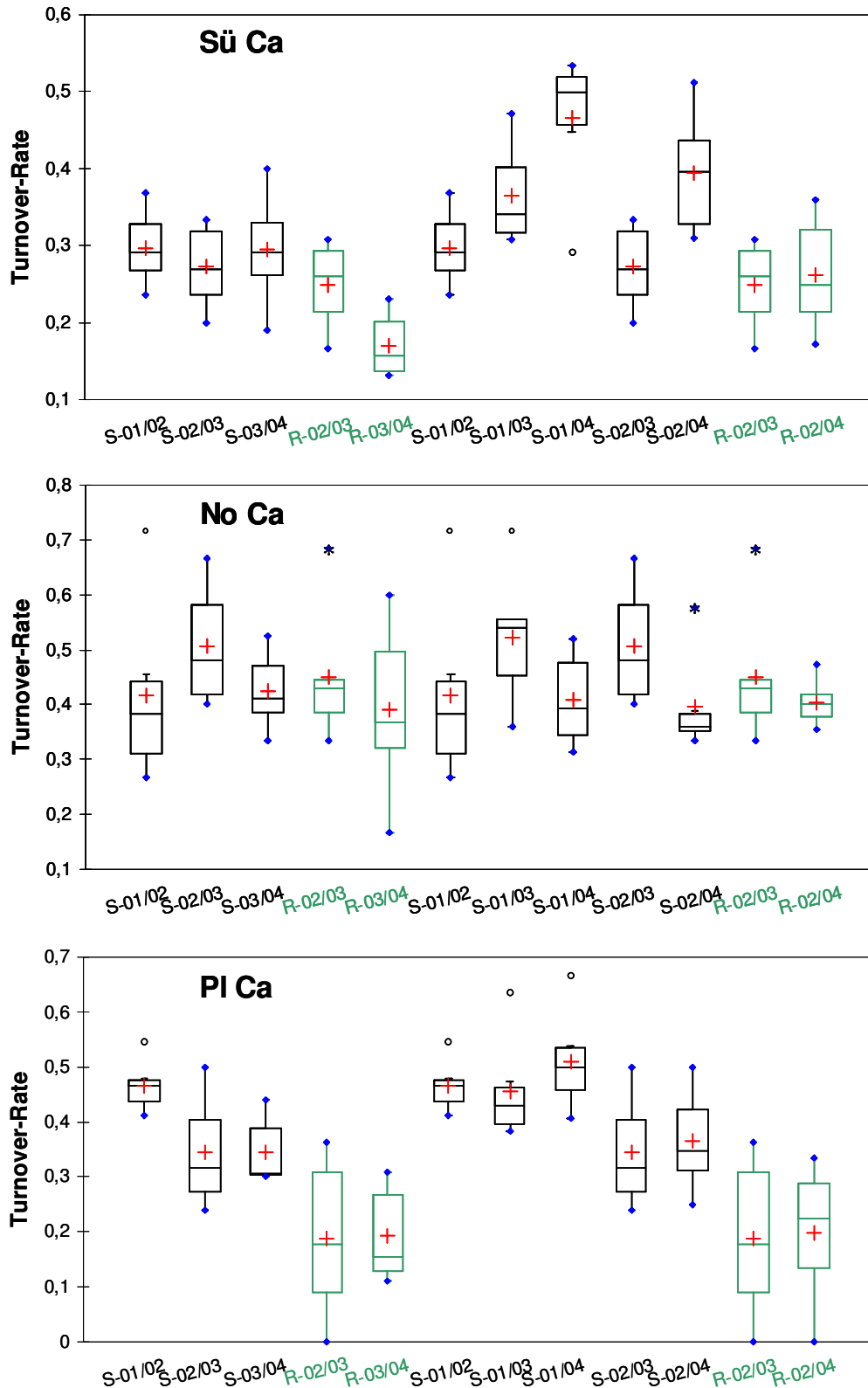


Abb. 4.13: *Calamagrostis epigejos*-Bestände (Ca). Boxplots der Turnover-Raten: Artenwechsel auf den Untersuchungsflächen im Laufe der Jahre. Sü, No, PI = Probestellen, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend). Beschriftung x-Achse: S = Störflächen, R = Referenzflächen (grün), n jeweils 6. Die Zahlen geben die Jahre an, für die die Turnover-Rate jeweils berechnet wurde, z. B.: 01/02 = Jahre 2001 und 2002. Die Boxplots S-01/02, S-02/03 und R-02/03 sind 2-mal dargestellt.

In Schlabendorf-Süd (Sü Ca) war auf den Störflächen der mittlere Artenwechsel in jedem Jahr ähnlich hoch. Dabei veränderte sich die Artenausstattung gerichtet. Auf den Referenzflächen lag die Turnover-Rate niedriger, sehr gering war sie zwischen 2003 und 2004.

Große Unterschiede hinsichtlich der Turnover-Raten innerhalb der sechs Parallelen einer Probestelle finden sich vor allem in Schlabendorf-Nord (No Ca, „Ausreißer“, „Extremwerte“). Im Mittel waren hier die Turnover-Raten von Jahr zu Jahr auf Stör- wie Referenzflächen ähnlich hoch. Lediglich zwischen 2002 und 2003 lag die Rate auf den Störflächen etwas höher. Die Artenausstattung veränderte sich auf den Störflächen vorübergehend, näherte sich anschließend dem Zustand vor der Störung wieder an.

In Plessa liegen die mittleren Turnover-Raten auf den Störflächen alle über denen auf den Referenzflächen. Besonders hoch war der Artenwechsel von einem Jahr zum nächsten auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002. Hier liegen die einzelnen Turnover-Raten der Störflächen alle höher als die einzelnen für die Referenzflächen berechneten Turnover-Raten.

Zusammenfassung: Auf den *Calamagrostis*-Probestellen nimmt die mittlere Artenzahl nach der Störung signifikant zu (in Schlabendorf-Süd vorübergehend). Auf den Referenzflächen ist keine Abnahme der mittleren Artenzahl feststellbar. Die Wiederbesiedlung nach Störung erfolgt im dichtesten, ältesten *Calamagrostis*-Bestand am schnellsten und ist in 2004 abgeschlossen. Die Wiederbesiedlung der jüngeren Standorte in Schlabendorf erfolgt langsamer, vormalige mittlere Deckungswerte werden bis 2004 nicht erreicht. Auf den Referenzflächen erfolgt keine Zunahme der mittleren Deckung, sondern eine Abnahme (Schlabendorf-Süd, Plessa) bzw. eine vorübergehende Zunahme (Schlabendorf-Nord). Die Artenzusammensetzung ändert sich in den *Calamagrostis*-Beständen zwischen 2001 und 2002 stark. Hier werden auf den Störflächen die meisten Arten-Neuzugänge festgestellt. Die Störung führt in Schlabendorf-Süd und Plessa zu einer Zunahme der Turnover-Raten und zu einer gerichteten Veränderung der Artenausstattung. In Schlabendorf-Nord liegt die mittlere Turnover-Rate auf den Störflächen nur zwischen 2002 und 2003 höher als auf den Referenzflächen, es erfolgt eine vorübergehende Veränderung in der Artenausstattung.

4.3.3 Entwicklung der Vegetation in den Roteichenforsten

Artenzahlen

Tabelle 4.8 und Abbildung 4.14 zeigen die Entwicklung der Artenzahlen der Vegetation in den Roteichenforsten, getrennt nach Stör- und Referenzflächen, für alle Untersuchungsjahre.

Die mittlere Artenzahl lag in den Roteichenforsten vor der Störung zwischen 3,8 Arten in Schlabendorf-Süd und 11,7 Arten in Plessa. Nach der Störung nahm die mittlere Artenzahl in Schlabendorf-Nord und Plessa vorübergehend signifikant zu (Tab. 4.8, Abb. 4.14). In Schlabendorf-Süd schwankte sie von Jahr zu Jahr und entsprach in 2004 in etwa der ursprünglichen Artenzahl.

Auf den untersuchten Referenzflächen lag die mittlere Artenzahl im Jahr 2002 zwischen 5,2 Arten in Schlabendorf-Süd und 10,7 Arten in Plessa. Sie veränderte sich an allen drei Probestellen bis 2004 nicht wesentlich.

Tab. 4.8: Mittlere Artenzahl (AZ) der Vegetation in den Roteichenforsten in 2001 vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung; Werte aus jeweils sechs Parallelen. Signifikanz (p) für Veränderung der Artenzahl zwischen 2001 und 2002, 2002 und 2003, 2002 und 2004 sowie 2001 und 2004; Signifikanzniveau: * = signifikant, 0,05, ** = hochsignifikant, 0,01. Probestellen: SÜ = Schlabendorf-Süd, NO = Schlabendorf-Nord, PL = Plessa. Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001 bis 2004.

Roteichen-aufforstung	Probe-stelle	Mittlere Artenzahl (AZ)				p der AZ-Veränderung			
		2001: vor Störung	2002	2003	2004	2001 zu 2002	2002 zu 2003	2002 zu 2004	2001 zu 2004
Stör-flächen (Stö)	SÜ	3,8	2,8	4,7	4,3	0,059	0,041*	0,024*	0,257
	NO	6,2	8,2	7,0	6,0	0,038*	0,038*	0,066	1,000
	PL	11,7	15,0	14,7	13,0	0,046*	0,480	0,112	0,246
Referenz-flächen (Ref)	SÜ		5,2	4,8	5,0		0,317	0,564	
	NO		7,3	6,2	6,5		0,059	0,257	
	PL		10,7	10,3	10,5		0,317	0,705	
p für unterschiedl. AZ Stö / Ref	SÜ		*						
	NO								
	PL		*	*					

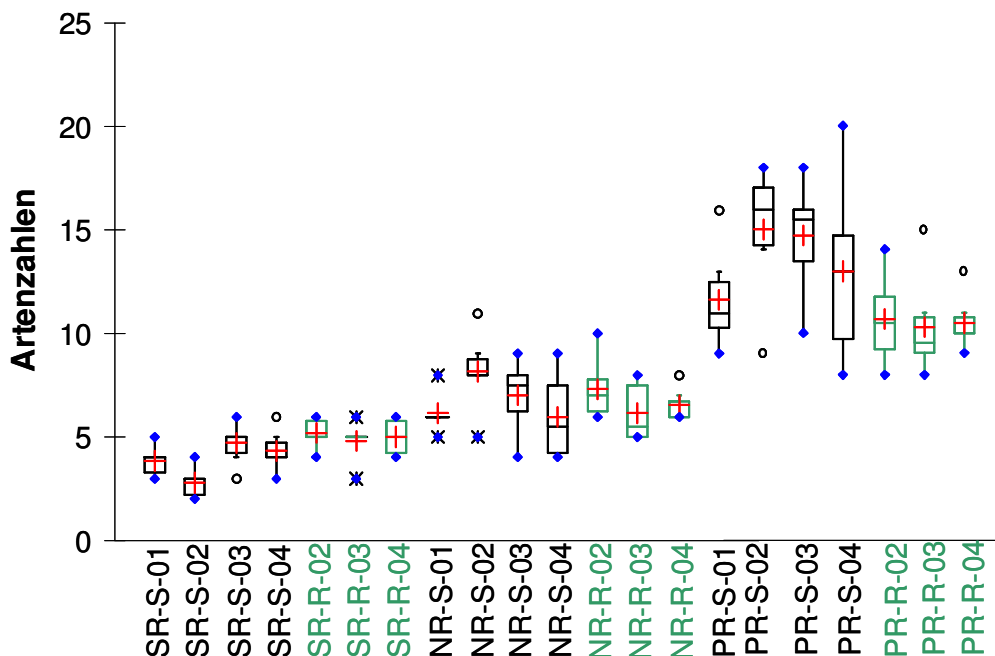


Abb. 4.14: Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen in den Roteichenforsten (R); n jeweils 6, S = Schlabendorf-Süd, N = Schlabendorf-Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen, -R- = Referenzflächen, 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Signifikant unterschiedliche Artenzahlen zwischen Stör- und Referenzflächen einer Probe-
stelle (unterer Abschnitt der Tabelle 4.8) konnten in 2002 für Schlabendorf-Süd und
Plessa, in 2003 für Plessa festgestellt werden: In Plessa kamen die unterschiedlichen Ar-
tenzahlen durch die vorübergehende Zunahme auf den Störflächen zustande, in Schlaben-
dorf-Süd lag die mittlere Artenzahl auf den Störflächen vorübergehend niedrig, während
sie auf den Referenzflächen in 2002 den höchsten Wert erreichte.

Unter der Annahme, dass im Jahr 2001 die mittlere Artenzahl auf den Störflächen einer
Probestelle der auf den Referenzflächen entsprach, zeigt Abbildung 4.14, dass sich die
Vegetation auf den Referenzflächen unterschiedlich entwickelt. Die mittlere Artenzahl
nimmt in Schlabendorf-Süd zu, in Schlabendorf-Nord verändert sie sich nicht wesentlich,
in Plessa nimmt sie ab. Die Veränderungen sind nur in Schlabendorf-Süd signifikant.

Deckungen

Tabelle 4.9 und Abbildung 4.15 zeigen die Werte für die Deckung der Bodenvegetation
ohne Roteichen-Stockausschlag vor der experimentellen Störung und ihre Entwicklung
nach der Störung. Die mittlere Deckung der Bodenvegetation lag auf den Störflächen vor
der Störung zwischen 3,1 % in Plessa und 98 % in Schlabendorf-Süd, auf den Referenzflä-
chen zwischen 6,6 % in Plessa und 68 % in Schlabendorf-Süd. Bezüglich des Wertes für
die mittlere Deckung in Plessa im Jahr 2001 muss berücksichtigt werden, dass es sich um
einen Minimalwert handelt, da die Vegetationsaufnahmen erst während des Laubfalls
stattfinden konnten (Kap. 3.1).

Tab. 4.9: Entwicklung der mittleren Deckung (mD) der Bodenvegetation (ohne Strauch- und
Baumschicht, ohne Roteichen-Stockausschlag) [%] in den Roteichenforsten. Anteil mD [%]: Anteil
der erreichten mittleren Deckung in 2004 im Vergleich zur mD auf den Störflächen vor der Stö-
rung. Werte aus jeweils sechs Parallelen. * = Minimalwert im Jahr 2001 (s. Text). Abkürzungen s.
Tab. 4.8.

Roteichen- Forste	Probe- stelle	Mittlere Deckung (mD) Bodenvegetation [%]				Anteil mD in
		2001: vor Störung	2002: 3 Monate nach Störung	2003 (1 Jahr nach Störung)	2004 (2 Jahre nach Störung)	2004 zu mD auf Stö in 2001 [%]
Stör- flächen (Stö)	SÜ	98	11	34	8,5	8,7
	NO	7,5	0,5	0,7	1,5	20
	PL	3,1*	3,6	6	5,7	184*
Referenz- flächen	SÜ		68	47	9,6	9,8
	NO		6,8	9,6	7,8	104
	PL		6,6	9,1	9,4	303*

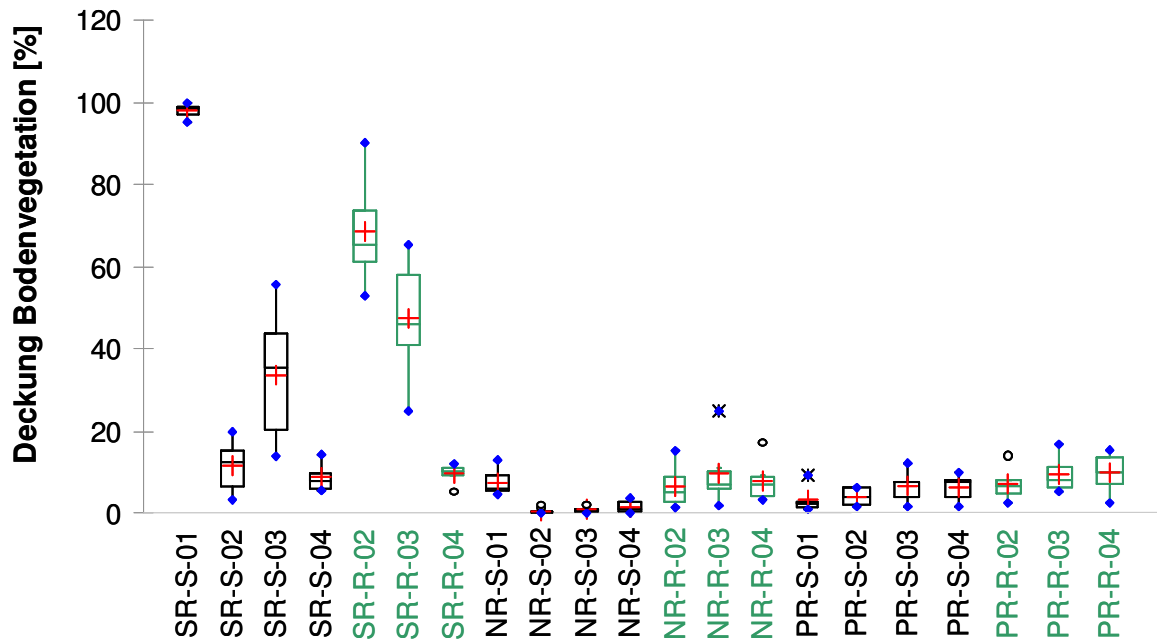


Abb. 4.15: Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der Roteichenforste (R); n jeweils 6, S = Schlabendorf-Süd, N = Schlabendorf-Nord, P = Plessa. -S- = Störflächen, -R- = Referenzflächen, 01 - 04 = Aufnahmejahre; ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), Kreuze = Mittelwerte.

Die Störflächen wurden in der Vegetationsperiode nach der Störung in unterschiedlichem Ausmaß wiederbesiedelt. Während die Deckung der Bodenvegetation auf den Störflächen in Schlabendorf noch gering war, übertraf die Vegetation auf den Störflächen in Plessa bereits ihre ursprüngliche Deckung (= Minimalwert, s. o. und Kap. 3.1).

Zwei Jahre nach der Störung, im Jahr 2004, betrug die mittlere Deckung der Bodenvegetation auf den Störflächen in Schlabendorf-Süd weniger als 10 % des ursprünglichen Wertes, in Schlabendorf-Nord wurden 20 % der ursprünglichen mittleren Deckung erreicht. In Plessa lag der Wert der mittleren Deckung auf den Störflächen nahezu doppelt so hoch wie 2001.

An allen drei Probestellen verlief die Entwicklung der mittleren Deckung der Bodenvegetation unterschiedlich. In Schlabendorf-Süd nahm sie nach der Störung bis 2003 kontinuierlich zu, danach wieder ab. Auf den Referenzflächen erfolgte zwischen 2002 und 2004 eine kontinuierliche Abnahme. Sowohl auf Referenz- als auch auf Störflächen lag die mittlere Deckung im Jahr 2004 unter 10 % der ursprünglichen Deckung (Kap. 5.4.1).

In Schlabendorf-Nord nahm die mittlere Deckung nach der Störung bis 2004 langsam zu. Auf den Referenzflächen schwankte sie und erreichte in 2004 ungefähr den Wert der Störflächen vor der Störung.

In Plessa war der ursprüngliche geringe mittlere Deckungswert bereits im Jahr der Störung wieder erreicht bzw. überschritten, bis 2004 verdoppelte er sich annähernd. Auf den Referenzflächen nahm zwischen 2002 und 2004 die mittlere Deckung kontinuierlich zu.

Zwischen der Veränderung der Deckung der Bodenvegetation auf den Probestellen und der Veränderung der Artenzahlen wurden keine signifikanten Korrelationen festgestellt.

Artenzusammensetzung

Nach der experimentellen Störung im März 2002 kam es im selben Jahr sowie in den folgenden Jahren zu Taxa-Ausfällen auf den Störflächen. Auch auf den Referenzflächen fielen Taxa aus. Des Weiteren wurden auf den Probestellen in den Jahren 2002 bis 2004 Taxa nachgewiesen, die vor der Störung nicht festgestellt worden waren.

Abbildung 4.16 zeigt die Dynamik in der Bodenvegetation. Im Jahr der Störung kam es nur in Plessa zu dem Ausfall einer Art. In den folgenden Jahren fielen sowohl auf Stör- als auch auf Referenzflächen weitere Arten aus. Nur auf den Referenzflächen in Schlabendorf-Süd kam es zu keinem Arten-Ausfall. In Schlabendorf-Nord und in Plessa gab es im Jahr 2002 auf den Störflächen viele Taxa-Neuzugänge, in Schlabendorf-Süd lediglich einen. In den zwei nachfolgenden Jahren wurden insgesamt weniger hinzu tretende Taxa festgestellt. Auch auf den Referenzflächen traten in den Jahren 2003 und 2004 insgesamt weniger neue Taxa hinzu als auf den jeweiligen Störflächen im Jahr 2002. In Schlabendorf-Nord kamen auf den Referenzflächen keine Arten neu hinzu.

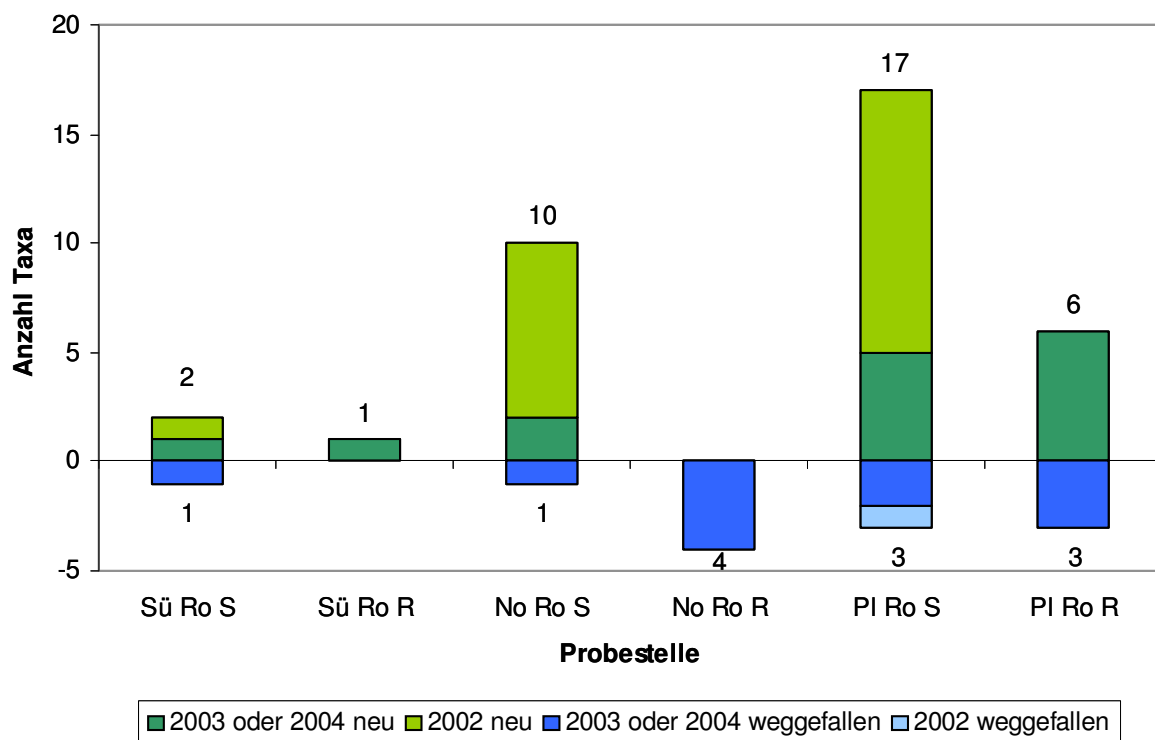


Abb. 4.16: Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der Roteichen-Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa. Probestellen: Sü = Schlabendorf-Süd, No = Schlabendorf-Nord, PI = Plessa. Ro = Roteichenforst, S = Störflächen, R = Referenzflächen; Datengrundlage: Vegetationsaufnahmen der Jahre 2001-2004 (Referenzflächen: 2002-2004), s. auch Tab. A.7 - A.9.

Insgesamt waren in den Roteichenforsten im Untersuchungszeitraum mehr Taxa-Neuzugänge als wegfallende Taxa zu beobachten. Der größte Artenwechsel fand in Plessa statt, der geringste in Schlabendorf-Süd.

Die Entwicklung bezüglich der hinzutretenden und wegfallenden Taxa erfolgte nicht auf allen Probestellen gleich: In Schlabendorf-Süd kamen am wenigsten Arten hinzu, Ausfälle gab es nur einen einzigen auf den Störflächen in 2004. In Schlabendorf-Nord kamen nach der Störung zehn Taxa neu hinzu. Auf den Referenzflächen wurden keine neuen Arten festgestellt. Hier gab es jedoch mehr Arten-Ausfälle als auf den Störflächen, wo nur eine Art wegfiel. Die meisten neuen Arten kamen in Plessa hinzu.

In Abbildung 4.17 werden die zeitlichen Turnover-Raten für die Roteichenforste jeweils getrennt nach Stör- und Referenzflächen dargestellt.

Die sechs Parallelen einer Probestelle unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Turnover-Raten zum Teil beträchtlich. Besonders stark abweichende Turnover-Raten finden sich vor allem in den Forsten in Schlabendorf-Süd und -Nord.

Im Roteichenforst von Schlabendorf-Süd (Sü Ro) fand der größte mittlere Artenwechsel von einem Jahr zum folgenden auf den Störflächen zwischen 2002 und 2003, der zweitgrößte auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002 statt. Die Störflächen werden sich, ausgehend von 2001, bezüglich der Artenausstattung bis 2004 immer unähnlicher. Das Gleiche gilt für die Referenzflächen bezogen auf 2002.

In Schlabendorf-Nord (No Ro) fand der größte mittlere Artenwechsel von einem Jahr zum folgenden auf den Störflächen zwischen 2003 und 2004, der zweitgrößte auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002 statt. Die Störflächen werden sich, ausgehend von 2001, bezüglich der Artenausstattung bis 2004 immer unähnlicher. Das Gleiche gilt für die Referenzflächen bezogen auf 2002.

In Plessa fand der größte mittlere Artenwechsel von einem Jahr zum nächsten auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002 statt. Die einzelnen Turnover-Raten lagen dabei bis auf eine Ausnahme höher als die für die Referenzflächen berechneten Turnover-Raten. Anschließend näherten sich die Störflächen bezüglich ihrer Artenausstattung im Mittel nicht wieder einander an. Die Referenzflächen wurden sich, bezogen auf 2002, im Mittel immer unähnlicher.

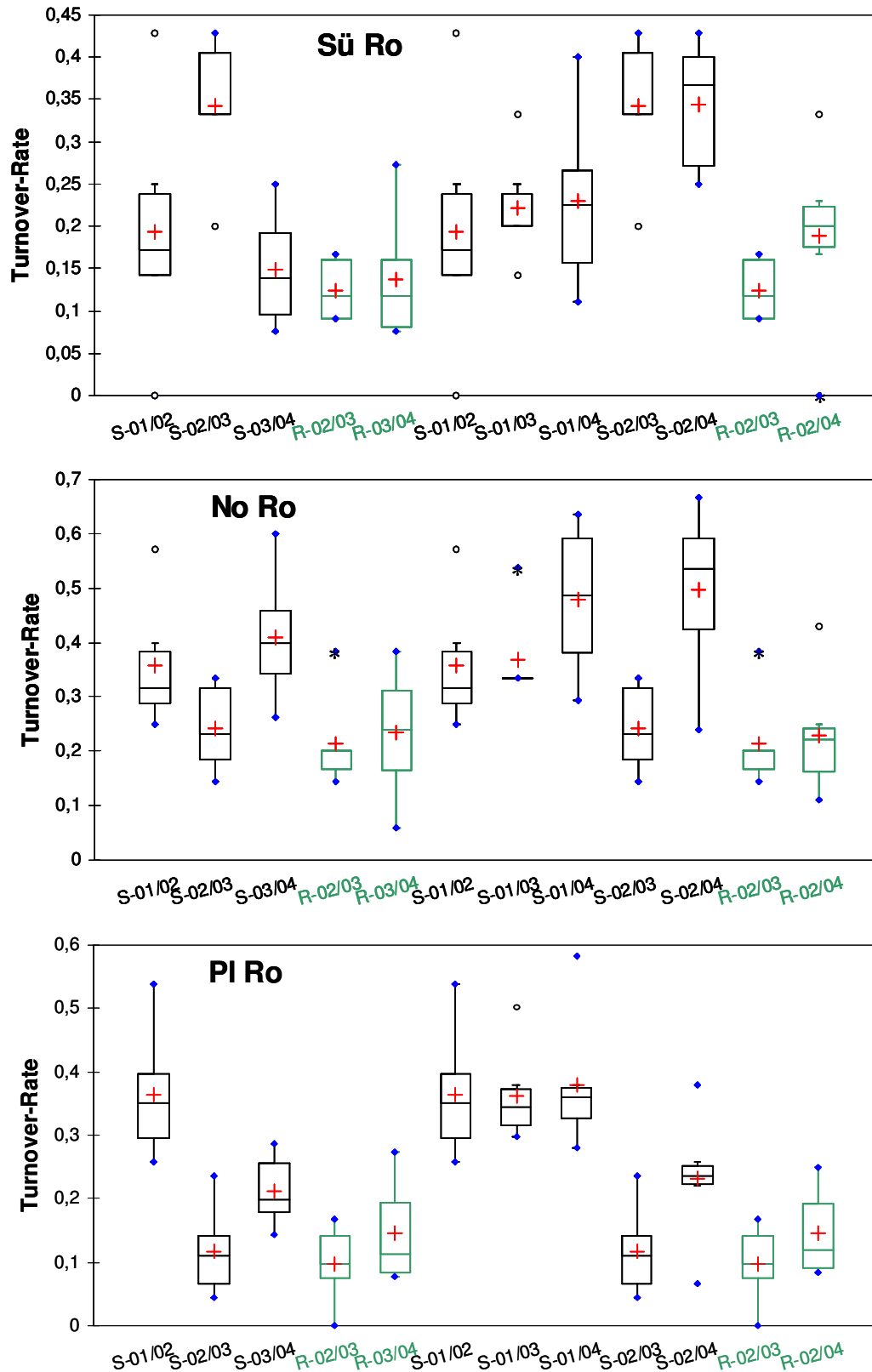


Abb. 4.17: Roteichenforste (Ro). Boxplots der Turnover-Raten: Artenwechsel auf den Untersuchungsflächen im Laufe der Jahre. Sü, No, PI = Probestellen, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend). Beschriftung x-Achse: S = Störflächen, R = Referenzflächen (grün), n jeweils 6. Die Zahlen geben die Jahre an, für die die Turnover-Rate jeweils berechnet wurde, z. B.: 01/02 = Jahre 2001 und 2002. Die Boxplots S-01/02, S-02/03 und R-02/03 sind 2-mal dargestellt.

Zusammenfassung: In den beiden untersuchten älteren Forsten nimmt die Artenzahl nach der Störung vorübergehend zu (signifikant). Im jüngsten Forst mit der im Vergleich mit den anderen beiden Forsten artenärmsten Bodenvegetation sinkt die Artenzahl nach der Störung vorübergehend (signifikant), nimmt aber bis 2004 leicht zu. Auf den Referenzflächen der untersuchten Roteichenforste entwickeln sich die mittleren Artenzahlen unterschiedlich, es findet keine allgemeine Artenverarmung statt. Die Deckung der Bodenvegetation nimmt in Schlabendorf-Süd auf den Referenzflächen kontinuierlich ab, auf den Störflächen zunächst zu, dann ebenfalls ab. In Schlabendorf-Nord erfolgt die Wiederbesiedlung zögerlich, in 2004 werden 20 % der ursprünglichen Deckung erreicht. In Plessa wird die vormalige Deckung bereits im Jahr der Störung wieder erreicht bzw. übertroffen. Auf den Referenzflächen von Schlabendorf-Nord schwankt die mittlere Deckung, in Plessa nimmt sie kontinuierlich zu. Die Artenzusammensetzung in den Roteichenforsten ändert sich vor allem in Plessa und auf den Störflächen in Schlabendorf-Nord. Die Störung führt an den drei Standorten zu hohen Turnover-Raten, jeweils in unterschiedlichen Jahren, und – je nach Standort – zu einer unterschiedlich großen gerichteten Veränderung der Artenausstattung. Auch auf den Referenzflächen findet, bezogen auf 2002, bis 2004 eine gerichtete Veränderung statt.

4.4 Entwicklung von Deckung und Vorkommen ausgewählter Pflanzen-Taxa

Im Folgenden wird die Entwicklung ausgewählter Pflanzen-Taxa auf den Probestellen aufgezeigt. Dabei werden zunächst anhand der Vegetationstabellen (Tab. A.1 - A.9) Taxa beschrieben, deren Deckung sich während des Untersuchungszeitraums maßgeblich verändert. Anschließend wird auf Taxa fokussiert, die neu hinzukommen oder wegfallen.

4.4.1 Entwicklung der Deckung ausgewählter Pflanzen-Taxa

Sandtrockenrasen

Im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd nimmt bei der Wiederbesiedlung der Störflächen *Hieracium pilosella* in drei Flächen in der Deckung zu, während sich auf den anderen drei Flächen die ursprünglichen Deckungsgradverhältnisse wieder einstellen (Tab. A.1). Auf den Referenzflächen findet keine Zunahme von *Hieracium pilosella* statt. Die Gesamtdeckung nimmt sowohl auf Stör- als auch Referenzflächen in 2003 vorübergehend stark zu (Kap. 4.3.1), im Wesentlichen verursacht durch die Artengruppe *Festuca ovina* agg. auf den Referenzflächen auch durch *Helichrysum arenarium*. *Festuca ovina* agg. erreicht in 2003 durch die Ausbildung kräftiger Horste unabhängig von dem Störungseignis auf sämtlichen Probestellen höhere Deckungsgrade als in 2001, 2002 und 2004. Auf drei der sechs Referenzflächen kommt es ab 2003 zur Ausbildung einer Strauchschicht aus Kiefern.

Im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Nord kommt es auf den Störflächen zu einer Verschiebung des Deckungsverhältnisses zwischen Moosen und den zwei dominierenden Sandtrockenrasen-Arten *Corynephorus canescens* und *Helichrysum arenarium*. Letztere nehmen zu und erreichen in 2004 zumeist höhere Deckungswerte als vor der Störung (Tab. A.2). Die Moosschicht baut sich hingegen nur langsam wieder auf. Auf den Referenzflächen nehmen die mittleren Deckungen der Moose und von *Helichrysum arenarium* während des Untersuchungszeitraums kontinuierlich zu, die von *Corynephorus canescens* vorübergehend ab. Die Störung in 2002 förderte also offensichtlich die Zunahme des Trockenrasen-Pioniers *Corynephorus canescens*, während *Helichrysum arenarium* unabhängig von der Störung in der Deckung zunehmen konnte. Des Weiteren können *Carex hirta* und *Echium vulgare* auf Störflächen vorübergehend vergleichsweise hohe mittlere Deckungen erreichen. *Calamagrostis epigejos* wächst vor der Störung auf fünf der sechs Störflächen. Die Art nimmt dort nach der Störung fast überall zu. Auf den Referenzflächen erfolgt keine Zunahme.

Der Sandtrockenrasen von Plessa war vor der Störung ebenfalls sehr kryptogamenreich (mittlere Deckung: 35 %). Auch *Festuca filiformis* war mit einer mittleren Deckung von 44 % vor der Störung dominant. Bis 2004 erreichen die genannten Arten(gruppen) lediglich eine mittlere Deckung von 2 % bzw. 13 %. Arten wie *Holcus lanatus*, *Taraxacum spec.*, *Rumex acetosella* und *Calamagrostis epigejos* nehmen nach der Störung mindestens vorübergehend in der Deckung zu. Die Zunahme von *Calamagrostis epigejos* bis 2004 auf vier Störflächen lässt die mittelfristige Ausbildung eines *Calamagrostis*-Bestandes möglich erscheinen. Auch auf den Referenzflächen nehmen die mittleren Deckungen von Kryptogamen und *Festuca filiformis* ab. Zusammen mit der Abnahme der mittleren Deckung von *Hieracium pilosella* führt dies auf den Referenzflächen zu einer Abnahme der Gesamtdeckung der Bodenvegetation (s. Kap. 4.3.1). *Holcus lanatus* ist auf den Referenzflächen in 2002 noch in jeder Fläche vertreten, nimmt aber in der Stetigkeit ab. In 2004 kommt die Art – genau wie *Rumex acetosella* – auf keiner Referenzfläche mehr vor.

Gemeinsame Betrachtung der Entwicklung der Deckung ausgewählter Taxa auf den Sandtrockenrasen-Probestellen: Innerhalb von zwei Jahren nach der Störung hat sich die Vegetation auf einigen Flächen zum vorherigen Zustand hinentwickelt. Auf anderen Flächen setzen sich auf den vegetationsfreien Bereichen dagegen einzelne, vormalig mit geringerer Deckung vertretene Arten durch und können sich ausbreiten. Dabei handelt es sich, je nach Tagebau, um unterschiedliche Arten. In Schlabendorf-Süd erfolgt eine Zunahme von *Hieracium pilosella*. In Schlabendorf-Nord nehmen nach der Zerstörung der Kryptogamenschicht *Corynephorus canescens*, *Carex hirta* und *Calamagrostis epigejos* zu. In Plessa steigt der Anteil an *Calamagrostis epigejos*. Auf allen untersuchten Sandtrockenrasen werden durch die Störung Arten gefördert, deren Schwerpunkt in jeweils anderen Vegetationseinheiten liegt.

Auf den Referenzflächen sind, abgesehen von erheblichen Vegetationsveränderungen auf einzelnen Flächen in Form von aufwachsenden und dadurch in der Deckung zunehmenden Jungbäumen, keine gerichteten, gleichlaufenden Vegetationsveränderungen festzustellen. Bemerkenswert ist allerdings die Zunahme der Deckung der Moosschicht auf den Referenzflächen im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Nord (s. Kap. 5.6).

Calamagrostis-Bestände

In den *Calamagrostis*-Beständen prägen *Calamagrostis epigejos* und Moose in unterschiedlichen Dominanzverhältnissen die Vegetation.

Nach der Störung nimmt in Schlabendorf-Süd die Deckung der Moose und von *Calamagrostis epigejos* sehr langsam wieder zu. Beide Arten(gruppen) können ihre vor der Störung hohen mittleren Deckungsgrade auf den Störflächen von 38 % bzw. 35 % nicht wieder erreichen, sondern kommen bis 2004 lediglich auf 5,1 % bzw. 7,8 %. Gleichzeitig geht die mittlere Deckung dieser Arten(gruppen) auf den Referenzflächen stark zurück (*Calamagrostis epigejos*: von 30 % auf 7,8 %; Moose von 46 % auf 5,9 %; Abb. 4.18).

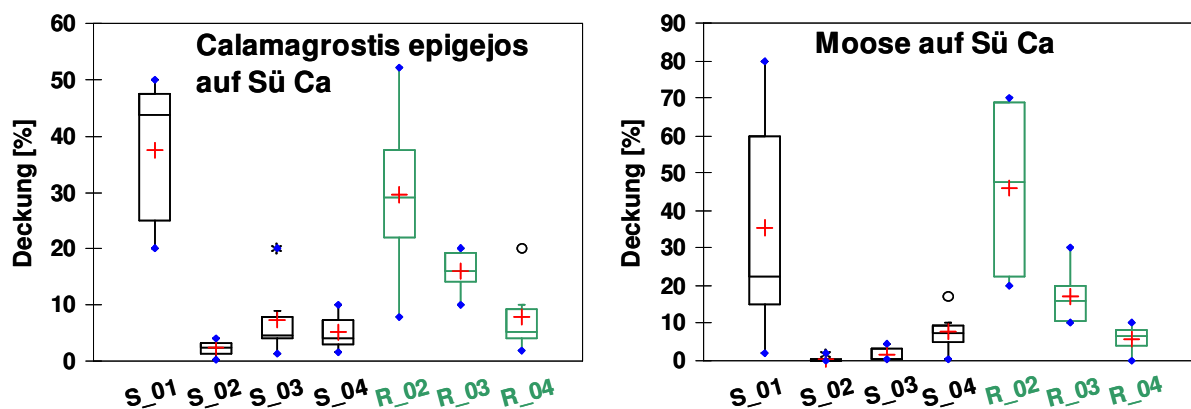


Abb. 4.18: Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und *Calamagrostis epigejos* im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf Süd (Sü Ca). S = Störflächen, R = Referenzflächen (grün), _01 bis _04 = Untersuchungsjahre, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend).

In 2004 sind sowohl auf den Stör- als auch auf den Referenzflächen die mittleren Deckungen der Moose und von *Calamagrostis epigejos* sehr viel geringer als zu Untersuchungsbeginn. Andere Arten erhöhen ihre mittlere Deckung mindestens vorübergehend: *Hypericum perforatum* nimmt sowohl auf Stör- als auch auf Referenzflächen zu, *Cirsium arvense* nimmt vorübergehend zu. Weitere vorübergehende Deckungszunahmen gibt es auf den Störflächen bei *Coryza canadensis* und *Crepis tectorum*. *Epilobium angustifolium* nimmt nach Störung zu und erreicht ähnlich hohe Deckungsgrade wie auf den Referenzflächen. Auf den Referenzflächen nimmt die Deckung der Flechten und von *Vicia tetrasperma* flächenspezifisch zu (Tab. A.4).

Im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord sind flächenspezifisch große Unterschiede im Dominanzverhältnis zwischen *Calamagrostis epigejos* und den Moosen festzustellen (Tab. A.5). Außerdem kommen bei Untersuchungsbeginn auf einzelnen Flächen weitere Arten mit höheren Deckungswerten vor: z. B. Flechten auf der Störfläche S2 mit 30 % und auf der Referenzfläche R4 mit 5 %, *Rumex acetosella* auf S3 mit 2 %, *Cirsium arvense* auf S6 mit 2 % und *Helichrysum arenarium* auf R4 mit 2 %. Nach der Störung

erfolgt die Wiederbesiedlung durch Moose und *Calamagrostis epigejos* zunächst zögerlich (Abb. 4.19).

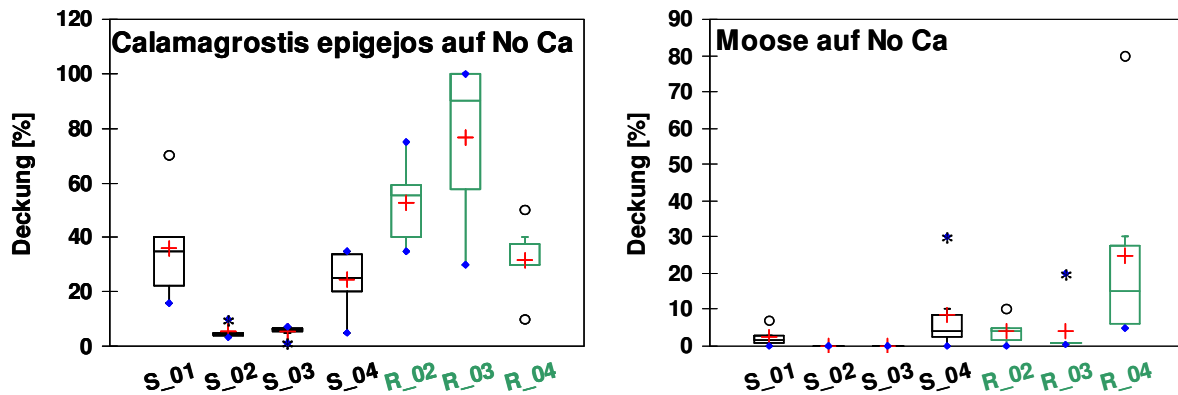


Abb. 4.19: Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und *Calamagrostis epigejos* im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Nord (No Ca). S = Störflächen, R = Referenzflächen (grün), _01 - _04 = Untersuchungsjahre, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend).

Calamagrostis epigejos erreicht 2004 auf den Störflächen mit 24 % einen etwas geringeren mittleren Deckungswert als vor der Störung (36 %). Auch auf den Referenzflächen ist die mittlere Deckung von *Calamagrostis epigejos* in 2004 geringer als in 2002 (32 % bzw. 53 %). Allerdings ist sie in 2003 mit 78 % am höchsten, was zu der vorübergehend hohen mittleren Gesamtdeckung auf den Referenzflächen beiträgt (Kap. 4.3.2, Abb. 4.11). Auf den Störflächen geht die Gesamtdeckung im Vergleich zurück, weil die kurzfristig nach der Störung geförderten Arten *Linaria vulgaris*, *Echium vulgare*, *Cirsium arvense* und *Rumex acetosella* in der Deckung abnehmen und *Calamagrostis epigejos* bis 2003 lediglich geringe Deckungsgrade erreicht (Tab. A.5). Die mittlere Deckung der Mooschicht nimmt, verglichen mit den Ursprungswerten, sowohl in den Stör- als auch in den Referenzflächen bis 2004 zu.

Im *Calamagrostis*-Bestand von Plessa nimmt die Deckung von *Calamagrostis epigejos* und der Moose nach der Störung wieder zu (Abb. 4.20). Bis 2004 erreichen die Moose mindestens ihre ursprüngliche Deckung, auf vier der sechs Parallelen sogar ein Vielfaches davon. *Calamagrostis epigejos* hingegen erreicht zwar bereits in den ersten Monaten nach der Störung wieder Werte von 25 % bis 45 % der ursprünglichen Deckung, stagniert dann aber. In 2002 werden auf den Störflächen vorübergehend hohe Deckungen bei *Cirsium arvense*, *Poa angustifolia* (beide auch auf Referenzflächen teilweise mit hoher Deckung) und der neu im *Calamagrostis*-Bestand festgestellten *Oenothera spec.* (auf fünf Störflächen mit bis 8 %) beobachtet (Tab. A.6). Die vorübergehend hohen Deckungen der genannten Arten tragen zu einer recht hohen mittleren Gesamtdeckung auf den Störflächen bereits im Jahr der Störung bei (Kap. 4.3.2). Auf den Referenzflächen verschiebt sich das Deckungsverhältnis von *Calamagrostis epigejos* und Moosen zueinander zunächst auf der Mehrzahl der Flächen zugunsten von *Calamagrostis epigejos*. Zwischen 2003 und 2004

geht *Calamagrostis epigejos* jedoch stark zurück, die Moose nehmen zu, sodass sich das Verhältnis wieder zugunsten der Moose verschiebt (Abb. 4.20). Der Rückgang der Gesamtdeckung auf den Referenzflächen bis 2004 ist vor allem auf die Abnahme der Deckung von *Calamagrostis epigejos*, aber auch von *Cirsium arvense* und *Poa angustifolia* zurückzuführen (Tab. A.6).

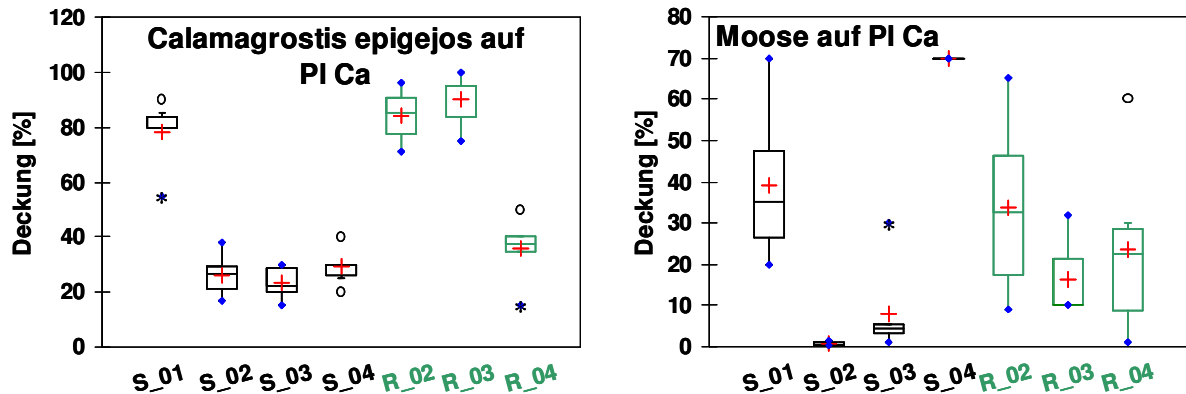


Abb. 4.20: Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und *Calamagrostis epigejos* im *Calamagrostis*-Bestand in Plessa (PI Ca). S = Störflächen, R = Referenzflächen, _01 - _04 = Untersuchungsjahre, + = Mittelwert, ° = Ausreißer (Werte 1,5- bis 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend), * = Extremwerte (mehr als 3-fach über Interquartildistanz hinausgehend).

In 2004 unterscheiden sich vor Ort die Referenzflächen auf den ersten Blick nicht mehr von den Störflächen. Auffällig ist allerdings eine starke Zunahme der Deckung der Moosschicht auf den Störflächen zwischen 2003 und 2004 (Abb. 4.20).

Gemeinsame Betrachtung der Entwicklung der Deckung ausgewählter Taxa auf den *Calamagrostis*-Probestellen: In den *Calamagrostis*-Beständen wurden störungsabhängige zeitliche Vegetationsentwicklungen nicht eindeutig nachgewiesen. Zwar verändern sich die Deckungsgradverhältnisse bei den dominierenden Artengruppen während des Untersuchungszeitraums, die namensgebende Art *Calamagrostis epigejos* geht zurück, Moose nehmen im Verhältnis in der Deckung zu. In der absoluten mittleren Deckung nehmen sie in Schlabendorf-Süd ab, gleichzeitig nehmen andere Arten zu, wie z. B. *Hypericum perforatum* und *Epilobium angustifolium*. In Schlabendorf-Nord nehmen Moose in der absoluten mittleren Deckung zu. Alle genannten Entwicklungen erfolgten unabhängig von der experimentellen Störung. Lediglich im ältesten untersuchten *Calamagrostis*-Bestand in Plessa ist möglicherweise ein Störungseinfluss zu erkennen: Hier nimmt die mittlere Deckung der Moose auf den Störflächen von < 1 % im Jahr 2002 auf 70 % im Jahr 2004 sehr stark zu. 2004 ist damit die mittlere Moosdeckung fast doppelt so hoch wie vor der Störung. Auf den ungestörten Flächen geht die mittlere Moosdeckung zwischen 2002 und 2004 leicht zurück (von 34 % auf 24 %).

Roteichenforste

Im Roteichenforst von Schlabendorf-Süd ist die Bodenvegetation vor der Störung durch eine dichte Schicht aus *Festuca*-Gräsern gekennzeichnet. Diese Gräser-Schicht kann sich nach der Störung zunächst langsam wieder aufbauen. Sie bildet sich anschließend jedoch wieder zurück. Auch auf den Referenzflächen geht die Deckung der Gräser zurück. Während des Untersuchungszeitraums wachsen die Roteichen in Baumhöhe. Möglicherweise führt die Beschattung der Flächen durch die Blattmasse der bis zum Boden beasteten Jungbäume zu einem Rückgang der Deckung der Krautschicht (Kap. 5.4.1).

Im Roteichenforst in Schlabendorf-Nord dominieren bei geringer mittlerer Gesamtdeckung der Bodenvegetation Moose und *Festuca*-Arten in den Flächen. Nach der Störung nehmen die Deckung dieser Arten und die Gesamtdeckung der Bodenvegetation nur langsam wieder zu (Kap. 4.3.3). Die Referenzflächen verändern ihre Artenausstattung im Untersuchungszeitraum wenig. In Schlabendorf-Nord ist – aufgrund der Baumfällungen im Rahmen der Sanierungstätigkeit (s. Kap. 2.5) – möglicherweise eine Veränderung der Bodenvegetation zu erwarten, bis 2004 aber noch nicht festzustellen.

Die Deckungsverhältnisse der Krautschicht im Roteichenforst in Plessa verändern sich, unabhängig von der Störung, im Untersuchungszeitraum wenig.

Gemeinsame Betrachtung der Entwicklung der Deckung ausgewählter Taxa in den Roteichenforsten: Für Vegetationsveränderungen wurden während des Untersuchungszeitraums, außer vorübergehenden Deckungsabnahmen dominierender Arten, keine Zusammenhänge mit der Störungshäufigkeit festgestellt.

4.4.2 Wegfall und Hinzukommen ausgewählter Pflanzen-Taxa

Sowohl auf Stör- als auch Referenzflächen sind während des Untersuchungszeitraums Taxa neu hinzugekommen bzw. weggefallen. Die Veränderung der Artenzusammensetzung im Untersuchungszeitraum wird im Folgenden anhand von Präsenz-Spektren verschiedener Arteigenschaften gezeigt, um die Frage zu klären, welche Eigenschaften bei der Reaktion auf die Störung bedeutsam sind (Arteigenschaften-Spektren mit Deckungsanteilen s. Abb. A.23 - A.25 im Anhang). Anschließend werden aus Synthese-Tabellen (Tab. A.14 - Tab. A.22) diejenigen Taxa ausgewählt, die sich auf Stör- und Referenzflächen unterschiedlich verhalten, so dass ihr Wegfall bzw. Hinzukommen möglicherweise mit der Störung bzw. ausbleibender Störung in Verbindung gebracht werden kann. Ihre Arteigenschaften werden mit den Spektren abgeglichen.

Nicht ausgewählt wurden Taxa, wenn bei unterschiedlicher Entwicklung in Stör- und Referenzflächen andere Gründe wahrscheinlicher sind als eine Abhängigkeit von der Störungshäufigkeit: So kommt zum Beispiel *Dianthus deltoides* ab 2003 in einer Referenzfläche im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd vor. Dies wird nicht als Folge des Störungsausschlusses gesehen, da bereits zu Beginn der Untersuchung unmittelbar angrenzend an die entsprechende Referenzfläche ein kleiner Bestand aus mehreren Pflanzen der Heide-Nelke

bestand. Die Art ist mit großer Wahrscheinlichkeit unabhängig von fehlender Störung von dort in die Fläche gelangt.

Sandtrockenrasen

Abbildung 4.21 zeigt Spektren ausgewählter Arteigenschaften und ihre Entwicklung im Untersuchungszeitraum getrennt nach Stör- und Referenzflächen.

Abbildung 4.21 a gibt eine Übersicht über die Entwicklung der Gesamt-Artenzahlen auf den Stör- und Referenzflächen der Sandtrockenrasen-Probestellen. Im Unterschied zu den mittleren Artenzahlen (Kap. 4.3.1) fallen für das Jahr 2002 in Schlabendorf hohe Werte auf den Störflächen auf verglichen mit den Referenzflächen. Außerdem geht die nach der Störung erhöhte Gesamt-Artenzahl in Plessa nicht bis 2004 zurück, im Gegensatz zur mittleren Artenzahl.

Vor der Störung bilden in allen Sandtrockenrasen Hemikryptophyten die größte Artengruppe (Abb. 4.21 b). Anschließend ist auf allen Probestellen eine prozentuale Zunahme der Therophyten auf den Störflächen zu verzeichnen. In Plessa bleibt der Anteil der Therophyten auch nach der Störung gering, auf den Referenzflächen wachsen dort keine Therophyten. Die Lebensformenspektren zeigen auch den Verlust der Kryptogamen auf den Störflächen in Schlabendorf-Süd sowie die Zunahme des Anteils an Phanerophyten in Plessa.

Die Spektren zum Ausbreitungstyp (Abb. 4.21 c) zeigen für alle drei Sandtrockenrasen eine Mehrheit an Taxa mit Anpassungen an Windausbreitung, wenige Arten sind ausschließlich auf Windausbreitung spezialisiert, dieser Anteil nimmt nach der Störung etwas zu. An allen Probestellen kommen vor der Störung bis zu ca. 20 % Arten ohne Windausbreitung vor. Auch ihr Anteil nimmt nach der Störung – zum Teil vorübergehend – zu. In Schlabendorf-Nord und Plessa betrifft die Zunahme im Jahr 2004 auch die Referenzflächen.

Der Anteil der sich generativ bzw. überwiegend generativ vermehrenden Arten ist in den Sandtrockenrasen in Schlabendorf > 50 % (Abb. 4.21 d). In Plessa überwiegt der Anteil derjenigen Arten, die sich sowohl generativ als auch vegetativ vermehren. Nach der Störung erhöht sich der Anteil der sich generativ vermehrenden Arten auf den Störflächen aller Probestellen, bis 2004 auch auf den Referenzflächen.

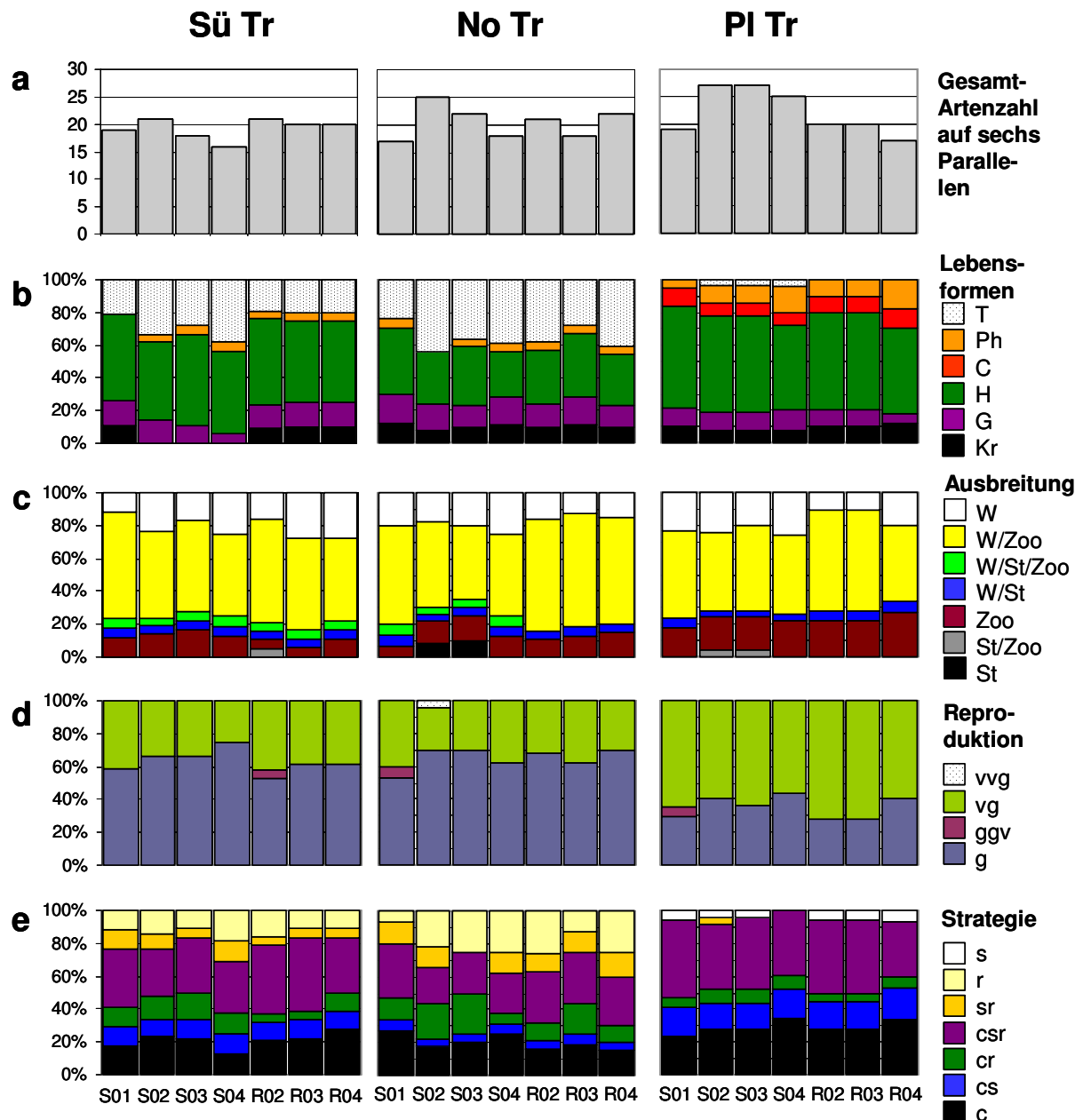


Abb. 4.21 a - e: Präsenz-Spektren ausgewählter Arteeigenschaften. Abb. 4.21 a, b: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Tr, No Tr, PI Tr: Sandtrockenrasen-Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02, ...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); b: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; c: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; d: g: generativ (Samen), v: vegetativ; e: s: Stresstoleranz, r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnung der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

Die Strategiespektren (Abb. 4.21 e) zeigen für Schlabendorf höhere Anteile an Ruderal- und Stress-Ruderal-Strategen als für Plessa, wo der Anteil an Konkurrenz-Stress-Strategen höher ist. Hinsichtlich der Auswirkung der Störung sind keine Entwicklungen zu beobachten.

Tabelle 4.10 listet diejenigen Taxa auf, die in Sandtrockenrasen möglicherweise aufgrund der Störung neu hinzukamen oder wegfielen.

Tab. 4.10: Ausgewählte hinzukommende und wegfallende Taxa auf Sandtrockenrasen-Störflächen. Sü, No, Pl = Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord und Plessa. Grau unterlegt: Art nur vorübergehend hinzugekommen. * = 2004 neu auf Referenzflächen (*Crepis tectorum* in Sü: ab 2003); s. Tab. A.14 - A.16.

Taxon	Hinzugekommen auf: Anzahl Störflächen		
	Sü	No	Pl
<i>Agrostis capillaris</i>			1
<i>Betula pendula</i>			6
<i>Campanula rapunculus</i>			1
<i>Campanula rotundifolia</i>			1
<i>Carlina vulgaris</i>			2
<i>Cirsium arvense</i>			2
<i>Conyza canadensis</i>			3
<i>Corynephorus canescens</i>			2
<i>Crepis tectorum</i>	5*	1*	
<i>Echinochloa crus-galli</i>	2	2	
<i>Elymus repens</i>		1	
<i>Festuca rubra</i> agg.	5*		
<i>Melilotus albus</i>		1	
<i>Oenothera spec.</i>		1	
<i>Potentilla norvegica</i>			1
<i>Quercus petraea</i>			1
<i>Rubus fruticosus</i> agg.			1
<i>Senecio vernalis</i>	1		
<i>Senecio viscosus</i>	1		
<i>Spergula morisonii</i>		1	
	Weggefallen auf: Anzahl Störflächen		
<i>Ceratodon purpureus</i>	3		
<i>Cladonia spec.</i>	3		
<i>Hypochoeris radicata</i>		1	1

Auf den Sandtrockenrasen-Probestellen sind mehr Taxa hinzugekommen als weggefallen (Tab. A.14 - Tab. A.16, Kap. 4.3.1). Die hinzukommenden Taxa waren unterschiedlich häufig.

In Plessa gab es die meisten Neuzugänge. Fünf dieser Taxa kamen in mehr als einer Störfläche und bis 2004 vor. Am häufigsten waren Birken-Keimlinge (in allen sechs Störflächen). Weitere Gehölzkeimlinge waren *Rubus fruticosus* agg. und *Quercus petraea* (jeweils auf einer Fläche). Diese Phanerophyten-Zunahme wird auch von den Lebensformen-Spektren abgebildet (Abb. 4.21 b). Auch *Conyza canadensis*, *Cirsium arvense*, *Corynephorus canescens* und *Carlina vulgaris* traten in mindestens zwei Flächen hinzu (alle mit Windausbreitung). Auf Einzelflächen wurden in Plessa vier weitere Arten vorübergehend nachgewiesen, überwiegend mit zoochorer Ausbreitung. Daher kommt es zu einer vorübergehenden Zunahme der entsprechenden Anteile in den Ausbreitungstyp-Spektren (Abb. 4.21 c). Die Mehrheit der hinzutretenden Arten pflanzt sich ausschließlich generativ fort (Tab. A.16, Abb. 4.21 d).

In Schlabendorf-Süd waren *Crepis tectorum* und *Festuca rubra* agg. die häufigsten Neuzugänge (jeweils in fünf Flächen). Außerdem wuchsen dort *Echinochloa crus-galli*, *Senecio vernalis* und *Senecio viscosus* – zum Teil vorübergehend. Die drei letztgenannten Arten und *Crepis tectorum* sind Therophyten (Abb. 4.21 b). Alle hinzutretenden Taxa – außer *Echinochloa crus-galli* – verbreiten ihre Diasporen mit dem Wind (Abb. 4.21 c) und vermehren sich, bis auf *Festuca rubra* agg., ausschließlich generativ (Abb. 4.21 d).

In Schlabendorf-Nord wuchsen fünf der sechs hinzukommenden Taxa lediglich auf jeweils einer Fläche. *Echinochloa crus-galli* wurde auf zwei Flächen festgestellt. Die Hälfte der neu hinzutretenden Taxa sind Therophyten (Tab. A.15, Abb. 4.21 b) bzw. verbreiten sich nicht mit dem Wind (Abb. 4.21 c). Bis auf *Elymus repens* vermehren sie sich alle ausschließlich generativ (Abb. 4.21 d).

Wenige Taxa fielen in den Sandtrockenrasen aufgrund der Störung weg. Bemerkenswert ist der Wegfall der Kryptogamen in Schlabendorf-Süd. In Schlabendorf-Nord und Plessa fiel *Hypochaeris radicata* jeweils auf einer Fläche aus.

In Referenzflächen konnten keine Arten-Neuzugänge beobachtet werden, die eventuell im Zusammenhang mit fehlender Störung stehen könnten (Kap. 5.6). In Schlabendorf-Süd ging *Rumex acetosella* in der Stetigkeit zurück, in Plessa fiel die Art bis 2004 weg, ebenso *Holcus lanatus*.

Zusammenfassung: Nach der Störung nimmt auf den Sandtrockenrasen-Störflächen der Anteil an Therophyten zu, weil bei den hinzutretenden Taxa der Anteil an Therophyten größer ist, als in der Vegetation vor der Störung. In Plessa steigen die Anzahl und damit der Anteil an Phanerophyten, in Schlabendorf-Süd fallen die Kryptogamen weg. Des Weiteren nimmt der Anteil an ausschließlich mit dem Wind ausgebreiteten Taxa und der Anteil der Taxa ohne Windausbreitung zu (letzterer in Schlabendorf vorübergehend). Der Anteil der sich nur generativ vermehrenden Taxa nimmt zu, auch auf den Referenzflächen.

Calamagrostis-Bestände

Abbildung 4.22 zeigt Spektren ausgewählter Arteigenschaften und ihre Entwicklung im Untersuchungszeitraum getrennt nach Stör- und Referenzflächen.

Abbildung 4.22 a gibt einen Überblick über die Entwicklung der Gesamt-Artenzahlen auf den Stör- und Referenzflächen der *Calamagrostis*-Probestellen. Unterschiede zwischen der Entwicklung der Gesamt-Artenzahl und der mittleren Artenzahl (Kap. 4.3.2) können nicht festgestellt werden.

Vor der Störung bilden an allen Probestellen Hemikryptophyten die größte Artengruppe (Abb. 4.22 b). Anschließend ist eine prozentuale Zunahme der Therophyten auf den Störflächen zu verzeichnen. Dies gilt in geringerem Maße auch für die Referenzflächen in Schlabendorf-Nord und Plessa, wobei in Schlabendorf-Nord der Therophyten-Anteil bereits bei Untersuchungsbeginn mit ca. 30 % recht hoch ist. In 2003 geht der Therophyten-Anteil auf den Referenzflächen in Schlabendorf und den Störflächen von Schlabendorf-Nord und Plessa vorübergehend zurück.

Die Spektren zur Diasporen-Ausbreitung (Abb. 4.22 c) zeigen für Schlabendorf eine Mehrheit von Arten mit Windausbreitung (> 70 %). Der Anteil in Plessa beträgt ca. 50 % zugunsten des Anteils an Arten mit Selbst-, Stoß- bzw. Tierausbreitung.

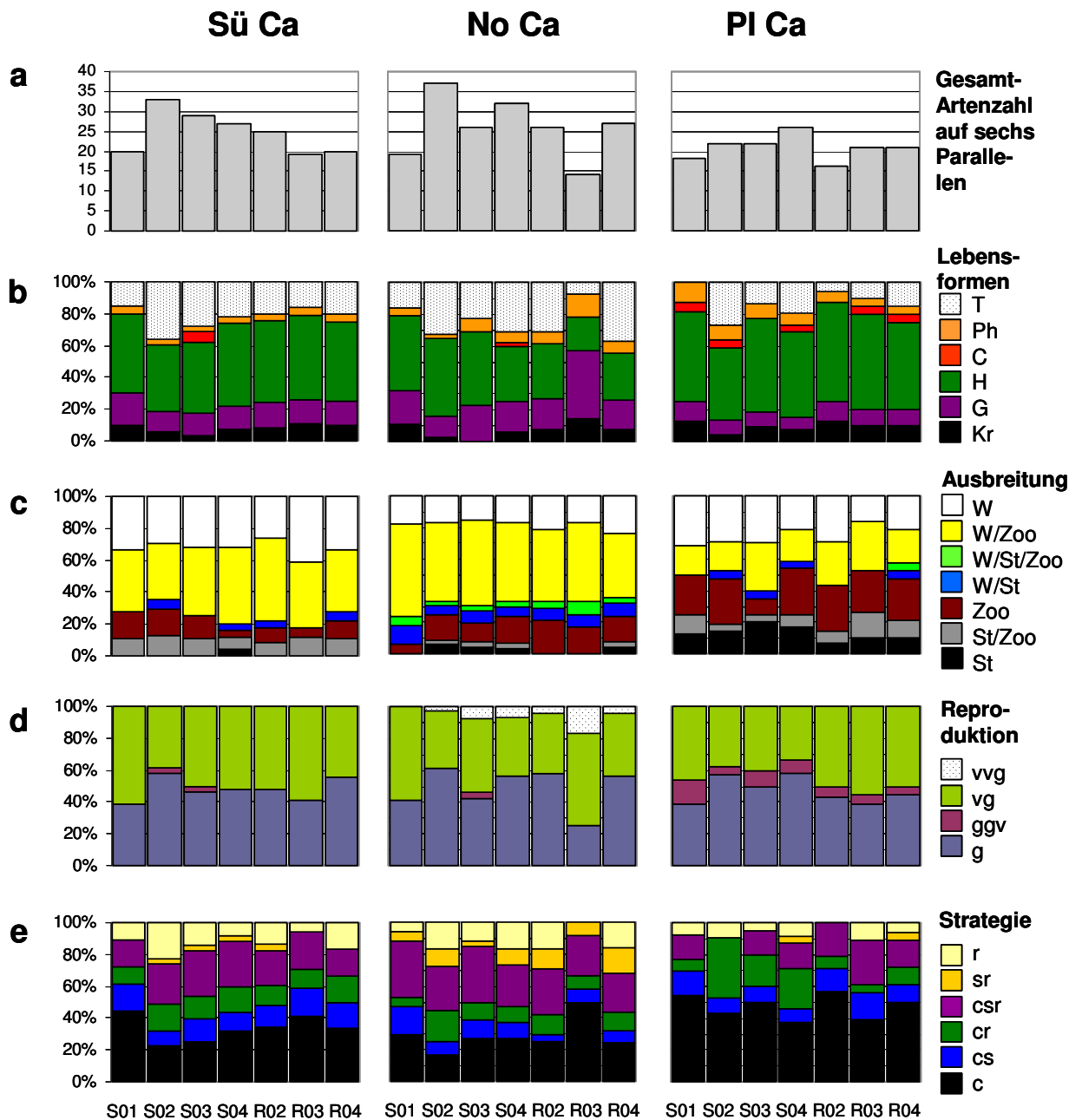


Abb. 4.22 a - e: Präsenz-Spektren ausgewählter Arteigenschaften. Abb. 4.22 a, b: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Ca, No Ca, Pl Ca: *Calamagrostis*-Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02,...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); b: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; c: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; d: g: generativ (Samen), v: vegetativ; e: s: Stresstoleranz, r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnung der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

Auf den Störflächen in Plessa nimmt der Anteil an Arten mit Windausbreitung vorübergehend zu. Ansonsten zeigen die Ausbreitungs-Spektren keine störungsabhängigen Veränderungen.

Der Anteil der sich generativ bzw. überwiegend generativ vermehrenden Arten ist vor der Störung in Schlabendorf etwas geringer als der Anteil der sich sowohl vegetativ als auch generativ vermehrenden Arten (Abb. 4.22 d). Nach der Störung steigt er an allen Probestellen auf den Störflächen etwas an, in Schlabendorf-Süd auch auf den Referenzflächen. In Schlabendorf-Nord schwanken die Anteile auf Stör- wie Referenzflächen. Auffallend ist fast überall eine vorübergehende Abnahme des Anteils sich generativ vermehrender Arten im Jahr 2003.

Vor der Störung haben Konkurrenzstrategen auf den *Calamagrostis*-Probestellen in Schlabendorf-Süd und in Plessa die höchsten Anteile (> 40 % bzw. > 50 %, Abb. 4.22 e). In Schlabendorf-Nord ist der Anteil an Intermediären höher (ca. 30 %). Nach der Störung nimmt der Anteil an Konkurrenzstrategen an allen Probestellen auf den Störflächen ab bzw. vorübergehend ab. Auf den Referenzflächen in Schlabendorf-Nord ist er im Jahr 2003 vorübergehend sehr hoch (ca. 50 %, Abb. 4.22 e). In Schlabendorf nimmt der Anteil der Ruderal-Strategen auf den Störflächen zu, z. T. vorübergehend. In Schlabendorf-Süd nimmt außerdem der Anteil an Intermediären zu. An allen Probestellen nimmt der Anteil der Konkurrenz-Ruderal-Strategen zu.

Tabelle 4.11 listet diejenigen Taxa auf, die in *Calamagrostis*-Beständen möglicherweise aufgrund der Störung neu hinzukamen oder wegfielen.

In den *Calamagrostis*-Beständen kann das Hinzutreten von 39 Taxa möglicherweise durch die Störung erklärt werden, der Arten-Wegfall war wesentlich geringer. In Schlabendorf-Süd traten mit 19 Taxa etwas mehr Taxa hinzu als in den beiden anderen Probestellen (16 bzw. 15 Taxa). Etwa zwei Drittel (in Schlabendorf-Nord) bis ca. die Hälfte der hinzutretenden Taxa wurden lediglich auf einer Störfläche festgestellt. Etwa zwei Drittel (Plessa) bis ca. die Hälfte der hinzugekommenen Taxa wurden (bis) 2004 in Störflächen nachgewiesen.

In Schlabendorf-Süd traten *Crepis tectorum*, *Taraxacum spec.*, *Apera spica-venti*, *Sisymbrium altissimum*, *Tripleurospermum cf. perforatum*, *Poa compressa* und *Polygonum aviculare* auf mindestens vier Störflächen hinzu. Von diesen sieben Taxa wurden lediglich *Sisymbrium altissimum* und *Polygonum aviculare* in 2004 nicht mehr in den Störflächen nachgewiesen. Fünf dieser Taxa sind Therophyten (Tab. A.17, Abb. 4.22 b), ca. ein Drittel ohne Windausbreitung (Abb. 4.22 c), fast alle vermehren sich ausschließlich generativ (Abb. 4.22 d). Keine Art ist Konkurrenz-Strategie (Tab. A.17), stattdessen sind jeweils etwa die Hälfte Ruderal-Konkurrenzstrategen bzw. Intermediäre. Arten, die auf höchstens drei Störflächen hinzutraten, sind vorwiegend Ruderal-Strategen.

In Schlabendorf-Nord waren *Crepis tectorum* und *Oenothera spec.* die häufigsten Neuzugänge. Beide Taxa wurden in 2004 auch auf Referenzflächen festgestellt. Die übrigen hinzugetretenen Taxa wuchsen auf ein bis zwei Störflächen, zumeist vorübergehend. Ihre Zusammensetzung bezüglich ihrer Arteigenschaften entspricht im Wesentlichen der Veränderung bei den Anteilen der verschiedenen Arteigenschaften-Spektren (Abb. 4.22):

Ein gutes Drittel von ihnen sind Therophyten, fast die Hälfte ist ohne Windausbreitung, ca. zwei Drittel reproduzieren sich ausschließlich generativ, knapp 20 % sind Konkurrenz-Strategen, 25 % Ruderal- und ein knappes Drittel Ruderal-Konkurrenzstrategen.

In Plessa traten *Betula pendula*-Keimlinge, *Conyza canadensis* und *Oenothera spec.* auf allen sechs Störflächen hinzu und wuchsen dort bis 2004. Da die hinzugetretenen Taxa zum Teil jeweils in unterschiedlichen Jahren in den Störflächen wuchsen, entspricht die Arteigenschaften-Verteilung z. T. lediglich grob den Veränderungen in den Arteigenschaften-Spektren (Abb. 4.22): Ein gutes Drittel der hinzugetretenen Taxa sind Therophyten, ein gutes Drittel kann mit dem Wind ausgebreitet werden, ca. 75 % reproduzieren sich ausschließlich generativ, nahezu die Hälfte der Hinzugekommenen sind Konkurrenz-Ruderalstrategen.

Die Mehrheit der wegfallenden Arten wuchs erst nach 2002 nicht mehr auf den Störflächen. Die meisten Arten-Wegfälle gab es in Plessa: Vier der fünf dort wegfallenden Taxa waren vor der Störung in jeweils einer Störfläche vorhanden. In Schlabendorf-Süd fielen *Arenaria serpyllifolia*, *Artemisia vulgaris* und *Daucus carota* aus den Störflächen weg. Die letztgenannte Art war mit einem Vorkommen in drei Störflächen die häufigste der wegfallenden Arten. In Schlabendorf-Nord fiel lediglich *Poa compressa* weg (aus vier Störflächen).

Arten-Wegfälle aus Referenzflächen betrafen zumeist lediglich eine einzige Fläche und können, genauso wenig wie auf Referenzflächen neu hinzutretende Taxa, mit der fehlenden Störung erklärt werden. Einige hinzutretende Taxa, vor allem in Schlabendorf-Nord, sind möglicherweise eine Folge des Hinzutretens dieser Taxa auf den Störflächen, d. h. sie haben sich von den Störflächen auf die Referenzflächen ausgebreitet.

Zusammenfassung: In den *Calamagrostis epigejos*-Beständen nimmt nach der Störung der Therophyten-Anteil zu. Die meisten vorkommenden Arten sind an Windausbreitung angepasst. In Plessa wächst ein Anteil von ca. 50 % an Arten ohne Windausbreitung, der auf den Störflächen vorübergehend abnimmt. Sich ausschließlich generativ vermehrende Arten nehmen anteilmäßig an allen Probestellen auf den Störflächen zu. Arten mit Konkurrenzstrategie haben in Schlabendorf-Süd und Plessa den Hauptanteil an der Artenzusammensetzung. In Schlabendorf-Nord haben Intermediäre neben Konkurrenz-Strategen die höchsten Anteile am Artenspektrum. Nach der Störung nimmt in Schlabendorf der Anteil der Ruderal-Strategen – z. T. vorübergehend – zu, in Schlabendorf-Süd auch der Anteil der Intermediären. An allen Probestellen nimmt der Anteil der Konkurrenz-Ruderal-Strategen zu. Teilweise sind im Jahr 2003 vorübergehende Rückgänge der Anteile an Therophyten und sich generativ vermehrender Arten festzustellen.

Roteichenforste

Abbildung 4.23 zeigt Spektren ausgewählter Arteigenschaften und ihre Entwicklung im Untersuchungszeitraum getrennt nach Stör- und Referenzflächen.

Abbildung 4.23 a gibt einen Überblick über die Entwicklung der Gesamt-Artenzahlen auf den Stör- und Referenzflächen der Roteichen-Probestellen.

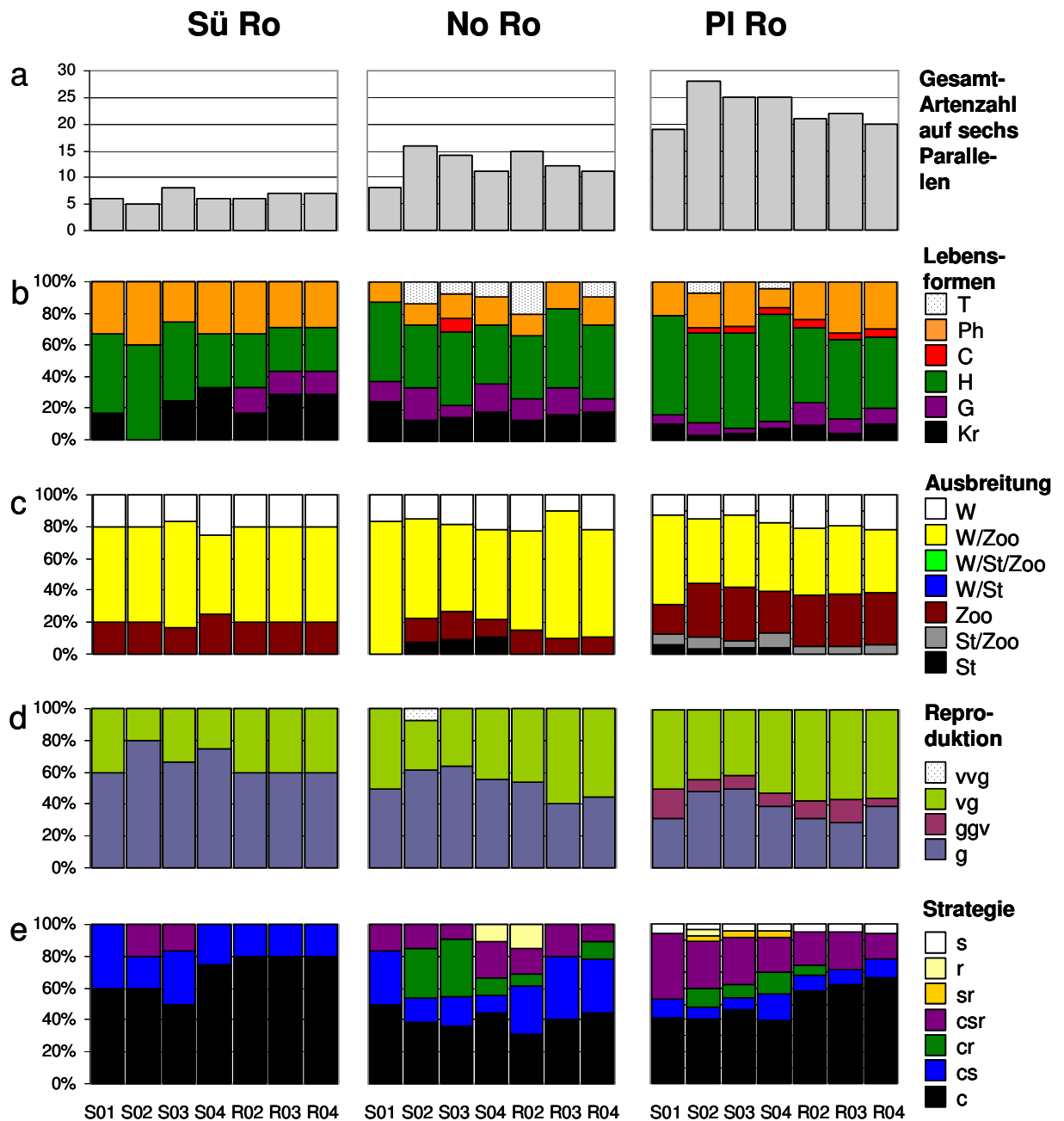


Abb. 4.23 a - e: Präsenz-Spektren ausgewählter Arteeigenschaften. Abb. 4.23 a, b: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Ro, No Ro, PI Ro: Roteichen-Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02,...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); b: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; c: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; d: g: generativ (Samen), v: vegetativ; e: s: Stresstoleranz, r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnung der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

Unterschiede zwischen der Entwicklung der Gesamt-Artenzahl und der mittleren Artenzahl (Kap. 4.3.3) können nur für Schlabendorf-Nord festgestellt werden: hier ist die Gesamt-

Artenzahl auf den Referenzflächen im Jahr 2002 deutlich höher als in den Jahren danach, während die mittlere Artenzahl nur geringfügig höher als in den Folgejahren ist.

In Schlabendorf-Süd ist die Vegetation in der Roteichenaufforstung sehr artenarm, was die Aussagekraft der Spektren der Arteigenschaften herabsetzt. Die Lebensformen-Spektren zeigen hier den Verlust und eine anschließende Zunahme des Kryptogamen-Anteils (Abb. 4.23 b). Die Zunahme betrifft auch die Referenzflächen. In Schlabendorf-Nord ist bei schwankender Zusammensetzung kein Einfluss der Störung bzw. fehlender Störung zu erkennen. In Plessa treten Therophyten nach der Störung neu hinzu.

Die Spektren der Diasporen-Ausbreitung zeigen für Schlabendorf-Süd einen Anteil nicht an Windausbreitung angepasster Arten von 20 %, eine Verschiebung aufgrund der Störung ist nicht feststellbar (Abb. 4.23 c). In Schlabendorf-Nord wuchsen vor der Störung keine Arten ohne Windausbreitung, nach der Störung beträgt ihr Anteil über 20 %. In Plessa betrug der Anteil nicht an Windausbreitung angepasster Arten vor der Störung ca. 30 %, er nahm anschließend zu.

Der Anteil sich ausschließlich generativ vermehrender Arten nimmt auf den Störflächen an allen Probestellen zu (Abb. 4.23 d).

Die Strategie-Spektren (Abb. 4.23 f) zeigen für Schlabendorf-Süd eine vorübergehende Zunahme des Anteils Intermediärer bei einem sehr hohen Anteil an Konkurrenzstrategen. In Schlabendorf-Nord treten nach der Störung Konkurrenz-Ruderal-Strategen auf den Störflächen hinzu und erreichen vorübergehend hohe Anteile. Auch in Plessa wachsen nach der Störung Konkurrenz-Ruderal-Strategen neu auf den Störflächen, des Weiteren in geringen Anteilen Ruderal- und Stress-Ruderal-Strategen.

Tabelle 4.12 listet diejenigen Taxa auf, die in Roteichenforsten möglicherweise aufgrund der Störung neu hinzukamen oder wegfielen.

In den Roteichenforsten kamen vor allem in Plessa neue Taxa auf den Störflächen hinzu (13 Taxa), sie wuchsen mehrheitlich bis 2004 in der Probestelle. In Schlabendorf-Nord traten sechs Taxa hinzu, in Schlabendorf-Süd vorübergehend *Taraxacum spec.* Die meisten Neuzugänge wuchsen lediglich auf jeweils einer Störfläche. Häufig war nur *Potentilla norvegica*: Sie trat in allen sechs Störflächen in Plessa hinzu. Mehr als die Hälfte aller hinzukommenden Taxa wuchs lediglich vorübergehend in den Störflächen. Dazu gehören alle Taxa in Schlabendorf außer *Oenothera spec.* in Schlabendorf-Nord.

Die in Schlabendorf-Nord im Roteichenforst hinzugetretenen Taxa haben unterschiedlichste Lebensformen, werden überwiegend nicht durch den Wind ausgebreitet und vermehren sich mehrheitlich ausschließlich generativ. Es handelt sich nahezu ausschließlich um Konkurrenz-Ruderalstrategen. Damit entsprechen die Hinzugekommenen hinsichtlich ihrer Merkmale der Zusammensetzung der Arteigenschaften-Spektren. In Plessa beträgt der Anteil der Therophyten bei den Hinzugekommenen ca. 15 %, bei zwei Dritteln erfolgt eine Ausbreitung nicht mit dem Wind und zehn der 13 Taxa vermehren sich ausschließlich generativ. Bei den Arteigenschaften-Spektren sind die jeweiligen Anteile schwächer ausgeprägt. Der hohe Anteil von fast 50 % an Konkurrenzstrategen bei den in Plessa Hinzuge-

Strategen auf den Störflächen neu hinzu, in Plessa zusätzlich Ruderal- und Stress-Ruderal-Strategen, in Schlabendorf-Süd vorübergehend ein intermediärer Strategie.

4.4.3 Vergleich der untersuchten Vegetationstypen hinsichtlich der Arten, die von der Störung in ihrem Vorkommen betroffen sind

In jedem der untersuchten Sandtrockenrasen werden auf einigen Flächen durch die Störung Arten gefördert, deren Schwerpunkt in anderen Vegetationseinheiten liegt: *Hieracium pilosella* in Schlabendorf-Süd, *Corynephorus canescens*, *Carex hirta* und *Calamagrostis epigejos* in Schlabendorf-Nord, *Calamagrostis epigejos* in Plessa. In einzelnen ungestörten Referenzflächen der Sandtrockenrasen wachsen während des Untersuchungszeitraums Jungbäume auf, in Schlabendorf-Nord nimmt zudem die Deckung der Moosschicht zu. In den *Calamagrostis*-Beständen nimmt die Deckung der Moosschicht im Verhältnis zur Deckung von *Calamagrostis epigejos* überall zu, eine mögliche Störungsabhängigkeit ist dabei allerdings lediglich im ältesten *Calamagrostis*-Bestand in Plessa zu erkennen. In den Roteichenforsten wurden, außer der vorübergehenden Deckungsabnahme dominierender Arten, keine Zusammenhänge zwischen Deckungsgrad-Veränderungen von Arten und dem Störungseinfluss festgestellt.

Nach der Störung nehmen in den Sandtrockenrasen, den *Calamagrostis*-Beständen und dem Roteichenforst in Plessa die Anteile an Therophyten zu (Tab. 4.13), insgesamt nimmt der Anteil an Arten mit generativer Vermehrung zu.

Tab. 4.13: Art-Eigenschaften auf Störflächen. +, - = Anteil nimmt zu bzw. ab, vorübergehende Veränderung in Klammern; Lebensform: T = Therophyt, P = Phanerophyt, Kr = Kryptogamen; Diasporen-Ausbreitung: rW = reine Windausbreitung, oW = ohne Windausbreitung; Strategietypen s. Abb. 4.23); Sü, No, Pl = Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa.

Störflächen Veränderung Anteil	Lebensform			Diasporen-Ausbr.		generative Vermehrung	Strategie			
	T	P	Kr	rW	oW		r	cr	sr	csr
Sandtrockenrasen										
Sü	+		-	+	(+)	+				
No	+			+	(+)	+				
Pl	+	+		+	+	+				
<i>Calamagrostis</i>- Bestand										
Sü	+					+	(+)	+		+
No	+					+	+	+		
Pl	+				(-)	+		+		
Roteichenforst										
Sü						+				(+)
No					+	+		+		
Pl	+					+	(+)	+	+	

Im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd nimmt außerdem der Kryptogamen-Anteil ab, im Sandtrockenrasen von Plessa der Phanerophyten-Anteil zu. In den Sandtrockenrasen nehmen sowohl die Anteile an Arten zu, deren Diasporen ausschließlich mit dem Wind ausgebreitet werden als auch die Anteile der Arten ohne Windausbreitung. In den *Calamagrostis*-

magrostis-Beständen und Roteichenforsten verändern sich durch die Störung die Strategie-Typen-Spektren. Es werden vor allem Konkurrenz-Ruderal-Strategen gefördert.

4.5 Diasporenbank, Diasporenfall und Umgebungsvegetation

Nach Störungen kann die pflanzliche Wiederbesiedlung von Flächen durch vegetative Reste der Vegetation stattfinden. Weitere Möglichkeiten sind die Aktivierung der Diasporenbank und der Diasporeneintrag in die Störflächen.

4.5.1 Diasporenbankanalysen

In diesem Kapitel wird untersucht, welchen möglichen qualitativen und quantitativen Anteil die jeweilige Diasporenbank der untersuchten Probestellen an der Wiederbesiedlung nach Störung haben kann. Die ermittelten Diasporendichten stellen eine „Momentaufnahme“ dar (Kap. 3.5).

Insgesamt wurden in 54 Diasporenbankproben 2.754 keimfähige Diasporen festgestellt. 96,5 % der aufgelaufenen Keimlinge konnten während des Versuches mindestens bis zur Gattung bestimmt werden, 3,5 % starben unbestimmt als Keimlinge. Die bestimmten Pflanzen gehören 59 unterschiedlichen Taxa an (51 Arten, acht Gattungen). Die Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen zeigt Tabelle A.26 im Anhang.

Eine Darstellung der Anzahl keimfähiger Diasporen je m² Bodenfläche sowie der Zahl der festgestellten Taxa je Probestelle gibt Abbildung 4.24. Insgesamt wurden in den oberen 4 cm Boden – einschließlich der Bodenoberfläche – deutlich mehr keimfähige Diasporen festgestellt als in 4-12 cm Bodentiefe. In den Sandtrockenrasen waren es zwischen 4,6 Mal und 12 Mal so viele, in den *Calamagrostis*-Beständen zwischen 3,8 Mal und 8 Mal, in den Roteichenforsten zwischen 6 Mal und 116 Mal so viele. Insgesamt weist die Bodenschicht zwischen 0 und 4 cm Tiefe im Durchschnitt gegenüber dem Boden zwischen 4 und 12 cm Tiefe 8 Mal so viele Diasporen auf, obwohl sie nur halb so dick ist.

Die größte Anzahl keimfähiger Diasporen weisen die oberen 4 cm des Bodens im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Süd auf. Hier konnten 22.745 Individuen pro m² festgestellt werden (Tab. A.26, Abb. 4.24). Individuenzahlen über 10.000 pro m² erreichten auch die oberen 4 cm des Bodens in den anderen beiden untersuchten *Calamagrostis*-Beständen und im Trockenrasen von Plessa. Die meisten Diasporen wurden im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Süd nachgewiesen, die wenigsten im Roteichen-Bestand von Schlabendorf-Nord.

Die größten Diasporendichten zeigten sich in den untersuchten *Calamagrostis*-Beständen. Dies ist insbesondere auf die hohe Anzahl keimfähiger Diasporen der namensgebenden Art selbst zurückzuführen, aber auch die Anzahl nachgewiesener unterschiedlicher Taxa ist in den *Calamagrostis*-Beständen insgesamt am höchsten. Eine hohe Diasporendichte fand sich auch im Trockenrasen und im Roteichenbestand von Plessa. Hier schlägt unter ande-

rem *Betula pendula* mit einer hohen Zahl keimfähiger Diasporen zu Buche. Die Diasporendichten in den untersuchten Trockenrasen der Schlabendorfer Felder sind etwas höher als die Diasporendichten in den dortigen Roteichenbeständen.

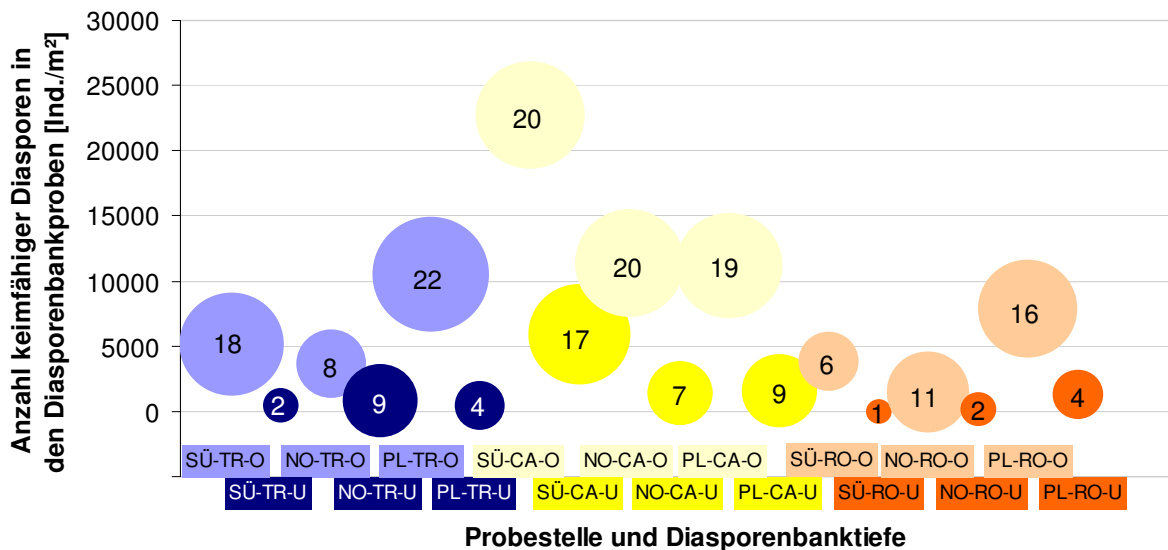


Abb. 4.24: Ergebnisse aus den Diasporenbankproben: Anzahl keimfähiger Diasporen [Individuen/m²] sowie Anzahl Taxa je Probestelle und Bodentiefe (Zahl im Kreisinneren); Bodentiefen: 0-4 cm = O, 4-12 cm = U; Farbgebung: blau = Sandtrockenrasen (TR), gelb = *Calamagrostis*-Bestände (CA), orange = Roteichenforste (RO); SÜ, NO = Schlabendorf-Süd, -Nord, PL = Plessa.

Tabelle 4.14 zeigt einen Vergleich der Artenzahlen in der Vegetation der Probestellen vor der Störung mit der Anzahl und Menge der in der Diasporenbank gefundenen Taxa.

Tab. 4.14: Vergleich ermittelter Taxazahlen in der Vegetation der Probestellen vor der Störung (Vegetationsaufnahmen der Störflächen aus dem Jahr 2001, der Referenzflächen aus dem Jahr 2002) und in der Diasporenbank. Anzahl ermittelter keimfähiger Diasporen bezogen auf 1 m². Sü = Schlabendorf-Süd, No = Schlabendorf-Nord, Pl = Plessa; DB = Diasporenbank.

Probestellen	Sandtrockenrasen			<i>Calamagrostis</i> -Bestände			Roteichenforste		
	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl
Anzahl Taxa Vegetation	25	25	24	30	31	24	9	17	32
Anzahl Taxa Diasporenbank	18	11	22	24	20	20	7	11	16
Anzahl Diasporen DB je m ²	5556	4487	10948	28693	12778	12745	3856	1732	9118

Die Artenzahl in der Vegetation übersteigt an jeder Probestelle die Anzahl der in der Diasporenbank nachgewiesenen Taxa. Korrelationsberechnungen nach Spearman zeigen, dass die Artenzahlen in der Vegetation und in der Diasporenbank miteinander gering positiv korreliert sind (Koeffizient: 0,49). Die Artenzahlen und Samenmengen in der Diasporenbank sind sehr hoch positiv miteinander korreliert (0,9). In beiden Fällen ist allerdings Autokorrelation zu berücksichtigen (Trempe 2005), im ersten Fall wegen der überwiegend

als Nahausbreitung stattfindenden Ausbreitung von Diasporen der rezenten Vegetation. Statistisch (hoch) signifikant war lediglich die errechnete positive Korrelation zwischen der Artenzahl in der Diasporenbank und der Samenmenge.

In Tabelle 4.15 sind die gekeimten Arten nach der Zugehörigkeit zu Vegetationseinheiten (nach Ellenberg 1996) angeordnet.

Neben wenigen in oder an Gehölz-Beständen vorkommenden Arten ist ein knappes Drittel der gekeimten Arten der krautigen Vegetation oft gestörter Plätze zuzuordnen. Ein weiteres Drittel sind Offenland-Arten, vor allem Sandrasen-Arten. Das letzte knappe Drittel der gekeimten Arten schließlich lässt sich nicht bestimmten Vegetationseinheiten zurechnen. In den jüngeren Sandtrockenrasen überwiegt der Anteil der Sandrasen-Arten. In den *Calamagrostis*-Beständen hingegen überwiegt der Anteil an Arten der Vegetation oft gestörter Plätze mit Ausnahme des *Calamagrostis*-Bestandes in Schlabendorf-Nord mit einem Drittel an Sandrasen-Arten. In den Roteichenforsten überwiegt der Anteil an Arten der Vegetation oft gestörter Plätze.

Nur vier Waldsaum-Arten und eine Wald-Art liefen aus der Diasporenbank auf, wobei *Calamagrostis epigejos* mit knapp 600 Individuen den Hauptanteil bildet. Diese Art trat fast ausschließlich in den Diasporenbanken der *Calamagrostis*-Probestellen auf. Mit dem Alter der Standorte nahm die Anzahl der aufgelaufenen *Calamagrostis*-Individuen in den *Calamagrostis*-Probestellen von 111 in Schlabendorf-Süd über 208 in Schlabendorf-Nord auf 238 in Plessa zu. Auch aus der Diasporenbank des Roteichen-Bestandes von Plessa liefen 35 Exemplare auf.

Insgesamt 17 der 59 aus der Diasporenbank aufgelaufenen Arten bzw. bis zur Gattung bestimmten Taxa können als „häufig“ in den Diasporenbanken angesehen werden, da sie in wenigstens einer Probestelle in mindestens zehn Exemplaren nachgewiesen werden konnten.

Die häufigste in der Diasporenbank angetroffene Art war *Conyza canadensis* mit insgesamt 826 Exemplaren. Sie keimte an jeder Probestelle aus der Diasporenbank, am weitaus häufigsten lief sie jedoch mit 519 Keimlingen aus der Diasporenbank des *Calamagrostis*-Bestandes von Schlabendorf-Süd auf, gefolgt von 101 Exemplaren im Roteichenbestand von Schlabendorf-Süd. In der rezenten Vegetation war diese Art vor der Störung im Wesentlichen auf die Sandtrockenrasen- und *Calamagrostis*-Probestellen von Schlabendorf-Süd und -Nord beschränkt, wo sie mit mittlerer bis hoher Stetigkeit vorkam (s. Tab. 4.1).

Als dritthäufigste Art der Diasporenbank nach *Calamagrostis epigejos* liefen 396 Birken-Keimlinge in den Keimschalen auf, fast ausschließlich aus Diasporenbankproben aus Plessa. Birken wurden in Plessa 237 Mal in der Diasporenbank des Sandtrockenrasens („Birkenmärchenwald“) festgestellt, 101 Mal in der Diasporenbank des Roteichen-Bestandes und 54 Mal in der *Calamagrostis*-Probestelle. In der rezenten Vegetation kamen Birken vor der Störung lediglich in der Baumschicht im Sandtrockenrasen von Plessa vor.

Tab. 4.15: Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen: Anzahl Diasporen, Taxa sortiert nach der Zugehörigkeit zu Vegetationseinheiten (nach Ellenberg 1996), Diasporen-Lebensdauer (s. Kap. 3.5): transient: < 1 Jahr, persistent: 1-5 Jahre, permanent: > 5 Jahre. Hellgrau unterlegt: Taxon nicht in Bodenvegetation in 2001 (bzw. auf Referenzflächen in 2002). Gelb unterlegt: Taxon im gesamten Untersuchungszeitraum nicht in der Vegetation der Probestellen. Siehe Tab. A.26.

Probestelle	SÜ-TR	NO-TR	PL-TR	SÜ-CA	NO-CA	PL-CA	SÜ-RO	NO-RO	PL-RO	AZ	D
Alter im Jahr 2001 [Jahre]	13	26	76	13	26	50	5	30	33		
Anzahl (AZ) Diasporen (D) je Probestelle (6 Proben)	170	140	335	878	391	390	118	53	279	2754	
Anzahl Diasporen je m²	5556	4487	10948	28693	12778	12745	3856	1732	9118		
Anzahl bestimmter Taxa (Gattung, Art)	15	10	19	22	17	18	7	10	15		
Vegetation Arten/Taxa	Diasporen-Lebensdauer										
Stillwasser-Röhrichte im Süßwasser											
1.511 <i>Typha spec.</i>					1			1			2
Krautige Vegetation oft gestörter Plätze											
3.? <i>Potentilla norvegica</i>									82		82
3.211 ? <i>Epilobium ciliatum</i>	1		1	9		3	1	1	1		17
3.3 <i>Tripleurospermum perforatum</i>				8							8
3.3 <i>Capsella bursa-pastoris</i>				5		2					7
3.3 <i>Chenopodium album</i>								2			2
3.312 <i>Rumex acetosella</i>	5	10	13	12	35			1	2		78
3.33 <i>Conyza canadensis</i>	41	30	3	519	76	31	101	13	12		826
3.331 <i>Sisymbrium altissimum</i>				6	5	4					15
3.331 <i>Crepis tectorum</i>		2		8	1			1			12
3.5.4 <i>Oenothera spec.</i>					1	1		15	2		19
3.5 <i>Tanacetum vulgare</i>											3
3.5 <i>Solidago canadensis</i>				1							1
3.5 <i>Urtica dioica</i>				1							1
3.55 <i>Poa compressa</i>			2								2
3.55 <i>Poa angustifolia</i>						1					1
3.7 <i>Plantago major</i>									6		6
Steinschutt- und Geröllfluren											
4.4 <i>Chaenorhinum minus</i>		4									4
4.46 <i>Senecio viscosus</i>				2							2
Borstgrastriften un d Zwergstrauchheiden											
5.1 <i>Calluna vulgaris</i>				1	1				1		3
5.1 <i>Luzula campestris</i> agg.			1			11					12
Lockere Sand- und Felsrasen											
5.2? <i>Festuca filiformis</i>			7				1				8
5.2 <i>Helichrysum arenarium</i>	5	4				1					10
5.2 <i>Trifolium arvense</i>		1				1					2
5.2 ? <i>Echium vulgare</i>						1					1
5.21 <i>Jasione montana</i>	18	21	25		4						68
5.221 <i>Corynephorus canescens</i>	11	41	3		3			13			71
5.2.3 <i>Myosotis spec.</i>					3				1		4
5.232 <i>Cerastium semidecandrum</i>	2										2
5.24 <i>Filago minima</i>		22									22
Kalk-Magerrasen											
5.322 <i>Erigeron acris</i>	3										3
5.322 <i>Medicago lupulina</i>									1		1
Bodensaure Halbtrockenrasen											
5.3.2.3? <i>Festuca ovina</i> agg.	3		2				4				9
Grünlandgesellschaften											
5.4 <i>Cerastium holosteoides</i>			4		7	5					16
5.4 <i>Festuca rubra</i> agg.	1						8				9
5.4 <i>Holcus lanatus</i>			6								6
5.41 <i>Juncus effusus</i>		1	2	29		3	1	1			37
Sonnige Staudensäume an Gehölzen											
6.1 <i>Hypericum perforatum</i>				18		10					28
Waldlichtungsfluren und -gebüsche											
6.2 <i>Calamagrostis epigejos</i>			3	111	208	238		4	35		599
6.2 <i>Epilobium angustifolium</i>	3			4							7
6.2 <i>Gnaphalium sylvaticum</i>						4					4
Sommergrüne Laubwälder und -gebüsche											
8.4 <i>Poa nemoralis</i>									28		28
Begleiter und unbestimmte Taxa											
x <i>Betula pendula</i>	1		237	1		54	2		101		396
x <i>Epilobium tetragonum</i>				94		2					96
x <i>Arenaria serpyllifolia</i>	21		2		24						47
x <i>Cirsium arvense</i>					8	10					18
x <i>Erophila verna</i>	8										8
x <i>Polygonum aviculare</i>				3		1					4
x <i>Cardaminopsis arenosa</i>			3								3
x <i>Hieracium pilosella</i>			2								2
x <i>Moehringia trinervia</i>						1					1
x <i>Veronica officinalis</i>			1								1
<i>Epilobium spec.</i>				30							30
cf <i>Artemisia spec.</i>	5										5
<i>Taraxacum spec.</i>				1					2		3
<i>Carex spec.</i>			1	1							2
<i>Medicago cf arabica</i>					1						1
<i>Poa spec.</i>				1							1
<i>Rosa spec.</i>									1		1
nicht bis zur Gattung bestimmt	42	4	17	13	11	8		1	1		97

In den Diasporenbanken der Trockenrasen-Probestellen wurde die Art *Jasione montana* in 64 Fällen nachgewiesen. Auch *Corynephorus canescens* charakterisierte die Diasporenbanken der Trockenrasen, allerdings lief die Art auch in der Diasporenbank des Roteichen-Bestandes von Schlabendorf-Nord zahlreich auf. *Filago minima* trat lediglich in der Diasporenbank des Trockenrasens von Schlabendorf-Nord auf, hier war die Art auch in der rezenten Vegetation mit mittlerer Stetigkeit vertreten (Tab. 4.1).

Weitere häufige Arten der Diasporenbank an Offenlandstandorten waren *Arenaria serpyllifolia* (vor allem im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd und im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord) und *Rumex acetosella* (an den Trockenrasen-Standorten und in den jüngeren *Calamagrostis*-Beständen).

Eine Art, die lediglich in den Diasporenbanken der drei *Calamagrostis*-Standorte vorkam, war *Sisymbrium altissimum*. Verschiedene Arten wurden an einem oder zwei der untersuchten *Calamagrostis*-Standorte in der Diasporenbank nachgewiesen. Ihr Vorkommen in der Diasporenbank entspricht dabei weitgehend dem Vorkommen derselben Arten in der rezenten Vegetation (Tab. 4.1, Kap. 4.1.1.4). Die meisten in der Diasporenbank nachgewiesenen Taxa kamen mit mindestens mittlerer Stetigkeit in der rezenten Vegetation vor, z. B. *Hypericum perforatum* in Schlabendorf-Süd und Plessa sowie verschiedene *Epilobium*-Arten in Schlabendorf-Süd.

In den Diasporenbanken der untersuchten Roteichen-Bestände wurden schwerpunktmäßig *Oenothera*-Keimlinge in Schlabendorf-Nord, *Poa nemoralis*- und *Potentilla norvegica*-Keimlinge in Plessa angetroffen.

Acht der 17 Taxa, die aus der Diasporenbank mit einer Häufigkeit von mindestens zehn Exemplaren an einer Probestelle aufliefen, waren in der rezenten Vegetation der entsprechenden Probestellen vor der Störung mit mindestens mittlerer Stetigkeit anzutreffen. Dies sind *Poa nemoralis*, *Rumex acetosella*, *Jasione montana*, *Arenaria serpyllifolia*, *Filago minima*, *Hypericum perforatum* und verschiedene *Epilobium*-Arten. Die anderen neun Taxa, die aus der Diasporenbank mit einer Häufigkeit von mindestens zehn Exemplaren an einer Probestelle aufliefen, waren entweder häufiger in der rezenten Vegetation als in der Diasporenbank anzutreffen (*Cirsium arvense*, *Calamagrostis epigejos*) oder häufiger in der Diasporenbank als in der rezenten Vegetation (*Conyza canadensis*, *Corynephorus canescens*, *Luzula campestris* agg.) oder sie wurden vor der Störung überhaupt nur in der Diasporenbank der Probestellen nachgewiesen: *Potentilla norvegica*, *Juncus effusus*, *Oenothera* spec. und *Betula pendula* (außer Baumschicht Trockenrasen Plessa).

An den Sandtrockenrasen waren ca. zwei Drittel bis drei Viertel der aus der Diasporenbank aufgelaufenen Taxa vor der Störung bereits Bestandteil der Vegetation der Probestellen, in den *Calamagrostis*-Beständen und Roteichenforsten ca. die Hälfte (Tab. 4.16).

Tab. 4.16: Vorkommen der in der Diasporenbank festgestellten Taxa in der Vegetation der jeweiligen Probeflächen (Anteil in [%] der in der Diasporenbank festgestellten Taxa-Anzahl; alle mindestens bis zur Gattung bestimmten Taxa, s. Tab. 4.15), Abkürzungen s. Tab. 4.1.

Taxa in Vegetation Anteil [%]	Sandtrockenrasen			<i>Calamagrostis</i> -Bestand			Roteichenforst		
	Sü	No	PI	Sü	No	PI	Sü	No	PI
bereits vor Störung	73	70	63	45	53	50	43	40	53
nach Störung	7	10	16	32	18	28	0	20	13
ohne Nachweis	20	20	21	23	29	22	57	40	33

In den meisten Fällen blieben Taxa, die in der Diasporenbank festgestellt wurden und ohne Nachweis in der rezenten Vegetation vor der Störung waren, im gesamten Untersuchungszeitraum ohne Nachweis in den Probeflächen. In den Sandtrockenrasen wuchsen zwischen einem Viertel und knapp der Hälfte dieser Taxa nach der Störung auf den Störflächen, in den *Calamagrostis*-Beständen waren es immerhin ca. ein Drittel bis gut die Hälfte, in den Roteichenforsten keines bis zu einem Drittel (Tab. 4.15). In den meisten Fällen der nach der Störung hinzutretenden Taxa mit Diasporenbanknachweis handelt es sich um Arten, die kennzeichnend für die „Vegetation oft gestörter Plätze“ sind und eine permanente Diasporenbank aufbauen können.

Zusammenfassung: In der Boden-Diasporenbank bis 12 cm Tiefe konnten je nach Probe-stelle Diasporenzahlen zwischen 1.732 je m² (Roteichenforst, Schlabendorf-Nord) und 28.693 je m² (*Calamagrostis*-Bestand, Schlabendorf-Süd) festgestellt werden. Die oberen 4 cm des Bodens inklusive der Bodenoberfläche enthielten durchschnittlich 8 Mal so viele Diasporen wie die darunter liegenden 8 cm. Die Anzahl der Taxa in der Diasporenbank war an allen Standorten niedriger als die Anzahl der Taxa in der Vegetation. Nachgewiesen wurden jeweils zu etwa gleichen Teilen: Arten oft gestörter Plätze, Offenland-Arten – vor allem Sandrasen-Arten – und Arten ohne Zuordnung. Die häufigsten Taxa waren *Conyza canadensis*, *Calamagrostis epigejos* und *Betula pendula*. Die meisten in der Diasporenbank häufigen Taxa waren bereits vor der Störung auch Teil der Vegetation. In der Mehrheit der Fälle, in denen Taxa Bestandteil der Diasporenbank, aber nicht der Vegetation zu Beginn der Untersuchungen waren, wuchsen diese Taxa auch nach der Störung nicht in den Probeflächen. Nach der Störung hinzutretende Taxa mit Diasporenbanknachweis, sind überwiegend Arten der „Vegetation oft gestörter Plätze“ mit der Möglichkeit des Aufbaus einer permanenten Diasporenbank.

4.5.2 Vergleich des angrenzenden Artenpools mit dem Arteninventar der Probeflächen

Die vollständige Liste der bei den Umgebungskartierungen erfassten Taxa findet sich im Anhang (Tab. A.27).

Tabelle 4.17 listet die innerhalb eines 100 m-Umkreises um die Probestellen festgestellten Biotoptypen auf.

Tab. 4.17: Biotoptypen innerhalb eines 100 m-Umkreises um die Probestellen, zusätzlich differenziert (Schriftart) nach den Entfernungen: ab 0 m (fett, unterstrichen), ab 10 m (fett), ab 30 m (normal). Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Probestelle		Biotoptypen im Umkreis von 100 m (nach Landesumweltamt Brandenburg 2004)	
Sü Tr		<u>Sandtrockenrasen, z. T. mit Kiefernaufwuchs;</u> <i>Calamagrostis</i> -Bestand; Straßenrand; junge Kiefernauflistung; fast vegetationsfreier Sandweg in junger Kiefernauflistung;	
Sü Ca		<u>Calamagrostis-Bestand; Sandtrockenrasen, z. T. mit Kiefernaufwuchs;</u> fast vegetationsfreier Sandweg; Benjeshecke*; vegetationsfreie Düne	
Sü Ro		<u>junge Roteichenaufforstung in Gräser-Ansaatmischung;</u> unbefestigter sandiger, fast vegetationsfreier Fahrweg; <i>Juniperus communis</i> -Anpflanzung mit Gräser-Leguminosen-Ansaat; Anpflanzung von <i>Amorpha fruticosa</i>	
No Tr		<u>moosreicher Sandtrockenrasen, z. T. mit Kiefernaufwuchs; (fast) vegetationsfreie Sandfläche; Kiefern-Vorwald**;</u> lockerer <i>Calamagrostis</i> -Bestand; <u>z. T. als Komplex mit Sandtrockenrasen;</u> Kiefernforst; fast vegetationsfreier Sandweg am Kiefernforst-Rand; Kahlschlag-Hochgraswiese	
No Ca		<u>lockerer Calamagrostis-Bestand, moosreicher Sandtrockenrasen, z. T. als Komplex; Kiefernaufwuchs; Kiefernforst; fast vegetationsfreier Sandweg am Kiefernforst-Rand; Kiefern-Vorwald**;</u> (fast) vegetationsfreie Sandfläche	
No Ro		<u>Roteichenforst</u> mit eng begrenzten Lichtungen (<i>Calamagrostis</i> -Bestand, Sandtrockenrasen); Straßenrand mit Anpflanzung von <i>Colutea arborescens</i> , <i>Amorpha fruticosa</i> und <i>Hippophae rhamnoides</i> ; Ruderalflur auf Kahlschlagfläche; Kiefernforst; Waldschneise; Sandweg	
Pl Tr		<u>Birkenforst mit Sandtrockenrasen-Unterwuchs; Birkenforst mit Calamagrostis-Unterwuchs; Birkenforst mit Komplex aus Calamagrostis- Bestand und Trockenrasen;</u> <i>Molinia caerulea</i> -Herden im Birkenforst; Birkenforst mit <i>Brachypodium sylvaticum</i> -Unterwuchs; Birkenforst mit eingestreuten Grauerlen; Kiefernforst: Unterwuchs <i>Calamagrostis epigejos</i> und <i>Brachypodium sylvaticum</i> ; unbefestigter Forstweg; Tagebausee-Ufer; Erosionsrinnen	
Pl Ca		<u>Calamagrostis-Bestand; Wald: Pappel, Birke, Kiefer;</u> vegetationsfreie Schüttrippen***; Tagebausee-Ufer; Kiefernforst; Waldweg mit wasserdurchlässiger Befestigung	
Pl Ro		<u>Roteichenforst;</u> Waldweg mit wasserdurchlässiger Befestigung; angesäte Wiese („Wildwiese“); Birkenwald; Birkenforst; Laubmischwald aus v. a. Linde, Birke, Espe; Kiefernforst; Kalklagerfläche	

Definitionen: *,„Benjeshecke“: Totholzhecke aus Gehölzschnitt (Benjes 1997); **,„Vorwald“ aus Anders et al. (2004): Gehölze decken 10 - 100 % und sind bis 5 m hoch; ***,„Schüttrippen“: Abraumförderbrückenkippen: Flächen ohne Sanierungsmaßnahmen, durch ausgeprägte Rippenstruktur gekennzeichnet.

Alle vor der Störung in Probestellen festgestellten Pflanzenarten wurden bis auf eine Ausnahme in der Umgebungsvegetation nachgewiesen. Bei dieser Ausnahme handelt es sich um das Vorkommen von mehreren Exemplaren *Hypochaeris radicata* in einer Probestelle des Sandtrockenrasens von Plessa. Es ist wahrscheinlich, dass sich weitere Vorkommen dieser Art in der Umgebungsvegetation außerhalb des hier untersuchten 100 m-Radius finden lassen, da auch im weiteren Umkreis Sandtrockenrasenrelikte im Birkenforst vorkommen.

Nach der Störung wurden 72 Taxa ab 2002 an Probestellen neu nachgewiesen. Bezüglich Referenzflächen gilt ein Taxon mit einem Vorkommen ab 2003 oder 2004 als neu nachgewiesen. Tabelle 4.18 zeigt, in welcher Entfernung zu den Probestellen die nächsten Exemplare der hinzugekommenen Taxa bei der Kartierung der Gefäßpflanzen der Umgebungsvegetation nachgewiesen wurden. An den Sandtrockenrasen wurden ca. zwei Drittel der neu hinzukommenden Arten innerhalb eines Umkreises von weniger als 10 m um die Probestellen festgestellt. In den *Calamagrostis*-Beständen von Schlabendorf-Nord und Plessa wurde ca. die Hälfte der neu hinzugekommenen Arten im Umkreis bis 10 m nachgewiesen, während im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Süd fast die Hälfte der hinzugekommenen Taxa nicht in der Umgebungsvegetation festgestellt wurde. In den Roteichenforsten lag der Anteil an Taxa aus der Umgebung bis 10 m bei maximal 16,7 %, die meisten hinzugekommenen Arten wurden in einer Umgebung von 10-30 m bzw. 30-100 m um die Probestellen nachgewiesen. An 7 der 9 Probestellen wanderten Taxa neu ein, die bei der Umgebungskartierung nicht innerhalb von 100 m um die Probestellen nachgewiesen worden waren. Im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Süd und im Roteichenforst von Plessa war die Anzahl dieser Taxa mit acht bzw. vier Arten besonders hoch.

Tab. 4.18: Anzahl der nach der experimentellen Störung (März 2002) in Probestellen neu nachgewiesenen Gefäßpflanzen-Taxa und Entfernung des nächsten Nachweises in der Umgebungsvegetation. Angaben in absoluten Zahlen und anteilig [%]. Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Probestelle	Anzahl (AZ) hinzugekommener Taxa		Entfernung nächster Nachweis in der Umgebung bis 100 m							
	< 10 m	10-30 m	30-100 m	kein Nachweis						
	AZ	anteilig [%]	AZ	anteilig [%]	AZ	anteilig [%]	AZ	anteilig [%]	AZ	anteilig [%]
Sü Tr	6	100	4	66,7	0	0	1	16,7	1	16,7
No Tr	8	100	5	62,5	1	12,5	1	12,5	1	12,5
Pl Tr	11	100	7	63,6	2	18,2	0	0	2	18,2
Sü Ca	18	100	3	16,7	3	16,7	4	22,2	8	44,4
No Ca	16	100	8	50	5	31,3	0	0	3	18,8
Pl Ca	20	100	9	45	4	20	7	35	0	0
Sü Ro	1	100	0	0	1	100	0	0	0	0
No Ro	6	100	1	16,7	4	67	0	0	1	16,7
Pl Ro	18	100	3	16,7	3	16,7	8	44,4	4	22,2

Tabelle A.28 listet die 72 hinzugekommenen Gefäßpflanzen-Taxa auf, inklusive der Gehölz-Keimlinge, wenn die entsprechenden Gehölz-Arten als Keimlinge erst nach der Störung in Probestellen nachgewiesen wurden. 23 Taxa kamen an mehreren Probestellen hinzu. Insgesamt kamen in 105 Fällen Taxa auf Probestellen hinzu. In 81 % der Fälle war das hinzugekommene Taxon Bestandteil der Umgebungsvegetation bis 100 m. In 20 Fällen, 18 Taxa betreffend, konnte das entsprechende Taxon nicht in der Umgebungsvegetation bis 100 m festgestellt werden.

Tabelle 4.19 zeigt die 18 Taxa, die nach der experimentellen Störung in Probestellen neu auftraten, aber nicht in der Umgebungsvegetation bis 100 m um die Probestellen festgestellt wurden. Außerdem nennt die Tabelle das Ausbreitungspotenzial dieser 18 Taxa in Raum und Zeit sowie Ergebnisse aus der vorliegenden Untersuchung zum Vorkommen in der Diasporenbank und der Vegetation der weiteren Umgebung (> 100 m entfernt). Die Angaben zum Diasporenbanktyp unterscheiden zwischen „transient“ (< 1 Jahr), „persistent“ (1 - 5 Jahre) und „permanent“ (mindestens 5 Jahre).

Besonders viele Taxa ohne Nachweis in der Umgebungsvegetation traten im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Süd hinzu (acht Taxa). In zwölf der 20 Fälle wurde das hinzutretende Taxon ab 2002 in den Probestellen nachgewiesen. Die meisten Vorkommen von hinzutretenden Taxa ohne Nachweis in der Umgebung betreffen Störflächen.

Für 14 der 18 Taxa aus Tabelle 4.19 existieren Nachweise für Fernausbreitung (Poschlod et al. 2003). Bei den übrigen vier Taxa ist trotz fehlenden Nachweises aufgrund ihrer Ausbreitungstypen wahrscheinlich ebenfalls Fernausbreitung möglich: Die Früchte von *Epilobium tetragonum* mit ihrem Haarschopf werden mit dem Wind ausgebreitet, die von *Polygonum aviculare* z. B. durch Vögel (Verdauung). Auch die Früchte von *Potentilla norvegica* können endochor ausgebreitet werden. Die Samen von Arten der Gattung *Juncus* werden im feuchten Zustand klebrig-schleimig und können so leicht an Tieren anhaften und dadurch weit ausgebreitet werden.

Nahezu alle in Tabelle 4.19 aufgelisteten Taxa wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung entweder an anderen Stellen der entsprechenden Bergbaufolgelandschaft festgestellt oder aber in der Diasporenbank der entsprechenden Probestelle nachgewiesen. Lediglich für *Stellaria media* in Plessa, *Cerastium holosteoides* in Schlabendorf und *Epilobium tetragonum* in Schlabendorf-Nord gibt es keinen derartigen Nachweis. *Stellaria media* wurde jedoch bei Vegetationsaufnahmen im Rahmen des SUBICON-Verbundprojektes (s. Kap. 2.5) wenige 100 Meter von der Roteichen-Probestelle in Plessa aufgenommen. *Epilobium tetragonum* wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung in der Vegetation der an Schlabendorf-Nord angrenzenden Bergbaufolgelandschaft Schlabendorf-Süd nachgewiesen.

Tab. 4.19: Nach der Störung neu in Probeflächen aufgetretene Taxa ohne Nachweis in der Umgebungsvegetation (nicht eindeutig bis zur Art bestimmte Taxa wurden weggelassen, wenn Exemplare der Gattung in Umgebungsvegetation). Ihre Ausbreitungstypen, Nachweis für Fernausbreitung, weitere Nachweise im Rahmen dieser Untersuchung, Diasporenbanktyp; S = Störflächen, R = Referenzflächen, Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Taxon	Probe- stelle	Vor- kom- men ab [Jahr]	Wo? S R	Ausbreitungstypen (nach Rothmaler 2002)	Nachweis Fernaus- breitung (Poschlod et al. 2003)	In vorliegender Un- tersuchung nachge- wiesen in Dia- sporen- bank Bergbaufol- gelandschaft	Diasporenbank- typ Literatur: Kap.3.5	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Sü Ca	2002	x	Klett/Kleb, Wind, Wasser (Regenballist), Stoß	x	x	permanent	
<i>Carlina vulgaris</i>	Pl Tr	2004	x	Wind	x	Ca, Ro	mindestens persistent	
<i>Cerastium holosteoides</i>	Sü Ca, Pl: No Ro, Pl Ro	2002, sonst: 2003	x	Klett/Kleb, Verdauung	x	Pl Tr, Pl Ca	permanent	
<i>Cerastium semi-decandrum</i>	Sü Ca	2002	x	Wind, Klett/Kleb, Stoß	x	Tr	persistent	
<i>Crepis tectorum</i>	No Ca	2002 R: 2004	x	x	Wind	x	Tr, Ro	permanent
<i>Epilobium tetragonum</i>	No Ca	2004		x	Wind		persistent	
<i>Juncus spec.</i>	Sü Ca	2002	x	v. a. Klebausbreitung		x (<i>J. effusus</i>)	permanent (<i>J. effusus</i>)	
<i>Lactuca serriola</i>	Pl Ro	2004	x	Wind	x	Ca	persistent	
<i>Leontodon cf. autumnalis</i>	No Ca	2002	x	Wind und Klett/Kleb	x	Tr, Ro	permanent	
<i>Melilotus albus</i>	No Tr	2002	x	Stoß, Verdauung?	x	Ca	permanent	
<i>Poa compressa</i>	Sü Ca	2003	x	Wind, Klett/Kleb	x	Tr	persistent	
<i>Polygonum aviculare</i>	Sü Ca	2002	x	Verdauung, Kleb/Klett		x	permanent	
<i>Potentilla norvegica</i>	Pl Tr	2002	x	Wasser, Kleb/Klett, Verdauung		Ro	permanent	
<i>Rhamnus cathartica</i>	Pl Ro	2004		x	Verdauung	x	Ca	transient
<i>Scleranthus annuus</i>	Sü Ca	2002	x	Klett/Kleb	x	Tr	permanent	
<i>Senecio vernalis</i>	Sü Tr	2004	x	Wind	x	Ro	transient/ persistent	
<i>Senecio viscosus</i>	Sü Ca	2002	x	Wind	x	Tr	x	permanent
<i>Stellaria media</i>	Pl Ro	2002	x	Klett/Kleb, Wasser Verdauung	x		permanent	
Summen bzw. am häufigsten	Sü Ca	2002	16	3	Wind, Klett/Kleb	14	5	permanent

Zusammenfassung: Bei der pflanzlichen Wiederbesiedlung nach Störung ist der überwiegende Teil der neu auf den Flächen wachsenden Arten Bestandteil der Diasporenbank oder wächst in der unmittelbaren Umgebung (bis 100 m). Damit können die Aktivierung der Diasporenbank und Diasporeneintrag in die neu entstandenen offenen Bodenflächen einer Artenverarmung der Flächen durch „Auffüllung“ aus dem lokalen Artenpool entgegenwirken. Es kann davon ausgegangen werden, dass alle hinzutretenden Arten, die nicht in der Umgebung nachgewiesen wurden, das Potential zur Fernausbreitung haben.

4.5.3 Diasporenfall-Analysen

Die Untersuchung des Diasporenanflugs durch „Einfangen“ von Diasporen mit Hilfe von Trichterfallen sollte – wie die Umgebungskartierung – dazu dienen, Hinweise auf die potentiell mögliche Artenvielfalt auf den Untersuchungsflächen zu geben. Außerdem sollte versucht werden festzustellen, welche Bedeutung dem Diasporenfall bei der Wiederbesiedlung der experimentell gestörten Probestellen zukommt. Insbesondere sollten mit Hilfe der Diasporenfalluntersuchungen mögliche Fernausbreitungsereignisse nachgewiesen werden.

Wie in Kapitel 3.7 beschrieben, werden im Folgenden nur die Proben aus den in 1,4 m Höhe am Zaun befestigten Trichterfallen („T-Trichter“) sowie die Proben aus den Boden-Trichterfallen („S-Trichter“) bis einschließlich April 2003 in die Auswertung einbezogen.

Insgesamt wurden 12.280 Diasporen aus den Proben ausgesammelt, davon 10.203 Exemplare (83 %) aus T-Trichterfallen-Proben (Tab. 4.20). Sechzig Taxa wurden unterschieden, davon wurden 48 Taxa mindestens bis zur Gattung determiniert. Ohne S-Trichterfallen-Proben beläuft sich die Gesamtzahl der bis zur Gattung bestimmten Taxa auf 27 (Tab. 4.20). Die Anzahl der bis zur Gattung determinierten Taxa ist für die S-Trichter mit 35 Taxa – trotz der unvollständigen Auswertung – höher als die der Proben aus T-Trichtern.

Die Anzahl der aussortierten Diasporen ist an den einzelnen Probestellen unterschiedlich (Abb. 4.25, Abb. 4.26). Besonders viele Diasporen in T-Trichtern wurden in Plessa gefunden. Die Dominanz von *Betula*-Samen lässt hier die Diasporen-Anzahl in T-Trichtern groß ausfallen (Tab. 4.20). In den S-Trichtern in Plessa wurden hingegen vergleichsweise wenig Diasporen festgestellt.

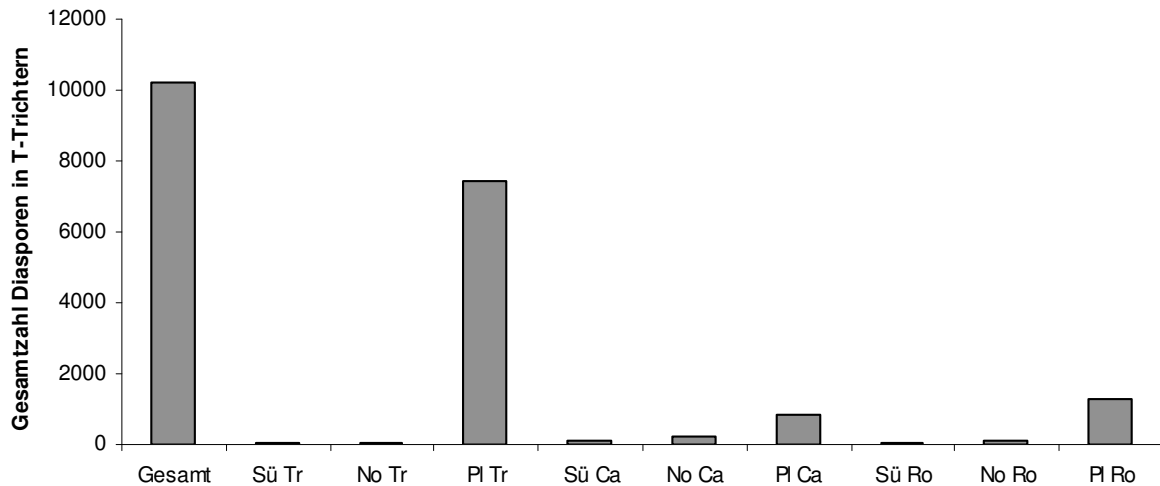


Abb. 4.25: Gesamtzahl der Diasporen in T-Trichterfallen und Verteilung auf die Probestellen. Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

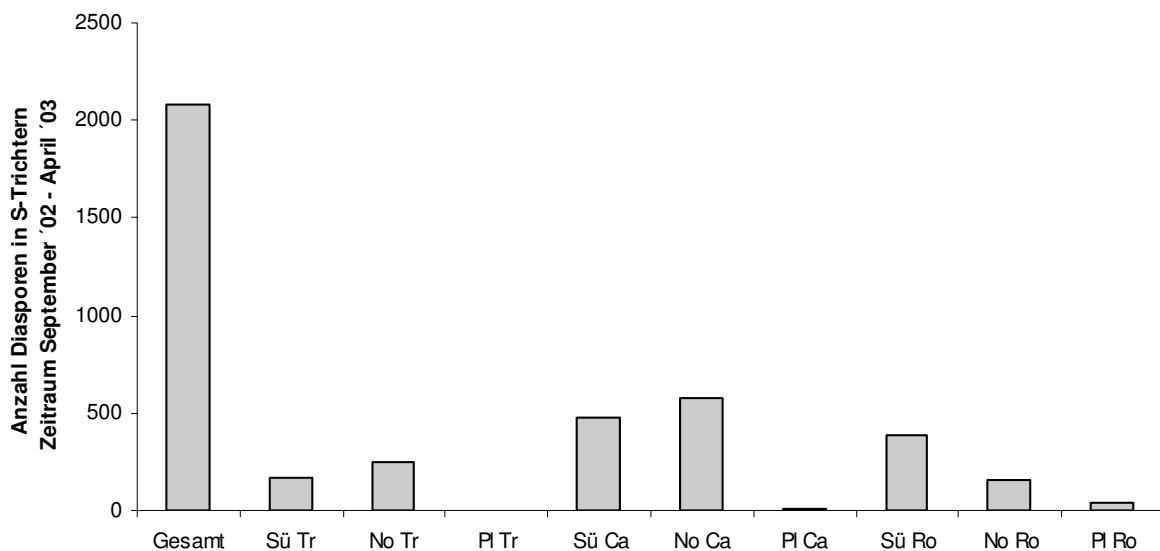


Abb. 4.26: Gesamtzahl der bis einschließlich April 2003 in S-Trichtern gesammelten Diasporen und Verteilung auf die Probestellen. Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

An den Probestellen von Schlabendorf wurden mehr Diasporen in S-Trichtern als in T-Trichtern nachgewiesen (Abb. 4.25, Abb. 4.26, Tab. 4.20), obwohl mehr T-Trichter- als S-Trichter-Proben ausgewertet wurden und die Gesamtfallenfläche für die T-Trichter an jeder Probestelle fast 3 Mal so groß war wie die Gesamtfallenfläche für die S-Trichter (Kap. 3.7).

Tab. 4.20: Ergebnisse der Diasporenfall-Untersuchung. Gesamtanzahl Diasporen in T-Trichtern, Anzahl Diasporen je Probestelle, Anzahl Diasporen aller mindestens bis zur Gattung bestimmten Taxa, Anzahl Diasporen unbestimmter Taxa, Anteile [%]; Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Anzahl Diasporen	Anteil an Gesamtsumme [%]																			
	Gesamt	Sü Tr	No Tr	PI Tr	Sü Ca	No Ca	PI Ca	Sü Ro	No Ro	PI Ro	Gesamt	Sü Tr	No Tr	PI Tr	Sü Ca	No Ca	PI Ca	Sü Ro	No Ro	PI Ro
Gesamt in T-Trichtern	10203	82	66	7424	121	199	854	69	84	1304	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Betula pendula</i>	9514	21	5	7413	24	6	744	4	7	1290	93	26	8	100	20	3	87	6	8	99
<i>Conyza canadensis</i>	265	27	26	3	38	46	8	61	53	3	3	33	39	0,04	31	23	0,9	88	63	0,2
<i>Calamagrostis epigejos</i>	246	1	4	2	6	132	84		16	1	2	1	6	0,03	5	66	10		19	0,1
<i>Helichrysum arenarium</i>	36	7	13		9	4			3		0,4	9	20		7	2			4	
<i>Epilobium angustifolium</i>	35	8			26				1		0,3	10		21					1	
5 häufigste Arten	10096	64	48	7418	103	188	836	65	80	1294	99	78	73	100	85	94	98	94	95	99
Weitere Arten: > 10 Diasporen insgesamt in T-Fallen																				
<i>Jasione montana</i>	14	5	7		2						0,1	6	11		2					
<i>Pinus sylvestris</i>	13	1	2	1	4	4	1				0,1	1	3	0,01	3	2	0,1			
Weitere Arten: < 10 Diasporen insgesamt in T-Fallen																				
<i>Epilobium tetragonum</i>	9		2	1	1	1	2		2		0,09		3	0,01	0,8	0,5	0,2			0,2
<i>Erigeron acris</i>	9	6	1		2						0,09	7	2		2					
<i>Festuca rubra</i>	6				5	1					0,06				4	0,5				
<i>Cirsium arvense</i>	5		1				4				0,05		2			0,5				
<i>Salix spec.</i>	5				1	1	1	1	1		0,05				0,8	0,5	0,1	1	1	
<i>Corynephorus canescens</i>	4		2						2		0,04		3						2	
<i>Solidago canadensis</i>	4						2		2		0,04					0,2				0,2
<i>Festuca brevipila</i>	3	3									0,03	4								
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2								2		0,02									0,2
<i>Tanacetum vulgare</i>	2						2				0,02					0,2				
<i>Taraxacum spec.</i>	2					1			1		0,02				0,5					0,1
<i>Acer platanoides</i>	1								1		0,01									0,1
<i>Deschampsia spec.</i>	1						1				0,01					0,1				
<i>Digitaria spec.</i>	1		1								0,01		2							
<i>Hieracium pilosella</i>	1					1					0,01				0,5					
<i>Poa spec.</i>	1					1					0,01				0,5					
<i>Salix caprea</i>	1				1						0,01			0,8						
<i>Sedum acre</i>	1					1					0,01				0,5					
<i>Tragopogon spec.</i>	1				1						0,01			0,8						
<i>Veronica spec.</i>	1								1		0,01								1	
Bestimmte Taxa	10183	79	64	7420	120	199	849	66	84	1302	100	96	97	100	99	100	99	96	100	100
Unbestimmte Taxa	20	3	2	4	1	0	5	3	0	2	0,2	4	3	0,1	0,8	0	0,6	4	0	0,2

Tabelle 4.20 zeigt die Ergebnisse für die T-Trichter. Die mit Abstand häufigste festgestellte Art ist *Betula pendula*. Sie trat mit 9.514 Exemplaren auf, das sind 93 % aller in den T-Trichtern festgestellten Diasporen. Weitere häufige Arten sind *Conyza canadensis*, *Calamagrostis epigejos*, *Helichrysum arenarium* und *Epilobium angustifolium*, die zusammen 6 % der Anzahl der in den T-Trichtern festgestellten Diasporen erreichten (Tab. 4.20, Abb. 4.27).

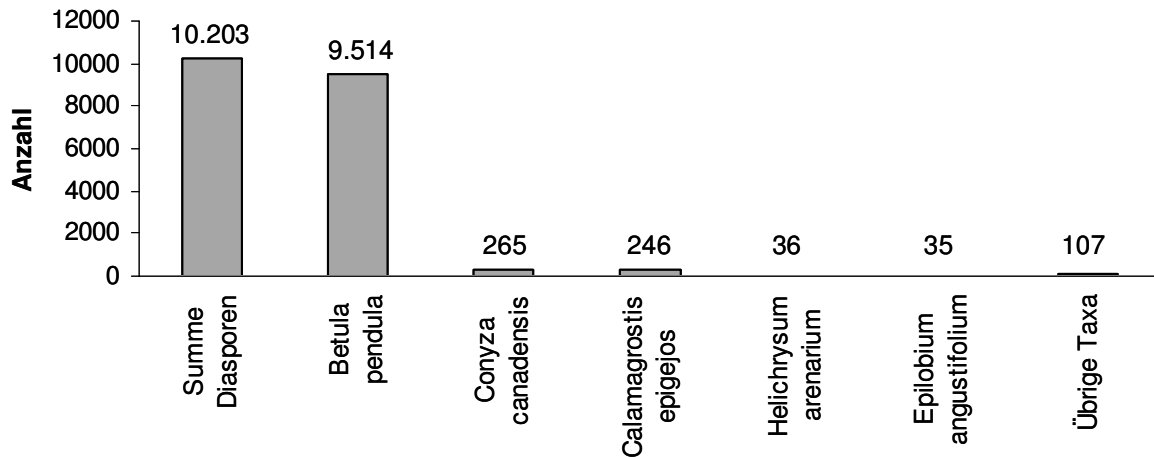


Abb. 4.27: Summe gesammelter Diasporen aus Diasporenfall-Proben der T-Trichter-Fallen. Diasporen-Anzahl der fünf häufigsten Arten und Diasporen-Summe der übrigen Taxa.

Die fünf häufigsten Arten machen zusammen 99 % des insgesamt in T-Trichtern ermittelten Diasporenfalls aus (Abb. 4.28).

Die häufigste Art, *Betula pendula*, findet sich vor allem in Plessa, dort wurde nahezu ausschließlich diese Art im Diasporenfall der T-Trichter-Fallen nachgewiesen. Im *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Nord ist *Calamagrostis epigejos* die häufigste Art. An den übrigen Probestellen konnte *Conyza canadensis* am häufigsten nachgewiesen werden (Abb. 4.28).

An fünf der neun Probestellen betrug der Anteil der fünf häufigsten Arten weniger als 95 % im Diasporenfall der T-Trichter-Fallen (Tab. 4.20). Aber auch hier ließen sich mindestens 72 % der eingefallenen Diasporen der Gruppe der fünf häufigsten Arten zurechnen. Weitere Taxa waren hier z. B.:

- *Epilobium tetragonum* im Roteichenforst von Plessa sowie an allen Offenland-Probestellen außer im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd
- *Erigeron acris*, insbesondere im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd, aber auch mit zwei Exemplaren im angrenzenden *Calamagrostis*-Bestand sowie mit einem Exemplar im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Nord
- *Festuca rubra* in den *Calamagrostis*-Beständen von Schlabendorf-Süd (sechs Diasporen) und -Nord (eine Diaspore)
- *Festuca brevipila* im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd (drei Exemplare)
- *Cirsium arvense* im *Calamagrostis*-Bestand von Plessa (vier Exemplare), eine Diaspore im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Nord
- *Salix*-Diasporen in Einzelexemplaren in den Diasporenfallen aller *Calamagrostis*-Bestände und der Roteichenforste von Schlabendorf

- *Corynephorus canescens* in Schlabendorf-Nord im Sandtrockenrasen und im Roteichenbestand (je zwei Exemplare)
- *Solidago canadensis* in Plessa im *Calamagrostis*- und im Roteichenbestand (je zwei Exemplare)

Die Diasporen dieser Taxa werden, wie die der fünf häufigsten Arten, mit dem Wind ausgebreitet (Rothmaler 2002).

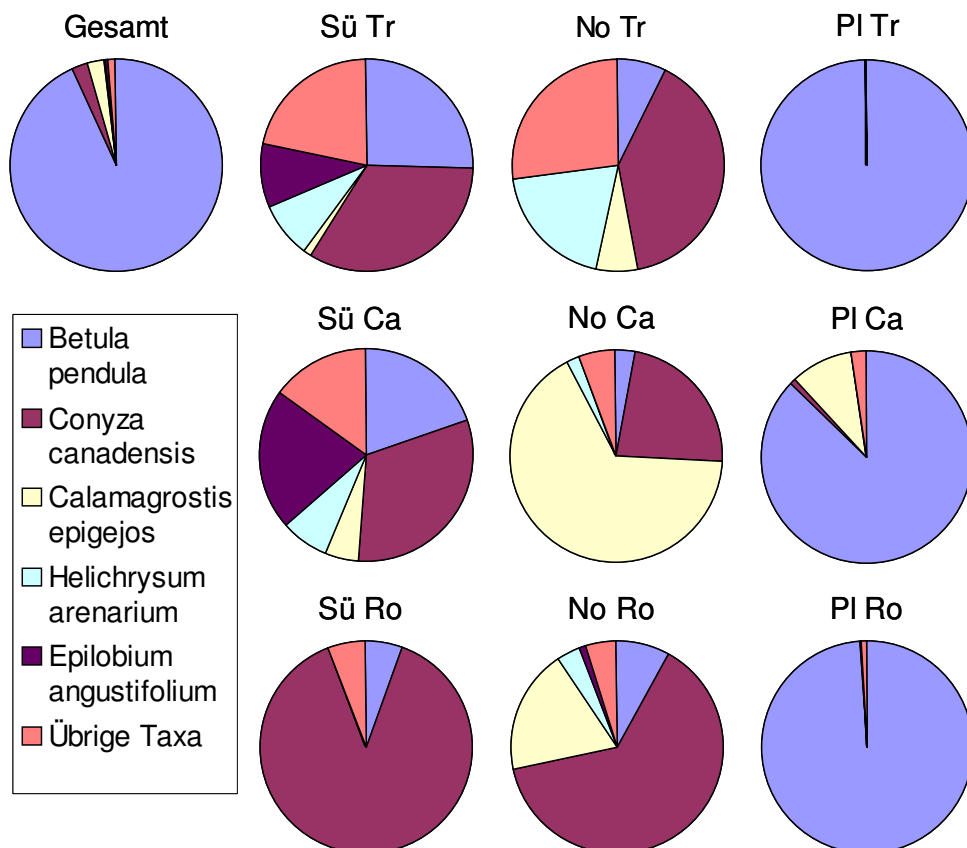


Abb. 4.28: Die fünf häufigsten Arten im Diasporenfall in T-Trichter-Fallen. Relatives Vorkommen insgesamt und an den einzelnen Probestellen. Abkürzungen Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Abbildung 4.29 zeigt die Verteilung der Diasporen auf die T-Trichterfallen im Jahresverlauf. Die meisten Diasporen fielen in den Monaten Juni bis August in die T-Trichter-Fallen. Die Höhe des monatlichen Diasporenfalls wurde durch die Anzahl der einfallenden *Betula pendula*-Diasporen bestimmt. Die mit mindestens 35 Exemplaren insgesamt vorkommenden weiteren 4 häufigen Arten hatten ebenfalls den Schwerpunkt ihres Einflugs im August. Alle übrigen in T-Trichterfallen festgestellten Taxa kamen in keinem Monat mit mehr als zehn Exemplaren insgesamt in den T-Trichterfallen vor. Für *Conyza canadensis*,

Helichrysum arenarium, *Epilobium angustifolium* und *Betula pendula* wurde Fernausbreitung durch den Wind nachgewiesen (Tackenberg 2001).

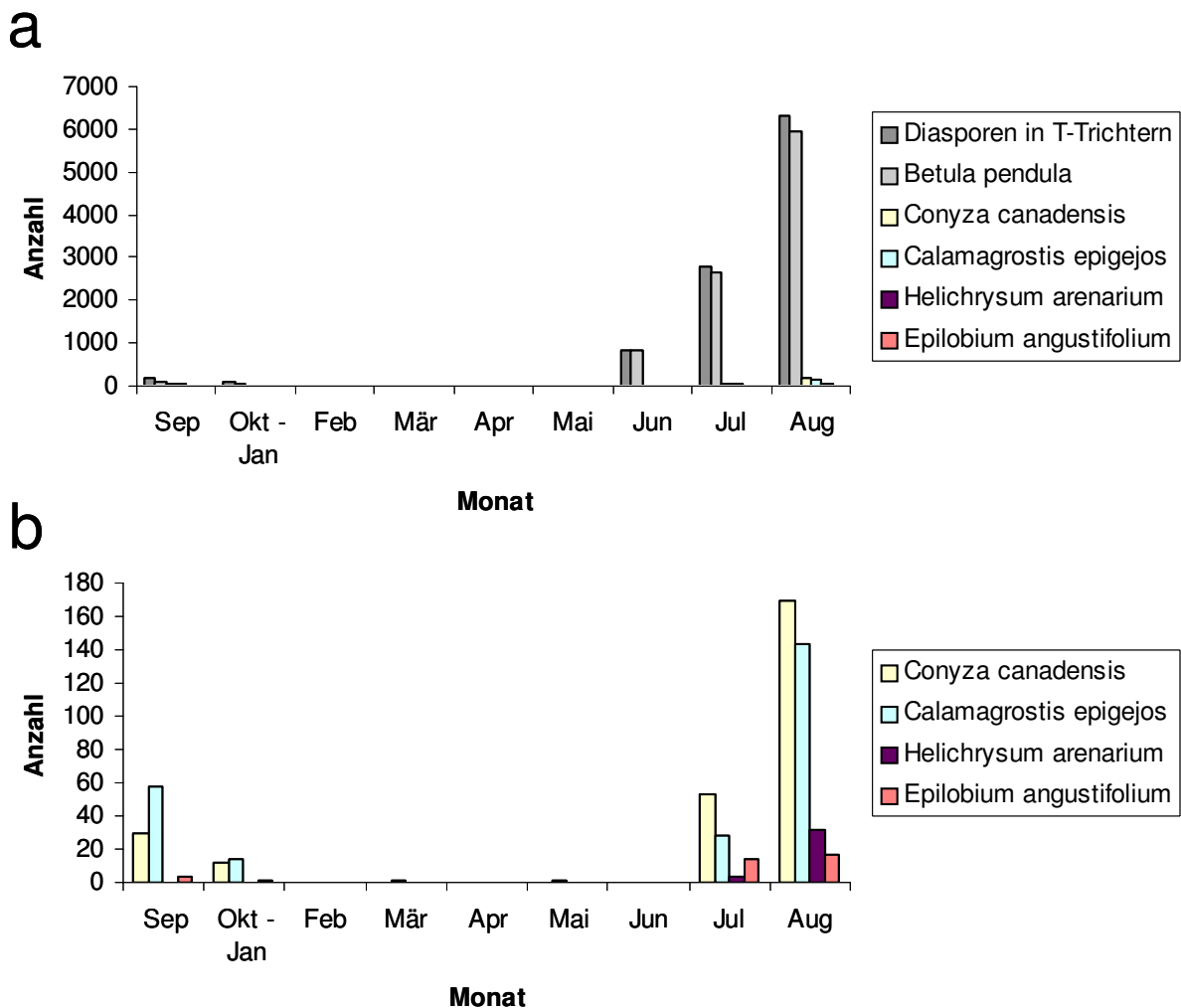


Abb. 4.29: **a:** Verteilung der in den T-Trichtern festgestellten Diasporen auf die Monate: Gesamtanzahl je Monat, Werte der fünf insgesamt häufigsten Arten *Betula pendula*, *Conyza canadensis*, *Calamagrostis epigejos*, *Helichrysum arenarium*, *Epilobium angustifolium*. **b:** Werte der fünf insgesamt häufigsten Arten ohne *Betula pendula*.

Der Diasporenfall in einer Fläche kann aus der in der Fläche bestehenden Vegetation heraus erfolgen, er kann aus der näheren Umgebung der Fläche erfolgen oder auch durch Fernausbreitung. Unmarkierten Diasporen in Diasporenfallen ist nicht anzusehen, ob sie direkt von einem benachbarten Pflanzenindividuum stammen oder aus einer Entfernung > 100 m. Die folgende Tabelle zeigt eine Aufstellung der in Diasporenfallen (T-Trichtern) nachgewiesenen Taxa und ihrer ermittelten möglichen nächsten Diasporenquellen (Tab. 4.21).

Tab. 4.21: In Diasporenfallen (T-Trichtern, Höhe: 1,4 m) nachgewiesene Taxa und ihre möglichen nächsten Diasporenquellen. Phanerophyten: Nur fruchtende Exemplare wurden gewertet. Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Taxon	Nachweis in Diasporenfall in T-Trichtern (x)						PI Tr	PI Ca	PI Ro
	Sü Tr	Sü Ca	Sü Ro	No Tr	No Ca	No Ro			
1: Nächste Diasporenquelle: Vegetation der Probeflächen									
Taxa bereits vor Diasporenfall-Nachweis in Vegetation der Probeflächen									
<i>Betula pendula</i>							x		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Cirsium arvense</i>								x	
<i>Conyza canadensis</i>	x	x		x	x	x	x	x	
<i>Corynephorus canescens</i>				x		x			
<i>Deschampsia spec.</i>								x	
<i>Epilobium angustifolium</i>	x	x							
<i>Epilobium tetragonum</i>		x						x	
<i>Erigeron acris</i>	x	x							
<i>Festuca brevipila</i>	x								
<i>Festuca rubra</i>		x							
<i>Helichrysum arenarium</i>	x	x		x	x				
<i>Hieracium pilosella</i>					x				
<i>Jasione montana</i>	x	x		x					
<i>Poa spec.</i>					x				
<i>Solidago canadensis</i>									x
<i>Tanacetum vulgare</i>								x	
<i>Taraxacum spec.</i>					x				x
2: Nächste Diasporenquelle: Um Probeflächen bis 10 m entfernt									
Taxa nach Störung und nach Diasporenfall-Nachweis außerdem in Vegetation der Probeflächen									
Bei <i>Pinus</i> : ab Untersuchungsbeginn - nicht fruchtend - in Vegetation der Probeflächen									
<i>Betula pendula</i>								x	
<i>Erigeron acris</i>				x					
<i>Pinus sylvestris</i>	x			x	x				
3: Nächste Diasporenquelle: 10 - 30 m entfernt									
3a: Taxa nach Störung und nach Diasporenfall-Nachweis außerdem in Vegetation der Probeflächen									
Bei <i>Pinus</i> und <i>Robinia</i> : ab Untersuchungsbeginn - nicht fruchtend - in Vegetation der Probeflächen									
<i>Betula pendula</i>									x
<i>Festuca rubra</i>					x				
<i>Pinus sylvestris</i>		x						x	
<i>Robinia pseudoacacia</i>									x
3b: Taxa im Untersuchungszeitraum nicht in Vegetation der Probeflächen									
<i>Cirsium arvense</i>				x					
<i>Conyza canadensis</i>			x						x
<i>Helichrysum arenarium</i>						x			
4: Nächste Diasporenquelle: 30 - 100 m entfernt									
4a: Taxa nach Störung und nach Diasporenfall-Nachweis außerdem in Vegetation der Probeflächen									
<i>Epilobium tetragonum</i>									x
<i>Solidago canadensis</i>								x	
4b: Taxa im Untersuchungszeitraum nicht in Vegetation der Probeflächen									
<i>Betula pendula</i>	x	x	x						
<i>Digitaria spec.</i>				x					
<i>Epilobium angustifolium</i>						x			
<i>Salix caprea</i>		x							
<i>Salix spec.</i>		x	x						

Fortsetzung Tab. 4.21

Taxon	Nachweis in Diasporenfall in T-Trichtern (x)								
	Sü Tr	Sü Ca	Sü Ro	No Tr	No Ca	No Ro	PI Tr	PI Ca	PI Ro
5: Nächste Diasporenquelle > 100 m entfernt									
5a: Taxon (Phanerophyt) ab Untersuchungsbeginn in Kraut- / Strauchschicht der Probestellen nächste Diasporenquelle (Baum): nicht in Umgebung bis 100 m, aber in ehemaligem Tagebau Plessa									
<i>Pinus sylvestris</i>							x		
5b: Taxa im Untersuchungszeitraum nicht in Vegetation der Probestellen und nicht in Umgebung bis 100 m, aber in ehemaligem Tagebau nachgewiesen									
<i>Acer platanoides</i>									x
<i>Salix spec.</i>								x	
<i>Sedum acre</i>					x				
<i>Tragopogon spec.</i>		x							
<i>Veronica spec.</i>						x			
5c: Taxon nach Störung und nach Diasporenfall-Nachweis in Vegetation der Probestellen, außerdem in benachbartem ehemaligem Tagebau Schlabendorf-Süd nachgewiesen									
<i>Epilobium tetragonum</i>					x				
5d: Taxa im Untersuchungszeitraum nicht in Vegetation der Probestellen und des ehemaligen Tagebaus nachgewiesen, aber in benachbartem ehemaligem Tagebau									
<i>Betula pendula</i>				x	x	x			
<i>Epilobium tetragonum</i>				x					
<i>Salix spec.</i>					x	x			

Tabelle 4.21 zeigt die 27 Taxa, die im Diasporenfall (T-Trichter) nachgewiesen wurden. Die Sortierung in Gruppen erfolgt nach dem nächstliegenden nachgewiesenen Vorkommen in der Vegetation. Zwölf Taxa wurden lediglich je an einer Probestelle im Diasporenfall nachgewiesen. Von den 15 Taxa mit Nachweisen an mehreren Probestellen werden elf Taxa in der Tabelle mehrfach genannt, da sich bei ihnen die Entfernung der nächstgelegenen Vorkommen von Probestelle zu Probestelle unterscheidet.

Zwei Drittel der im Diasporenfall nachgewiesenen Taxa, d. h. 18 Taxa, können, zumindest bezüglich eines Teils der Probestellen, aus der Vegetation der Probestellen stammen, da die im Diasporenfall nachgewiesenen Taxa bereits vor dem Diasporeneinfall in den Probestellen wuchsen (Gruppe 1, Tab. 4.21). Neun dieser 18 Taxa wuchsen ausschließlich bereits bei Untersuchungsbeginn auf Probestellen, bei den anderen neun Taxa verhält es sich je nach Probestelle unterschiedlich: Vier Taxa wuchsen an einer bzw. zwei Probestellen erst nach dem gemessenen Diasporenfall in den Probestellen. Sie waren jedoch, bis auf *Epilobium tetragonum* im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord, alle Bestandteil der Umgebungsvegetation, so dass sie als Diasporen auf dem Luftweg aus der Umgebung in die Probestellen gelangt sein können. Das Hinzutreten von *Epilobium tetragonum* im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord nach der Störung sowie die Nachweise im Diasporenfall sowohl an der *Calamagrostis*- als auch an der benachbarten Sandtrockenrasen-Probestelle deuten auf Fernausbreitung hin. Vier weitere Taxa kamen an ein bzw. zwei Probestellen nur im Diasporenfall, nicht aber in der Vegetation der Probestellen oder der Umgebung bis 100 m vor.

Betula pendula-Diasporen wurden an allen Probestellen im Diasporenfall nachgewiesen. Nur in Plessa im Sandtrockenrasen wuchsen bereits bei Untersuchungsbeginn fruchtende

Birken auf den Probeflächen. An den anderen Probestellen in Plessa keimten Birken nach dem Störungsereignis auf den Probeflächen. An den Probestellen in Schlabendorf wurden im Untersuchungszeitraum keine Birken auf den Probeflächen festgestellt, jedoch wuchsen in Schlabendorf-Süd fruchtende Exemplare in der jeweiligen Umgebungsvegetation. In Schlabendorf-Nord kamen auch in der jeweiligen Umgebungsvegetation bis 100 m keine fruchtenden Birken vor, so dass bezüglich des Einwehens in die Diasporenfallen Fernausbreitung vorliegt.

Das übrige Drittel der im Diasporenfall nachgewiesenen Taxa wuchs – bei unterschiedlicher Entfernung der nächsten Diasporenquelle – im Untersuchungszeitraum nicht in den Probeflächen. *Pinus sylvestris* und *Robinia pseudoacacia* wuchsen zwar bei Beginn der Untersuchungen bereits in Probeflächen, allerdings keine fruchtenden Exemplare. Die nächsten möglichen Diasporenquellen befanden sich, außer bezüglich des Sandtrockenrausens in Plessa, in der Umgebungsvegetation der Probestellen.

Die potentielle Artenvielfalt einer Probestelle wird durch einfallende Diasporen solcher Taxa erweitert, die im Untersuchungszeitraum weder in der Vegetation der Fläche noch in der Umgebungsvegetation oder der Diasporenbank nachgewiesen werden. Es ist dann von Fernausbreitung auszugehen. Was die Diasporen von Phanerophyten anbelangt, so hat Fernausbreitung auch dann stattgefunden, wenn noch nicht fruchtender Jungwuchs bereits Bestandteil der Umgebungsvegetation war. Tabelle 4.22 listet diejenigen Taxa auf, die die Probestellen möglicherweise durch ein Fernausbreitungsereignis erreicht haben. Sie wurden in T-Trichterfallen an Probestellen festgestellt, an denen sie weder in der aktuellen Vegetation noch in der Umgebungsvegetation bis 100 m nachgewiesen worden waren (Kap. 4.5.2). Nicht fruchtender Phanerophyten-Jungwuchs inklusive Strauchschicht wird hier nicht als Bestandteil der Umgebungsvegetation gewertet, da von ihm keine Diasporenausbreitung ausgehen kann (s. o.).

Tab. 4.22: Taxa mit auf Diasporenfallen beschränktem Vorkommen in den Jahren 2001 bis 2003 – ohne Nachweis in der Vegetation der Probestelle bis 100 m Umkreis um Diasporenfallen, Fernausbreitung: > 100 m (Tackenberg 2001, Poschlod et al. 2003), Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1.

Taxon	Probestelle	Fernausbreitung	Diasporenbank
<i>Acer platanoides</i>	PI Ro	ja	nein
<i>Betula pendula</i>	No Tr, No Ca, No Ro	ja	nein
<i>Epilobium tetragonum</i>	No Tr, No Ca	?	nein
<i>Pinus sylvestris</i>	PI Tr	ja	nein
<i>Salix spec.</i>	No Ca, No Ro, PI Ca	ja	nein
<i>Sedum acre</i>	No Ca	?	nein
<i>Tragopogon spec.</i>	Sü Ca	ja	nein
<i>Veronica spec.</i>	No Ro	?	nein

Für gut die Hälfte der in Tabelle 4.22 genannten acht Taxa gibt es Nachweise für Fernausbreitung ihrer Diasporen mit Hilfe des Windes (nach Poschlod et al. 2003). Für *Sedum acre*, *Epilobium tetragonum* und mögliche vorkommende *Veronica*-Arten fehlt dieser Nachweis aufgrund der Datenlage.

Die Taxa aus Tabelle 4.22 waren in allen Fällen, in denen sie im Diasporenfall, aber nicht in der Umgebungsvegetation bis 100 m vorkamen, Bestandteil der Vegetation der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft Plessa bzw. Schlabendorf. Sie wurden im Rahmen der Untersuchung der Umgebungsvegetation (Kap. 4.5.2) an anderen Probestellen der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft bzw. bezüglich Schlabendorf teilweise im benachbarten ehemaligen Tagebau festgestellt (Tab. A.27, Tab. 4.21): So wurden sowohl *Epilobium tetragonum* als auch *Betula pendula* und *Salix*-Arten bei den vorliegenden Untersuchungen in der Vegetation in Schlabendorf-Süd nachgewiesen. In Schlabendorf-Nord wurden außerdem *Betula*- und *Salix*-Jungwuchs festgestellt.

Drei der acht in Tabelle 4.22 genannten Taxa fanden geeignete Keimbedingungen auf den Untersuchungsflächen, an denen sie in Diasporenfällen festgestellt worden waren: So wurde im Jahr 2004 *Epilobium tetragonum* erstmalig auf einer Referenzfläche im *Calamagrostis epigejos*-Bestand von Schlabendorf-Nord nachgewiesen. In Plessa fanden sich während des Untersuchungszeitraumes bereits junge Kiefern in den Sandtrockenrasen-Probeflächen und im Roteichenforst desselben ehemaligen Tagebaues gedieh Jungwuchs von *Acer platanoides* in der Umgebungsvegetation.

Nach den vorliegenden Untersuchungen ist es wahrscheinlich, dass Diasporen von *Acer platanoides*, *Betula pendula*, *Epilobium tetragonum*, *Pinus sylvestris*, *Salix* spec., *Sedum acre*, *Tragopogon* spec. und *Veronica* spec. durch Fernausbreitung mit dem Wind auf die in Tabelle 4.22 genannten Probestellen gelangt sind.

Zusammenfassung: In Diasporenfällen, die auf einer Höhe von ca. 1,4 m an den Probestellen angebracht waren, konnten im Laufe eines Jahres 10.203 Diasporen gesammelt werden. Sie konnten zumeist bis zur Gattung bestimmt werden. 27 Arten bzw. Gattungen wurden unterschieden. Mit einer überwiegenden Mehrheit von 93 % kamen *Betula pendula*-Diasporen vor. Windausbreitung dominiert die Ausbreitungsmöglichkeiten der festgestellten Taxa. Für die häufiger im Diasporenfall nachgewiesenen Taxa liegen Literaturnachweise für Fernausbreitung über mehr als 100 m vor. Die meisten nachgewiesenen Taxa sind Teil der Vegetation der Probeflächen bzw. der Umgebungsvegetation bis 100 m. Acht Taxa, welche weder in den Probeflächen noch in der Umgebungsvegetation noch in der Diasporenbank nachgewiesen werden konnten, sind dennoch bereits als Jungwuchs in der Umgebung vorhanden oder Teil der Artenausstattung der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft. Sie sind möglicherweise durch Fernausbreitung in die Diasporenfälle gelangt.

4.5.4 Zusammenfassung der Ergebnisse zu Diasporenbank, Diasporenfall und Umgebungsvegetation

In den Diasporenbanken wurden vor allem Arten der Vegetation oft gestörter Plätze, Sandrasen-Arten und Arten ohne Zuordnung zu bestimmten Vegetationseinheiten festgestellt. In den Diasporenbanken der jüngeren Sandtrockenrasen überwogen die Sandrasen-Arten. In den Roteichenforsten überwogen die Arten der Vegetation oft gestörter Plätze. In den Diasporenbanken der *Calamagrostis*-Bestände von Schlabendorf-Süd und Plessa und in den Roteichenforsten wurden keine bzw. kaum Sandrasen-Arten nachgewiesen.

Die meisten in der Diasporenbank häufigen Taxa waren bereits vor der Störung Teil der Vegetation der Probestelle. Die Mehrheit derjenigen Taxa, die in der Diasporenbank festgestellt wurden, ohne zunächst Bestandteil der Vegetation der Probeflächen zu sein, wuchs auch im weiteren Untersuchungsverlauf nicht in den Probeflächen.

Die meisten Taxa, die im Diasporenfall nachgewiesen wurden, waren Teil der Vegetation der Probeflächen bzw. der Umgebungsvegetation bis 100 m. Diejenigen Taxa, die im Diasporenfall, aber nicht in der Vegetation der Probeflächen nachgewiesen wurden, gehören alle zum Arteninventar der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft. Vermutlich sind sie durch Fernausbreitung in die Diasporenfallen gelangt.

Bei der pflanzlichen Wiederbesiedlung nach der Störung war der überwiegende Teil der neu auf den Flächen wachsenden Arten Bestandteil der Diasporenbank oder Teil der Umgebungsvegetation. Damit können die Aktivierung der Diasporenbank und Diasporeneintrag in die neu entstandenen offenen Bodenflächen einer Artenverarmung der Flächen durch „Auffüllen“ aus dem lokalen Artenpool entgegenwirken. Fernausbreitung findet statt, es konnten jedoch keine Arten festgestellt werden, die durch Fernausbreitung auf die Probestellen gelangten und nicht bereits Teil des Arteninventars der Bergbaufolgelandschaft waren.

4.6 Herkunft der Taxa nach Störung

Viele Taxa, die bereits vor der Störung auf Probeflächen vorkamen, wuchsen dort auch nach der Störung. Neben Keimung aus der Diasporenbank oder Eintrag kann auch Regeneration aus vegetativen Pflanzenteilen dazu geführt haben, dass eine Art Bestandteil der Vegetation blieb.

Mehrjährige Arten bilden mit knapp 80 % den überwiegenden Anteil der 48 Taxa, die nach der Störung weiterhin auf den Störflächen wuchsen (Tab. A.14 - A.22). Von diesen mehrjährigen Arten ist wiederum der überwiegende Teil (> 80 %) durch Ausläufer, Brutzwiebeln oder dergleichen in der Lage, sich vegetativ zu vermehren und hat sich möglicherweise aus vegetativen Pflanzenteilen regeneriert. Auch mehrjährige Taxa ohne spezielle Anpassungen an vegetative Vermehrung können je nach Art sehr regenerationsfreudig sein, z. B. *Taraxacum spec.* In den jüngeren Sandtrockenrasen in Schlabendorf gehört jeweils ca. ein Drittel Therophyten zu denjenigen Taxa, die nach Störung weiter auf den Flächen wachsen.

Abbildung 4.30 zeigt, wo nach der Störung auf Störflächen hinzugetretene Taxa außerdem nachgewiesen wurden. Die Spektren zeigen die Anteile an Taxa mit Nachweis mindestens in der Diasporenbank, ohne Diasporenbank-Nachweis, aber einem Nachweis in der Umgebungsvegetation (Angabe des nächsten Nachweises) sowie ohne Nachweis in Diasporenbank und Umgebungsvegetation. Diasporenfall-Nachweise sind extra aufgeführt. Die Anzahl der berücksichtigten Taxa ist ebenfalls aus der Abbildung zu ersehen (Kap. 4.4.2).

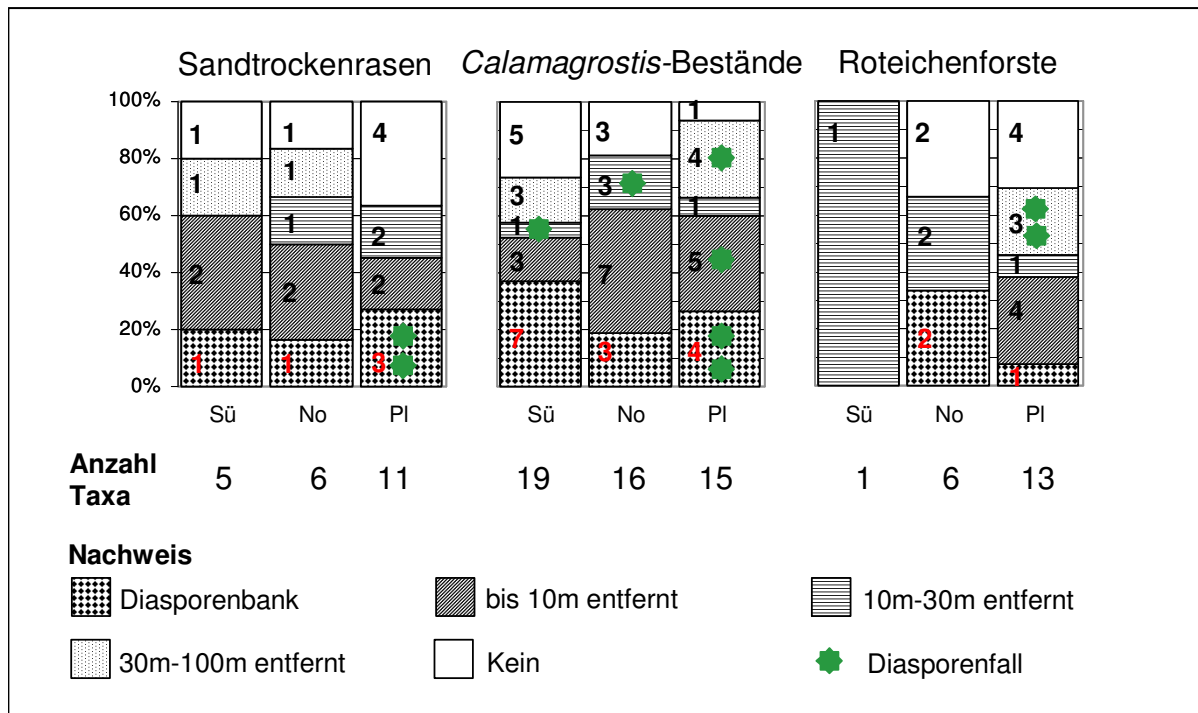


Abb. 4.30: Nach der Störung auf Störflächen hinzugetretene Taxa (ausgewählte Taxa, Kap. 4.4.2): Spektren der Anteile [%] an Nachweisen: Nachweis mindestens in der Diasporenbank, Nachweis nicht in der Diasporenbank, aber in der Umgebungsvegetation: nächster Nachweis bis 10 m / 10 m-30 m / 30 m-100 m Entfernung, kein Nachweis in Diasporenbank und Umgebungsvegetation. Nachweise im Diasporenfall sind extra aufgeführt: Je Taxon 1 Stern. Zahlen in den Balken: Anzahl Taxa; Probestellen in Sü, No, Pl: Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa.

In den Sandtrockenrasen beträgt bei den hinzutretenden Taxa der Anteil mit Diasporenbank-Nachweis zwischen ca. 20 % und ca. 30 %, am größten ist er in Plessa (drei Taxa). In Schlabendorf wächst der überwiegende Anteil der hinzutretenden Taxa, die nicht in der Diasporenbank nachgewiesen wurden, in der Umgebung. Lediglich jeweils ein Taxon blieb ohne Nachweis: *Senecio vernalis* kam ab 2004 in Schlabendorf-Süd hinzu, *Melilotus albus* wuchs vorübergehend in Schlabendorf-Nord. In Plessa blieb mehr als ein Drittel der hinzutretenden Taxa ohne Nachweis in der Umgebung oder in Diasporenbank oder -fall: *Carlina vulgaris* trat ab 2004 in zwei Störflächen hinzu, *Potentilla norvegica*, *Quercus petraea* und *Rubus fruticosus* agg. in jeweils einer Störfläche, zum Teil vorübergehend. Von den auf den Sandtrockenrasen hinzutretenden Taxa wurden im Diasporenfall lediglich in Plessa *Betula pendula* und *Coryza canadensis* nachgewiesen. Diese beiden Arten waren in dieser Untersuchung die am häufigsten im Diasporenfall festgestellten Taxa (Kap. 4.5.3). Beide wurden in Plessa auch in der Diasporenbank nachgewiesen.

In den *Calamagrostis*-Probestellen traten mehr Taxa hinzu als an den anderen Probestellen. In Schlabendorf-Süd wurden fast 40 % der hinzugetretenen Taxa in der Diasporenbank nachgewiesen, in den beiden anderen *Calamagrostis*-Beständen war dieser Anteil geringer. Der Anteil an Taxa, die weder in der Umgebungsvegetation noch in der Diasporenbank oder dem Diasporenfall nachgewiesen wurden, war im jüngsten *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Süd mit über 20 % am größten (fünf Taxa: *Cerastium semidecandrum*, *C. holosteoides*, *Poa compressa*, *Poa cf. pratensis*, *Scleranthus annuus*), er lag in Schlabendorf-Nord bei knapp 20 % (drei Taxa: *Leontodon cf. autumnalis*, *Poa pratensis*, *Prunus*

serotina), in Plessa betrug er unter 10 % (ein Taxon: *Vicia* cf. *parviflora*). In den *Calamagrostis*-Beständen hinzutretende Taxa mit Diasporenfall-Nachweis waren sämtlich auch Bestandteil der Umgebungsvegetation oder in der Diasporenbank nachgewiesen worden.

Im Roteichenforst in Schlabendorf-Süd trat mit *Taraxacum* spec. lediglich ein Taxon auf den Störflächen hinzu. Der nächste Nachweis von *Taraxacum* spec. erfolgte in einer Entfernung zwischen 10 m und 30 m in der Umgebungsvegetation der Probestelle. In Schlabendorf-Nord kam ein Drittel der sechs hinzutretenden Taxa mindestens in der Diasporenbank, ein Drittel nicht in der Diasporenbank, aber in der Umgebungsvegetation und ein Drittel weder in der Diasporenbank noch in der Umgebungsvegetation vor. Die beiden im Diasporenfall in Plessa nachgewiesenen Taxa waren Bestandteil der Umgebungsvegetation.

Tabelle 4.23 listet diejenigen 18 Taxa auf, die auf den Störflächen vermutlich aufgrund der Störung hinzugetreten sind und für die es keinen Nachweis in der Umgebungsvegetation gibt. Auch Bäume und Sträucher ohne fruchtende Exemplare in der Umgebungsvegetation und unsichere Art-Bestimmungen mit Gattungs-Nachweis in der Umgebung werden aufgeführt. Die Diasporen von neun der 18 Taxa können aktiv durch Tiere ausgebreitet werden (Verdauung, Versteck). Sieben weitere Taxa breiten ihre Diasporen typischerweise oder unter anderem mit dem Wind aus.

Acht der 18 Taxa können eine permanente Diasporenbank ausbilden, sieben von ihnen wurden ab dem Jahr 2002 auf Flächen nachgewiesen. Es ist zu vermuten, dass diese sieben Arten trotz eines fehlenden Diasporenbanknachweises aus der Diasporenbank gekeimt sind (Kap. 5.3). Sieben weitere Arten wurden vermutlich über Tiere oder den Luftweg in die Flächen eingetragen, auch wenn es für sie keinen Nachweis im Diasporenfall gab (Kap. 5.3). Es handelt sich um Arten ohne dauerhafte Diasporenbank, die zudem, bis auf zwei Ausnahmen, erst ab 2003 in den Flächen auftraten. Bei *Poa pratensis* handelte es sich möglicherweise um *Poa angustifolia* oder umgekehrt, so dass hier nicht letztendlich geklärt werden kann, ob wirklich von dem Hinzutreten einer neuen Art ausgegangen werden kann. Die Herkunft der übrigen Taxa bleibt unklar. Bezogen auf alle drei untersuchten Probestellen des jeweiligen ehemaligen Tagebaues gibt es von 16 der 18 Taxa Nachweise in der Vegetation, lediglich auf *Stellaria media* und *Cerastium holosteoides* trifft dies nicht zu.

Tab. 4.23: Zusammenstellung der auf Störflächen hinzutretenden Taxa ohne Nachweis (für Sträucher und Bäume: ohne fruchtende Exemplare) in der Umgebungsvegetation, der Diasporenbank und dem Diasporenfall. Probest. = Probestelle; Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. 4.1; hol. = holosteoides; sem. = semidecandrum; v = Taxon nur vorübergehend in den Flächen, LD = Lebensdauer: a = annuell, b = bienn, h = plurienn-hapaxanth, p = plurienn-pollakanth; DB = Diasporenbank: rot = Einordnung unsicher, trans. = transient, mind. pers. = mindestens persistent; Ausbr. = Ausbreitung: W = Wind, St = Stoß, Vd = Verdauung, Wa = Wasser, Kl = Klett, Se = Selbst; nächst. Nachw. (fr.) = nächster Nachweis (fruchtend), verm. Herk. = vermutete Herkunft; E = Eintrag.

Probest.	Taxon	ab Jahr	v LD	DB	Ausbr.	nächst. Nachw. (fr.)	verm. Herk.
Sü Tr	<i>Senecio vernalis</i>	2004	a	trans./pers.	W	Sü Ro	E
No Tr	<i>Melilotus albus</i>	2002	v a, b	permanent	St, Vd?	No Ca	DB
PI Tr	<i>Carlina vulgaris</i>	2004	b, h	mind. pers.	W	PI Ca, PI Ro	E
PI Tr	<i>Potentilla norvegica</i>	2002	v a, b, p	permanent	Wa, Kl, Vd	PI Ro	DB
PI Tr	<i>Quercus petraea</i>	2003	p	transient	Versteck	PI Ca, PI Ro	E
PI Tr	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	2002	p	transient	Vd (Vögel)	PI Ca, PI Ro	E
Sü Ca	<i>Cerastium hol.</i>	2003	v p	permanent	Kl, Vd		DB
Sü Ca	<i>Cerastium sem.</i>	2002	v a	persistent	W, Kl	Sü Tr	DB
Sü Ca	<i>Poa compressa</i>	2003	p	persistent	W, Kl	Sü Tr	DB oder E
Sü Ca	<i>Poa cf. pratensis</i>	2004	p	permanent	W, Kl		<i>Poa ang. ?</i>
Sü Ca	<i>Scleranthus annuus</i>	2002	v a	permanent	Kl	Sü Tr	DB
No Ca	<i>Leontodon spec.</i>	2002	v p	permanent	W, Kl (<i>L. aut.</i>)	No Tr, No Ro	DB
No Ca	<i>Poa pratensis</i>	2002	v p	permanent	W, Kl		<i>Poa ang. ?</i>
No Ca	<i>Prunus serotina</i>	2003	v p	transient	Vd		E
PI Ca	<i>Vicia cf. parviflora</i>	2003	p	permanent	Se, Vd	PI Ca: <i>Vicia spec.</i>	DB oder E
No Ro	<i>Cerastium hol.</i>	2003	v p	permanent	Kl, Vd		DB
No Ro	<i>Viola spec.</i>	2002	v				
PI Ro	<i>Cerastium hol.</i>	2002	p	permanent	Kl, Vd	PI Tr, PI Ca	DB
PI Ro	<i>Lactuca serriola</i>	2004	a	persistent	W	PI Ca	E
PI Ro	<i>Sorbus aucuparia</i>	2002	v p	transient	Vd, Versteck	PI Ca	E
PI Ro	<i>Stellaria media</i>	2002	v a	permanent	Kl, Wa, Vd		DB

Zusammenfassung: Die meisten Taxa, die gleichfalls vor und nach der Störung auf den Probestellen wuchsen, können sich vegetativ regeneriert haben, einige (Therophyten) müssen aus der Diasporenbank gekeimt oder eingetragen worden sein. Der überwiegende Teil der an einer Probestelle hinzutretenden Taxa, darunter alle im Diasporenfall festgestellten, ist entweder Bestandteil der Diasporenbank oder der Umgebungsvegetation oder wurde sowohl in der Diasporenbank als auch in der Umgebung nachgewiesen. An jeder Probestelle kamen Taxa hinzu, die weder in der Umgebungsvegetation noch im Diasporenfall oder in der Diasporenbank nachgewiesen wurden: Die Hälfte dieser hinzutretenden Taxa zeichnet sich dadurch aus, dass ihre Diasporen aktiv durch Tiere ausgebreitet werden. Die andere Hälfte breitet ihre Diasporen (ausschließlich) mit dem Wind oder durch Kleb- bzw. Klettausbreitung aus. Außerdem ist die Hälfte dieser hinzutretenden Arten in der Lage eine dauerhafte Diasporenbank aufzubauen.

4.7 Ablauf der Wiederbesiedlung nach natürlicher Störung

Tabelle 4.24 listet auf der linken Seite die in den Jahren 2002 und 2003 an natürlichen Störflächen in der Umgebung der Sandtrockenrasen-Probestelle in Schlabendorf-Süd durchgeführten Vegetationsaufnahmen auf. Rechts werden die Vegetationsaufnahmen der jeweils benachbarten Referenzflächen dargestellt.

Tab. 4.24: Vegetationsaufnahmen von Flächen mit natürlicher Störung durch Wildschwein-Wühltätigkeit in Schlabendorf-Süd, Sandtrockenrasen. D = Deckung, S = Störflächen, R = Referenzflächen, K = Keimling, J = Jungwuchs.

Flächenbezeichnung	Nat-S1								Nat-S2								Nat-S3								Nat-S4							
	Nat-S1	Nat-S1	Nat-S2	Nat-S2	Nat-S3	Nat-S3	Nat-S4	Nat-S4	Nat-R1	Nat-R1	Nat-R2	Nat-R2	Nat-R3	Nat-R3	Nat-R4	Nat-R4	Nat-R1	Nat-R1	Nat-R2	Nat-R2	Nat-R3	Nat-R3	Nat-R4	Nat-R4	Nat-R1	Nat-R1	Nat-R2	Nat-R2	Nat-R3	Nat-R3	Nat-R4	Nat-R4
Aufnahmejahr	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2002	2003		
D Kraut inkl. Gehölzjuv. [%]	12,3	8	15	10,1	17	15,1	10,5	4	29,5	31,7	29	29	13	16,5	16,5	16,5	29,5	31,7	29	29	13	16,5	16,5	16,5	29,5	31,7	29	29	13	16,5	16,5	16,5
D Gehölzjungwuchs[%]	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
D Moose [%]	5	4	1	0,1	8	4	1,5	1,5	5	4	1	0,1	8	4	1,5	1,5	5	4	1	0,1	8	4	1,5	1,5
D Flechten [%]	0,1	8	2	3,5	3,5	.	.	.	0,1	8	2	3,5	3,5	.	.	.	0,1	8	2	3,5	3,5
D Kryptogamen [%]	5	4	1	0,1	16	6	5	5	5	4	1	0,1	16	6	5	5	5	4	1	0,1	16	6	5	5
D Streu [%]	0,1	.	0,1	0,5	4	.	2	1	6	0,5	4	0,5	4	.	2	1	6	0,5	4	0,5	4	.	2	1	6	0,5	4
D Totholz [%]	
Lücke [%]	88	92	85	89,9	83	84,9	89,5	96	65	61	70	69	70	71,5	78,5	74,5	65	61	70	69	70	71,5	78,5	74,5	65	61	70	69	70	71,5	78,5	74,5
Gesamtdeckung [%]	12,3	8	15	10,1	17	15,1	10,5	4	34,5	35,7	30	29	29	22,5	21,5	21,5	34,5	35,7	30	29	29	22,5	21,5	21,5	34,5	35,7	30	29	29	22,5	21,5	21,5
Summe D [%]	12,7	8,3	15,5	10,3	17,3	15,1	11,1	4	34,5	35,7	29,8	29,3	29,1	22,6	21,9	21,8	34,5	35,7	29,8	29,3	29,1	22,6	21,9	21,8	34,5	35,7	29,8	29,3	29,1	22,6	21,9	21,8
Artenzahl	8	6	12	6	8	4	10	5	12	9	14	11	10	9	13	8	12	9	14	11	10	9	13	8	12	9	14	11	10	9	13	8
<i>Festuca ovina</i> agg.	4,5	3	5,5	6,5	1	0,3	0,5	1	20	19	14	12	7	1	15	8	20	19	14	12	7	1	15	8	20	19	14	12	7	1	15	8
<i>Helichrysum arenarium</i>	0,5	2	0,1	0,3	0,1	0,5	0,1	0,4	5	10	12	15	3,5	9	1	8	5	10	12	15	3,5	9	1	8	5	10	12	15	3,5	9	1	8
<i>Epilobium angustifolium</i>	7	3	9	3	15,5	14	9	2	0,3	0,3	0,3	0,1	.	.	0,1	.	0,3	0,3	0,3	0,1	.	.	0,1	.	0,3	0,3	0,3	0,1	.	.	0,1	.
<i>Corynephorus canescens</i>	.	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,5	0,5	.	.	0,1	0,5	0,1	1	0,1	0,1	.	.	0,1	0,5	0,1	1	0,1	0,1	.	.	0,1	0,5	0,1	1	0,1	0,1
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	0,1	0,3	0,1	.	0,1	.	0,5	0,5	0,1	0,7	0,5	1	0,1	0,5	0,5	0,5	0,1	0,7	0,5	1	0,1	0,5	0,5	0,5	0,1	0,7	0,5	1	0,1	0,5
<i>Jasione montana</i>	.	.	0,1	0,5	1,2	1,2	0,3	1,5	3	0,1	0,1	0,5	1,2	1,2	0,3	1,5	3	0,1	0,1	0,5	1,2	1,2	0,3	1,5	3	0,1	0,1
<i>Erigeron acris</i>	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3	0,3	1,5	0,1	.	0,1	0,3	0,4	0,3	0,3	1,5	0,1	.	0,1	0,3	0,4	0,3	0,3	1,5	0,1	.
Moose	5	4	0,5	0,1	8	4	1,5	1,5	5	4	0,5	0,1	8	4	1,5	1,5	5	4	0,5	0,1	8	4	1,5	1,5
Flechten	0,5	0,1	8	2	3,5	3,5	.	.	0,5	0,1	8	2	3,5	3,5	.	.	0,5	0,1	8	2	3,5	3,5
<i>Conyza canadensis</i>	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	0,1	0,1	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.
<i>Taraxacum spec.</i>	0,1	.	0,1	0,5	0,1	0,1	.	0,5	0,1	0,1	.	0,5	0,1	0,1	.
Keimling indef.	.	.	0,1	0,1	.	0,1	.	.	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	.	.	0,1	.	0,1	.	0,1	.	.	.	0,1	.
<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	.	0,1	2,3	0,3	2,3	0,3	2,3	0,3
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,1	.	0,1	.	0,1	0,1	.	0,1	0,1	.	0,1
<i>Dianthus deltoides</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1
J <i>Pinus sylvestris</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Achillea millefolium</i>	0,3	0,1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,1	.	0,1
<i>Chondrilla juncea</i>	0,1
<i>Festuca rubra</i> agg.	0,1
K <i>Pinus sylvestris</i>	.	.	0,1

Die Artenzahlen erreichten in beiden Untersuchungsjahren auf den Referenzflächen höhere Werte als auf den Störflächen. Auf allen Flächen wurden im Jahr 2003 niedrigere Artenzahlen festgestellt als im Jahr 2002. Im Jahr 2003 war die mittlere Artenzahl auf den Referenzflächen signifikant höher als auf den Störflächen (U-Test).

Die Vegetation der ausgewählten Flächen mit natürlicher Störung unterscheidet sich von der Vegetation der Referenzflächen vor allem durch hohe Deckungsgrade an *Epilobium angustifolium*. Außerdem finden sich keine Kryptogamen in den Störflächen, während sie auf den Referenzflächen bis zu 8 % Deckung aufweisen. *Jasione montana* und *Erigeron acris* sind zwei Arten, die jeweils lediglich auf einer Störfläche, aber auf allen Referenzflächen vorkommen.

Die Einbeziehung von durch Wildschwein-Wühltätigkeit gestörten Flächen in die Untersuchung lässt Vergleiche der Vegetationsentwicklung nach experimenteller Störung mit der Entwicklung nach natürlicher Störung zu. Tabelle 4.25 zeigt die Entwicklung der mittleren Artenzahlen in der Vegetation aller im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd untersuchten Flächen in den Jahren 2002 bis 2004. Die Werte der mittleren Artenzahlen auf den für die Untersuchung der Auswirkung natürlicher Störung ausgewählten Flächen liegen jeweils unter denen der für die Störungsversuche ausgewählten Flächen. Die Entwicklungen der Artenzahlen sind jedoch vergleichbar: Die Werte liegen für die Störflächen in den einzelnen Jahren jeweils niedriger als für die Referenzflächen. Die Werte nehmen von Jahr zu Jahr ab. Sie nehmen auf den gestörten Flächen stärker ab als auf den Referenzflächen, so dass die mittlere Artenzahl auf den Referenzflächen der natürlich gestörten Flächen im Jahr 2003, die der Referenzflächen der experimentell gestörten Flächen im Jahr 2004, signifikant höher sind als die Werte der entsprechenden Störflächen.

Tab. 4.25: Entwicklung der mittleren Artenzahl der Vegetation auf durch Wildschweine gestörten Flächen und auf experimentellen Störflächen im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd sowie Entwicklung der mittleren Artenzahl auf den Referenzflächen. Natürliche Störung = durch Wildschwein-Wühltätigkeit gestörte Flächen.

Jahr	mittlere Artenzahl auf Störflächen		mittlere Artenzahl auf Referenzflächen	
	Natürliche Störung	Experimentelle Störung	Natürliche Störung	Experimentelle Störung
2002	9,5	12,2	12,3	13,5
2003	5,3	11,7	9,3	12,7
2004		9,2		12,8

Die Vegetationszusammensetzung der einzelnen Flächen unterscheidet sich bis auf eine Ausnahme nicht wesentlich: *Epilobium angustifolium* ist insbesondere und mit hohen Deckungsgraden bis 15,5 % auf den durch Wildschwein-Wühltätigkeit gestörten Flächen zu finden. Dies deutet auf eine Bevorzugung von durch *Epilobium angustifolium* bestandenen Flächen durch Wildschweine oder auf eine Förderung dieser Pflanzenart durch Wildschwein-Wühltätigkeit hin und wird in Kapitel 5.2 diskutiert.

5 DISKUSSION

5.1 Theoretische Grundlagen

Sukzessionsforschung

Sukzession sei nach Begon et al. (2006) definiert als „nonseasonal, directional and continuous pattern of colonization and extinction on a site by species populations“ (nicht-saisonales, gerichtetes und kontinuierliches Muster von Besiedlung und Aussterben von Populationen in einem Gebiet). Dabei wird Primärsukzession von Sekundärsukzession unterschieden. Die wesentliche Unterscheidung besteht darin, dass Primärsukzession auf Rohbodensubstrat ohne vorhandenes Pflanzenmaterial abläuft (Dierschke 1994). Die Besiedlung muss von außerhalb erfolgen, während sich Sekundärsukzession durch bereits erfolgte Bodenbildung sowie Diasporen und Pflanzenreste in der Fläche auszeichnet (Walker & del Moral 2003).

Die nachfolgende Übersicht über die Sukzessionsforschung orientiert sich an Felinks (2000) und Walker & del Moral (2003). Von Beginn des 20. Jahrhunderts an durchzogen die Sukzessionsforschung zwei unterschiedliche Strömungen, basierend auf dem holistischen, organismischen Ansatz, wie ihn Clements entwickelte (Clements 1916, 1928, 1936) bzw. dem individualistischen, reduktionistischen Ansatz nach Gleason (1917, 1926, 1939). Nach Clements ist Sukzession deterministisch, und die Vegetation kann einen stabilen Klimaxzustand erreichen (Clements 1928). Zeitlich durchläuft die Sukzession sechs Phasen, von Clements als „Ursachen“ für Sukzession bezeichnet (Clements 1916): Bloßlegung (der Bodenoberfläche durch Störung), Einwanderung (von Arten, inklusive Keimung aus der Diasporenbank), Etablierung, Reaktion (der Umwelt auf die aufwachsenden Pflanzen), Konkurrenz und Stabilisierung. Diese Sichtweise dominierte bis in die 1950er Jahre. Schwierigkeiten bei der Erklärung unterschiedlicher Vegetationsausprägungen unter gleichen klimatischen Bedingungen führten zur Erweiterung der Clements'schen „Monoklimax“-Theorie zur „Polyklimax“-Theorie (Tansley 1935). Whittaker (1953) versuchte eine Annäherung an die Tatsache, dass dynamische Vorgänge in der Vegetation Probleme bei der Beschreibung von Klimax-Zuständen machten, hielt aber mit seiner „climax pattern hypothesis“ noch am Klimax-Konzept fest. Erst Ende der 1950er Jahre, vermutlich verbunden mit der Entwicklung multivariater Methoden und der damit verbesserten Möglichkeit räumliche Heterogenität zu erforschen (z. B. Greig-Smith 1952, Williams & Lambert 1959, Kershaw 1960), erhielten die mit Gleasons Konzept verbundenen Ideen mehr Anerkennung (Cain 1959). Gleason hatte Sukzession als nicht deterministisch und als oft nicht vorhersagbar beschrieben (Gleason 1926).

Aus der individualistischen Sichtweise heraus wurden verschiedene Modelle entwickelt, z. B. das zunächst auf Sekundärsukzession auf Brachland angewendete Konzept der „initial floristic composition“ (Egler 1954), nach welchem die meisten Arten, auch die in späteren Phasen der Sukzession dominierenden, bereits zu Beginn – mindestens als Diasporen – vor Ort sind und sich entsprechend ihrer spezifischen Eigenschaften entwickeln.

Diese Theorie wurde von Wilson et al. (1992) als unklar kritisiert. Sie schlugen vor, stattdessen zwei eigenständige Konzepte zu benennen, wobei dann „complete initial floristics“ wie oben definiert wird, während „preemptive initial floristics“ bedeutet, dass nicht alle Arten bereits zu Beginn der Sukzession auf der Fläche vorhanden sind. Die bereits zu Beginn der Sukzession auf der Fläche wachsenden Arten bestimmen den weiteren Sukzessionsverlauf.

Ebenfalls einen individualistischen Ansatz verfolgt das Konzept der r- und K-Selektion (MacArthur & Wilson 1967, Pianka 1970, Harper 1977), welches zunächst für die Besiedlung von Inseln durch Tiere und Pflanzen entwickelt wurde: Danach gibt es für ein Individuum zwei mögliche Strategien im Verlauf der Sukzession, nämlich durch die Entwicklung erhöhter Konkurrenzkraft zu überleben oder dem Konkurrenzdruck auszuweichen und sich anderswo anzusiedeln. Ein erweitertes Strategiemodell bezieht zusätzlich Stresstoleranz ein (Grime 1974, 1977, 1979, 1985).

Die drei von Connell & Slatyer (1977) eingeführten verschiedenen Sukzessionsmodelle „Facilitation“, „Tolerance“ und „Inhibition“ sind eher als drei im Sukzessionsverlauf wirkende Mechanismen zu sehen (Hils & Vankat 1982, Pickett et al. 1987, Bornkamm 1988), die sich auf Interaktionen zwischen Arten beziehen – beziehungsweise als Effekte auf entsprechend wirkende Mechanismen. Zu weiteren Konzepten, die auf das Verhalten bzw. die Eigenschaften der beteiligten Arten im Sukzessionsverlauf fokussieren, gehört das System der „vital attributes“ von Noble & Slatyer (z. B. Noble & Slatyer 1980). Die „Resource-Ratio“-Hypothese (Tilman 1985) ist ein mathematisches Modell, nach welchem die relative Verfügbarkeit der Ressourcen Licht und Nährstoffe die Konkurrenz unter den Pflanzenarten bestimmt und zu einer Veränderung der Vegetationszusammensetzung führt, wenn sich die relative Verfügbarkeit der limitierenden Ressourcen verändert.

Beim Konzept der „patch dynamics“ stehen Störungen im Vordergrund (Pickett 1976, Pickett & Thompson 1978, Pickett & White 1985, siehe auch Watt 1947). Störungen sind diskrete Ereignisse, welche am Beginn von Sukzessionen stehen bzw. den Verlauf von Sukzessionen in eine andere Richtung lenken oder „zurückwerfen“ können.

Sowohl Clements als auch Gleason lieferten wichtige Beiträge zur Sukzessionstheorie. Beide Ansätze haben je nach Fragestellung ihre Berechtigung (Walker & del Moral 2003). Zwischen diesen beiden Extrempositionen bewegen sich die unterschiedlichen entwickelten Konzepte der Sukzessionstheorie. Dabei wird trotz unterschiedlicher Ausgangssichtweise immer auch die Sichtweise der „anderen Richtung“ integriert, denn sonst würden die aus dem individualistischen Ansatz entwickelten Konzepte nicht nach Gesetzmäßigkeiten suchen und die auf dem organismischen Ansatz beruhenden sich nicht hauptsächlich mit den „Ausnahmen“ von der deterministischen Abfolge befassen.

In der aktuellen Sukzessionsforschung gibt es Ansätze, die versuchen, die wichtigsten Erkenntnisse der organismischen und individualistischen Richtung zu verbinden und weitere Bereiche der ökologischen Forschung zu integrieren (für frühere Ansätze siehe z. B. „Mosaik-Zyklus-Konzept“, Aubreville 1938, Remmert 1985, Remmert 1991). Pickett und Mitarbeiter präsentieren ein hierarchisches Rahmenkonzept der Ursachen für Sukzession (Pickett & Cadenasso 2005, Pickett et al. 2008, Kent 2012), basierend auf den Ideen von

Clements (1916) und Mac Mahon (1981). Dabei werden die Begriffe Sukzession und Vegetationsdynamik gleichgesetzt (Pickett et al. 2008, siehe auch Pickett et al. 2012). Es werden drei Hauptursachen für Vegetationsdynamik bzw. Sukzession angenommen: Unterschiedliche Flächenverfügbarkeit, unterschiedliche Artenverfügbarkeit und unterschiedliche Darstellung der Arten hinsichtlich ihrer Eigenschaften bzw. Funktionen. Für jede der drei Ursachen spielen verschiedene Mechanismen eine unterschiedlich große Rolle, deren Zusammenwirken zu den Nettoeffekten „Facilitation“, „Inhibition“ und „Toleranz“ führen.

Bedeutung von Störungen für die Sukzession

Störungen kommen in allen Ökosystemen vor (Pickett & White 1985, Begon et al. 2006) und bewirken wesentlich deren räumliche und zeitliche Dynamik (Nentwig et al. 2004). Sie spielen in vielen Ökosystemen eine bedeutende Rolle für das dynamische Gleichgewicht der Vegetationsentwicklung und den Erhalt oder die Veränderung von Biodiversität (Connell 1978, Huston 1979, Pickett & White 1985, Fischer 1987, van der Maarel 1993, Böhmer 1999, White & Jentsch 2001). Ein wichtiges Konzept, das sich mit der Auswirkung von Störungen auf die Biodiversität befasst, ist die „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Grime 1973, Horn 1974, Connell 1978; siehe Wilkinson 1999).

Wegen der großen ökologischen Bedeutung von Störungen für die Vegetationsentwicklung, mithin für den Verlauf von Sukzessionen, werden Störungen seit den 1970er Jahren zunehmend und mit unterschiedlicher Schwerpunktsetzung von Vegetationsökologen erforscht (z. B. Raup 1975, Grubb 1977, Oliver 1980, Romme 1982, Glenn & Collins 1993, Jonsson & Esseen 1998, Amiaud & Touzard 2004, Jensch 2004, Jentsch 2004, Overbeck et al. 2005, Brunbjerg et al. 2012, Pidgen & Mallik 2013). Störungen kommen auf allen Maßstabsebenen vor. Ob von einer Störung gesprochen werden kann, hängt von der Betroffenheit des jeweiligen Untersuchungsgegenstandes ab und ist skalenabhängig (White & Jentsch 2001). Störungen können selektiv wirken, d. h. nur bestimmte Individuen, Arten oder Artengruppen betreffen (Walker & del Moral 2003). Sie werden z. B. durch Wasser (Überflutung), Wind (Stürme), Tiere (Fraß, Vertritt usw.), Feuer, Erde (Rutschungen) ausgelöst. Großräumige Störungen, wie Vulkanausbrüche oder Erdbeben, finden in der Regel seltener statt als kleinräumige (Sousa 1984, White & Jentsch 2001). Sind sie intensiv hinsichtlich ihrer Auswirkungen (engl.: „severe“), führen sie eher zu Primärsukzessionen als kleinräumige, häufig stattfindende Störungen (Walker 2012). Turner et al. (1998) sprechen von einem Gradienten zwischen Primär- und Sekundärsukzession, der der Beschreibung der außerordentlichen Variabilität an Sukzessionsverläufen, die sich nach großräumigen Störungen ergeben, gerecht wird (siehe auch Vitousek & Walker 1987, Walker 1999, White & Jentsch 2001, Pickett et al. 2012).

In der Regel stehen am Beginn der Sukzessionen von Phytozönosen Störungsereignisse (z. B. Clements 1916, Noble & Slatyer 1980, Walker & del Moral 2003). Auch der Ablauf von Sukzessionen kann wiederholt von Störungsereignissen beeinflusst werden (Sousa 1984, Walker & del Moral 2003). Je nach Art der Störung, ihrem räumlichen Ausmaß, ihrer Dauer und den abiotischen und biotischen Bedingungen vor Ort wirken Störungsereignisse in unterschiedlichem Maße auf ebenjene abiotischen und biotischen Bedingungen

sowie auf die Wahrscheinlichkeit von Folgestörungen (White & Jentsch 2001, Walker & del Moral 2003).

Störungen können zu Veränderungen führen bei der Lichteinstrahlung (etwa durch Fraß, Windwurf; z. B. Schowalter 1985, Canham et al. 1990, Gray et al. 2002, Baeza 2009), der Nährstoffmenge bzw. -verfügbarkeit (z. B. Pickett & White 1985) und beim Temperatur- und Wasserhaushalt (z. B. Canham & Marks 1985, Kozłowski 1999). Mögliche Beeinflussungen der biotischen Bedingungen sind z. B. Wirkungen auf die Phytomasse, auf die Artenzahl und die Artenzusammensetzung im Pflanzenbestand (z. B. Connell 1978, Hobbs & Mooney 1995, Overbeck et al. 2005, Roubíčková et al. 2012). Außerdem können in der betroffenen Biozönose Auswirkungen auf die Vegetationsdichte, die Konkurrenzbedingungen sowie die Populationen nichtpflanzlicher Lebewesen festgestellt werden (z. B. Schowalter 1985, Wiens 1985, Brunk 2007, Güth 2008).

Als stochastische Ereignisse tragen Störungen dazu bei, die Vorhersage von Sukzessionsverläufen zu erschweren (White & Pickett 1985). Jedoch lassen sich Kriterien aufstellen, nach denen Störungen nach ihren beobachteten Auswirkungen auf die betroffene Phytozönose grob eingeteilt werden können:

Häufigkeit: Häufig vorkommende Störungen sind, noch dazu, wenn sie regelmäßig auftreten, wohl am besten geeignet, um Vorhersagen über ihre Auswirkungen zu machen, da sich Arten im Verlauf der Evolution an solche Störungen „anpassen“ (z. B. Sousa 1984).

Intensität (hinsichtlich der Auswirkungen: „severity“): Je geringer die Veränderungen der biotischen und abiotischen Bedingungen auf einer gestörten Fläche sind, desto unwahrscheinlicher sind auch Veränderungen im erwarteten Sukzessionsverlauf (z. B. Turner et al. 1998).

Räumliches Ausmaß: Je kleinräumiger die Störung einer Phytozönose, desto mehr benachbarte ungestörte Flächen bleiben erhalten, die wiederum die Vegetation der gestörten Fläche beeinflussen. Der Sukzessionsverlauf nach kleinräumigen Störungen ist in der Regel besser vorhersagbar als nach Störungen mit großer Flächenausdehnung (z. B. Romme et al. 1998, Turner et al. 1998)

Kleinräumige Störungen

Mit „kleinräumigen Störungen“ sind in der Vegetationsökologie Störungen gemeint, die durch das Hervorrufen von gestörten kleinräumigen Flächen, den „patches“, ein Muster, „pattern“, innerhalb der untersuchten Pflanzengemeinschaft entstehen lassen (White & Pickett 1985, Loucks et al. 1985, Runkle 1985, White & Jentsch 2001). Die Erforschung der Auswirkung kleinräumiger Störungen auf die Vegetation umfasst unterschiedliche Lebensräume wie Wälder (z. B. Busing & White 1997, Rydgren et al. 1998, Mayer 2002, Jensch 2004), Hochgebirge (z. B. Böhmer 1999, Forbis et al. 2004, Martin et al. 2010), Steppen (z. B. Coffin & Lauenroth 1988, Gibson 1989, Farji-Brener & Ghermandi 2000), Wüsten (z. B. Boeken et al. 1998, Fields et al. 1999), Brachen (z. B. Goldberg & Gross 1988, Lavorel et al. 1994, Milton et al. 1997, Bartha 2001, Touzard et al. 2002), Grünland

(z. B. Pakeman & Small 2005, Schiffers et al. 2010) und Sandlebensräume (z. B. Jentsch 2004, Friedrich 2006, Hasse & Daniëls 2006).

Kleinräumige Störungen bewirken räumliche Heterogenität in der Landschaft (z. B. Hobbs & Mooney 1995, Dean et al. 1997). Sie können auf den gestörten „patches“ das Fortbestehen konkurrenzschwacher Arten ermöglichen (z. B. Horn 1974, Grime 1977, Connell 1978, Dean et al. 1997), die Artenzahl erhöhen (z. B. Sousa 1984, Chytrý et al. 2001) sowie die Sukzession in ein früheres Stadium zurückversetzen. Damit tragen sie auf der „multi-patch“-Skala zum Erhalt der Artenvielfalt bei (Jentsch 2004).

Als „Störungsregime“ wird die Gesamtheit der zu einer Zeit auf einen Ort einwirkenden Störungen bezeichnet (Walker & Willig 1999; andere Definitionen siehe Jax 1999, Lepš 2012). Die Vegetation in Lebensräumen, die durch regelmäßige und häufige kleinräumige Störungen geprägt sind, zeichnet sich durch Pflanzenarten aus, die auf unterschiedliche Weise an das vorhandene Störungsregime angepasst sind: Zum Beispiel können Therophyten mit kurzer Lebensdauer derartige Störungen als Diasporen überstehen. Andere Arten haben eine gute vegetative Regenerationsfähigkeit oder breiten sich von benachbarten ungestörten Flächen durch rasches vegetatives Wachstum in die gestörten Flächen aus. Auf der Ebene der Landschaft kann ein solches Störungsregime durch die Störung immer unterschiedlicher Flächen mit einer darauf folgenden unterschiedlich langen Zeit ohne Störung zu einer räumlich dynamischen, aber zeitlich stabilen oder stabil erscheinenden Musterbildung beitragen. Mithin kann ein dynamisches Gleichgewicht entstehen, bei dem gleichzeitig unterschiedliche Sukzessionsstadien realisiert sind (White et al. 1999, Jentsch 2004).

Die Untersuchung der Auswirkung kleinräumiger Störungen erforscht unter anderem, welche Prozesse in welcher Reihenfolge und Bedeutung bei der Wiederbesiedlung der gestörten Flächen eine Rolle spielen. Hierbei muss die Abhängigkeit von den abiotischen und biotischen Bedingungen vor und nach dem Störungsereignis, von der Störungsgeschichte der Flächen und von der Umgebungsvegetation einbezogen werden (siehe Jentsch 2004).

Trotz der besseren Vorhersagbarkeit bei kleinräumigen Störungen sind Verallgemeinerungen aufgrund der komplexen Zusammenhänge der Einwirkungen auf die pflanzliche Wiederbesiedlung nach Störungen schwierig und lokale Fallstudien wichtig (Wiegand et al. 1997, Jax 1999). Wichtig ist dabei die Klärung von Fragen wie: Welchen Einfluss hat die Diasporenbank, der Diasporeneinfall, allgemein der lokale Artenpool, bei der Wiederbesiedlung? Wie groß ist die Regenerationsfähigkeit der durch die Störung beeinträchtigten Vegetation? Welche Arten verhalten sich wie? Was haben sie für Eigenschaften?

Störungen und Sukzession in der Bergbaufolgelandschaft

Bergbaufolgelandschaften entstehen nach massiven irreversiblen Eingriffen durch Tagebaue oder durch untertägige Abbauverfahren (z. B. Halden). In Tagebauen erfolgt großräumig ein völliger Umbau der gewachsenen Landschaft (Kap. 2.2). Diesem intensiven, über Jahrzehnte andauernden anthropogenen Störungsereignis auf der räumlichen Ebene der Landschaft schließt sich über weitere Jahrzehnte eine Zeit der Sanierung an. Die Sanie-

rungstätigkeiten beinhalten Planierungen, Bodenverdichtungen und Sprengungen, die immer wieder zu ebenfalls großflächigen und intensiven Störungen durch Umformungen der Bergbaufolgelandschaft führen (siehe Klassifizierung auf S. 110).

Die nach Beendigung der Abbautätigkeit erfolgende Wiederbesiedlung durch Pflanzen ist eine Primärsukzession, deren Ablauf großräumig durch die oben genannten Sanierungstätigkeiten, aber auch, meist kleinräumiger, durch natürliche Störungsereignisse beeinflusst wird. Zu den natürlichen Störungsereignissen zählen Erosion (Wind, Wasser) und unterschiedliche Tätigkeiten von Tieren (Kap. 2.6). Dabei sind Wühltätigkeiten von Wildschweinen in allen Vegetationseinheiten bedeutsam (Felinks 2003; Kap. 2.6).

Die Vorhersagbarkeit von Sukzessionsrichtung und -geschwindigkeit ist in der Bergbaufolgelandschaft nicht so gut wie bei gewachsenem Land, weswegen Fallstudien wichtig sind (Tischew & Lorenz 2009).

Auswirkungen der Wühltätigkeit von Wildschweinen (*Sus scrofa* L.)

Wildschweine sind Allesfresser. Auf der Suche nach Nahrung durchwühlen sie mit ihrer daran angepassten Schnauze in charakteristischer Weise den Boden (Jensch 2004). Sie fressen Wurzeln, Knollen, Früchte und kleine Tiere (Görner & Hackethal 1988). Der pflanzliche Anteil liegt bei ca. 90 % (Henry & Conley 1972, Schley & Roper 2003). Die Wühltiefe beträgt typischerweise etwa 5 bis 15 cm (Kotanen 1995), es werden jedoch Wühltiefen bis mehr als 30 cm festgestellt (Sims 2006, eigene Beobachtungen). Die Vegetation wird häufig großflächig untergewühlt. Es entstehen vegetationsfreie Flächen von meist durchschnittlich 1 m² Größe (Welander 2000), aber auch Flächen von mehr als 1 ha können binnen kurzer Zeit von Wildschweinen „umgepflügt“ werden (Kotanen 1995, Welander 2000). Störungen durch Wildschwein-Wühltätigkeit sind bezogen auf die betroffene Vegetation als intensiv einzustufen (Felinks 2003, Sims 2006). Wiederholtes Durchwühlen derselben Flächen kommt häufig vor (Kotanen 1995, Groot Bruinderink & Hazebroek 1996, Jensch 2004). Wildschwein-Wühltätigkeit ist in unterschiedlichen Vegetationseinheiten im Offenland wie im Wald festzustellen. *Sus scrofa*, als Wildschwein in Eurasien und Nordafrika beheimatet (Grimmberger & Rudloff 2009), ist mittlerweile in vielen Teilen der Welt eingebürgert, weil es von Menschen, zumeist als aus Wildschweinen gezüchtete Hausschweine, eingeführt wurde (Kotanen 1995, Goulding 2003). So gibt es Untersuchungen zu *Sus scrofa* auch z. B. aus Australien, Süd- und Nordamerika und Hawaii (Ralph & Maxwell 1984, Hone 1988, Kotanen 1995, Sweitzer & van Vuren 2002, Sanguinetti & Kitzberger 2010, Cuevas et al. 2012). Schweine-Wühltätigkeit kann hinsichtlich der Vegetation Heterogenität schaffen, Strukturvielfalt und Dynamik fördern (Beinlich 1998, Beinlich & van Rehmen 1999, Welander 2000). In Abhängigkeit von den untersuchten Lebensräumen kann es zur Zunahme bzw. Abnahme des Artenreichtums und der Gesamtdeckung kommen (Bratton 1975, Milton et al. 1997, Treiber 1997, Cuevas et al. 2012). Außerdem wurde die Förderung bestimmter Arten oder funktioneller Artengruppen beobachtet (Milton et al. 1997, Simon & Goebel 1999, Beinlich & Poschlod 2002, Tierney & Cushman 2006) und es wurden Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Bodens, wie die Auswaschung von Nährstoffen oder die erhöhte Freisetzung von CO₂, festgestellt

(Singer et al. 1984, Biały 1996, Risch et al. 2010). Sims (2006) stuft nach Untersuchungen in Südengland *Sus scrofa* als Ökosystem-Ingenieur ein, d. h. als eine Art, die ihre Umwelt maßgeblich gestaltet und damit auch auf andere Arten bzw. auf die gesamte Biozönose Einfluss ausübt (Jones et al. 1994, Nentwig et al. 2004).

5.2 Skalenabhängigkeit der Artendiversität

Die Analyse der Auswirkung kleinräumiger Störung auf die Artendiversität (hier: Artenreichtum) ist skalenabhängig. Die Skala der Störfläche, „patch“, ist ebenso einzubeziehen wie die Skala der Probestelle mit ihrer Umgebungsvegetation. Die Auswertung innerhalb der vorliegenden Arbeit folgt damit dem „multi-patch“-Ansatz (Jentsch et al. 2002a).

„Patch“-Skala

Eine Erhöhung der Artenzahl auf einer gestörten Fläche sagt zunächst nichts darüber aus, wie viele Arten dazugekommen sind, da auch Arten ausgefallen sein können. Es bedeutet jedoch, dass, bei signifikanter Erhöhung im Vergleich mit Referenzflächen, die Störung zu einer Erhöhung des Artenreichtums auf der „patch“-Skala geführt hat. Auf der Patch-Ebene konnten in den verschiedenen Vegetationseinheiten unterschiedliche Entwicklungen festgestellt werden. Artenausfälle waren im Allgemeinen selten.

Auf den **Sandtrockenrasen** konnte keine signifikante Erhöhung der Artenzahl festgestellt werden. Im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen wurde, genauso wie im ebenfalls kryptogamenreichen, unter Birken wachsenden älteren Sandtrockenrasen, eine vorübergehende, nicht signifikante Artenzunahme nachgewiesen. Möglicherweise konnten hier Arten keimen, nachdem durch das Untergraben in der kompakten Kryptogamenschicht vegetationsfreie Flächen entstanden waren (z. B. Tischew et al. 2004a). Die Schaffung vegetationsfreier Stellen führte auch z. B. in sandigen Heiden bzw. in bodensauren Trockenrasen durch die damit einhergehende Reduzierung der dominierenden Arten zu einer Zunahme der Artendiversität (Chytrý et al. 2001; Treiber 1997).

Im artenreichen Sandtrockenrasen der jüngsten Bergbaufolgelandschaft in Schlabendorf-Süd nahm die Artenzahl nach der Störung signifikant ab. Auch die parallel dort untersuchten Flächen mit natürlicher Wildschweinstörung zeigten im Vergleich mit Referenzflächen signifikant niedrigere Artenzahlen, wobei zu berücksichtigen ist, dass diese Flächen wahrscheinlich wiederholt von Wildschweinen durchwühlt worden waren. Ein solches Verhalten der Wildschweine beschreiben auch z. B. Groot Bruinderink & Hazebroek (1996).

Die Flächen mit natürlicher Wildschweinstörung wurden von *Epilobium angustifolium* dominiert. Hier suchten die Wildschweine vermutlich nach den für sie schmackhaften Rhizomen (z. B. Fielitz 2005). *Epilobium angustifolium* konnte sich nach der Störung wahrscheinlich vegetativ regenerieren (vgl. Milton et al. 1997 für *Lathyrus tuberosus*). Andere Arten, wie *Jasione montana* und *Erigeron acris* sowie die Kryptogamen, werden durch das Umwühlen der Flächen offensichtlich zurückgedrängt. Sie kamen nur auf den

ungestörten Flächen mit hoher Stetigkeit vor. Auf den von Wildschweinen gestörten Flächen waren sie selten oder fehlten.

Bei Untersuchungen von Sandtrockenrasen auf Binnendünen führte experimentelle Störung durch Umgraben im Frühjahr auf Flächen von jeweils 1 m² Größe in allen Varianten – von kryptogamenreich und artenarm bis zu ruderal und artenreich – zu einer vorübergehenden Abnahme der Artenzahl im ersten Jahr (Jentsch 2004). Diese Entwicklung war auch im artenreichen Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd zu beobachten, wobei die Artenabnahme hier jedoch bis zum Ende der Untersuchung andauerte. Jentsch (2004) begründet die vorübergehende Artenabnahme mit dem Störungszeitpunkt zu Beginn des Frühjahres, der für die meisten Sandtrockenrasenarten eine sehr sensible Zeit darstellt. Auch im Fall des hier untersuchten artenreichen Sandtrockenrasens kann der Zeitpunkt der experimentellen Störung im Frühjahr einer der Gründe für die Abnahme des Artenreichtums auf den Flächen sein, da neben den Kryptogamen auch typische Sandtrockenrasenarten wie *Jasione montana* aus Flächen wegfielen. Hasse und Daniëls (2006) stellten bei ihrer experimentellen Untersuchung von Silbergrasfluren – allerdings bei sehr kleinen Störflächengrößen von lediglich 0,09 m² – unabhängig von der Störungsart (z. B. Bodenabtrag, Verdichtung, Umgraben) und dem Störungszeitpunkt (Juni, August, Oktober) eine gleich bleibende Artenzahl und -kombination fest.

In den ***Calamagrostis*-Beständen** erhöhte sich die Artenzahl nach der Störung signifikant, auf den jüngsten Flächen vorübergehend. Durch die Störung wurden nicht nur vegetationsfreie Flächen geschaffen und die Wurzelkonkurrenz durch *Calamagrostis epigejos* reduziert (Fiala et al. 2004). Auch die für *Calamagrostis*-Bestände typische mächtige Streuschicht (z. B. Rebele 1996) wurde untergegraben, wodurch bessere Lichtverhältnisse und bessere Keimungsbedingungen entstehen (Carson & Peterson 1990, Jakob et al. 1996, Lehmann 1997, Xiong & Nilsson 1999, Mayer & Erschbamer 2011, Migléczy et al. 2013). Darüber hinaus wurden bei den Diasporenbank-Untersuchungen in Schlabendorf die höchsten Diasporen- und Taxa-Zahlen in den *Calamagrostis*-Beständen nachgewiesen. Die mit Abstand größte Diasporendichte und auch die höchste Taxa-Anzahl wurden in der Diasporenbank des jüngsten *Calamagrostis*-Bestandes festgestellt, welcher sich in einer Mulde befindet. Hier ist von einer Diasporen-Akkumulation aufgrund des Reliefs auszugehen (vgl. Symonides 1978, Prach 1987). Zusätzlich sind die Keimungs- und Etablierungsbedingungen in *Calamagrostis*-Beständen möglicherweise durch bessere Bodenbedingungen (Nährstoffverfügbarkeit, Wasserversorgung) und durch ein besseres Mikroklima günstiger als in Sandtrockenrasen (Jakob et al. 1996), so dass eine mechanische Störung des Oberbodens tendenziell für mehr Diasporen bessere Keimungs- und Etablierungsmöglichkeiten als in Sandtrockenrasen bietet.

In Sandtrockenrasen eingewanderte *Calamagrostis*-Bestände auf Binnendünen und Geestflächen Niedersachsens sowie glazial geprägten sandigen Böden Brandenburgs zeigten nach Umgraben ebenfalls eine Artenzunahme (Dormann 1997, Schuhmacher & Dengler 2013). Auch für andere Hochgras-Bestände mit dominanten Rhizombildnern wurden nach Störung höhere Artenzahlen nachgewiesen (z. B. in *Phragmites*-Röhrichtflächen, Welander 1995 und in *Elymus repens*-dominierten Halbtrockenrasen, Milton et al. 1997).

In den **Roteichenforsten** kam es nach der Störung zu einer vorübergehenden signifikanten Artenzunahme, allerdings nicht im jüngsten untersuchten Bestand in Schlabendorf-Süd. Letzterer unterschied sich von den beiden anderen Roteichenforsten dadurch, dass die meisten Roteichen zu Beginn der Untersuchung noch kleiner als 3 m waren und die Bodenvegetation aus einer dichten artenarmen Schicht aus angesäten *Festuca*-Gräsern bestand. Auch die Bodenvegetation bis zu einer Entfernung von mindestens 30 m, zum Teil bis über 100 m Entfernung um die Probeflächen, setzte sich aus angesäten *Festuca*-Gräsern zusammen. Dadurch mussten „neue“ Arten weite Strecken zurücklegen, um die freigelegten Störflächen zu erreichen. Dies belegen die Ergebnisse der Diasporenfall-Untersuchungen für den Roteichen-Bestand in Schlabendorf-Süd: Hier wurde von allen Probestellen die geringste Diasporenmenge und die geringste Anzahl an Taxa festgestellt. Auch die Diasporenbank-Untersuchungen erbrachten hier die geringste Taxa-Anzahl. In den beiden älteren Roteichen-Forsten wurde durch die Störung die dichte Laubschicht untergegraben. Es entstanden freie Bodenstellen und die Diasporenbank wurde aktiviert. Andere Untersuchungen in Wäldern bzw. Forsten kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen: In borealen Fichtenwäldern nahm die Artenzahl auf gestörten Flächen vorübergehend ab (Jonsson & Esseen 1998, Rydgren et al. 1998). Von Wildschweinen gestörte Flächen in jungen Kiefern-Forsten unterschieden sich in der Artenzahl nicht von ungestörten Flächen, in älteren Kiefernforsten war die Artenzahl auf gestörten Flächen signifikant erhöht (Welandar 1995). Auf kleinen Flächen von je 0,16 m² bzw. 0,2 m² im Laubwald sowie auf gestörten Flächen im Bergmischwald nahm die Artendiversität zu (Eriksson 1995, Kobayashi & Kamitani 2000; Mayer 2002).

Eindeutige Ergebnisse bezüglich der Auswirkungen kleinräumiger Störungen auf den Artenreichtum einer Fläche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft ergeben sich somit für die *Calamagrostis*-Bestände: Ein Untergraben der Streu bietet durch die Schaffung von freien Bodenstellen, die Erhöhung des Lichteinfalls und die Aktivierung der Diasporenbank verbesserte Bedingungen für die Etablierung „neuer“ Arten. Auch die Nährstoffverfügbarkeit wurde durch die Störung möglicherweise erhöht (vgl. Farji-Brener & Ghermandi 2000, Jentsch 2004). Die Ergebnisse aus den Sandtrockenrasen sind unterschiedlich. Sie werden durch Untersuchungsergebnisse aus anderen Sandtrockenrasen unterstützt. Ein Umgraben des Bodens im jüngsten Sandtrockenrasen führt nicht zu einer Verbesserung der Konkurrenz-Bedingungen aufgrund der Schaffung freier Bodenstellen, da die Deckung inklusive Streu auch vor der Störung weniger als 20 % beträgt (vgl. Chytrý et al. 2001), auch Wurzelkonkurrenz (Quinger & Bräu 1995) scheint nicht vorgelegen zu haben. Außerdem wiesen die Diasporenbankanalysen hauptsächlich Arten nach, die bereits Teil der bestehenden Vegetation sind (vgl. Treiber 1997) oder in der Umgebung wachsen, aber möglicherweise keine geeigneten Keimbedingungen fanden, wie zum Beispiel die trockenheitsempfindliche Birke (*Betula pendula*). Daher nimmt die Artenzahl im jüngsten Sandtrockenrasen durch den Verlust der Kryptogamen und flächenspezifisch einzelner Gefäßpflanzenarten nach der Störung ab. In den beiden anderen Sandtrockenrasen wird durch die Störung die zuvor dichte Vegetationsdecke untergegraben und es werden offene Bodenstellen geschaffen. Dies führt zu einer leichten, allerdings nur unwesentlichen Erhöhung der Artenzahl. Ursache für die geringe Erhöhung der Artenzahl ist möglicherweise, dass auch hier die Arten aus der Diasporenbank, aber auch die in unmittelbarer Umgebung wachsenden Arten (Fromm et al. 2002), überwiegend bereits zu Beginn Teil der Vegeta-

tion waren. Des Weiteren können die umgebenden Birken (Plessa) bzw. benachbarten Kiefern (Schlabendorf-Nord) als Filter für windausgebreitete Arten wirken (z. B. Endtmann 2000). Außerdem können ungünstige Bedingungen für Keimung und Etablierung, wie Trockenheit und Bodeneigenschaften, ein Grund dafür sein, dass auf den Sandtrockenrasen nach der Störung keine (signifikante) Artenzunahme erfolgt (z. B. Jentsch & Beyschlag 2003). In den beiden älteren Roteichenforsten verbessern sich die Bedingungen für Keimung und Etablierung „neuer“ Arten durch die Störung v. a. durch das Untergraben der Laubstreu (Neumann 1951 in Kowarik 2010, Dreßel & Jäger 2002) bzw. die Schaffung freier Bodenstellen und die gleichzeitige Aktivierung der Diasporenbank (Eriksson 1995). Auch in den weiteren Jahren des Untersuchungszeitraumes blieben die Störflächen zum Teil laubfrei, da das geringere Relief der Störflächen zur Verwehung neu gefallenen Laubes führte.

Insgesamt nimmt der Artenreichtum nach Störung an allen Standorten außer dem Sandtrockenrasen und dem Roteichenforst in Schlabendorf-Süd mindestens vorübergehend zu. Es kommt zu wenigen Arten-Ausfällen.

Folgende Faktoren können nach den vorausgegangenen Ausführungen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft nach einer kleinräumigen Störung die Zunahme des Artenreichtums auf der „patch“-Ebene fördern bzw. die Voraussetzung dafür sein:

- Zunahme vegetationsfreier Flächen
- Zunahme Lichteinfall
- Erhöhte Nährstoffverfügbarkeit
- Ausreichendes Wasserangebot
- Hohe Artenzahl und Diasporenmenge geeigneter Arten in der Diasporenbank
- Hohe Artenzahl und Diasporenmenge geeigneter Arten in der Umgebungsvegetation
- Fehlende Barrieren für den Diasporeneintrag
- Wenige Arten-Ausfälle nach Störung
- Vor der Störung dichte, artenarme Bestände

„Multi-patch“-Skala

In der vorliegenden Arbeit wurde gezeigt, dass die nach einer Störung neu hinzutretenden Arten im Wesentlichen Teil des lokalen Arteninventars inklusive der Diasporenbank sind. Kleinräumige Störungen erhöhen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft daher in der Regel offenbar auf der gröberen Skala der Probestelle inklusive Umgebungsvegetation den Artenreichtum nicht, können jedoch möglicherweise seine Abnahme verhindern. Ähnliche Ergebnisse liegen für andere Untersuchungen aus unterschiedlichen, zum Teil störungsgeprägten Habitaten vor (z. B. bodensaure Trockenrasen: Treiber 1997; Ackerbrachen: Lavorel et al. 1994, Milton et al. 1997; Wälder: Kobayashi & Kamitani 2000, Mayer

2002; Weideland: Sasaki & Yoshihara 2013). Regelmäßige Störungen erhalten nicht nur möglicherweise die Artendiversität, sondern können auch das Einwandern und Etablieren von Arten, die keine für das vorhandene Störungsregime passenden Eigenschaften haben, verhindern (z. B. Arten späterer Sukzessionsstadien, White & Jentsch 2004).

Eine Artenzunahme in den Vegetationsbeständen ist auf der „multi-patch“-Skala nach kleinräumiger Störung nur möglich, wenn

- Arten aus der Diasporenbank keimen und sich etablieren, die nicht Bestandteil der aktuellen Vegetation sind, oder
- Arten durch Fernausbreitung eingetragen werden.

Sollten Arten aus der Diasporenbank keimen, die nicht Teil der aktuellen Vegetation sind, so müssen sie entweder kurzfristig oder zu einem früheren Zeitpunkt durch Fernausbreitung in die Flächen eingetragen worden sein. Im letzteren Fall müssen sie in der Lage sein eine Diasporenbank aufzubauen. Oder sie waren vormals Teil der bestehenden Vegetation – früherer Sukzessionsstadien – und konnten eine dauerhafte Diasporenbank aufbauen (z. B. Sousa 1984, Thompson 2000 und Zitate hierin). Die Voraussetzung dafür sind seltene Störungen, da wiederholte Störungen zu einer „Entleerung“ der Diasporenbank führen, wenn sie nicht durch eine erfolgreiche Diasporen-Produktion wieder aufgefüllt werden (Jentsch et al. 2002). Für eine erfolgreiche Etablierung müssen außerdem die Standortbedingungen geeignet sein, z. B. durch veränderte Standortbedingungen aufgrund der kleinräumigen Störung.

In den hier untersuchten Vegetationseinheiten kommen kleinräumige Störungen regelmäßig vor. Es ist deshalb davon auszugehen, dass alle Arten der Diasporenbank, die gute Bedingungen für Keimung und Etablierung finden, bereits Teil der Vegetation sind. Bei den untersuchten Vegetationseinheiten in Schlabendorf handelt es sich zudem um junge Flächen und frühe Sukzessionsstadien, bzw. es kommen in der Umgebungsvegetation frühe Sukzessionsstadien vor, so dass es noch nicht aufgrund von Sukzessionsprozessen zum Ausschluss von Arten gekommen ist. Es kann daher für Schlabendorf-Süd und -Nord davon ausgegangen werden, dass die Aktivierung der Diasporenbank nicht zur Keimung und Etablierung von nicht mehr in der aktuellen Vegetation vorkommenden Arten früherer Sukzessionsstadien führt. In der Bergbaufolgelandschaft von Plessa ist der Anteil an Vegetationseinheiten „früher“ Sukzessionsstadien bzw. Offenland insgesamt seltener, aber ebenfalls vorhanden. Außerdem kommen auch hier Störungen aufgrund von Wildschwein-Wühltätigkeiten in allen Vegetationseinheiten regelmäßig vor. So können sich sogar Arten „früherer“ Sukzessionsstadien in der Vegetation halten (und fruchten), die nicht in der Lage sind eine (langlebige) Diasporenbank aufzubauen. Die meisten charakteristischen (Sand)trockenrasen-Arten bauen keine langlebige Diasporenbank auf (Bakker et al. 1997, Krolupper & Schwabe 1998, Jentsch et al. 2002, Eichberg et al. 2006). Wenn sie sich aufgrund von Störungen in der Vegetation halten können, werden ihre Diasporen immer wieder in neu geschaffene Störstellen (auch durch Fernausbreitung) eingetragen, wo sie zum Teil geeignete Keimungs- und Etablierungsbedingungen vorfinden. Dies zeigte z. B. der Diasporenfund von *Helichrysum arenarium* in der Diasporenbank des *Calamagrostis*-Bestandes von Plessa).

Der (indirekte) Nachweis einer Fernausbreitung durch eine Erhöhung der Artenzahl infolge von "neuen" Arten auf der Probestelle, die zuvor auch nicht in der Umgebungsvegetation nachgewiesen werden konnten, ist mit dem hier gewählten Versuchsdesign (begrenzte Flächenanzahl, kurzer Untersuchungszeitraum von wenigen Jahren etc.) sehr unwahrscheinlich, da Fernausbreitungsereignisse sehr selten vorkommen (Luftensteiner 1982 und Zitate hierin). Zudem müssen die Keimungs- und Etablierungsbedingungen geeignet sein. Bei Transekt-Untersuchungen über vier Jahre in der jungen Bergbaufolgelandschaft von Schlambendorf-Süd wurden auf 200 Einzelflächen zum Teil sehr hohe Artenwechsel festgestellt, im Mittel nahm der Artenreichtum einer Einzelfläche zu, jedoch blieb das Gesamtarteninventar des Transekts nahezu konstant (Peschel 2007, Peschel & Denking 2010).

Die Wahrscheinlichkeit einer Einwanderung von Arten in einen Vegetationsbestand durch Fernausbreitung nimmt zu, wenn durch häufige Störungen immer viele geeignete Störflächen gleichzeitig vorhanden sind. Fernausbreitung schließt auch Zoochorie sowie die Ausbreitung aufgrund außergewöhnlicher Witterungsereignisse, wie z.B. günstige thermische Verhältnisse oder starke Stürme, ein. Zudem stellen die meisten Bergbaufolgeflächen Mulden dar und wirken dadurch wie riesige Diasporenfallen (Tischew et al. 2004b). Auch konnte bei Untersuchungen mitteldeutscher Bergbaufolgelandschaften indirekt nachgewiesen werden, dass in der Mehrheit der Fälle innerhalb von Jahrzehnten eingewanderte Rote-Liste-Pflanzenarten aus einer Entfernung von mindestens 3 km stammten (Kirmer et al. 2008). Fernausbreitung über mehrere Kilometer spielt also, obwohl sie selten ist, im Falle der Wiederbesiedlung großer aus dem Bergbau entlassener Gebiete insgesamt eine wichtige Rolle.

Eine Erhöhung der Artendiversität auf der „multi-patch“-Skala aufgrund von Fernausbreitung ist dann wahrscheinlich, wenn es sich, wie bei neu entstehenden Bergbaufolgelandschaften, um ein Gebiet mit beginnender Primärsukzession handelt. Da alle Arten von außen in die Flächen einwandern müssen, erfolgt eine kontinuierliche Erhöhung der Artendiversität. Es ist nicht geklärt, wann Bergbaufolgelandschaften hinsichtlich der eingewanderten Arten aus dem regionalen Artenpool „gesättigt“ sind, d. h. alle Arten, die geeignete Lebensbedingungen vorfinden würden, sich im ganzen Gebiet etablieren konnten. In zwei Tagebauregionen des Mitteldeutschen Reviers waren nach durchschnittlich ca. 40 Jahren nahezu die Hälfte aller Pflanzenarten des regionalen Artenpools eingewandert (Tischew et al. 2009).

5.3 Herkunft neu hinzutretender Arten

Die im Rahmen dieser Arbeit in der **Diasporenbank** ermittelten Diasporendichten stellen aufgrund der einmaligen Probennahme lediglich eine Momentaufnahme dar (Kap. 3.5). Zudem erfasste die Probennahme für jede Probestelle lediglich die Diasporen auf einer Fläche von 306 cm². Damit werden seltene Diasporen nicht oder nur zufällig festgestellt. Um Arten mit mehr als 6 Diasporen/m² zu erfassen, ist nach Dessaint et al. (1990), unter Berücksichtigung verschiedener weiterer Faktoren, mindestens die Beprobung der 2,5-fachen Flächengröße notwendig (siehe auch Thompson 1986). In der vorliegenden Unter-

suchung repräsentierte eine gefundene Diaspore ca. 30 Diasporen/m². Der Umfang und die Methode der Probennahme orientierten sich an Tischew (1994): So wurde versucht, mit vielen kleinen Einstichen die Inhomogenität der Diasporenbank zu berücksichtigen (Tischew 1994; siehe auch Fischer 1987, Jentsch 2004; vgl. aber Plue & Hermy 2012).

In der ermittelten Größenordnung bezüglich der Diasporenmenge in der Diasporenbank stimmen die errechneten Werte, die zwischen 1.732 je m² (Roteichenforst, Schlabendorf-Nord) und 28.693 je m² (*Calamagrostis*-Bestand, Schlabendorf-Süd) liegen, mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen überein: Jentsch (2004) erhielt 3.320 - 56.440 Individuen/m² in verschiedenen Vegetationseinheiten eines Sandlebensraumes, Symonides (1978) zwischen ca. 2.000 und ca. 3.500 in einer Silbergrasflur. In den Böden verschiedener Eichen- bzw. Eichenmischwälder wurden durchschnittliche Werte zwischen ca. 1.200 und ca. 4.700 Diasporen/m² ermittelt (Kjellsson 1992, Eriksson et al. 1995, Jankowska-Blaszczyk et al. 1998, siehe auch Jentsch 2004).

Die in dieser Arbeit durchgeführten Diasporenbank-Untersuchungen ergaben, dass in der Mehrheit der Fälle Taxa, die Bestandteil der Diasporenbank, aber nicht der Vegetation zu Beginn der Untersuchungen waren, auch nach der Störung nicht in den Probestellen wuchsen. Diese Taxa wurden, mit Ausnahme von *Conyza canadensis*, jeweils nur in Einzel- bzw. wenigen Exemplaren in der entsprechenden Diasporenbank nachgewiesen. *Conyza canadensis* wurde mit 101 Exemplaren in der Diasporenbank im Roteichenforst in Schlabendorf-Süd und mit immerhin zwölf Exemplaren im Roteichenforst in Plessa nachgewiesen, aber auch nach der Störung nicht an den genannten Probestellen festgestellt. Vermutlich konnte die mit dem Wind leicht ausgebreitete und insgesamt in der Bergbaufolgelandschaft weit verbreitete Art zwar auf die Flächen gelangen, fand aber keine geeigneten Keimbedingungen vor oder konnte sich nicht etablieren (vgl. Jentsch 2004, siehe auch Zaplata et al. 2011). Ebenso erging es weiteren in der Diasporenbank, aber nicht in der Vegetation nachgewiesenen Arten, z. B. *Helichrysum arenarium* im *Calamagrostis*-Bestand von Plessa (vgl. Süß et al. 2004) oder *Arenaria serpyllifolia* im Sandtrockenrasen von Plessa.

Für einige neu hinzutretende Arten gab es Nachweise in der Diasporenbank. Zumeist sind es Arten, die der krautigen Vegetation oft gestörter Plätze zugeordnet werden oder eine permanente Diasporenbank aufbauen, wie *Capsella bursa-pastoris*, *Crepis tectorum*, *Oenothera spec.*, *Potentilla norvegica*, *Sisymbrium altissimum* oder *Tripleurospermum perforatum*. Die Diasporen solcher Arten können keimen, wenn tägliche Temperaturschwankungen zunehmen („gap detection mechanism“, Silvertown & Smith 1988 in Poschlod et al. 2012). Es ist wahrscheinlich, dass diese hinzutretenden Arten aus der durch die Störung aktivierten Diasporenbank stammen.

Ein quantitativer Nachweis aller über **Diasporeneinflug** eingetragenen Arten ist aufgrund des immensen Arbeits- und technischen Aufwandes (Fallenanzahl, Dauer der Untersuchung etc., vgl. z. B. Kollmann & Goetze 1998, Morris et al. 2011) nur zu leisten, wenn der Fokus allein auf der Untersuchung des Diasporeneinflugs liegt. In dieser Arbeit sollten mit Hilfe der Diasporenfalluntersuchungen jedoch lediglich Hinweise auf die potentiell mögliche Artenvielfalt auf den Untersuchungsflächen gewonnen werden. Außerdem sollte ermittelt werden, welche Bedeutung dem Diasporenfall bei der Wiederbesiedlung der

experimentell gestörten Probestellen zukommen kann. Insbesondere sollten mit Hilfe der Diasporenfalluntersuchungen mögliche Fernausbreitungsereignisse nachgewiesen werden, wobei aufgrund des bereits genannten notwendigen Aufwandes und der Seltenheit von Fernausbreitungsereignissen (Schurr 2005), auch hier nur ein zufälliger Nachweis möglich ist (siehe auch Jensch 2004, Tischew 2004).

Die ersten Ergebnisse der Auswertung bodennaher Diasporenfallen gaben Hinweise darauf, dass die Zusammensetzung der einfallenden Diasporen der Zusammensetzung der unmittelbaren Umgebungsvegetation entspricht. Dieses Ergebnis wird durch zahlreiche Untersuchungen bestätigt (z. B. Fischer 1987, Bauriegel et al. 2000, Erschbamer et al. 2001). In Diasporenfallen auf ca. 1,4 m Höhe wurden ebenfalls vor allem Diasporen von Arten der Probestellen-Vegetation festgestellt. Fernausbreitung kann für acht Taxa vermutet werden, da sie nicht in der Umgebungsvegetation bis 100 m vorkamen. Alle acht Taxa gehören zum Arteninventar der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft.

Arten, die nach der Störung neu in den Probestellen auftraten, waren – außer im Roteichenforst von Plessa – mehrheitlich kurzlebige Arten, d. h. Therophyten und zweijährige bis kurzlebige Arten mit einmaliger Blühphase. Außerdem waren die meisten von ihnen in der Lage eine Diasporenbank aufzubauen. An allen Probestellen außer dem Sandtrockenrasen und dem Roteichenforst in Plessa waren sie großteils sogar in der Lage eine langlebige Diasporenbank aufzubauen. Die hinzutretenden Arten wuchsen zumeist in der Umgebungsvegetation bis 100 m, aber nicht mehrheitlich in unmittelbarer Umgebung bis 10 m (außer im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd und im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Nord). Die meisten nach der Störung neu hinzutretenden Arten wurden bereits im Jahr der Durchführung der Störung (2002) in den Probestellen festgestellt.

Die **Herkunft** ist zwar bei keinem der gekeimten Individuen nachweisbar, da keine Experimente zum Ausschluss von Diasporenquellen durchgeführt wurden, jedoch gibt es verschiedene Anhaltspunkte, die entsprechende Rückschlüsse zulassen. Mit sehr großer Wahrscheinlichkeit ist davon auszugehen, dass hinzutretende Arten, für die ein Diasporenbanknachweis erbracht wurde, auch aus dieser gekeimt sind. Denn zum einen wurde durch die Störung die Diasporenbank aktiviert (Fischer 1987, Treiber 1997). Zum anderen handelt es sich vermutlich nicht um in der Diasporenbank seltene, zufällig nachgewiesene Arten, da der jeweilige Diasporenbanknachweis sich überwiegend auf mehrere Exemplare bezieht (s. o.). In verschiedenen Untersuchungen wurde bei ähnlicher kleinräumiger Störung eine Wiederbesiedlung aus der Diasporenbank beobachtet (z. B. Fischer 1987, Milton et al. 1997, Pakeman & Small 2005; vgl. aber Jensch 2004). Auch die im Jahr der Störung hinzutretenden Arten ohne Diasporenbanknachweis, aber mit der Möglichkeit des Aufbaus einer Diasporenbank, könnten aus der Diasporenbank gekeimt sein, insbesondere dann, wenn sie in der Umgebungsvegetation erst in einer Entfernung von mehr als 10 m oder gar nicht nachgewiesen wurden. Ein Eintrag aus mehr als 10 m Entfernung ist nämlich unwahrscheinlich, da die Ausbreitungsstrecke der Diasporen sich zum weitaus größten Teil auf die direkte Umgebung der Mutterpflanze beschränkt (Sautter 1994 und Zitate hierin).

Die Arten können sich aber auch zum Zeitpunkt der Störung als Diasporen auf der Bodenoberfläche befunden haben, wenn sie bereits im Vorjahr, zum Beispiel zoochor oder anemochor, in die Probestellen eingetragene worden waren (Pickett et al. 2008). Dies ist

besonders im Hinblick auf Arten mit transienten Diasporen und einem Vorkommen in nächster Nähe der Probestellen von Interesse. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Angaben über die Diasporenlebensdauer sich mitunter je nach Autor unterscheiden und zum Teil noch unbefriedigend sind, so dass möglicherweise Diasporen auch länger keimfähig bleiben können, als in der Literatur angegeben ist (Hachmöller 2000, vgl. auch Poschod et al. 2012).

Sehr gering ist die Wahrscheinlichkeit, dass im Jahr der Störung hinzugetretene Arten erst nach der Störung im März als Diasporen eingetragen worden waren, da die Hauptausbreitungszeit der Diasporen der meisten Arten in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft zwischen Juli und September liegt. Andere Autoren stellten in Magerrasen bzw. Sandrasen eine Hauptausbreitungszeit zwischen August und September bzw. Oktober fest (Poschod & Jackel 1993, Krolupper & Schwabe 1998). Für einen Diasporeneintrag nach der Störung kommen nur Wintersteher in Frage, also Arten, die ihre Diasporen nach der Samenreife über einen langen Zeitraum hinweg ausbreiten (z. B. *Betula pendula*, Endtmann 2000). Oder aber es liegt sekundäre Ausbreitung vor, z. B. mit dem Wind (Harper 1977, Higgins et al. 2003, Schurr et al. 2005, Kowarik & von der Lippe 2011).

Auch Arten, die in späteren Jahren neu hinzutreten, können, wenn sie in der Lage sind eine Diasporenbank aufzubauen, aus dieser Diasporenbank gekeimt sein. Dies gilt z. B. für Winterannuelle, deren Diasporen überwiegend im Herbst keimbereit sind (Ratcliffe 1961, Pemasasa & Lovell 1975, Baskin & Baskin 1985, Sautter 1994).

So gilt auch für die beiden in dieser Untersuchung nicht in der Vegetation der jeweiligen Bergbaufolgelandschaft nachgewiesenen, nach Störung neu hinzugetretenen Arten *Stellaria media* und *Cerastium holosteoides*, dass ein Keimen aus der Diasporenbank wahrscheinlicher ist als ein Fernausbreitungsereignis – auch wenn ein solches natürlich nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Kirmer et al. 2008).

Wenige der hinzutretenden Arten sind nicht in der Lage eine Diasporenbank aufzubauen. Sie können nur durch Diasporeneintrag in die Flächen gelangt sein. Hierzu zählen Gehölze, wie zum Beispiel *Betula pendula* und *Pinus sylvestris*. In Einzelfällen wurde Fernausbreitung nachgewiesen, d. h. die nächste Diasporenquelle war mehr als 100 m entfernt.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass sowohl die Diasporenbank als auch der Diasporeneintrag aus der unmittelbaren Umgebung eine bedeutende Rolle bei der Herkunft der hinzutretenden Arten spielt (siehe auch Pakeman & Small 2005, Eichberg et al. 2007).

5.4 Verlauf der Wiederbesiedlung nach kleinräumiger Störung

5.4.1 Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung

Die Besiedlungsgeschwindigkeit unterschied sich an den einzelnen Probestellen und von Jahr zu Jahr. Dabei bestand keine generelle Abhängigkeit vom Vegetationstyp oder dem Flächenalter, d. h. dem jeweiligen ehemaligen Tagebau. Allerdings verlief die Wiederbesiedlung an allen Probestellen in Schlabendorf-Nord zunächst langsamer als an den ande-

ren Standorten. Die ermittelten Bodenparameter stimmen insgesamt mit den ermittelten Werten weiterer Untersuchungen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft überein (Pflug 1998, Hahn & Fromm 2000, Krawczynski 2006, Güth 2008). Für die langsamere Wiederbesiedlung können lediglich die im Sandtrockenrasen und Roteichenforst von Schlabendorf-Nord festgestellten niedrigen pH-Werte (zumeist um pH 4 oder niedriger) bzw. die damit verbundenen Bodeneigenschaften eine Erklärung abgeben. Eine zusätzliche Erklärung bieten die Eigenschaften der jeweiligen an der Wiederbesiedlung bzw. vor der Störung am Vegetationsaufbau beteiligten Arten. So lag im Sandtrockenrasen möglicherweise Allelopathie durch *Polytrichum piliferum* vor (siehe Bechtel et al. 1998). Auch das geringe Vorkommen krautiger Arten mit schneller vegetativer Regenerierungsfähigkeit (z. B. *Cirsium arvense*, *Epilobium angustifolium*, *Hieracium pilosella*) kann zu einer langsameren Wiederbesiedlung führen.

Bis zum Ende des Untersuchungszeitraums wurde die ursprüngliche Gesamtdeckung der Bodenvegetation nur im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd und im *Calamagrostis*-Bestand und Roteichenforst in Plessa wieder erreicht.

Die Wiederbesiedlung nach der experimentellen Störung wurde sowohl durch von dieser Störung unabhängige als auch abhängige Faktoren beeinflusst.

Störungsunabhängig wirkende Faktoren können z. B. Witterungseinflüsse, Herbivoren und die Konkurrenz durch im Bestand wachsende Arten der Strauch- und Baumschicht sein. Störungsunabhängig wirkende Faktoren führen zu parallelen Entwicklungen der Vegetation auf Stör- und Referenzflächen und konnten in Schlabendorf-Süd in allen untersuchten Vegetationseinheiten festgestellt werden: Im Roteichenbestand erfolgte eine starke Deckungsabnahme in der Krautschicht durch die zunehmende Konkurrenz der aufwachsenden Roteichen (Pykälä et al. 2005, Dölle 2008). Dabei kann nicht geklärt werden, ob es sich vor allem um die Konkurrenz um Licht, Nährstoffe oder Wasser handelt. Die Vegetation der Sandtrockenrasen verdoppelte ihre Deckung vorübergehend in 2003 aufgrund der temporären Zunahme der Deckungen von *Festuca ovina* agg. und *Helichrysum arenaarium*. Auch die Ursachen für diese Deckungs-Veränderungen können im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Möglicherweise sind Witterungsgründe oder aber auch (unter Umständen damit zusammenhängende) biotische Faktoren, wie Veränderungen in den Populationsgrößen der in den Trockenrasen lebenden Ameisen, verantwortlich (z. B. Gigon 1997 und Lit. hierin). Wahrscheinlich aufgrund von Witterungsverläufen ging im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Süd die Deckung der Vegetation auf den Referenzflächen zurück, während gleichzeitig die Wiederbesiedlung der Störflächen stagnierte. Betroffen sind im Wesentlichen die Deckungen von *Calamagrostis epigejos* und der Moose, vermutlich verursacht durch das sehr trockene, im Sommer sehr heiße Jahr 2003. Auch andere Autoren führen beobachtete Deckungsrückgänge in Sandlebensräumen auf das „Extremjahr“ 2003 zurück (z. B. Süß et al. 2004, Friedrich 2006, Faust et al. 2011).

Störungsabhängig wirkende Faktoren sind z. B. in den Eigenschaften der sich regenerierenden Arten bzw. sich neu etablierenden Arten begründet. Ebenso können Veränderungen der Produktivität des Standorts (Nährstoff-, Wasserverfügbarkeit) relevant sein, wobei die einzelnen Faktoren teilweise voneinander abhängen. Die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung war in erster Linie vom Verhalten der vor der Störung dominierenden Arten

abhängig: So regenerierte sich im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen die Moosschicht, bestehend vor allem aus *Polytrichum piliferum*, nur langsam (Frahm 2001). Bedeutende Deckungszunahmen waren erst 2004 aufgrund der Zunahme von *Helichrysum arenarium* und *Corynephorus canescens*, sowie, in geringerem Maße, von *Carex hirta* und *Calamagrostis epigejos* zu beobachten. Die genannten Arten profitierten von der fehlenden Moosschicht (vgl. Bechtel et al. 1998, Jentsch et al. 2002b). Auch im Sandtrockenrasen von Plessa regenerierte sich die Kryptogamenschicht langsam. Hier konnte allerdings *Hieracium pilosella* vegetativ die Flächen sehr schnell wiederbesiedeln. Zusätzlich wurden offensichtlich einige Arten gefördert und konnten ihre ursprünglich geringe Deckung ausbauen, insbesondere *Calamagrostis epigejos*. Vorübergehende hohe Deckungszunahmen gab es vor allem bei *Holcus lanatus* und *Rumex acetosella*. Die nach der Störung geringere Konkurrenz der vorher dominierenden Arten förderte diese Deckungszunahmen („increase when rare“ – Wilson 2011 in Lepš 2012). In den *Calamagrostis*-Beständen bestimmte vor allem die Entwicklung der namensgebenden Art und der Moose die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung. Diese Entwicklung unterschied sich jeweils an den einzelnen Probestellen und verlief zum Teil auf Stör- und Referenzflächen parallel. Eine Störungsabhängigkeit konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden. In Schlabendorf-Nord erfolgte die Wiederbesiedlung hinsichtlich der genannten Arten zunächst nur langsam, erst in 2004 wurden die ursprünglichen Deckungswerte zumeist erreicht bzw. übertroffen. Kurzfristig geförderte Arten, wie *Linaria vulgaris*, *Cirsium arvense* und *Rumex acetosella*, nahmen in der Deckung schnell wieder ab, so dass die Gesamtdeckung der Vegetation in 2003 geringer ausfiel als 2002 und 2004. Eine sehr schnelle Zunahme der Deckung der Moosschicht von wenigen Prozenten auf 70 % wurde zwischen 2003 und 2004 auf den Störflächen im ältesten *Calamagrostis*-Bestand (Plessa) festgestellt. Diese Zunahme schloss sich an eine vorübergehende Förderung einzelner Arten (*Poa angustifolia*, *Cirsium arvense*, *Oenothera spec.*) an. Möglicherweise ist die in Mächtigkeit und Struktur nach der Störung veränderte *Calamagrostis*-Streu ebenso für die starke Zunahme der (Streu besiedelnden) Moose von Bedeutung (vgl. Al-Mufti et al. 1977), wie die aufgrund der Trockenheit im Jahr 2003 veränderte Struktur und Dichte der *Calamagrostis epigejos*-Pflanzen (vgl. Hobbs & Mooney 1991).

5.4.2 Rate des Artenwechsels

Die Störung führte zu einer Erhöhung des jährlichen Artenwechsels im Vergleich mit ungestörten Flächen. Die Turnover-Raten lagen zwischen aufeinanderfolgenden Jahren auf den Störflächen jeweils höher als auf den Referenzflächen (vgl. Jentsch 2004). Eine Ausnahme bilden die Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd und -Nord: Im artenreichen Trockenrasen in Schlabendorf-Süd war zwar der Artenwechsel auf den Störflächen zwischen 2001 und 2002, durch den Wegfall der Kryptogamen, größer als in den darauf folgenden Jahren auf Stör- und Referenzflächen, in den Folgejahren war jedoch der Artenwechsel auf den Referenzflächen etwas höher als auf den Störflächen. Im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen schwankten die Turnover-Raten unabhängig von der Störung. Ein hoher Anteil an Therophyten führt an diesen Probestellen zu jährlich und von Fläche zu Fläche schwankenden Turnover-Raten bzw. wechselnden Zusammensetzungen der Vegetation.

Dies geschieht auch in Abhängigkeit der von der jeweiligen Witterung beeinflussten Keimbedingungen (vgl. Brown 2001, Otsus & Zobel 2002, siehe auch Faust et al. 2011 für hohe Turnover-Raten infolge von vorübergehenden Artenausfällen aufgrund des extremen Trockenjahres 2003).

Die höchsten Turnover-Raten bei gleichzeitigem Hinweis auf eine mögliche gerichtete Vegetationsentwicklung (d. h. höchste Turnover-Rate zwischen 2001 und 2004) wurden in den *Calamagrostis*-Beständen von Schlabendorf-Süd und Plessa sowie im Roteichenforst von Schlabendorf-Nord festgestellt. Die, allerdings niedrigeren, Turnover-Raten auf den Störflächen der Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd und Plessa und im Roteichenforst in Schlabendorf-Süd (hier auch auf den Referenzflächen) deuten ebenfalls auf eine mögliche gerichtete Vegetationsentwicklung hin. In diesem Zusammenhang ist außer der Veränderung der Artenkombination auch die Entwicklung der Deckungsanteile der beteiligten Arten von Interesse.

5.4.3 „Gewinner“ bzw. „Verlierer“ der Störung

Aufgrund der Häufigkeit und Regelmäßigkeit der natürlichen Störungen durch Wildschwein-Wühltätigkeiten war davon auszugehen, dass die Vegetationsbestände vor allem aus Arten zusammengesetzt sind, die durch ihre Eigenschaften in der Lage sind, solche Störungen zu überstehen oder sogar davon zu profitieren (fehlende Konkurrenz, Aktivierung der Diasporenbank etc.). Hierzu zählen Therophyten (McIntyre et al. 1995) und Arten mit ausgeprägter Regenerationsfähigkeit und schneller vegetativer Ausbreitungsfähigkeit (Klimesová & Martínková 2004, Hendrickson et al. 2005, Martínková et al. 2006, vgl. aber McIntyre et al. 1995). Tatsächlich hatten Therophyten vor der Störung überall nur geringe Deckungsanteile, auch an den jüngeren Standorten in Schlabendorf. Geringe Therophyten-Anteile wurden bereits von Felinks (2000) für das Untersuchungsgebiet festgestellt (vgl. Wiegleb & Felinks 2001a). Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen aus Untersuchungen der Pionierbesiedler anderer Bergbaufolgelandschaften und von Sandböden (z. B. Prach 1987, Pietsch 1998, Wolf 1985, 1998, Wulf et al. 1999, zitiert in Felinks 2000). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass alle untersuchten Standorte im Untersuchungszeitraum bereits älter als zehn Jahre waren und zudem sehr nährstoffarm sind (vgl. Heinken 1990). Hinsichtlich der Artenzahl stellten Therophyten aber an den Offenland-Standorten in Schlabendorf bereits vor der Störung immerhin ca. 15 - 20 %. Das entspricht nach Krumbiegel (2002) ungefähr dem Anteil dieser Lebensform in der deutschen Flora (19,4 %). An diesen Standorten führte die Störung bei den Therophyten vorübergehend auch zu einer nennenswerten Zunahme der Deckungsanteile. Jentsch (2004) stellte nach Störung in Sandtrockenrasen ebenfalls eine Zunahme der Therophyten-Deckung fest. Der Anteil der Therophyten an der Gesamtartenzahl nahm nach der Störung überall zu, außer in den Roteichenforsten in Schlabendorf.

Der Großteil der Arten, die sich vegetativ regenerieren bzw. ausbreiten oder vermehren können, zeigte nach der Störung keine Veränderung in der – zumeist geringen – Deckung (Konstanz). Es gab aber auch Arten, die nach der Störung ihre Deckung vervielfachten (Förderung), die meisten allerdings lediglich vorübergehend, z. B. *Cirsium arvense* in den

Calamagrostis-Beständen und im ältesten Sandtrockenrasen. Andere Arten vervielfachten ihre Deckung und behielten die hohen Deckungswerte bis zum Ende des Untersuchungszeitraums. Zu diesen gehörten *Hieracium pilosella* und *Carex hirta* im Sandtrockenrasen von Schlabendorf-Süd bzw. -Nord, *Epilobium angustifolium* und *Convolvulus arvensis* im *Calamagrostis*-Bestand von Schlabendorf-Süd bzw. -Nord und *Hieracium lachenalii* im Roteichenforst von Plessa. *Calamagrostis epigejos* nahm in den beiden älteren Sandtrockenrasen in der Deckung zu. Einzelne Arten verhielten sich von Probestelle zu Probestelle unterschiedlich: So nahm die Deckung von *Hieracium pilosella* im jüngsten Sandtrockenrasen gegenüber der Deckung vor der Störung zu (Förderung). Im ältesten Sandtrockenrasen erreichte die vor der Störung dominante Art sehr schnell wieder Vorstörungs-Deckungswerte (Resilienz). In Schlabendorf-Nord konnte sich die Art nach der Störung weiterhin mit geringen Deckungswerten halten (Konstanz), nahm allerdings nicht zu.

Calamagrostis epigejos erhöhte seine Deckung nach der Störung in den beiden älteren Sandtrockenrasen (s. o.), nicht aber im jüngsten Sandtrockenrasen. Dass dieselbe Art auf verschiedenen Flächen einen unterschiedlichen Einfluss auf das Sukzessionsgeschehen nehmen kann, beobachtete Felinks (2000) bezüglich *Calamagrostis epigejos* und anderer Arten.

Fast alle an den Probestellen wachsenden Arten wuchsen auch nach der Störung weiter auf den Flächen, d. h. sie haben für derartige kleinräumige Störungen passende Eigenschaften (Noble & Slatyer 1980): Dazu kann zum Beispiel der Aufbau einer Diasporenbank gehören. Diasporenbanknachweise gab es – je nach Vegetationseinheit – für 40 % bis 100 % dieser Arten. Außerdem sind zwischen 40 % und > 80 % von ihnen in der Lage sich vegetativ auszubreiten bzw. zu regenerieren (Marks & Mohler 1985, Jentsch et al. 2002, Jensch 2004, Klimešová & Klimeš 2007, Klimešová & de Bello 2009). Die Plastizität einzelner Arten scheint auch größer zu sein, als vielfach angenommen wird. So wird *Corynephorus canescens* einerseits als sich ausschließlich generativ reproduzierend beschrieben (z. B. Klotz et al. 2002). Andererseits gibt es Untersuchungen, die hinsichtlich des Silbergrases eine Fähigkeit zur vegetativen Regeneration bzw. Reproduktion feststellen (Frey & Hensen 1995, Büren-Rieder 2000 in Böger 2007, Böger 2007). Selbst manche ein- und zweijährigen Pflanzenarten sind in der Lage sich nach einer Störung, d. h. der Verletzung von Pflanzenteilen, durch Adventivsprosse vegetativ zu regenerieren (Malíková et al. 2010). Es ist anzunehmen, dass für die Wiederbesiedlung nach der Störung sowohl generative als auch vegetative Regeneration bedeutsam war.

An allen Standorten außer dem Sandtrockenrasen und Roteichenbestand in Plessa traten nach der Störung vor allem Konkurrenz-Ruderal-Strategen, zum Teil auch Ruderal-Strategen und Intermediäre hinzu. Alle diese Arten haben die Fähigkeit zur Ausbildung einer Diasporenbank. Sie sind zumeist einjährig bis kurzlebig (Klotz & Kühn 2002). Viele der Ruderalstrategen zeichnen sich durch eine hohe Samenproduktion aus. Eine Förderung der Ruderal- und Konkurrenz-Ruderal-Strategen nach der Störung zeigen nicht nur die Präsenz- sondern auch diejenigen Strategietypen-Spektren, die die mittleren Deckungen berücksichtigen. Insgesamt zeigen die Strategietypen-Spektren keine Übereinstimmung mit dem CSR-Strategie-Modell von Grime (1974, 1977, 1979, 1985). Bereits Felinks (2000) beschreibt, dass der von Grime (1988) für erste Sukzessionsstadien innerhalb von Sekundärsukzessionen beschriebene hohe Anteil von R-Strategen nicht auf die Verhältnisse bei

der Primärsukzession junger Flächen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft zu übertragen ist. Auch machen sich die extremen Standortbedingungen nicht in einem hohen Anteil an Stress-Strategen bemerkbar (vgl. Grime 2001 für Primärsukzession auf Sandstein-Felsen). Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Strategietypen-Spektren unter Berücksichtigung der mittleren Deckungen stimmen im Wesentlichen mit denjenigen überein, die von Felinks (2000) für die entsprechenden Vegetationseinheiten ermittelt wurden: Es dominieren Konkurrenz-, Konkurrenz-Stress-Strategen und Intermediäre. Bei einer Berücksichtigung der Kryptogamen in den Strategietypen-Spektren (s. Felinks 2000) würde der Anteil der Stress-Ruderal-Strategen und Stress-Strategen in den kryptogamenreichen Vegetationseinheiten entsprechend ansteigen: Die Flechten werden nach Grime (2001) den Stress-Strategen, die meisten Moos-Arten den Stress-Ruderal-Strategen zugeordnet.

Die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft zeichnet sich durch extreme Standortbedingungen und hohe Störungsintensität aus. Das Modell der ökologischen Strategietypen (Grime 1974, 1977, 2001) geht davon aus, dass es keine Pflanzenarten gibt, die in Lebensräumen mit gleichzeitig hoher Störungs- und Stressintensität gedeihen können (Grubb 1985, Hodgson et al. 1999, Mustard et al. 2003, Grime & Pierce 2012). Da Pflanzen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft gedeihen, reicht hier offenbar die gleichzeitige Störungs- und Stressintensität nicht aus, um die Landschaft als Lebensraum für Pflanzen ungeeignet zu machen. Das erklärt aber noch nicht, warum Stress-, Ruderal- und Stress-Ruderal-Strategen in den meisten Vegetationseinheiten nicht dominieren. Folgende Faktoren sind möglicherweise von Bedeutung:

1. Die von Grime (1974, 1977, 2001) durchgeführte Einteilung der Pflanzen nach Strategietypen beruht in erster Linie auf dem Vorkommen von Pflanzenarten in der Vegetation Großbritanniens (Frenette-Dussault et al. 2012). Zwar wurde für viele Arten innerhalb Europas und weltweit die zugrunde liegende Theorie inzwischen bestätigt (z. B. Wright et al. 2004, Cerabolini 2010). Dennoch ist unklar, inwieweit Lebensräume untersucht wurden, die bezüglich der Bedingungen für Pflanzen den hier untersuchten Bergbaufolgelandschaften gleichen.
2. Die vorliegende Arbeit übernimmt die Zuordnung der Arten zu Strategietypen aus Klotz et al. (2002), welche die Pflanzenarten Deutschlands zuordneten. Die Methodik stammt von Klotz (1984), der die Einteilung unter Zuhilfenahme leicht im Gelände zu ermittelnder Artmerkmale vornahm. Dabei treten Unterschiede zu Grime et al. (1988) bei der Zuordnung von Arten mit intermediären Merkmalen auf (Klotz et al. 2002).
3. Bei dem Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit handelt es sich um ein Gebiet, das noch immer am Beginn der Primärsukzession steht. In der vorliegenden Arbeit wird, ähnlich der Aussage von Felinks (2000), angenommen, dass keines der von Grime (z. B. 2001) aus seinem CSR-Modell entwickelten Sukzessionsdiagramme geeignet ist, die Abfolge von Strategietypen während Primärsukzession unter extremen Standortbedingungen in einer allgemeinen Formel darzustellen. Wahrscheinlich spielen andere Kriterien als die von Grime vorgeschlagenen Lebensstrategien eine wichtigere Rolle bei der Artenzusammensetzung und Entwicklung der Phytozönosen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft, z. B. der regionale Artenpool bzw. die „preemptive initial floristics“ (siehe Kapitel 5.6).

Vor allem in der ältesten untersuchten Bergbaufolgelandschaft (Plessa) keimten nach der Störung verschiedene Gehölzarten: Im *Calamagrostis*-Bestand kam es zu einer erfolgreichen Etablierung mehrerer Birken-Individuen. Dies zeigt, dass eine Einwanderung von Gehölzen in dichte Hochgrasbestände nach erfolgter Störung mit Schaffung freier Bodenstellen erfolgreich sein kann. Im Sandtrockenrasen von Plessa konnte *Betula pendula* zwar in hunderten von Exemplaren keimen, sich aber nicht etablieren (eigene Beobachtung in 2005). Grund ist vermutlich der hohe Wasserbedarf der gekeimten Birken, der im sandigen Substrat, zumal nach dem Untergraben der Humusschicht, nicht gedeckt werden kann (Hartig & Lemke 2002, siehe auch Treiber 1997, Tischew & Mahn 1998, Endtmann 2000, FLB 2003), während die Lichtverhältnisse in diesem lichten Birkenwald für das Überleben von Birken-Keimlingen ausreichen dürften (Tischew 1996). Auch hemmend wirkende Allelopathie durch die Elternbäume ist in Betracht zu ziehen, da sich Birken unter Birken schlechter etablieren als unter anderen Baumarten (Kinnaird 1968). Außer Birken konnten im Sandtrockenrasen von Plessa nach der Störung je ein Exemplar von *Rubus fruticosus* agg. und *Quercus petraea* sowie mehrere Exemplare von *Pinus sylvestris* keimen. Die Brombeere etablierte sich. Die Traubeneiche keimte 2003 und überlebte bis 2004, allerdings ohne zu wachsen. Ein Teil der ab 2002 gekeimten Kiefern konnte sich etablieren und erreichte bis zum Ende der Untersuchung Höhen bis 25 cm. Eine im Roteichenbestand gekeimte Kiefer starb ebenso wieder ab wie eine Eberesche, während Roteichen sowohl in Stör- als auch Referenzflächen des Roteichenbestandes keimten und sich etablierten. Die Störung förderte demnach die Keimung von Phanerophyten, die nachfolgende erfolgreiche Etablierung war jedoch arten- bzw. standortabhängig (vgl. z. B. Castro et al. 2004, Castro et al. 2005, Dulamsuren et al. 2013 für *Pinus sylvestris*; Kowarik 1992, Vor 2005 für *Quercus rubra*; Raspé et al. 2000 für *Sorbus aucuparia*).










Nur wenige Arten fielen im Jahr der Störung an allen Standorten auf den gestörten Flächen weg. Sie waren vor der Störung jeweils nur in einer Fläche gewachsen (*Artemisia vulgaris*, *Lathyrus sylvestris*, *Plantago lanceolata* und *Hypochaeris radicata*). Es handelt sich um Konkurrenzstrategen und Arten mit intermediärer ökologischer Strategie. Artenausfälle in späteren Untersuchungsjahren hatten wahrscheinlich andere Gründe als die Störung. Jentsch (2004) stellte nach experimenteller Störung in Binnendünen keine Artenausfälle fest.

5.5 Hypothesen-Überprüfung

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass **Hypothese 1 „Die Diversität der Vegetation erhöht sich auf gestörten Flächen“** für die meisten untersuchten Vegetationseinheiten bestätigt werden kann. In den beiden älteren und bezüglich der Deckung von *Calamagrostis epigejos* dichteren *Calamagrostis*-Beständen in Plessa und Schlabendorf-Nord erhöht sich die Artenzahl auf den Störflächen nach der Störung signifikant (Tab. 5.1). Im jungen *Calamagrostis*-Bestand in Schlabendorf-Süd sowie in den älteren Roteichenforsten und Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Nord und Plessa nimmt die Artenzahl vorübergehend zu, z. T. statistisch signifikant. Hingegen wurde in dem jüngsten untersuchten Sand-

trockenrasen in Schlabendorf-Süd nach der Störung eine signifikante Artenabnahme festgestellt (Tab 5.1).

Tab. 5.1: Entwicklung der Vegetation im Untersuchungszeitraum: Veränderung der mittleren Artenzahl und mittleren Deckung der Bodenvegetation (mD), Artenkombinationen in 2004. mD der Störflächen: Werte in 2004 im Vergleich mit 2001; Artenkombinationen: Anteile [%]: ▨ = hinzugekommen, ■ = bei Untersuchungsbeginn vorhanden, □ = weggefallen. -: Abnahme, --: starke Abnahme (>50 %), ▲: vorübergehende Zunahme, +: Zunahme, =: gleich, ~: Schwankung, rot: signifikant (Veränderung mittlere Artenzahl); Sü, No, Pl = Probestellen in Schlabendorf-Süd, - Nord und Plessa, * siehe aber Kap. 3.1.

	mittlere Artenzahl			mD Bodenvegetation			Artenkombination		
	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl
Sandtrockenrasen									
Störflächen	-	▲	▲	=	-	--			
Referenzflächen	=	~	-	▲	+	-			
Cal- Bestand									
Störflächen	▲	+	+	--	-	=			
Referenzflächen	=	~	+	--	▲	-			
Roteichenforst									
Störflächen	~	▲	▲	--	--	+*			
Referenzflächen	+	=	-	--	▲	+			

Bei der pflanzlichen Wiederbesiedlung nach der Störung war der überwiegende Teil der neu auf den Flächen wachsenden Arten Bestandteil der Diasporenbank oder Teil der Umgebungsvegetation. Damit können die Aktivierung der Diasporenbank und Diasporeneintrag in die neu entstandenen offenen Bodenflächen einer Artenverarmung der Flächen durch „Auffüllen“ aus dem lokalen Artenpool entgegenwirken. Fernausbreitung findet statt, es konnten jedoch keine Arten festgestellt werden, die durch Fernausbreitung auf die Probestellen gelangten und nicht bereits Teil des Arteninventars der Bergbaufolgelandschaft waren. Auch der **2. Teil der Hypothese 1 „Auf der lokalen Ebene ändert sich die Diversität im Vegetationsbestand nicht“** wird damit bestätigt.

Hypothese 2 „Die Wiederbesiedlung kleinräumiger Störflächen verläuft unterschiedlich“ kann nach den vorliegenden Ergebnissen bestätigt werden (Tab. 5.1). Allerdings sind die Geschwindigkeit und der Verlauf der Wiederbesiedlung nicht im Sinne von Hypothese 2 generell abhängig vom Vegetationstyp bzw. seiner vertikalen Struktur. Störungsunabhängige Gründe, wie Witterungserscheinungen, die auf Stör- und Referenzflächen zu vergleichbaren Entwicklungen führen, prägen die Art und Weise der Wiederbesiedlung ebenso wie das störungsabhängige Verhalten einzelner Arten und die damit zusammenhängende horizontale Struktur (Kap. 1). Auffällig ist, dass an allen drei Probestellen in Schlabendorf-Nord die Wiederbesiedlung zunächst zögernd verläuft. Auf den Sandtrockenrasen verläuft sie an allen drei Standorten unterschiedlich (Tab. 5.1). In den *Calamagrostis*-Beständen verläuft sie am schnellsten im ältesten, dichtesten Bestand. In den Roteichenforsten bestimmt in Schlabendorf-Süd der Gehölzaufwuchs die Wiederbe-

siedlung unabhängig von der Störung. In den beiden älteren Roteichenforsten ist die Deckung der Bodenvegetation vor der Störung gering. In Schlabendorf-Nord erfolgt die Wiederbesiedlung zögerlich, in Plessa rasch.

Der Artenwechsel an den Probestellen ist nicht grundsätzlich auf Störflächen anders als auf Referenzflächen, auch ist er nicht allgemein abhängig vom Alter der Flächen oder vom Vegetationstyp im Sinne von Hypothese 2 (s. o.). Innerhalb der untersuchten Vegetationstypen kann allerdings möglicherweise eine Abhängigkeit vom Alter der Flächen festgestellt werden: die Artenzusammensetzung wechselt in den jüngeren Sandtrockenrasen unabhängig von der Störung, während im älteren Sandtrockenrasen nach Störung mehr Arten hinzukommen und ohne Störung mehr Arten wegfallen (Tab. 5.1). Auch in den jüngeren *Calamagrostis*-Beständen kommen – unter Berücksichtigung der unterschiedlich langen Untersuchungszeiträume – nach Störung mehr Arten hinzu, während ohne Störung mehr wegfallen. Im ältesten *Calamagrostis*-Bestand kommen mit und ohne Störung viele Arten hinzu. Im jüngsten Roteichenforst verändert sich die Artenzusammensetzung kaum, im etwas älteren kommen nach Störung viele Arten hinzu, ohne Störung fallen lediglich Arten weg. Im ältesten Roteichenforst kommen sowohl nach Störung als auch ohne Störung Arten hinzu, letztere allerdings vor allem vorübergehend (hier nicht dargestellt).

Der zweite Teil der Hypothese 2 „Die Wiederbesiedlung ist strukturabhängig“ kann bezüglich der horizontalen Struktur, die sich durch die beteiligten Pflanzenarten bzw. ihre Wuchsformen und -eigenschaften ergibt, bestätigt werden.

Hypothese 3 „Kleinräumige Störungen tragen zum Erhalt von Sukzessionsstadien bei“ wird in Kapitel 5.6 diskutiert.

5.6 Beitrag kleinräumiger Störungen zum Erhalt von Sukzessionsstadien

Die in dieser Arbeit untersuchten kleinräumigen Störungen durch „Bodenumwühlen“ sind in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft ein häufiger und verbreiteter Störungstyp (Kap. 2.6; Felinks 2003). Die Entwicklung der Vegetation wird durch diese Störungen mit beeinflusst. Es entstehen vegetationslose „patches“ unterschiedlicher Größe auf der Skala meist weniger Quadratmeter. Die nachfolgende Wiederbesiedlung ist eine Sekundärsukzession. Bei der hier durchgeführten experimentellen Störung im frühen Frühjahr (März) bestimmt generative, vermutlich aber auch vegetative Regeneration die Wiederbesiedlung.

Bei der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz handelt es sich um junge Flächen, deren Geschichte erst vor einem bis wenigen Jahrzehnten nach der Beendigung des Braunkohleabbaus begann. Der Braunkohletagebau stellt eine sehr intensive Störung dar (Walker 2012). Die nach Beendigung des Kohleabbaus einsetzende Primärsukzession und durch weitere Störungen ausgelöste Sekundärsukzession „überlagern“ sich: Die Landschaft ist immer wieder großflächigen Störungen unterworfen, z. B., weil es durch Grundwasseranstieg zu Hangrutschungen und Einbrüchen bereits als „sicher“ geltender Flächen kommt,

aber auch, weil aufgrund solcher Gefährdungen immer wieder „nachsaniert“ wird (siehe Kap. 2.6). Außerdem sind Sandökosysteme, aus welchen sich die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft zusammensetzt, generell durch Störungen geprägt (Jentsch et al. 2002). Insgesamt ist davon auszugehen, dass die in der Vegetation vorhandenen Pflanzenarten geeignete Eigenschaften haben, um innerhalb des vorhandenen Störungsregimes Störungsereignisse überstehen zu können.

Die untersuchten Vegetationseinheiten können in ihrer Gesamtreaktion auf die untersuchte Störung weder nach dem Tagebau, dem Flächenalter noch nach dem Vegetationstyp zusammengefasst werden. Sie reagieren trotz ähnlicher abiotischer Bedingungen, wie Nährstoffarmut, Trockenheit, sandiges Substrat, überwiegend niedrige pH-Werte, vermutlich vor allem aufgrund ihrer unterschiedlichen biotischen Voraussetzungen verschieden. Zu den biotischen Faktoren gehören eine unterschiedliche Pflanzenarten-Zusammensetzung und sich daraus ergebende unterschiedliche vertikale und horizontale Strukturen. Diese unterschiedlichen biotischen Voraussetzungen sind zum einen in unterschiedlicher Diasporenverfügbarkeit bereits zu Beginn der Primärsukzession begründet (Felinks 2000). Zum Beispiel erfolgte im ältesten Tagebau (Plessa) die Braunkohlegewinnung kleinräumig, so dass jeweils in der Nähe von neu entstandenen, vegetations- und diasporenfreien Abbauflächen Reste alter Vegetationsbestände für die Wiederbesiedlung zur Verfügung standen, während in Schlabendorf der moderne Tagebau großräumige Rohbodenflächen mit weniger Strukturvielfalt und ohne Reste alter Vegetationsbestände hervorbrachte. Zum anderen führte die Meliorierung einiger Flächen inklusive Ansaaten und nicht zuletzt die Pflanzung von Roteichen bzw. Birken zu unterschiedlichen Voraussetzungen für die Entwicklung der Vegetation. Nach Felinks (2000) hat für die Offenlandflächen das Konzept der „preemptive initial floristics“, nach welchem zu Beginn dominierende Arten den weiteren Sukzessionsverlauf bestimmen, eine große Bedeutung für die Primärsukzession der Vegetation in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Dieses Konzept kann nach der vorliegenden Untersuchung auch für die Sekundärsukzession nach kleinräumiger Störung gelten und zwar nicht nur für die Offenlandflächen, sondern auch für die Aufforstungsflächen. Außerdem ist von einer individuellen Störungsgeschichte der einzelnen Vegetationseinheiten auszugehen. So hat jede der untersuchten Vegetationseinheiten zu Beginn der Untersuchungen ihre eigene Entwicklungsgeschichte und daraus entstandene eigene Artenkombination.

Die Bedeutung des Konzepts der „**preemptive initial floristics**“ (vgl. Wilson et al. 1992) zeigt sich nach kleinräumigen Störungen dahingehend, dass die jeweils dominierenden Arten weiterhin die Vegetation bestimmen. Dies gilt für alle untersuchten Vegetationseinheiten. So bleibt z. B. trotz Zunahme des Artenreichtums der Typ des *Calamagrostis epigejos*-Hochgrasbestandes mit dreischichtigem Aufbau aus *Calamagrostis epigejos*, verschiedenen Kräutern und Gräsern sowie einer ausgeprägten Kryptogamenschicht jeweils erhalten. Veränderungen in der Artenzusammensetzung ergeben sich vor allem durch je nach Standort unterschiedliche Störungszeiger, die entweder neu aus der Diasporenbank keimen, wie *Convolvulus arvensis* oder *Crepis tectorum*, oder in der Deckung zunehmen, wie *Rumex acetosella* oder *Linaria vulgaris*. In den Roteichenforsten bestimmen die gepflanzten Roteichen die Vegetationsentwicklung durch Beschattung und die schwer zersetzbare Streuschicht. Die Störung führt, wie bei den *Calamagrostis*-Beständen, lediglich

vorübergehend zu einer Anreicherung vor allem an Störungszeigern, deren Diasporenbank durch das Umgraben aktiviert wurde und deren Keimung nicht durch die (untergegrabene) Streuschicht behindert wird.

In der vorliegenden Arbeit wird vorausgesetzt, dass die durchgeführte experimentelle Störung in ihrer Auswirkung natürlicher Störung durch Wildschwein-Wühltätigkeit entspricht. Häufige und regelmäßige Störungen durch Wildschwein-Wühltätigkeit sind wiederum ein charakteristischer Teil des gegebenen Störungsregimes. Es ist daher in Betracht zu ziehen, dass die beobachteten Veränderungen in der Artenkombination hinsichtlich des Hinzutretens von Störungszeigern vorübergehend sind. Auch störungsabhängige Deckungsveränderungen wie die Zunahme von *Corynephorus canescens* im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen oder von *Calamagrostis epigejos* in den älteren Sandtrockenrasen werden sich möglicherweise als vorübergehend erweisen. Für solche kurzzeitigen Vegetationschwankungen, die den Einfluss jährlicher Witterungsbedingungen oder biologischer Ereignisse widerspiegeln (Bornkamm 1988, siehe auch Walker 2012), wurde der Begriff „**Fluktuation**“ geprägt (z. B. Dierschke 1994, Frey & Lösch 2010). Dieser Begriff betont eine Regelmäßigkeit in der Entwicklung von Arten, die der Entwicklung aufgrund jährlich unterschiedlicher Temperaturverläufe oder Niederschlagsmengen entspricht (Plaza et al. 2012, siehe auch Gigon 1997). Wichtig ist dabei das „Pendeln“ um einen Gleichgewichtszustand. Die Verwendung von Begriffen wie „Fluktuation“ oder „Störung“ hängt stark von der Perspektive des Betrachters ab (Walker 2012). In der vorliegenden Arbeit soll statt von „Fluktuationen“ allgemeiner von „**patch dynamics**“ gesprochen werden. Der Begriff der „patch dynamics“ (Pickett 1976, Pickett & Thompson 1978, Pickett & White 1985, Jax 1994) erscheint geeigneter zur Beschreibung vorübergehend oder gerichtet stattfindender Veränderungen der Vegetationszusammensetzung nach kleinräumiger Störung. Er ist allgemein gehalten und bezieht sich auf eine Bandbreite von Prozessen wie vorübergehende Veränderungen in der Deckung einzelner Arten bis hin zum Erreichen eines anderen Sukzessionsstadiums. Außerdem bezeichnet er eine Reihe von miteinander verwandten Ansätzen, bei denen auf räumliche Heterogenität und zeitliche Dynamik fokussiert wird und die Wirkungen von Störungen eine wichtige Rolle spielen (Jax 1994). So setzen sich ökologische Systeme aus patches unterschiedlicher Qualität mit unterschiedlicher Geschichte zusammen. Diese patches verändern sich im Laufe der Zeit aus unterschiedlichen Gründen in unterschiedliche Richtungen. Der patch dynamics-Ansatz wird von einigen Autoren mit dem **Mosaik-Zyklus-Konzept** gleichgesetzt (Remmert 1991). Nach Jax (1994) stellt das Mosaik-Zyklus-Konzept allerdings einen Spezialfall dar, weil es sich dabei um einen Zyklus mit festgelegten Stadien mit einer festgelegten Reihenfolge und Zeitdauer handelt (Blickwinkel des „Gleichgewichts“). Für die in dieser Arbeit untersuchten Vegetationseinheiten wurde bereits dargelegt, dass sie aufgrund ihrer unterschiedlichen „Geschichte“ einschließlich einer unterschiedlichen Störungsgeschichte durch individuelle Artenkombinationen geprägt sind, so dass nicht von festgelegten Abläufen wie beim Mosaik-Zyklus-Konzept ausgegangen werden kann. Auch konnten abiotische Faktoren, möglicherweise aufgrund zu geringer Unterschiede, wenig zur Erklärung von Vegetationsentwicklungen beitragen (siehe auch Felinks 2000, vgl. aber Jentsch 2004).

Bei dem Versuch der Voraussage von Vegetationsentwicklungen müssen die Arten mit ihren Eigenschaften und ihr Verhalten im gegebenen Störungsregime und dem gegebenen

Umfeld (Vegetation, abiotische Bedingungen etc.) Berücksichtigung finden (Multikausalität, Pickett et al. 2008). Regelmäßige kleinräumige Störungen durch Tieraktivitäten sind in den untersuchten Vegetationseinheiten auf der multipatch-Ebene Teil des Störungsregimes. Auf der patch-Ebene bleiben sie bis zu einem gewissen Grad stochastisch, auch wenn Wildschweine offensichtlich in Abhängigkeit des Vegetationsbestandes Flächen gezielt durchwühlen. Die meisten hinzutretenden Arten können in der Regel ihren Lebenszyklus abschließen. Sie zeigen die verschiedenen Möglichkeiten der Arten, im gegebenen Störungsregime zu bestehen. Kurzlebige Störzeiger tragen vermutlich nur vorübergehend zum Artenreichtum bei. Es ist davon auszugehen, dass der Artenreichtum je nach Zeitraum bis zum nächsten Störereignis wegen der Konkurrenz vor allem durch die dominierenden Arten, wie *Calamagrostis epigejos* in den *Calamagrostis*-Beständen, wieder abnimmt. Auf der multi-patch-Ebene wird so durch kleinräumige Störungen die Artenvielfalt erhalten. Aber auch unter dem zeitlichen Aspekt bleibt, bezogen auf die Störfläche, den „patch“, das gegebene Arteninventar zum Teil erhalten, einige Arten befinden sich zum Zeitpunkt des nächsten Störereignisses allerdings möglicherweise lediglich als Diasporen in der Fläche. Anwendbar scheint hier daher auch das zunächst für nährstoffarme, trockene Weidelandschaften entwickelte „**Karussell-Modell**“ zu sein (van der Maarel 1993, van der Maarel & Sykes 1993, 1997, Brown 2001, Palmer & Rusch 2001), nach welchem innerhalb einer einheitlichen Pflanzengemeinschaft durch einen hohen Arten-Turnover auf kleiner Skala die in der Pflanzengemeinschaft vorkommenden Arten irgendwann jede Teilfläche durch Einwandern und wieder Aussterben besiedelt haben.

Die Bewertung der jeweiligen Deckungszunahmen einzelner, „spätere“ Vegetationseinheiten charakterisierender Arten ist schwieriger. Hierzu gehört zum Beispiel die Deckungszunahme von *Hieracium pilosella* im jungen Sandtrockenrasen, von *Calamagrostis epigejos* in Sandtrockenrasen oder auch die Keimung und Etablierung von Gehölzen im Offenland. Obwohl auch hier eine häufig stattfindende kleinräumige Störung diese Veränderungen initiiert, sind sie möglicherweise nicht vorübergehend. Teilweise hatten Streu, Beschattung bzw. geschlossene Pflanzendecken die Keimung und Etablierung von Pflanzen behindert. Sie fielen durch die Störung weg. Somit wurde der Mechanismus „**Inhibition**“ (Connell & Slatyer 1977) als wichtiger im Rahmen von Sukzession wirkender Mechanismus durch die Störung vorübergehend aufgehoben. Das impliziert die Möglichkeit, dass Arten anderer Sukzessionsstadien einwandern bzw. zur Dominanz gelangen können. In diesem Zusammenhang sind die oben genannten Einwanderungen oder Deckungszunahmen von Arten, die andere Sukzessionsstadien charakterisieren, von Bedeutung. Jedoch ist der vierjährige Untersuchungszeitraum nicht ausreichend, um entscheiden zu können, ob es sich jeweils um vorübergehende oder gerichtete Veränderungen hin zu anderen Sukzessionsstadien handelt. Alle untersuchten Vegetationseinheiten, hier definiert durch die Dominanz einzelner Arten und das Vorkommen verschiedener Artengruppen (Kap. 4.1), bleiben zunächst erhalten („self-identity“: Bröring & Wiegand 1998, Jax et al. 1998). Zumindest kommt es in keinem Fall bis zum Ende des Untersuchungszeitraums zu Vegetationsveränderungen, die der Ausbildung anderer Sukzessionsstadien, „früherer“ oder „späterer“, entsprechen. Es kann aber auch nicht eindeutig gesagt werden, dass die Veränderungen durch die experimentelle Störung keine gerichteten Veränderungen sind, da innerhalb des Untersuchungszeitraums nicht geklärt werden kann, wie sich in der Deckung zunehmende Arten „späterer“ Sukzessionsstadien jeweils weiter entwickeln wer-

den. Die weitere Entwicklung hängt unter anderem von der Witterung, weiteren Störungen, den jeweiligen Arteigenschaften und den Mechanismen der Interaktion zwischen den beteiligten Arten ab.

Kleinräumige Störung (Wildschwein-Wühltätigkeit) im Frühjahr führt in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft in der Regel zu kurzfristigen Veränderungen der Artenzahl und -kombination, jedoch nicht zu anderen Sukzessionsstadien. Nachweise für die Einwanderung und anschließende nachhaltige Deckungszunahme neuer Arten konnten nicht erbracht werden. Deckungszunahmen bisher nicht in der Vegetation dominierender Arten anderer Sukzessionsstadien sind ein Hinweis auf eine mögliche gerichtete Vegetationsveränderung hin zu einem „späteren“ Sukzessionsstadium (Abb. 5.1)

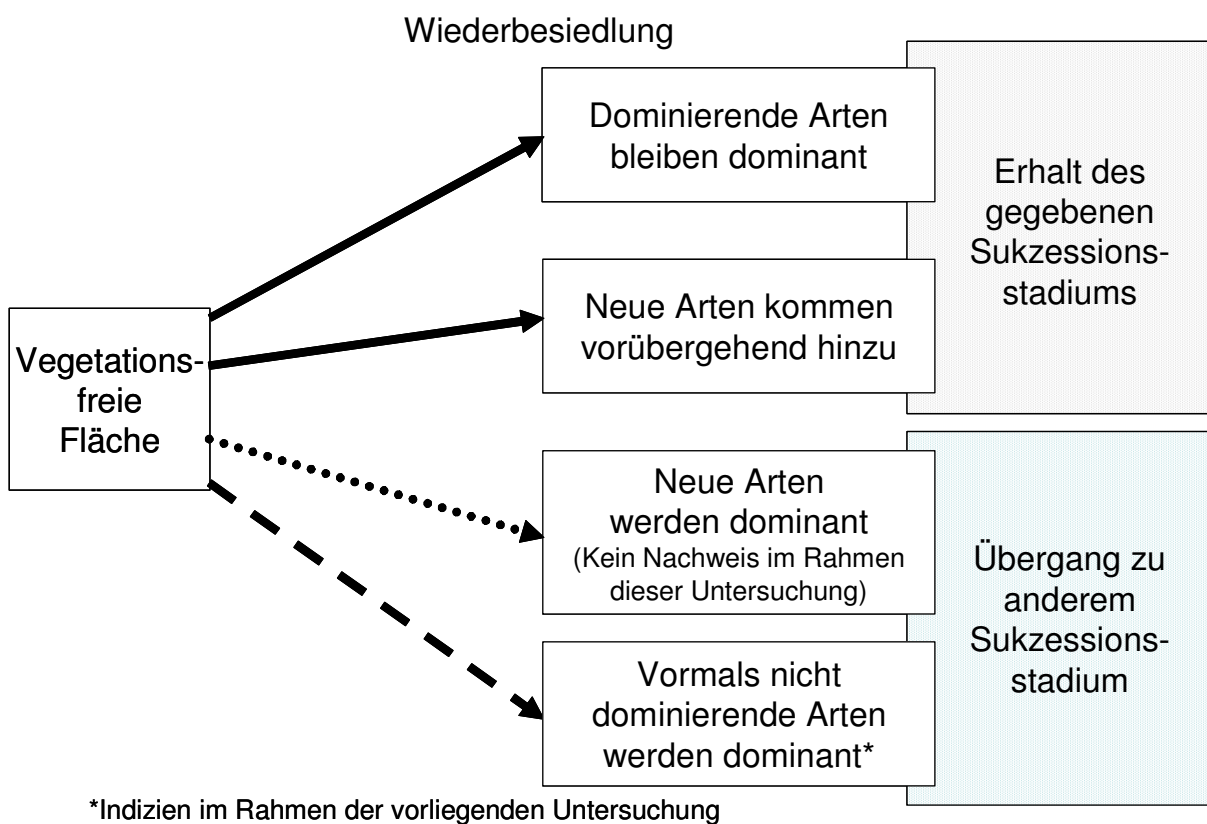


Abb. 5.1: Entwicklungsmöglichkeiten der Vegetation bei der Wiederbesiedlung nach kleinräumiger Störung (Wildschwein-Wühltätigkeit) im Frühjahr in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Pfeile: Durchgezogene Linie: Entwicklung ist die Regel, gestrichelte Linie: Entwicklung scheint als Ausnahme möglich, gepunktete Linie: kein Nachweis im Rahmen der vorliegenden Untersuchung.

Ebenso, wie nach der experimentellen Störung keine Entwicklung der Vegetation hin zu einem anderen Sukzessionsstadium nachgewiesen wurde, konnte während des Untersuchungszeitraums nicht gezeigt werden, dass sich aufgrund fehlender Störung andere Sukzessionsstadien entwickeln. Es kam weder zu signifikanten Abnahmen des Artenreichtums noch gab es bedeutende Artenausfälle bzw. -neuzugänge, die fehlender Störung zuge-

schrieben werden konnten. Lediglich die Deckungszunahme der Moose im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen (Tab. 5.1) lag möglicherweise an fehlender Störung. Sie führte im Untersuchungszeitraum jedoch (noch) nicht zu einer signifikanten Artenabnahme (vgl. Jentsch & Beyschlag 2003 und Zitate hierin). Die im ältesten untersuchten Roteichenforst in Plessa festgestellte Deckungszunahme (Tab. 5.1) war nur in zwei Referenzflächen bedeutend, dabei war kein Bezug zu fehlender Störung erkennbar. Der Untersuchungszeitraum von vier Jahren war offenbar generell zu kurz, um mögliche gerichtete Vegetationsentwicklungen aufgrund fehlender kleinräumiger Störung nachzuweisen (vgl. Pickett et al. 2012).

Nach den Ergebnissen dieser Untersuchung kann angenommen werden, dass unter dem gegenwärtigen natürlichen Störungsregime, das von Wildschwein-Wühltätigkeiten geprägt ist, die unterschiedlichen Vegetationseinheiten nicht auf Landschaftsebene als Mosaik in einem dynamischen Gleichgewicht (z. B. Bormann & Likens 1979, Shugart 1984, Pickett & White 1985a, Turner et al. 1993, White et al. 2000, Jentsch 2004) erhalten bleiben. Im Übrigen ist zu fragen, ob ein solches aufgrund von ständigen Anpassungsprozessen und dergleichen entstehendes Gleichgewicht überhaupt möglich ist (siehe Golley 1974 in Turner et al. 1993, vgl. auch O'Neill et al. 1986, Bröring & Wiegleb 1998). Auch wenn lediglich die Offenlandstandorte berücksichtigt werden, setzen die Wildschwein-Wühltätigkeiten in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft nicht „die Sukzession an den Anfang zurück“ (vgl. Treiber 1997, Simon & Goebel 1999). Zwar wurden nur die Auswirkungen einer einmaligen Störung im Frühjahr experimentell getestet, sie folgen jedoch in der Regel dem Konzept der „preemptive initial floristics“, das heißt die Vegetationseinheit bleibt erhalten. Das Konzept, dass auf der Ebene der Landschaft ein dynamisches Gleichgewicht aller patches bestehen kann, je geringer die patch-Größe bezogen auf die Größe der Landschaft und je geringer die Störungshäufigkeit bezogen auf die Dauer der Wiederbesiedlung ist (Turner et al. 1993), muss offenbar die Intensität („severity“) der vorkommenden Störungen und das Alter der Landschaft berücksichtigen. Zum einen ist die getestete Störung nicht intensiv genug, das heißt die Auswirkungen sind nicht groß genug, um zu den „ersten“ Sukzessionsstadien zurück zu führen. Zum anderen sind die getesteten Bergbaufolgelandschaften noch jung. Alle vorkommenden Sukzessionsstadien können insgesamt noch zu den Pionierstadien gezählt werden, zu den „frühen“ Sukzessionsstadien im Sinne für die Bergbaufolgelandschaft vorliegender Sukzessionsschemata (Felinks 2000, Tischew 2004, vgl. auch Bröring & Wiegleb 1998, Wiegleb & Felinks 2001a).

Ob eine mehrfache Störung derselben Fläche innerhalb weniger Jahre oder Störungen zu anderen Jahreszeiten die Sukzession „an den Anfang zurück“ setzen können, bleibt zu klären. Es ist aber wahrscheinlich, dass Intensität und Häufigkeit der Störungen im gegebenen natürlichen Störungsregime auch dann nicht ausreichen.

Hingegen zeigen die Ergebnisse Tendenzen, dass Wildschwein-Wühltätigkeiten die Entwicklung hin zu „späteren“ Sukzessionsstadien beschleunigen könnten. Auch diesbezüglich ist unter dem gegebenen Störungsregime ein Erhalt der jetzigen Vegetationseinheiten nicht dauerhaft möglich. Zum einen eröffnet jede kleinräumige Störung die – wenn auch seltene – Möglichkeit, dass vorher nicht dominierende Arten oder hinzutretende Arten anderer Sukzessionsstadien dominant werden. Hierbei muss auch berücksichtigt werden, dass sich die abiotischen Bedingungen im Laufe der Zeit durch Humusanreicherung bzw. Bo-

denbildung verändern. Zum anderen findet mit oder ohne kleinräumige Störung zunehmend *Pinus sylvestris*-Aufwuchs statt (vgl. Baasch 2010). Die Kiefer keimt auch ohne vorherige Störung. Kleinräumige Störungen verbessern die Keimungsbedingungen zusätzlich. Sie finden nicht häufig genug statt, um zu verhindern, dass gekeimte Kiefern sich etablieren. Junge Kiefern überstehen Wühlaktivitäten bereits im Alter von wenigen Jahren (eigene Beobachtungen).

Soll Offenland in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft erhalten bleiben, sind daher geeignete Managementmaßnahmen zu entwickeln bzw. zu prüfen und durchzuführen (Krawczynski et al. 2007).

Die Frage, ob **Hypothese 3 „Kleinräumige Störungen tragen zum Erhalt von Sukzessionsstadien bei“** bestätigt werden kann, ist nicht einfach mit „ja“ oder „nein“ zu beantworten. Bei der vorliegenden Untersuchung führte weder eine einmalige Störung noch fehlende Störung kurzfristig zu einer Veränderung des Vegetationstyps. Veränderungen in der Artenzusammensetzung aufgrund der Störung betrafen in der Regel Arten der gegebenen Vegetationseinheit mit Anpassungen an das Störungsregime und waren zum Teil vorübergehend. Die Ergebnisse zeigen in Einzelfällen Tendenzen, dass Störungsereignisse Arten „späterer“ Sukzessionsstadien fördern können, jedoch ist der Untersuchungszeitraum von vier Jahren zu kurz für eine Bestätigung dieser Vermutung. Hinsichtlich der Aussage, dass kleinräumige Störungen unter dem gegenwärtigen Störungsregime die Vegetation in ein früheres Sukzessionsstadium zurückversetzen, sodass die Vegetationseinheiten als dynamisches Mosaik erhalten bleiben, kann Hypothese 3 nicht bestätigt werden.

6 AUSBLICK

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ergeben sich viele neue Fragen und Forschungsansätze.

Es wurde festgestellt, dass nach der untersuchten kleinräumigen Störung in Abhängigkeit der beteiligten Arten sowohl generative als auch vegetative Regeneration stattfindet. Es bleibt zu klären, wie hoch die jeweiligen Anteile sind und wovon diese abhängen.

In der Regel finden nach einer kleinräumigen Störung im Frühjahr vorübergehende Veränderungen der Artenzahl und -kombination statt. Es kommt nicht zur Ausbildung anderer Sukzessionsstadien. Es ist nicht geklärt, ob die Auswirkungen einer Störung im Herbst oder von größeren Flächen andere sind und wie sich mehrfache Störungen derselben Fläche auswirken. Bei welcher Störungshäufigkeit nimmt jeweils der Artenreichtum einer Fläche ab? Kann die „intermediate disturbance hypothesis“ bestätigt werden? Langzeituntersuchungen können dabei helfen festzustellen, ob es sich bei Veränderungen der Artenkombination um gerichtete oder vorübergehende Vegetationsentwicklungen handelt (vgl. z. B. Cadenasso et al. 2008, Baasch 2010). Außerdem sind Langzeituntersuchungen notwendig, um eher langsam ablaufende Vegetationsentwicklungen bei Störungsausschluss

erklären zu können (Woods 2007). Die kausale Beantwortung dieser Fragen führt zu einer besseren Vorhersagbarkeit von Sukzessionsverläufen.

Bisher ungeklärt ist, warum manche Arten trotz vermeintlich geeigneter Lebensraumbedingungen auch nach Jahrzehnten zwar außerhalb am Rand der Bergbaufolgelandschaft wachsen, aber kaum oder gar nicht innerhalb (siehe auch Felinks 2000). Eine systematische Erfassung dieser Arten und die Untersuchung der Ursachen ihres unterschiedlichen Vorkommens können helfen, die Besiedlung neu entstandener Lebensräume besser zu verstehen.

Von Interesse ist auch der Umstand, dass ein und dieselbe Art auf verschiedenen Flächen einen unterschiedlichen Einfluss auf das Sukzessionsgeschehen nimmt. Für eine systematische Erforschung kämen nach der vorliegenden Untersuchung z. B. Arten wie *Calamagrostis epigejos* und *Hieracium pilosella* in Frage.

Das Störungsregime in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft setzt sich aus verschiedenen Störungsarten zusammen, die auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen wirken. Systematisch wurden bisher nur kleinräumige Wühltätigkeiten von Wildschweinen experimentell untersucht. Die Einflüsse aller einwirkenden, natürlich vorkommenden Störungen und insbesondere die Auswirkungen der Kombination der unterschiedlichen Störungen auf die Vegetation zu beschreiben und zu erklären, kann dazu beitragen, Rückschlüsse auf die Entwicklung der Vegetation bei unterschiedlichem Management zu ziehen.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit untersucht die Entwicklung der Vegetation in Sandlebensräumen nach kleinräumiger Störung. Sie leistet damit einen Beitrag zur Erforschung von Prozessen, die im Rahmen von Sekundärsukzessionen ablaufen. Die Auswertung folgt dem „multi-patch“-Ansatz. Durch die Auswahl einer Braunkohlen-Bergbaufolgelandschaft als Untersuchungsgebiet kommen einige Besonderheiten hinzu, wie Großräumigkeit und Unzerschnittenheit der Landschaft, z. T. extreme abiotische Verhältnisse, bekanntes Flächenalter und gleichzeitig ablaufende Primärsukzession. Regelmäßige häufige kleinräumige Störungen durch Wildschwein-Wühltätigkeit prägen das natürliche Störungsregime.

In einem experimentellen Ansatz wurde 1-malig im Frühjahr eine Störung durchgeführt, die natürliche Wildschwein-Wühltätigkeit imitieren sollte. Anschließend wurde die pflanzliche Wiederbesiedlung parallel zur Entwicklung der Vegetation auf ungestörten Referenzflächen analysiert. Dabei wurden in drei ehemaligen Tagebauen die repräsentativen Vegetationseinheiten Sandtrockenrasen, *Calamagrostis epigejos*-Hochgrasbestand und Roteichenforst einbezogen. Ergänzend fanden Kartierungen der Umgebungsvegetation sowie Diasporenbank- und Diasporenfall-Untersuchungen statt.

Die Ergebnisse bestätigen die Hypothese, dass in den untersuchten Sandlebensräumen auf der „patch“-Ebene der Artenreichtum nach kleinräumiger Störung im Allgemeinen zunimmt. Auf der „multi-patch“-Ebene findet keine Artenzunahme statt, da alle hinzutretenden Arten Teil des lokalen Arteninventars sind. Artenausfälle gab es kaum, die Arten haben an derartige Störungen angepasste Eigenschaften: sie regenerieren sich vegetativ bzw. generativ.

Vor allem kurzlebige Arten, d. h. Therophyten und zweijährige bis kurzlebige Arten mit einmaliger Blühphase, traten nach der Störung hinzu. Die meisten sind in der Lage eine langlebige Diasporenbank aufzubauen. Die hinzutretenden Arten können sowohl aus der Diasporenbank als auch aus dem Diasporeneintrag stammen. In Einzelfällen wurde indirekt Fernausbreitung nachgewiesen, d. h. es traten Arten hinzu, die nicht in der Lage sind eine Diasporenbank aufzubauen und für die sich die nächste Diasporenquelle mehr als 100 m entfernt befand.

Die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung unterschied sich an den einzelnen Probestellen und von Jahr zu Jahr. Es bestand keine generelle Abhängigkeit vom Flächenalter oder Vegetationstyp, sondern die Geschwindigkeit war in erster Linie vom Verhalten der vor der Störung dominierenden Arten abhängig: Kryptogamen regenerierten sich in der Regel langsam, einzelne krautige Arten besiedelten die Flächen rasch durch vegetative Ausbreitung. Einige Arten wurden offensichtlich gefördert und konnten ihre ursprünglich geringe Deckung, zumeist vorübergehend, ausbauen.

Die untersuchten Vegetationseinheiten können in ihrer Gesamtreaktion auf die Störung weder nach dem Tagebau, dem Flächenalter noch nach dem Vegetationstyp zusammengefasst werden. Sie reagieren trotz ähnlicher abiotischer Bedingungen, wie Nährstoffarmut, Trockenheit, sandiges Substrat, überwiegend niedrige pH-Werte, vermutlich vor allem aufgrund ihrer unterschiedlichen biotischen Voraussetzungen verschieden.

Das Konzept der „preemptive initial floristics“, welches auf den Offenlandflächen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft eine große Bedeutung für die Primärsukzession hat, hat nach der vorliegenden Untersuchung für Sekundärsukzession nach kleinräumiger Störung auf Offenland- und Aufforstungsflächen ebenfalls eine große Bedeutung.

Es stellte sich heraus, dass kleinräumige Störung im Frühjahr in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft in der Regel zu kurzfristigen Veränderungen der Artenzahl und -kombination, jedoch nicht zu anderen Vegetationsstadien führt. Nachweise für die Einwanderung und anschließende nachhaltige Deckungszunahme neuer Arten konnten nicht erbracht werden. In Einzelfällen festgestellte Deckungszunahmen bisher nicht in der Vegetation dominierender Arten anderer Sukzessionsstadien sind allerdings ein Hinweis auf eine mögliche gerichtete Vegetationsveränderung hin zu einem „späteren“ Sukzessionsstadium.

Unter dem gegenwärtigen natürlichen Störungsregime können die unterschiedlichen Vegetationseinheiten auf Landschaftsebene vermutlich nicht als Mosaik in einem dynamischen Gleichgewicht erhalten bleiben, da Intensität und Häufigkeit der Störungen nicht ausreichen, um „die Sukzession wieder an den Anfang zurück zu setzen“. Stattdessen bleibt, zumindest nach 1-maliger Störung, die gegebene Vegetationseinheit in der Regel erhalten. Hingegen zeigen die Ergebnisse Tendenzen, dass Wühltätigkeiten durch Wild-

schweine die Entwicklung hin zu „späteren“ Sukzessionsstadien beschleunigen könnten. Außerdem kommt es zum Teil, mit oder ohne kleinräumige Störung, zu zunehmendem *Pinus sylvestris*-Aufwuchs. Ein Erhalt des Offenlandes in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft ist unter dem gegenwärtigen natürlichen Störungsregime ohne geeignete Maßnahmen nicht möglich.

SUMMARY

The development of vegetation in sandy habitats after small-scale soil disturbance was studied in order to analyse the process of secondary succession. Data interpretation follows the multi-patch scale concept. Former brown coal open-cast mining sites were taken as the area of investigations which means some special attributes of the area like a not fragmented large-scale landscape, extreme abiotic conditions to some extent, known age after dumping as well as ongoing primary succession. The disturbance regime is characterized by frequent rooting of wild boar.

In March 2002, experimental soil disturbances were conducted imitating wild boar rooting. The vegetation development on the disturbed plots and on the controls was monitored over three subsequent years. The investigation took place in three post-mining landscapes; psammophytic grasslands, *Calamagrostis epigejos*-stands and red oak forests were included. Additionally, soil seed bank analyses and seed rain monitoring were carried out.

The results confirm the hypothesis that in the investigated sandy habitats species richness on the patch-scale generally increases after small-scale disturbance. There was no increase in species richness on the multi-patch scale. All colonizing species were part of the local species pool. Few species losses were observed. The present species have characteristic life history traits that enable them to cope with the present disturbance regime: they regenerate from seeds and buds, respectively.

Mainly short-lived species were colonizing after disturbance, including annuals and short-lived species that flower only once. Most of them build up a permanent seed bank. Species colonized either from the soil seed bank or from the seed rain. In single cases species arrived which cannot build up a seed bank but were part of the vegetation at a distance of at least 100 m from the plot. Thus, long-distance seed dispersal could be proved indirectly.

The re-colonization rate was different from site to site and from year to year, respectively. Generally, it did not depend on the age of the site or on the vegetation type. Mainly, it depended on the behaviour of the dominant species: Cryptogams regenerated slowly. Single herb species rapidly re-colonized the plots by means of vegetative regeneration. Several species were apparently favoured by disturbance. They increased their initial abundance in most cases temporarily.

Considering the overall response to disturbance, the vegetation studied cannot be classified by the mining-site, the sample site age or the vegetation type. In spite of similar abiotic circumstances like sandy substrates, low levels of nutrients in the soil, very dry habitat conditions, and predominantly low pH levels, the reaction of the vegetation depends mainly on the biotic conditions.

It was shown that the concept of “preemptive initial floristics” is very important for primary succession in the open areas of post-mining landscapes of Lower Lusatia. According to the present study, this concept is likewise important for secondary succession after small-scale disturbance in the open areas and the afforestations.

The results show that small-scale disturbance in spring generally induces short-term changes of the species richness and species composition without change of vegetation type. There was no evidence for the immigration and a significant increase of cover of new species. However, single cases of cover increases of former minor species could indicate a potential vegetation development in the direction of “later” successional stages.

Most probably, the present natural disturbance regime cannot maintain the different vegetation types as a mosaic in a dynamic equilibrium on the landscape scale. Frequency and severity of disturbance are insufficient to “put succession back to the beginning”. However, the vegetation types found generally remain the same after a single disturbance event. On the other hand, the results show tendencies that wild boar rooting could possibly accelerate the development in the direction of “later” successional stages. Furthermore, there is partly an increasing growth of *Pinus sylvestris* taking place independently of the disturbance. The preservation of open areas in the post-mining sites of Lower Lusatia is not possible without suitable management.

8 LITERATUR

- Al-Mufti, M. M., Sydes, C. L., Furness, S. B., Grime, J. P., Band, S. R. 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 65: 759-791.
- Amiaud, B. & Touzard, B. 2004. The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. *Flora* 199: 25-35.
- Anders, K., Mrzljak, J., Wallschläger, D. & Wiegler, G. 2004. *Handbuch Offenlandmanagement*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Arnold, I. & Kuhlmann, K. 1993. Über einige Zusammenhänge zwischen Braunkohlenförderung und Wasserhaushalt in der Niederlausitz. *Natur und Landschaft in der Niederlausitz* 14: 3-16.
- Aubreville, A. 1938. La foret coloniale: Les forests de l'Afrique occidentale francaise. *Ann. Acad. Sci. Colon. Paris* 9: 1-245.
- Baasch, A. 2010. Predicting spatial-temporal patterns during succession in a post-mining landscape. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Baeza, A. A. P. 2009. Natural Small-Scale Disturbances and Below-Canopy Solar Radiation Effects on the Regeneration Patterns in a *Nothofagus betuloides* Forest – A case Study from Tierra del Fuego, Chile. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- Bakker, J. P., Bakker, E. S., Rosén, E. & Verweij, G. L. 1997. The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland (Sweden). *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 9-18.
- Bartha, S. 2001. Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance and vegetation at different stages of old-field succession. *Appl. Veget. Sci.* 4: 53-62.
- Baskin, J. M. & Baskin, C. C. 1985. The Annual Dormancy Cycle in Buried Weed Seeds: A Continuum. *BioScience* 35 (8): 492-498.
- Bauer, U. & Poschlod, P. 1994. Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im oberschwäbischen Voralpengebiet. Veränderung der Phytozönose durch Sömmerung am Beispiel von Gloggere- und Tiefweiher. *Veröff. PAÖ* 8: 337-351.
- Bauriegel, E., Krause, M. & Wiegler, G. 2000: Experimentelle Untersuchungen zur Initialsetzung von Trockenrasen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Wiegler, G., Bröring, U., Mrzljak, J. & Schulz, F. [Hrsg.]. *Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Bechtel, A., Röttgermann, M., Steinlein, T. & Beyschlag, W. 1998. Effects of *Polytrichum piliferum* Hedw. on germination and establishment of phanerogamic species on inland dunes. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 107: 155-158.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th edn., Blackwell Science, Oxford.
- Beinlich, B. 1998. Schweine-Freilandhaltung als dynamischer Faktor. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (8/9): 263-267.
- Beinlich, B. & Poschlod, P. 2002. Low intensity pig pastures as an alternative approach to habitat management. In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. [eds.]. *Pasture Landscapes and Nature Conservation*. Springer, Berlin.
- Beinlich, B. & van Rehmen, K. 1999. das Weideschwein als dynamischer Faktor in der Landschaftspflege. *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 165-171.

- Benjes, H. 1997. Die Vernetzung von Lebensräumen mit Benjeshecken. 9. Aufl., Verlag Natur & Umwelt, München.
- Biały, K. 1996. The Effect of Boar (*Sus scrofa*) Rooting on the Distribution of Organic Matter in Soil Profiles and the Development of Wood Anemone (*Anemone nemorosa* L.) in the Oak-Hornbeam Stand (*Tilio-Carpinetum*) in the Białowieża Primeval Forest. Folia Forestalia Polonica, Series A - Forestry 38: 77-88.
- Böger, S. 2007. Ausbreitung, Etablierung und Populationsgenetik des Silbergrases (*Corynephorus canescens* (L.)P.Beauv.) als Grundlage zur Konzeption eines überregionalen Biotopverbundes für Sandmagerrasen in Deutschland. Dissertation, Universität Bayreuth.
- Böhmer, H. J. 1999. Vegetationsdynamik im Hochgebirge unter dem Einfluß natürlicher Störungen. Diss. Bot. 311. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Boehrer, B., Matzinger, A. & Schimmele M. 2000. Similarities and differences in the annual temperature cycles of East German mining lakes. Limnologica 30: 271-279.
- Boeken, B., Lipchin, C., Gutterman, Y. & van Rooyen, N. 1998. Annual plant community responses to density of small-scale soil disturbances in the Negev Desert of Israel. Oecologia 114: 106-117.
- Bormann, F. H. & Likens, G. E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York.
- Bornkamm, R. 1988. Mechanisms of succession on fallow lands. Vegetatio 77: 95-101.
- Bratton, S. P. 1975. The Effect of the European Wild Boar, *Sus scrofa*, on Gray Beech Forest in the Great Smoky Mountains. Ecology 56: 1356-1366.
- Bröring, U. & Wiegleb, G. 1998. Ecological Orientors: Pattern and Process of Succession in Relation to Ecological Orientors. In: Müller, F. & Leupelt, M. [Hrsg.] Eco Targets, Goal Functions, and Orientors. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Brouwer, W. & Stählin, A. 1975. Handbuch der Samenkunde für Landwirtschaft, Gartenbau und Forstwirtschaft. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- Brown, G. 2001. Small-scale dynamics of desert annuals in an ungrazed *Rhanterium epapposum* community over three growth seasons in Kuwait. Flora 196: 353-363.
- Brunbjerg, A. K., Borchsenius, F.; Eiserhardt, W. L., Ejrnæs, R. & Svenning, J.-C. 2012. Disturbance drives phylogenetic community structure in coastal dune vegetation. J. Veget. Sci. 23: 1082-1094.
- Brunk, I. 2007. Diversität und Sukzession von Laufkäferzönosen in gestörten Landschaften Brandenburgs. Dissertation, BTU Cottbus.
- BTUC 1998. Verbundvorhaben Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche – Abschlussbericht. BTU Cottbus, Lehrstuhl Allgemeine Ökologie, Cottbus.
- Büren-Rieder, H. v. 2000. Generative und vegetative Reproduktion bei *Corynephorus canescens* (L.)P.B. Diplomarbeit, unveröffentlicht, Freie Universität Berlin.
- Bundesamt für Naturschutz: <http://www.floraweb.de>; Stand: 03.12.2012.
- Bundesverband Braunkohle (DEBRIV) [Hrsg.] 2009. Braunkohle in Deutschland 2009 – Profil eines Industriezweiges. Broschüre.
- Busing, R. T. & White, P. S. 1997. Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest: a consideration of gap partitioning concepts. Oikos 78: 562-568.
- Cadenasso, M. L., Meiners, S. J. & Pickett, S. T. A. 2008. The success of succession: a symposium commemorating the 50th anniversary of the Buell-Small Succession Study. Appl. Veget. Sci. 12: 3-8.

- Cain, M. L., Milligan, B. G. & Strand, A. E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *Am. J. Bot.* 87: 1217-1227.
- Cain, S. A. 1959. Henry Allan Gleason – eminent ecologist. *Bulletin of the Ecological Society of America* 40: 105-110.
- Canham, C. D. & Marks, P. L. 1985. The Response of Woody Plants to Disturbance: Patterns of Establishment and Growth. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [eds.] *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Canham, C. D., Denslow, J. S., Platt, W. J., Runkle, J. R., Spies, T. A. & White, P. S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can J. For. Res.* 20 (5): 620-631.
- Cappers, R. T. J., Bekker, R. M. & Jans, J. E. A. 2006. *Digitale Zadenatlas van Nederland*. Groningen Archaeological Studies 4, Barkhuis Publishing, Groningen. www.zadenatlas.nl
- Carson, W. P., Peterson, C. J. 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8-13.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A. & Gómez, J. M. 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. *J. Ecol.* 92: 266-277.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A. & Gómez, J. M. 2005. Alleviation of summer drought boosts establishment success of *Pinus sylvestris* in a Mediterranean mountain: an experimental approach. *Plant ecology* 181: 191-202.
- Cerabolini, B. E. L., Brusa, G., Ceriani, R. M., De Andreis, R., Luzzaro, A. & Pierce, S. 2010. Can CSR classification be generally applied outside Britain? *Plant Ecol.* 210: 253-261.
- Chytrý, M., Sedláková, I. & Tichý, L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. *Appl. Veget. Sci.* 4: 89-96.
- Clements, F. E. 1916. *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington Publication 242, Washington.
- Clements, F. E. 1928. *Plant Succession and Indicators*. H. W. Wilson, New York.
- Clements, F. E. 1936. Nature and structure of the climax. *J. Ecol.* 24: 252-284.
- Coffin, D. P. & Lauenroth, W. K. 1988. The effects of disturbance size and frequency on a shortgrass plant community. *Ecology* 69 (5): 1609-1617.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Cooper, W. S. 1926. The Fundamentals of Vegetation Change. *Ecology* 7: 391-413.
- Csapody, V. 1968. *Keimlingsbestimmungsbuch der Dikotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Cuevas, M. F., Mastrantonio, L., Ojeda, R. A. & Jaksic, F. M. 2012. Effects of wild boar disturbance on vegetation and soil properties in the Monte Desert, Argentina.
- Dean, W. R. J., Milton, S. J. & Klotz, S. 1997. The role of ant nest-mounds in maintaining small-scale patchiness in dry grasslands in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 6: 1293-1307.
- Denkinger, P. & Wiegand, G. 2006. Diversität der Krautschicht in von Roteichen (*Quercus rubra* L.) dominierten Ökosystemen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Bröring, U. & Wiegand, G. [Hrsg.]. *Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft*. Books on Demand, Norderstedt: 1-21.

- Dessaint, F., Barralis, G., Beuret, E., Caixinhas, M. L., Post, B. J. & Zanin, G. 1990. Etude coopérative EWRS: la détermination du potentiel semencier: I. Recherche d'une relation entre la moyenne et la variance d'échantillonnage. *Weed research* 30: 421-429.
- Deutscher Wetterdienst 2001-2004. Witterungsreport Express. Jahrgang 3-6, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.
- Deutscher Wetterdienst 2004. Jahresbericht 2003. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.
- Deutscher Wetterdienst: <http://www.dwd.de/lexikon>; Stand: 23.09.2010.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart.
- Dölle, M. 2008. From arable field to forest: Long-term studies on permanent plots. Dissertation, Universität Göttingen.
- Dormann, C. F. 1997. Sandrohr (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth) in Trockenrasen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Bestandsstruktur, ökologische Auswirkungen und Pflegemaßnahmen. *Z. Ökol. Naturschutz* 6: 207-217.
- Dornier GmbH 1994. Ökologischer Sanierungs- und Entwicklungsplan Niederlausitz. Umweltbundesamt, Berlin.
- Drebenstedt, C. 1998. Planungsgrundlagen der Wiedernutzbarmachung. In: Pflug, W. [Hrsg.] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Heidelberg.
- Dreßel, R. & Jäger, E. J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* 35: 37-64.
- Dulamsuren, C., Hauck, M. & Leuschner, C. 2013. Seedling emergence and establishment of *Pinus sylvestris* in the Mongolian forest-steppe ecotone. *Plant Ecol.* 214: 139-152.
- Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- Eichberg, C., Storm, C., Kratochwil, A. & Schwabe, A. 2006. A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of Koelerio-Corynephoretea inland sand vegetation. *Phytoecologia* 36 (2): 161-189.
- Eichberg, C., Storm, C. & Schwabe, A. 2007. Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. *Flora* 202: 3-26.
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H. & Leuschner, C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- Endtmann, J. 2000. Beiträge zur Biodiversität der Sandbirke (*Betula pendula* Roth) und verwandter Sippen. In: Lockow, K.-W. [Hrsg.] Die Birke im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000. Ebersw. Forstl. Schr.-Reihe 9: 1-92.
- Eriksson, O. 1995. Seedling recruitment in deciduous forests herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65-70.
- Eriksson, O., Ehrlén, J., Telenius, A. & Fröberg, H. 1995. Dynamik och abundans hos fåltskiktsarter i lunden på Tullgarnsäs, Södermanland. *Sven. Bot. Tidskr.* 89: 91-107.
- Erschbamer, B., Kneringer, E. & Niederfriniger-Schlag, R. 2001. Seed rain, soil seed bank, seedling recruitment, and survival of seedlings on a glacier foreland in the Central Alps. *Flora* 196: 304-312.
- Farji-Brener, A. G. & Ghermandi, L. 2000. Influence of nests of leaf-cutting ants on plant species diversity in road verges of northern Patagonia. *J. Veget. Sci.* 11: 453-460.

- Faust, C., Süß, K., Storm, C. & Schwabe, A. 2011. Threatened inland sand vegetation in the temperate zone under different types of abiotic and biotic disturbances during a ten-year period. *Flora* 206: 611-621.
- Felinks, B. 2000. Primärsukzession von Phytozönosen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Dissertation, BTU Cottbus.
- Felinks, B. 2003. Störungsregime in der Bergbaufolgelandschaft – Welche räumlichen Maßstabebenen sind für Renaturierungskonzepte relevant? *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft* 17: 13-22.
- Fiala, K., Záhora, J., Tůma, I. & Holub, P. 2004. Importance of plant matter accumulation, nitrogen uptake and utilization in expansion of tall grasses (*Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*) into an acidophilous dry grassland. *Ekológia* 23 (3): 225-240.
- Fields, M. J., Coffin, D. P. & Gosz, J. R. 1999. Burrowing activities of kangaroo rats and patterns in plant species dominance at a shortgrass steppe-desert grassland ecotone. *J. Veget. Sci.* 10: 123-130.
- Fielitz, U. 2005. Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4324 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Fischer, A. 1987. Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. *Diss. Bot.* 110. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- FLB (Forschungsverbund Landschaftsentwicklung Mitteldeutsches Braunkohlenrevier) 2003. Analyse, Bewertung und Prognose der Landschaftsentwicklung in Tagebauregionen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers. BMBF-FKZ: 0339747. Abschlussbericht.
- Forbis, T. A., Larmore, J. & Addis, E. 2004. Temporal patterns in seedling establishment on pocket gopher disturbances. *Oecologia* 138: 112-121.
- Frahm, J.-P. 2001. *Biologie der Moose*. Spektrum, Heidelberg, Berlin.
- Frahm, J.-P. & Frey, W. 1992. *Moosflora*. 3., überarbeitete Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- Frenette-Dussault, C., Shipley, B., Léger, J.-F., Meziane, D. & Hingrat, Y. 2012. Functional structure of an arid steppe plant community reveals similarities with Grime's C-S-R theory. *J. Veget. Sci.* 23: 208-222.
- Frey, W. & Hensen, I. 1995. *Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis* (Frühlingsspark-Silbergrasflur) – Lebensstrategien von Binnendünen- und Lockersandbesiedlern. *Feddes Repertorium* 106 (5-8): 533-553.
- Frey, W. & Lösch, R. 2010. *Geobotanik. Pflanze in Raum und Zeit*. 3. Auflage, Spektrum, Heidelberg.
- Friedrich, S. 2006. Bedeutung funktioneller Gruppen für die Systemdynamik offener Sandlebensräume – Störung, Etablierung, Musterbildung. Dissertation, Universität Bielefeld.
- Fromm, A., Jakob, S. & Tischew, S. 2002. Sandtrockenrasen in der Bergbaufolgelandschaft. *Syntaxonomische und experimentelle Ansätze. Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 45-51.
- Gibson, D. J. 1989. Effects of Animal Disturbance on Tallgrass Prairie Vegetation. *Am. Midl. Nat.* 121: 144-154.
- Gigon, A. 1997. Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. *Phytocoenologia* 27 (2): 275-287.
- Gleason, H. A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 44: 463-481.
- Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26.

- Gleason, H. A. 1939. The individualistic concept of the plant association. *American Midland Naturalist* 21: 92-110.
- Glenn, S. M. & Collins, S. L. 1993. Experimental analysis of patch dynamics in tallgrass prairie plant communities. *J. Veget. Sci.* 4: 157-162.
- Görner, M. & Hackethal, H. 1988. *Säugetiere Europas*. Enke, Stuttgart.
- Goldberg, D. E. & Gross, K. L. 1988. Disturbance regimes of midsuccessional old fields. *Ecology* 69 (6): 1677-1688.
- Golley, F. B. 1974. Structural and functional properties as they influence ecosystem stability. *Proceedings of the First Conference of the International Association for Ecology*: 97-102.
- Goulding, M. 2003. Wild Boar *Sus Scrofa* in Southern England. An investigation of an accidentally re-introduced species. Doctoral thesis, Sussex.
- Gray, A. N., Spies, T. A. & Easter, M. J. 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Can. J. For. Res.* 32 (2): 332-343.
- Greig-Smith, P. 1952. Ecological observations on degraded and secondary forests in Trinidad, British West Indies. II. Structure of the communities. *J. Ecol.* 40: 316-330.
- Grime, J. P. 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Grime, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, London.
- Grime, J. P. 1985. Towards a functional description of vegetation. In: White, J. [ed.] *The Population Structure of Vegetation. Handbook of Vegetation Science* 3. Junk Publ., Dordrecht.
- Grime, J. P. 1988. The C-S-R model of primary plant strategies – origins, implications and tests. In: Gottlieb, L. D. & Jain, S. K. [eds.] *Plant evolutionary biology*. Chapman and Hall, London.
- Grime, J. P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2nd ed. Wiley, Chichester.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology*. Unwin Hyman, London.
- Grime, J. P. & Pierce, S. 2012. *The evolutionary strategies that shape ecosystems*. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Grimmberger, E. & Rudloff, K. 2009. *Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*. Natur und Tier, Münster.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A. & Hazebroek, E. 1996. Wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88: 71-80.
- Großer, K. H. 1998. Der Naturraum und seine Umgestaltung. In: Pflug, W. [Hrsg.] *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Heidelberg.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc.* 52: 107-145.
- Grubb, P. J. 1985. Plant Populations and Vegetation in Relation to Habitat, Disturbance and Competition: Problems of Generalization. In: White, J. [ed.] *The Population Structure of Vegetation. Handbook of Vegetation Science* 3. Junk. Publ., Dordrecht.
- Güth, M. 2008. Vergleichende populationsgenetische Untersuchungen an Arthropoden in gestörten Offenlandschaften. Dissertation, BTU Cottbus.

- Hachmüller, B. 2000. Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge – eine Fallstudie zu Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. Diss. Bot. 338. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Haeupler, H. & Muer, T. 2000. Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- Hahn, B. & Fromm, H. 2000. Biotische und abiotische Eigenschaften von Böden naturnaher Offenlandbereiche der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Wiegand, G., Bröring, U., Mrzljak, J. & Schulz, F. [Hrsg.]. Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Hanf, M. 1999. Ackerunkräuter Europas. 4. Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, New York.
- Hartig, M. & Lemke, C. 2002. Birken-Schneesaat. Eine in Vergessenheit geratene Walderneuerungsmethode. AFZ – Der Wald 4: 170-173.
- Hartung, J., Elpelt, B. & Klösener, K.-H. 1991. Statistik: Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 8. Auflage, Oldenbourg, München.
- Hasse, T. & Daniëls, F. J. A. 2006. Species responses to experimentally induced habitat changes in a *Corynephorus* grassland. J. Veget. Sci. 17: 135-146.
- Haubold, W., Katur, J. & Oehme W.-D. 1998. Standortliche Grundlagen. In: Pflug, W. [Hrsg.] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Heidelberg.
- Heinken, T. 1990. Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). Tuexenia 10: 223-257.
- Hendrickson, C., Bell, T., Butler, K. & Hermanutz, L. 2005. Disturbance-enabled Invasion of *Tussilago farfara* (L.) in Gros Morne National Park, Newfoundland: Management Implications. Natural Areas Journal 25 (3): 263-274.
- Henry, V. G. & Conley, R. H. 1972. Fall Foods of European Wild Hogs in the Southern Appalachians. J. Wildlife Manage. 36: 854-860.
- Higgins, S. I., Nathan, R. & Cain, M. L. 2003. Are long-distance dispersal events in plants usually caused by non-standard means of dispersal? Ecology 84 (8): 1945-1956.
- Hill, M. O. 1979. The development of a flora in even-aged plantations. In: Ford, E. D., Malcom, D. C. & Atterson, J. C. [eds.] The Ecology of Even-aged Forest Plantations. NERC, Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.
- Hils, M. H. & Vankat, J. L. 1982. Species removals from a first-year old-field plant community. Ecology 63 (3): 705-711.
- Hobbs, R. J. & Mooney, H. A. 1991. Effects of rainfall variability and gopher disturbance on serpentine annual grassland dynamics. Ecology 72 (1): 59-68.
- Hobbs, R. J. & Mooney, H. A. 1995. Spatial and temporal variability in California annual grassland: results from a long-term study. J. Veget. Sci. 6: 43-56.
- Hodgson, J. G., Wilson, P. J., Hunt, R., Grime, J. P. & Thompson, K. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. Oikos 85 (2): 282-294.
- Hone, J. 1988. Feral pig rooting in a mountain forest and woodland: Distribution, abundance and relationships with environmental variables. Australian Journal of Ecology 13: 393-400.
- Horn 1974. The Ecology of secondary Succession. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5: 25-37.
- Hüttl, R. F. & Weber, E. 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. Naturwissenschaften 88: 322-329.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. Am. Nat. 113 (1): 81-101.
- Huth, J., Oelerich, H.-M., Reuter, M. & Tischew, S. 2004. Biotoptypen in der Bergbaufolgelandschaft. In: Tischew, S. [Hrsg.] Renaturierung nach dem Braunkohleabbau.

- Jakob, S., Tischew, S. & Mahn, E.-G. 1996. Zur Rolle von *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in den Sandtrockenrasen des Braunkohlentagebaues „Goitsche“ (bei Delitzsch). Verh. Ges. Ökol. 26: 797-805.
- Jankowska-Błaszczuk, M., Kwiatkowska, A. J., Panufnik, D. & Tanner, E. 1998. The size and diversity of the soil seed banks and the light requirements of the species in sunny and shady natural communities of the Białowieża Primeval Forest. Plant Ecology 136: 105-118.
- Jax, K. 1994. Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 107-112.
- Jax, K. 1999. Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 241-253.
- Jax, K., Jones, C. G. & Pickett, S. T. A. 1998. The self-identity of ecological units. Oikos 82: 253-264.
- Jensch, D. 2004. Der Einfluss von Störungen auf Waldbodenvegetation. Diss. Bot. 386. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Jensch, A. 2004. Disturbance driven vegetation dynamics. Concepts from biogeography to community ecology, and experimental evidence from dry acidic grasslands in central Europe. Diss. Bot. 384. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Jensch, A., Beierkuhnlein, C. & White, P. S. 2002a. Scale, the Dynamic Stability of Forest Ecosystems, and the Persistence of Biodiversity. Silva Fennica 36(1): 393-400.
- Jensch, A. & Beyschlag, W. 2003. Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. Flora 198: 3-25.
- Jensch, A., Beyschlag, W., Nezadal, W., Steinlein, T. & Weiß, W. 2002. Bodenstörung – treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sandlebensräumen. Naturschutz und Landschaftsplanung 34 (2/3): 37-44.
- Jensch, A., Friedrich, S., Beyschlag, W. & Nezadal, W. 2002b. Significance of ant and rabbit disturbances for seedling establishment in dry acidic grasslands dominated by *Corynephorus canescens*. Phytocoenologia 32 (4): 553-580.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386.
- Jonsson, B. G. & Esseen, P.-A. 1998. Plant colonisation in small forest-floor patches: importance of plant group and disturbance traits. Ecography 21: 518-526.
- Katzur, J. 1998. Melioration schwefelhaltiger Kippböden. In: Pflug, W. [Hrsg.] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Heidelberg.
- Kent, M. 2012. Vegetation Description and Data Analysis. A Practical Approach. 2nd ed., Wiley-Blackwell, Chichester.
- Kershaw, K. A. 1960. The detection of pattern and association. J. Ecol. 48: 233-242.
- Kinnaird, J. W. 1968. Ecology of Birch Woods. Proc. bot. Soc. Br. Isl. 7 (2): 181-182.
- Kirmer, A., Lorenz, A. & Tischew, S. 2009. Renaturierung über Initialsetzungen – naturnahe Methoden zur Beschleunigung der Vegetationsentwicklung. In: Zerbe, S. & Wiegand, G. [Hrsg.] Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa.
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., von Lampe, M., Baasch, A. & van Groenendael, J. M. 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. J. Appl. Ecol. 45 (5): 1523-1530.
- Kjellsson, G. 1992. Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. Ecography 15: 86-100.
- Klapp, E. & Opitz von Boberfeld, W. 1995. Kräuterbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasenkräuter. 3., überarbeitete und erweiterte Auflage, Blackwell, Berlin, Wien.

- Kleinknecht, U. 2001. Vegetationskundliche Beschreibung und Einordnung der natürlich aufgewachsenen Birken-Zitterpappel-Vorwälder der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Südraums – das *Hieracio piloselloidis-Betuletum pendulae* ass. nov. *Tuexenia* 21: 39-50.
- Klemm, G. 1966. Zur pflanzlichen Wiederbesiedlung von Abraumkippen und -halden des Braunkohlenbergbaus. *Hercynia* 3: 31-51.
- Klemow, K. M., Clements, D. R., Threadgill, P. F. & Cavers, P. B. 2002. The biology of Canadian weeds. 116. *Echium vulgare* L. *Canad. J. Pl. Sci.* 82 (1): 235-248.
- Klimešová, J. & de Bello, F. 2009. CLO-PLA: the database of clonal and bud bank traits of Centrl European flora. *J. Veget. Sci.* 20: 511-516.
- Klimešová, J. & Klimeš, L. 2007. Bud banks and their role in vegetative regeneration – A literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant ecology, Evolution and Systematics* 8: 115-129.
- Klimešová, J. & Martínková, J. 2004. Intermediate growth forms as a model for the study of plant clonality functioning: an example with root sprouters. *Evol. Ecol.* 18: 669-681.
- Klotz, S. 1984. Phytoökologische Beiträge zur Charakterisierung und Gliederung urbaner Ökosysteme, dargestellt am Beispiel der Städte Halle und Halle-Neustadt. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle.
- Klotz, S. & Kühn, I. 2002. Ökologische Strategietypen. In: Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 197-201.
- Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 38, Bundesamt für Naturschutz. LV Druck im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
- Kobayashi, M. & Kamitani, T. 2000. Effects of surface disturbance and light level on seedling emergence in a Japanese secondary deciduous forest. *J. Veget. Sci.* 11: 93-100.
- Kollmann, J. & Goetze, D. 1998. Notes on seed traps in terrestrial plant communities. *Flora* 193: 31-40.
- Kotani, P. M. 1995. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18 (2): 190-199.
- Kowarik, I. 1992. Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg. Beih.* 3: 1-188.
- Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- Kowarik, I. & von der Lippe, M. 2011. Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. *NeoBiota* 9: 49-70.
- Kozłowski, T. T. 1999. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. *Scand. J. For. Res.* 14: 596-619.
- Krausch, H. D. 1968. Die Sand-Trockenrasen in Brandenburg. *Mitt. flor. soziol. Arb. gem.* 13: 71-100.
- Krawczynski, R. 2006. Succession of Collembola in the post-mining landscape of Lower Lusatia. Dissertation, BTU Cottbus.
- Krawczynski, R., Wagner, H.-G. & Gerken, B. 2007. Beweidung von Bergbaufolgelandschaften mit Megaherbivoren als Beitrag zur Entwicklung und Stabilisierung der Biodiversität – das Fallbeispiel Schlabendorfer Felder. In: Wöllecke, J., Anders, K., Durka, W., Elmer, M., Wanner, M. & Wiegand, G. [Hrsg.] *Landschaft im Wandel – Natürliche und anthropogene Besiedlung der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft*. Shaker, Aachen.

- Krolupper, N. & Schwabe, A. 1998. Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Süd Hessen): Allgemeine Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und -Niederschlag. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 10: 9-39.
- Krumbiegel, A. 2002. Morphologie der vegetativen Organe (außer Blätter). In: Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 93-118.
- Kurth, H. & Khaldoun, A. 1990. Die forstlich genutzten Kippen des Braunkohlebergbaues der DDR und ihre nachhaltige Bewirtschaftung. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 64 (1): 7-11.
- Landesumweltamt Brandenburg [Hrsg.] 2004. Biotopkartierung Brandenburg, Bd.1. Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam, Golm.
- Lange, S. 1990. Forstwirtschaft in der Lausitz im Blickpunkt zeitweiliger Inanspruchnahme der Waldflächen durch den Braunkohlentagebau. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundlichen Museums Görlitz* 64 (1): 3-6.
- Lavorel, S., Lepart, J., Debussche, M., Lebreton, J.-D. & Beffy, J.-L. 1994. Small scale disturbances and the maintenance of species diversity in Mediterranean old fields. *Oikos* 70: 455-473.
- Ledesma-Krist, G. M. 2007. Geobotanische Untersuchungen zur Entstehung, Dynamik und ökologischen Bedeutung der Trockenauen im Raum Hartheim/Grißheim (südliches Oberrheingebiet). Dissertation, Saarbrücken.
- Lehmann, C. 1997. Clonal diversity of populations of *Calamagrostis epigejos* in relation to environmental stress and habitat heterogeneity. *Ecography* 20: 483-490.
- Lepš, J. 2012. Diversity and ecosystem Function. In: van der Maarel, E. & Franklin, J. [Hrsg.] *Vegetation Ecology*. 2. Aufl., Wiley-Blackwell, Chichester.
- Leyer, I. & Wesche, K. 2007. *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Linnert, T., Klotz, S. & Stadler, J. 2003. Effects of small-scale soil disturbance on plant biodiversity in grassland. *Verh. Ges. Ökol.* 33: 255.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) [Hrsg.] 1996. Abschlussbetriebsplan „Restlöcher und bergbauliche Anlagen im Raum Plessa“.
- LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) 2007. Plessa / Lauchhammer / Schwarzheide. *Wandlungen und Perspektiven* 5: 1-44.
- Loucks, O. L., Plumb-Mentjes, M. L. & Rogers, D. 1985. Gap Processes and Large-scale Disturbances in Sand Prairies. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [eds.] *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Luftensteiner, H. W. 1982. Untersuchungen zur Verbreitungsbiographie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibl. Bot.* 135: 1-68.
- LWG (Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau), Abteilung Landespflege [Hrsg.] 2005. Mit Biotopverbund in die Kulturlandschaft des neuen Jahrtausends – Lebensraumgestaltung mit Pflanzen regionaler Herkunft. Auszug aus Endbericht Forschungsvorhaben A/00/12: 1-8. Würzburg/Veitshöchheim
- Mac Arthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New York.
- Mac Mahon, J. A. 1981. Successional processes: comparisons among biomes with special reference to probable role of and influences on animals. In: West, D. C., Shugart, H. H. & Botkin, D. B. [Hrsg.] *Forest succession: concepts and applications*. Springer, New York.
- Malíková, L., Šmilauer, P. & Klimešová, J. 2010. Occurrence of adventitious sprouting in short-lived monocarpic herbs: a field study of 22 weedy species. *Annals of Botany* 105: 905-912.

- Marks, P. L. & Mohler, C. L. 1985. Succession after elimination of buried seeds from a recently plowed field. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112 (4): 376-382.
- Martin, C., Pohl, M., Alewell, C., Körner, C. & Rixen, C. 2010. Interrill erosion at disturbed alpine sites: Effects of plant functional diversity and vegetation cover. *Basic and Applied Ecology* 11: 619-626.
- Martínková, J., Klimešová, J. & Mihulka, S. 2006. Vegetative regeneration of biennial *Oenothera* species after disturbance: Field observations and experiment. *Flora* 201: 287-297.
- Mayer, P. 2002. Processes of biodiversity change in forests: vascular plant species richness after disturbance in the Bavarian Forest. Doctoral thesis, Munich.
- Mayer, R. & Erschbamer, B. 2011. Seedling recruitment and seed-/microsite limitation in traditionally grazed plant communities of the alpine zone. *Basic and Applied Ecology* 12: 10-20.
- McIntyre, S., Lavorel, S., Tremont, R. M. 1995. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 83:31-44.
- Meynen, E. & Schmithüsen, G. [Hrsg.] 1952-1962. *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- Miglécz, T., Tóthmérész, B., Valkó, O., Kelemen, A. & Török, P. 2013. Effects of litter on seedling establishment: an indoor experiment with short-lived Brassicaceae species. *Plant Ecol.* 214: 189-193.
- Milton, S. J., Dean, W. R. J. & Klotz, S. 1997. Effects of small-scale animal disturbances on plant assemblages of set-aside land in Central Germany. *J. Veget. Sci.* 8: 45-54.
- Morris, K., Raulings, E. J., Melbourne, W. H., Mac Nally, R. & Thompson, R. M. 2011. A novel trap for quantifying the dispersal of seeds by wind. *J. Veget. Sci.* 22: 807-817.
- Mühlenberg, M. 1993. *Freilandökologie*. 3. Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Mustard, M., Standing, D., Aitkenhead, M., Robinson, D., McDonald, A. 2003. The emergence of primary strategies in evolving plant populations. *Evolutionary Ecology Research* 5: 1067-1081.
- Nentwig, W., Bacher, S., Beierkuhnlein, C., Brandl, R. & Grabherr, G. 2004. *Ökologie. Spektrum*, Heidelberg, Berlin
- Neumann, C. 1999. Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung* 8.
- Neumann, O. 1951. Die Roteiche. *Forst und Holz* 6: 292-295.
- Noble, I. R. & Slatyer, R. O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Nocker, U., Pilarski, M., Siedschlag, Y., Antwi, E. K. & Wiegand, G. 2007. Dokumentation der Landschaftsstrukturentwicklung der Schlabendorfer Felder zwischen 1988 und 2005 mittels Fernerkundungsdaten und GIS-Analysen. In: Wöllecke, J., Anders, K., Durka, W., Elmer, M., Wanner, M. & Wiegand, G. [Hrsg.] *Landschaft im Wandel. Natürliche und anthropogene Besiedlung der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft*. Shaker, Aachen.
- Oliver, C. D. 1980. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3: 153-168.
- O'Neill, R. V., DeAngelis, D. L., Waide, J. B. & Allen, T. F. S. 1986. *A hierarchical concept of succession*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Otsus, M. & Zobel, M. 2002. Small-scale turnover in a calcareous grassland, its pattern and components. *J. Veget. Sci.* 13: 199-206.
- Overbeck, G. E., Müller, S.-C., Pillar, V. D. & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *J. Veget. Sci.* 16: 655-664.

- Pakeman, R. J. & Small, J. L. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *J. Veget. Sci.* 16: 121-130.
- Palmer, M. W. & Rusch, G. M. 2001. How fast is the carousel? Direct indices of species mobility with examples from an Oklahoma grassland. *J. Veget. Sci.* 12: 305-318.
- Partzsch, M. 2009a. Zur Keimungsbiologie acht ausgewählter ephemerer Xerothermrassenarten. *Hercynia N. F.* 42: 93-110.
- Partzsch, M. 2009b. Zur Keimungsbiologie ausgewählter Xerothermrassenarten – Teil 1 – . *Hercynia N. F.* 42: 239-254.
- Partzsch, M. 2012a. Zur Keimungsbiologie von zehn ausgewählten Ruderal- und Xerothermrassenarten – Teil 4: Fabaceae. *Hercynia N. F.* 45: 125-144.
- Partzsch, M. 2012b. Zur Keimungsbiologie von zwölf ausgewählten Ruderal-, Wiesen- und Xerothermrassenarten – Teil 5: Apiaceae. *Hercynia N. F.* 45: 173-192.
- Peart, D. R. 1989a. Species interactions in a successional grassland. I. Seed rain and seedling recruitment. *J. Ecol.* 77: 236-251.
- Peart, D. R. 1989b. Species interactions in a successional grassland. II. Effects of canopy gaps, gopher mounds and grazing on colonization. *J. Ecol.* 77: 267-289.
- Pemadasa, M. A. & Lovell, P. H. 1975. Factors controlling germination of some dune annuals. *J. Ecol.* 63: 41-59.
- Peschel, T. 2007. Beobachtungen zur Vegetationsentwicklung eines Transekts in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Wöllecke, J., Anders, K., Durka, W., Elmer, M., Wanner, M. & Wiegand, G. [Hrsg.] *Landschaft im Wandel - Natürliche und anthropogene Besiedlung der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft*. Shaker, Aachen.
- Peschel, T. & Denninger, P. 2010. Dynamik und Konstanz pflanzlicher Biodiversität in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Hotes, S. & Wolters, V. [Hrsg.] *Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann*. Oekom, München.
- Pflug, W. [Hrsg.] 1998. *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Heidelberg.
- Pianka, E. R. 1970. On r and K selection. *The American Naturalist* 104: 592-597.
- Pickett, S. T. A. 1976. Succession: An evolutionary interpretation. *The American Naturalist* 110: 107-119.
- Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. 2005. Vegetation succession. In: van der Maarel, E. [Hrsg.] *Vegetation Ecology*. Blackwell, Malden MA.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. & Meiners, S. J. 2008. Ever since Clements. From succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. *Appl. Veget. Sci.* 12: 9-21.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. & Meiners, S. J. 2012. Vegetation Dynamics. In: van der Maarel, E. & Franklin, J. [Hrsg.] *Vegetation Ecology*. 2. Aufl., Wiley-Blackwell, Chichester.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69: 109-114.
- Pickett, S. T. A. & Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol. Conserv.* 13: 27-37.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. [Hrsg.] 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. 1985a. Patch dynamics: a synthesis. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [Hrsg.] 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pidgen, K. & Mallik, A. U. 2013. Ecology of Compounding Disturbances: The effects of Prescribed Burning After Clearcutting. *Ecosystems* 16: 170-181.

- Pietsch, W. 1998. Naturschutzgebiete zum Studium der Sukzession der Vegetation in der Bergbaufolgelandschaft. In: Pflug, W. [Hrsg.] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Heidelberg.
- Plaza, E. H., Navarrete, L., Lacasta, C. & González-Andujar, J. L. 2012. Fluctuations in plant populations: role of exogenous and endogenous factors. *J. Veget. Sci.* 23: 640-646.
- Plue, J. & Hermy, M. 2012. Consistent seed bank spatial structure across semi-natural habitats determines plot sampling. *J. Veget. Sci.* 23: 505-516.
- Plue, J., Verheyen, K., van Calster, H., Marage, D., Thompson, K., Kalamees, R., Jankowska-Blaszczuk, M., Bossuyt, B. & Hermy, M. 2010. Seed banks of temperate deciduous forests during secondary succession. *J. Veget. Sci.* 21: 965-978.
- Poschlod, P., Abedi, M., Bartelheimer, M., Drobnik, J., Rosbakh, S. & Saatkamp, A. 2012. Seed Ecology and Assembly Rules in Plant Communities. In: van der Maarel, E. & Franklin, J. [Hrsg.] *Vegetation Ecology*. 2. Aufl., Wiley-Blackwell, Chichester.
- Poschlod, P., Bonn, S. & Bauer, U. 1996. Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im schwäbischen und oberschwäbischen Voralpengebiet. Veröff. PAÖ 17: 287-501.
- Poschlod, P. & Jackel, A.-K. 1993. Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. I. Jahreszeitliche Dynamik des Diasporennennens und der Diasporenbank auf zwei Kalkmagerrasenstandorten der Schwäbischen Alb. *Flora* 188: 49-71.
- Poschlod, P. & Jordan, S. 1992. Wiederbesiedlung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorts nach Rodung. *Z. Ökol. Naturschutz* 1: 119-139.
- Poschlod, P., Kleyer, M., Jackel, A.-K., Dannemann, A. & Tackenberg, O. 2003. BIOPOP – A database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica* 38: 263-271.
- Prach, K. 1987. Succession of Vegetation on Dumps from Strip Coal Mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobot. Phytotax.* 22: 339-354.
- Preußner, K. 1998. Wälder und Forste auf Kippenstandorten. In: Pflug, W. [Hrsg.] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Heidelberg.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. & Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- Quinger, B. & Bräu, M. 1995. Lebensraumtyp Sandrasen. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen / Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege [Hrsg.]. *Landschaftspflegekonzept Bayern Bd. II.4.* ANL, München.
- Ralph, C. J. & Maxwell, B. D. 1984. Relative effects of human and feral hog disturbance on a wet forest in Hawaii. *Biological Conservation* 30: 291-303.
- Raspé, O., Findlay, C. & Jacquemart, A.-L. 2000. Biological flora of the British Isles: *Sorbus aucuparia* L. *J. Ecol.* 88: 910-930.
- Ratcliffe, D. 1961. Adaptation to habitat in a group of annual plants. *J. Ecol.* 49: 187-203.
- Raunkiaer, C. 1937. *Plant life forms*. Clarendon Press, Oxford.
- Raup, H. M. 1975. Species versatility in shore habitats. *J. Arnold Arbor.* 56: 126-163.
- Rebele, F. 1996. *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth auf anthropogenen Standorten – ein Überblick. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 753-763.
- Remmert 1985. Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. *Naturwissenschaften* 72: 505-512.
- Remmert, H. [ed.] 1991. *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Springer, Berlin, Heidelberg.

- Risch, A. C., Wirthner, S., Busse, M. D., Page-Dumroese, D. S. & Schütz, M. 2010. Grubbing by wild boars (*Sus scrofa* L.) and its impact on hardwood forest soil carbon dioxide emissions in Switzerland. *Oecologia* 164: 773-784.
- Robinson, G. R. & Quinn, J. F. 1988. Extinction, turnover and species diversity in an experimentally fragmented California annual grassland. *Oecologia* 76: 71-83.
- Romme, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecol. Monogr.* 52: 199-221.
- Romme, W. H., Everham, E. H., Frelich, L. E.; Moritz, M. A. & Sparks, R. E. 1998. Are Large, Infrequent Disturbances Qualitatively Different from Small, Frequent Disturbances? *Ecosystems* 1: 524-534.
- Rothmaler, W. [Begr.] 2002. Exkursionsflora von Deutschland, 9. Aufl., Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Spektrum, Heidelberg, Berlin.
- Roubíčková, A., Mudrák, O. & Frouz, J. 2012. The effect of belowground herbivory by wireworms (Coleoptera: Elateridae) on performance of *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in post-mining sites. *European Journal of Soil Biology* 50: 51-55.
- Runkle, J. R. 1985. Disturbance Regimes in Temperate Forests. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [eds.] *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Rydgren, K., Hestmark, G. & Økland, R. H. 1998. Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *J. Veget. Sci.* 9: 763-776.
- Sanguinetti, J. & Kitzberger, T. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biol. Invasions* 12: 689-706.
- Sasaki, T. & Yoshihara, Y. 2013. Local-scale disturbance by Siberian marmots has little influence on regional plant richness in a Mongolian grassland. *Plant Ecol.* 214: 29-34.
- Sautter, R. 1994. Untersuchungen zur Diasporen- und Samenökologie in bedrohten Pflanzengesellschaften sandiger Böden. *Diss. Bot.* 226. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Schaaf, W., Gast, M., Wilden, R., Scherzer, J., Blechschmidt, R. & Hüttl, R. F. 1999. Temporal and spatial development of soil solution chemistry and element budgets in different mine soils of the Lusatian lignite mining area. *Plant and Soil* 213: 169-179.
- Schaaf, W. & Wilden, R. 1997. Raum-zeitliche Entwicklung des Bodenlösungsschemismus in Kippböden des Lausitzer Braunkohlenreviers. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85 (1): 333-336.
- Schiffers, K., Tielbörger, K. & Jeltsch, F. 2010. Changing importance of environmental factors driving secondary succession on molehills. *J. Veget. Sci.* 21: 500-506.
- Schley, L. & Roper, T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev.* 33 (1): 43-56.
- Schmidt, M., Kriebitzsch, W. U. & Ewald, J. [Red.] 2011. Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten* 299: 1-111.
- Scholz, E. 1963. Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.
- Schowalter, T. D. 1985. Adaptions of Insects to Disturbance. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [eds.] *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Schuhmacher, O. & Dengler, J. 2013. Das Land-Reitgras als Problemart auf Trockenrasen. Handlungsempfehlung zur Reduktion von *Calamagrostis epigejos*. Ergebnisse aus einem Praxisversuch. NABU-Broschüre, gefördert von der DBU.
- Schultze, J. H. 1955. Die Naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik. Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungsheft 257. VEB Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha.

- Schulz, F. 2000. Drei Jahrhunderte Lausitzer Braunkohlenbergbau. Lusatia, Bautzen.
- Schurr, F. M. 2005. Seed dispersal and range dynamics of plants: understanding and predicting the spatial dynamics of serotinous Proteaceae. Dissertation, Universität Regensburg.
- Schurr, F., Bond, W. J., Midgley, G. F. & Higgins, S. I. 2005. A mechanistic model for secondary seed dispersal by wind and its experimental validation. *J. Ecol.* 93: 1017-1028.
- Sebastian, U. & Suhr, T. 2004. Niederlausitz – Die Senftenberger Seenplatte. Wanderungen in die Erdgeschichte, Bd. 17. Pfeil, München.
- Sehm, K. & Wiedemann, B. 2000. Kartographische Analyse der retrospektiven Biotop- und Nutzungsstrukturen als Planungsgrundlage für Gestaltung und Entwicklung der Bergbaufolgelandschaft. In: Wiegleb, G., Bröring, U., Mrzljak, J. & Schulz, F. [Hrsg.] *Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften*. Physica, Heidelberg.
- Shugart, H. H. 1984. *A Theory of Forest Dynamics. The Ecological Implications of Forest Succession Models*. Springer, New York.
- Silvertown, J. & Smith, B. 1988. Gaps in the canopy: the missing dimension in vegetation dynamics. *Vegetatio* 77: 57-60.
- Simon, O. & Goebel, W. 1999. Zum Einfluss des Wildschweines (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 172-177.
- Sims, N. K. E. 2006. The ecological impacts of wild boar rooting in East Sussex. Doctoral thesis, Sussex.
- Singer, F. J., Swank, W. T. & Clebsch, E. E. C. 1984. Effects of Wild Pig Rooting in a Deciduous Forest. *J. Wildl. Manage.* 48 (2): 464-473.
- Sousa, W. P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-391.
- Steinhuber, U. 2005. *Einhundert Jahre bergbauliche Rekultivierung in der Niederlausitz*. Dissertation, Palacký-Universität Olomouc.
- Süß, K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. 2004. Succession in Inland Sand Ecosystems: Which Factors Determine the Occurrence of the Tall Grass Species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? *Plant Biology* 6: 465-476.
- Sweitzer, R. A. & van Vuren, D. H. 2002. Rooting and Foraging Effects of Wild Pigs on Tree Regeneration and Acorn Survival in California's Oak Woodland Ecosystems. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-184*: 219-231.
- Symonides, E. 1978. Numbers, distribution and specific composition of diaspores in the soils of the plant association Spergulo-Corynephorum. *Ekologia Polska* 26: 111-122.
- Tackenberg, O. 2001. *Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Modellierung des Windausbreitungspotentials und regelbasierte Ableitung des Fernausbreitungspotentials*. Dissertation, Philipps-Universität Marburg.
- Tansley, A. C. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- Telschow, A. 1933. Der Einfluss des Braunkohlenbergbaus auf das Landschaftsbild der Niederlausitz. *Schriften des Geographischen Instituts der Universität Kiel* 1 (3): 1-63.
- ter Braak, C J. F. & Šmilauer, P. 1998. *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Centre for Biometry Wageningen, Wageningen.
- ter Heerdt, G. N. J., Verweij, J. G. L., Bekker, R. M. & Bakker, J. P. 1996. An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Funct. Ecol.* 10: 144-151.

- Thompson, K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *J. Ecol.* 74: 733-738.
- Thompson, K. 2000. The functional ecology of soil seed banks. In: Fenner [Hrsg.] *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities*. 2. Aufl., CABI Publishing, Chippenham and Eastbourne.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. 1997. *The Soil Seed Banks of North-West Europe. Methodology, Density and Longevity*. Cambridge Univ. Press.
- Thompson, K. & Grime, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67: 893-921.
- Tierney, T. A. & Cushman, J. H. 2006. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. *Biological Invasions* 8: 1073-1089.
- Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist* 125 (6): 827-852.
- Tischew, S. 1994. Zur Rolle des Diasporenfalls und der Diasporenbank für den Verlauf von Sekundärsukzessionen am Beispiel von Acker- und Grünlandbrachen des Mitteldeutschen Trockengebietes. Dissertation, Halle.
- Tischew, S. 1996. Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlentagebaukippen. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 407-416.
- Tischew, S. 2004. Zusammenfassende Darstellung des Kenntnisstandes über Sukzessionsverläufe auf Kippenflächen des Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohlenreviers. In: Tischew, S. [Hrsg.] *Renaturierung nach dem Braunkohleabbau*. Teubner, Wiesbaden.
- Tischew, S., Baasch, A. & Kirmer, A. 2004a. Substratabhängige zeitliche und räumliche Differenzierung der Entwicklung von Silbergras-Pionierfluren und Sandtrockenrasen. In: Tischew, S. [Hrsg.] *Renaturierung nach dem Braunkohleabbau*. Teubner, Wiesbaden.
- Tischew, S., Kirmer, A. & Benkwitz, S. 2004b. Besiedlungsprozesse durch Pflanzen. In: Tischew, S. [Hrsg.] *Renaturierung nach dem Braunkohleabbau*. Teubner, Wiesbaden.
- Tischew, S., Kirmer, A. & Oelerich, H.-M. 2009. Renaturierung von Tagebauflächen. Abschnitt 13.4. In: Zerbe, S. & Wiegand, G. [Hrsg.] *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum, Heidelberg.
- Tischew, S. & Lorenz, A. 2009. Renaturierung von Tagebauflächen. Abschnitt 13.9. In: Zerbe, S. & Wiegand, G. [Hrsg.] *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum, Heidelberg.
- Tischew, S. & Mahn, E.-G. 1998. Ursachen räumlicher und zeitlicher Differenzierungsprozesse von Silbergrasfluren und Sandtrockenrasen auf Flächen des mitteldeutschen Braunkohlentagebaus – Grundlagen für Renaturierungskonzepte. *Verh. Ges. Ökol.* 28: 307-317.
- Touzard, B., Amiaud, B., Langlois, E., Lemauviel, S. & Clément, B. 2002. The relationship between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in an eutrophic alluvial wetland of Western France. *Flora* 197: 175-185.
- Treiber, R. 1997. Vegetationsdynamik unter dem Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 83-95.
- Tremp, H. 2005. Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Ulmer, Stuttgart.
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J. & Peet, R. K. 1998. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems* 1: 511-523.
- Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H., O'Neill, R. V. & Kratz, T. K. 1993. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* 8 (3): 213-227.

- United States Department of Agriculture: <http://www.plants.usda.gov>; Stand: 12.11.2012.
- Universität Hohenheim [Hrsg.] 1992. Praktikumsanleitung zur Beschreibung, Deutung und ökologischen Bewertung von Böden. Polykopie, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim.
- van der Maarel, E. 1993. Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. *J. Veget. Sci.* 4: 733-736.
- van der Maarel, E. & Sykes, M. T. 1993. Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *J. Veget. Sci.* 4: 179-188.
- van der Maarel, E. & Sykes, M. T. 1997. Rates of small-scale species mobility in alvar limestone grassland. *J. Veget. Sci.* 8: 199-208.
- Verkaar, H. J., Schenkeveld, A. J. & van de Klashorst, M. P. 1983. The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. *New Phytol.* 95: 335-344.
- Vitousek, P. M. & Walker, L. R. 1987. Colonization, succession and resource availability: ecosystem-level interactions. In: Gray, A. J., Crawley, M. J. & Edwards, P. J. [eds.] *Colonization, succession and Stability: The 26th Symposium of the British Ecological Society held jointly with the Linnean Society of London.* Blackwell, Oxford.
- Vor, T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red oak) in Germany. *Neobiota* 6: 111-123.
- Wagner, M. 2003. Patterns and Mechanisms of Plant Community Assembly in an Industrially Degraded Ecosystem. Dissertation, Jena.
- Walker, L. R. 1999. Patterns and processes in primary succession. In: Walker, L. R. [ed.] *Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World 16.* Elsevier, Amsterdam.
- Walker, L. R. 2012. *The Biology of Disturbed Habitats.* Oxford Univ. Press, Oxford.
- Walker, L. R. & del Moral, R. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Walker, L. R. & Willig, M. R. 1999. An introduction to terrestrial disturbances. In: Walker, L. R. [ed.] *Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World 16.* Elsevier, Amsterdam.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1-22.
- Welander, J. 1995. Are wild boars a future threat to the Swedish flora? *IBEX J.M.E.* 3: 165-167.
- Welander, J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *J. Zool. Lond.* 252: 263-271.
- White, P. S., Harrod, J., Romme, W. H. & Betancourt, J. 1999. The role of disturbance and temporal dynamics. In: Johnson, N. C., Malk, A. J., Sexton, W. T. & Szaro, R. [eds.] *Ecological Stewardship: A common reference for ecosystem management.* Elsevier, Oxford.
- White, P. S., Harrod, J., Walker, J. L. & Jentsch, A. 2000. Disturbance, Scale, and Boundary in Wilderness Management. *USDA Forest Service Proceedings RMRS - P - 15 (2):* 27-41.
- White, P. S. & Jentsch, A. 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. *Progress in Botany* 62: 399-449.
- White, P. S. & Jentsch, A. 2004. Disturbance, Succession and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities. In: Temperton, V. M., Hobbs, R., Fattorini, M. & Halle, S. [eds.] *Assembly Rules in Restoration Ecology – Bridging the Gap between Theory and Practice.* Island Press, Washington, D. C.
- White, P. S. & Pickett, S. T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics, an introduction. – In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [Hrsg.]. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Academic Press, Orlando.

- Whittaker, R. H. 1953. A consideration of climax theory: The climax as a population and pattern. *Ecological Monographs* 23: 41-78.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wiegand, T., Dean, W. R. & Milton, S. J. 1997. Simulated plant population responses to small-scale disturbances in semi-arid shrublands. *J. Veget. Sci.* 8: 163-176.
- Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199-217.
- Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001a. Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Appl. Veget. Sci.* 4: 5-18.
- Wiens, J. 1985. Vertebrates and Arid-Land Patchiness. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. [eds.] *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Wilkinson, D. M. 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 84 (1): 145-147.
- Williams, W. T. & Lambert, J. M. 1959. Multivariate methods in plant ecology. I. Association-analysis in plant communities. *J. Ecol.* 47: 83-101.
- Willig, M. R. & Walker, L. R. 1999. Disturbance in terrestrial ecosystems: salient themes, synthesis, and future directions. In: Walker, L. R. [ed.] *Ecosystems of disturbed ground*. *Ecosystems of the world* 16. Elsevier, Amsterdam.
- Wilson, J. B. 2011. The twelve theories of co-existence in plant communities: the doubtful, the important and the unexplored. *J. Veget. Sci.* 22: 184-195.
- Wilson, J. B., Gitay, H., Roxburgh, S. H., King, W. McG. & Tangney, R. S. 1992. Egler's concept of "initial floristic composition" in succession – ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos* 64 (3): 591-593.
- Wittig, H. 1998. Braunkohlen- und Sanierungsplanung im Land Brandenburg. In: Pflug, W. [Hrsg.] *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Heidelberg.
- Wolf, G. [Hrsg.] 1985. Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlerevier. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 16: 203 S.
- Wolf, G. 1998. Freie Sukzession und forstliche Rekultivierung. In Pflug, W. [Hrsg.] *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Heidelberg.
- Woods, K. D. 2007. Predictability, contingency, and convergence in late succession: Slow systems and complex data-sets. *J. Veget. Sci.* 18: 543-554.
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lusk, C., Midgley, J. J., Navas, M.-L., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Poot, P., Prior, L., Pyankov, V. I., Roumet, C., Thomas, S. C., Tjoelker, M. G., Veneklaas, E. J. & Villar, R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827.
- Wulf, M., Schmincke, B., Weber, E. 1999. Entwicklung der Bodenvegetation in Kippenforsten. In: Hüttl, R. F., Klemm, D., Weber, E. [Hrsg.] *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviers*. De Gruyter, Berlin, New York.
- Xiong, S. & Nilsson, C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *J. Ecol.* 87: 984-994.
- Zaplata, M. K., Winter, S., Biemelt, D. & Fischer, A. 2011. Immediate shift towards source dynamics: The pioneer species *Conyza canadensis* in an initial ecosystem. *Flora* 206: 928-934.
- Zöfel, P. 2002. *Statistik verstehen. Ein Begleitbuch zur computergestützten Anwendung*. Addison-Wesley, München.

9 ANHANG

Tabellen A.1 - A.9:	Vegetationstabellen
Tabelle A.10:	Übersichtstabelle der Vegetation an den Probestellen
Tabelle A.11:	Ergebnisse der DCA-Analysen in Kapitel 4.1.2
Tabelle A.12:	Ergebnisse der Bodenanalysen
Tabelle A.13:	Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse in Kapitel 4.2.2
Tabellen A.14 - A.22:	Synthese-Tabellen
Abbildungen A.23 - A.25::	Arteigenschaften-Spektren unter Berücksichtigung von Deckungsanteilen
Tabelle A.26:	Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen
Tabelle A.27:	Liste der Gefäßpflanzen der Umgebungsvegetation
Tabelle A.28:	Liste der nach der experimentellen Störung (März 2002) auf den Probestellen neu nachgewiesenen Gefäßpflanzen-Taxa

Fortsetzung Tab. A.10:

In den Probestellen kommen außerdem mit einer mittleren Deckung < 0.2 % vor:

In Sü Tr: Korbblütler spec, *Plantago lanceolata*, *Leontodon autumnalis*

In No Tr: *Scleranthus annuus*, *Echium vulgare*, Korbblütler spec.

In PI Tr: *Cardaminopsis arenosa*, *Leontodon autumnalis*, *Cerastium holosteoides*

In Sü Ca: Distel spec, *Artemisia vulgaris*, *Apera spica-venti*, *Matricaria* spec, Süßgras spec, *Agrostis capillaris*

In No Ca: *Convolvulus arvensis*, *Rumex acetosa*, *Myosotis stricta*, Klee spec, *Arabidopsis thaliana*

In PI Ca: *Fallopia convolvulus*, *Veronica* spec, *Vicia* spec, *Rumex thyrsoiflorus*, *Plantago lanceolata*, *Lathyrus sylvestris*, *Cerastium holosteoides*

In Sü Ro: Süßgras spec.

In No Ro: *Agrostis capillaris*

In PI Ro: Laubbaum spec. (J), *Prunus* spec. (J), *Plantago major*, Korbblütler spec,

Leucanthemum vulgare, *Lathyrus sylvestris*, *Epipactis helleborine*, *Inula conyzae*, *Tilia cordata* (J)

* Zu PI Ro: ein Teil der mittleren Deckungswerte bezieht sich lediglich auf die sechs Referenzaufnahmen (s. Tab. 4.1 und Tab. A.9)

Tab. A.11: Ergebnisse der DCA-Analysen in Kapitel 4.1.2. Eigenwerte, Kumulative Varianz, Gradientenlängen, Summe Eigenwerte. Wurzeltransformierte Artdaten. Datengrundlage: z. T. ohne seltene Arten. TRO, TR = Sandtrockenrasen, CAL, CA = *Calamagrostis*-Bestände, ROT, RO = Roteichen-Probestellen.

Datensatz	Eigenwerte 1. - 3. Achse			Kumulative Varianz [%]			Gradientenlänge 1. Achse	Summe Eigen- werte
	1.	2.	3.	1. Achse	2. Achse	3. Achse		
TR, CA, RO	0.801	0.457	0.254	16.2	25.4	30.5	4.050	4.955
TRO, CAL	0.642	0.211	0.129	21.3	28.2	32.5	3.365	3.020
ROT	0.749	0.241	0.087	37.7	49.9	54.3	3.234	1.985

Tab. A.12: Ergebnisse der Bodenanalysen für alle untersuchten Probestellen (Kap. 4.2.1).

pH-Wert (CaCl₂)

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	6,44	7,15	7,23	7,34	6,58	3,74	6,49	7,14	7,35	6,78
SÜ CA	7,30	7,51	7,22	7,41	7,55	7,41	7,46	7,51	6,91	7,43
SÜ RO	6,39	5,22	6,27	5,22	5,62	6,26	5,97	5,99	6,30	6,17
NO TR	4,94	4,16	4,57	3,75	3,82	3,76	3,73	4,20	4,20	3,70
NO CA	6,30	6,78	7,39	5,27	6,12	7,35	6,88	5,63	7,34	6,75
NO RO	4,00	3,99	4,09	3,68	3,80	3,52	3,84	4,22	3,99	4,09
PL TR	4,96	5,04	4,71	3,42	3,93	4,79	4,63	4,76	4,50	4,84
PL CA	6,27	5,12	4,75	5,70	5,13	4,91	5,37	5,46	4,84	6,23
PL RO	6,41	6,07	6,73	6,43	6,73	6,05	6,12	5,20	6,12	5,80

max.WK [%]

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	33,5	36,4	33,3	36,9	34,3	29,7	32	29,5	34,8	32,5
SÜ CA	44,3	37	40,6	71,7	43,4	63,1	77,6	59,7	28,9	44,8
SÜ RO	36,3	33,6	34	30,2	35,2	35,5	34,5	33,3	33,9	33,8
NO TR	38,6	36,4	43	27,5	31,8	30,7	30,3	31	31,2	36,7
NO CA	40,5	44,2	48,5	46,5	29,7	46,4	44,8	45,9	44	49,1
NO RO	30,7	33,1	27,3	26,9	30,2	28,6	27,9	20,2	29,3	28,2
PL TR	51,7	44,8	54,8	51,2	46,7	45,2	42,4	59,7	49,4	41,5
PL CA	57	49,2	34,1	50,6	50,8	50,1	41,3	48,1	43,4	58,1
PL RO	56,6	53,6	60,5	72,6	48,2	53,2	53,5	25	54,4	53

Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	29,85	72,75	58,70	61,05	25,85	27,25	32,00	52,05	51,80	26,50
SÜ CA	82,85	87,15	56,85	160,40	107,75	103,80	186,20	150,20	29,30	105,40
SÜ RO	43,50	50,70	47,50	25,00	29,60	39,70	43,60	51,40	41,85	32,65
NO TR	16,65	13,30	24,40	13,75	17,30	35,25	33,15	14,35	11,85	40,35
NO CA	30,30	42,75	96,55	20,70	38,45	87,35	75,95	28,70	106,60	92,15
NO RO	17,45	22,25	28,20	14,70	24,50	26,85	30,95	29,05	20,15	18,00
PL TR	29,10	34,30	31,75	58,75	38,55	24,20	37,45	33,55	24,20	21,40
PL CA	53,80	29,75	34,55	49,30	57,00	39,55	36,80	32,45	32,90	62,55
PL RO	62,80	45,15	65,85	64,60	61,50	56,70	62,60	89,30	75,85	46,15

Phosphat [mg/100g]

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	0,00	0,17	0,10	0,09	0,04	0,05	0,03	0,10	0,03	0,00
SÜ CA	0,10	0,21	0,15	0,70	0,56	0,27	0,73	0,56	0,47	0,25
SÜ RO	0,93	0,97	1,00	1,03	1,14	2,13	1,06	1,47	1,02	0,98
NO TR	0,06	0,20	0,14	0,19	0,04	0,02	0,01	0,04	0,04	0,02
NO CA	0,18	0,11	0,16	0,14	0,10	0,14	0,15	0,09	0,27	0,15
NO RO	0,14	0,08	0,08	0,07	0,08	0,14	0,15	0,14	0,09	0,07
PL TR	0,09	0,11	0,12	0,10	0,15	0,10	0,17	0,14	0,09	0,08
PL CA	0,32	0,17	0,48	0,65	0,34	0,49	0,56	0,00	0,10	0,97
PL RO	0,05	0,08	0,06	0,09	0,12	0,09	0,06	0,34	0,25	0,05

Nitrat-N [mg/100g]

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	0	0,05	0,02	0,04	0,06	0,03	0,02	0,06	0,07	0,02
SÜ CA	0,1	0,08	0,11	0,07	0,08	0,11	0,08	0,12	0,06	0,12
SÜ RO	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,07
NO TR	0,09	0,05	0,09	0,06	0,06	0,1	0,07	0,08	0,07	0,08
NO CA	0,05	0,02	0,04	0,02	0,06	0,04	0,05	0,03	0,06	0,06
NO RO	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,05	0,03	0,04	0,03
PL TR	0,04	0,03	0,06	0,05	0,07	0,02	0,07	0,03	0,06	0,02
PL CA	0,06	0,08	0,07	0,07	0,09	0,06	0,1	0,05	0,07	0,09
PL RO	0,04	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,04	0,06	0,02	0,02

Ammonium-N [mg/100g]

Probestelle	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
SÜ TR	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
SÜ CA	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	0,01
SÜ RO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NO TR	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00
NO CA	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03
NO RO	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
PL TR	0,03	0,05	0,03	0,01	0,03	0,02	0,09	0,07	0,03	0,02
PL CA	0,04	0,04	0,07	0,06	0,07	0,03	0,11	0,03	0,04	0,03
PL RO	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,05	0,00

Tab. A.13: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung von zehn Umweltparametern.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues:	.632	.578	.484	.294	4.067
Species-environment correlations:	.920	.967	.857	.849	
Cumulative percentage variance					
of species data:	15.6	29.8	41.7	48.9	
of species-environment relation:	26.8	51.3	71.8	84.2	
Sum of all eigenvalues:					4.067
Sum of all canonical eigenvalues:					2.360
1. Ordinationsachse ist hochsignifikant für $p < 0.01$					

Tab. A.14 - A.22: Synthese-Tabellen.**Legende zu Tab. A. 14 – A.22**

Untersuchungsjahre

Vork.	Vorkommen
S	Störflächen
R	Referenzflächen
-01, -02, -03, -04	Jahre 2001 bis 2004

Status (Stat)

S	Störflächen
R	Referenzflächen
d	dauerhaft: In 2001 und 2004 (S) bzw. 2002 und 2004 (R) auf den Flächen
v	vorübergehend: Nur in 2002 oder 2003 (S) bzw. nur in 2003 (R) in den Flächen
n	hinzugetreten: n1 = in 2002, n2 = in 2003, n3 = in 2004
w	weggefallen: w1 = in 2002, w2 = in 2003, w3 = in 2004

Fortsetzung Legende zu Tab. A.14 - A.22

Abkürzungen der Arten und Nomenklatur

Art kurz	Artnamen (Haeupler & Muer 2000)	Art kurz	Artnamen (Haeupler & Muer 2000)
Ach_mil	<i>Achillea millefolium</i> agg.	Luz_cam	<i>Luzula campestris</i> (L.) D. C. s. l.
Agr_cap	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Luz_mul	<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.
Ape_s-v	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	Mat_spec	<i>Matricaria</i> spec.
Ara_tha	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Med_lup	<i>Medicago lupulina</i> L.
Are_ser	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	Mel_alb	<i>Melilotus albus</i> Medik.
Art_cam	<i>Artemisia campestris</i> L.	Mel_off	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Lam.
Art_vul	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Mel_spec	<i>Melilotus</i> spec.
Ast_gly	<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	Moe_tri	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.
Bet_pen	<i>Betula pendula</i> Roth	Myo_ram	<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel ex Schult.
Bro_tec	<i>Bromus tectorum</i> L.	Myo_str	<i>Myosotis stricta</i> Link ex Roem. & Schult.
Cal_epi	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	Oen_spec	<i>Oenothera</i> spec.
Cam_rap	<i>Campanula rapunculus</i> L.	Pin_syl_K/J	<i>Pinus sylvestris</i> L.
Cam_rot	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	Pla_lan	<i>Plantago lanceolata</i> L.
Cap_b-p	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	Pla_maj	<i>Plantago major</i> L.
Card_are	<i>Cardaminopsis arenosa</i> (L.) Hayek	Poa_ang	<i>Poa angustifolia</i> L.
Car_hir	<i>Carex hirta</i> L.	Poa_com	<i>Poa compressa</i> L.
Carl_vul	<i>Carlina vulgaris</i> L.	Poa_nem	<i>Poa nemoralis</i> L.
Cer_hol	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Poa_pra	<i>Poa pratensis</i>
Cer_sem	<i>Cerastium semidecandrum</i> L.	Pol_avi	<i>Polygonum aviculare</i> L.
Che_alb	<i>Chenopodium album</i> L.	Pot_nor	<i>Potentilla norvegica</i> L.
Cir_arv	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Pru_ser	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.
Con_arv	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Pru_spec	<i>Prunus</i> spec.
Con_can	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Pyr_min	<i>Pyrola minor</i> L.
Cor_lep	<i>Corispermum leptopterum</i> (Asch.) Iljin	Pyr_spec	<i>Pyrola</i> spec.
Cor_can	<i>Corynephorus canescens</i> (L.) P. Beauv.	Que_pet	<i>Quercus petraea</i> Liebl.
Cre_tec	<i>Crepis tectorum</i> L.	Que_rob	<i>Quercus robur</i> L.
Dau_car	<i>Daucus carota</i> L.	Que_rub	<i>Quercus rubra</i> L.
Des_ces	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv.	Rha_cat	<i>Rhamnus cathartica</i> L.
Des_fle	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	Rib_spec	<i>Ribes</i> spec.
Dia_del	<i>Dianthus deltooides</i> L.	Rob_pse	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
Ech_cr-g	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	Ros_spec	<i>Rosa</i> spec.
Ech_vul	<i>Echium vulgare</i> L.	Rub_fru	<i>Rubus fruticosus</i> agg.
Ely_rep	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Rum_ace	<i>Rumex acetosa</i> L.
Epi_ang	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Rum_a'se	<i>Rumex acetosella</i> L.
Epi_cil	<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Rum_cri	<i>Rumex crispus</i> L.
Epi_tet	<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Rum_thy	<i>Rumex thyrsoiflorus</i> Fingerh.
Epi_hel	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	Scl_ann	<i>Scleranthus annuus</i> L.
Eri_acr	<i>Erigeron acris</i> L. ssp. <i>acris</i>	Sen_inae	<i>Senecio inaequidens</i> DC.
Ero_ver	<i>Erophila verna</i> (L.) DC.	Sen_ver	<i>Senecio vernalis</i> Waldst. & Kit.
Fal_con	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Löwe	Sen_vis	<i>Senecio viscosus</i> L.
Fes_fil	<i>Festuca filiformis</i> Pourr.	Set_vir	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.
Fes_ovi_agg	<i>Festuca ovina</i> agg.	Sil_dic	<i>Silene dichotoma</i> Ehrh.
Fes_rub_agg	<i>Festuca rubra</i> agg.	Sis_alt	<i>Sisymbrium altissimum</i> L.
Fes_spec	<i>Festuca</i> spec.	Sol_can	<i>Solidago canadensis</i> L.
Fil_arv	<i>Filago arvensis</i> L.	Sor_auc	<i>Sorbus aucuparia</i> L.
Fil_min	<i>Filago minima</i> (Sm.) Pers.	Spe_mor	<i>Spergula morisonii</i> Boreau
Gna_syl	<i>Gnaphalium sylvaticum</i> L.	Ste_med	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.
Hel_are	<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) Moench	Tan_vul	<i>Tanacetum vulgare</i> L.
Hie_lac	<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmel.	Tar_spec	<i>Taraxacum</i> spec.
Hie_pil	<i>Hieracium pilosella</i> L.	Til_cor	<i>Tilia cordata</i> Mill.
Hie_spec	<i>Hieracium</i> spec.	Tor_jap	<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.
Hol_lan	<i>Holcus lanatus</i> L.	Tri_arv	<i>Trifolium arvense</i> L.
Hyp_per	<i>Hypericum perforatum</i> L.	Tri_cam	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.
Hyp_rad	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Tri_per	<i>Tripleurospermum perforatum</i> (Merat) Lainz
Inu_con	<i>Inula conyzae</i> (Griess.) Meikle	Tus_far	<i>Tussilago farfara</i> L.
Jas_mon	<i>Jasione montana</i> L.	Ver_cha	<i>Veronica chamaedrys</i> L.
Jun_spec	<i>Juncus</i> spec.	Ver_off	<i>Veronica officinalis</i> L.
Lac_ser	<i>Lactuca serriola</i> L.	Vic_par	<i>Vicia parviflora</i> Cav.
Lat_syl	<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	Vic_sat	<i>Vicia sativa</i> L.
Leo_aut	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	Vic_spec	<i>Vicia</i> spec.
Leo_spec	<i>Leontodon</i> spec.	Vic_tet	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.
Leu_vul	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	Vio_arv	<i>Viola arvensis</i> Murray
Lin_vul	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	Vio_spec	<i>Viola</i> spec.

Fortsetzung Legende zu Tab. A.14 - A.22

Eigenschaften

Verwendete Literatur (Definitionen und Zuordnung der Arten):

Lebensform, Lebensdauer, Vegetative Ausbreitung, Reproduktion, Strategie:

BIOLFLOR (Klotz et al.2002)

Ausbreitung Diasporen: Rothmaler 2002, in Einzelfällen ergänzt durch Floraweb (Bundesamt für Naturschutz, <http://www.floraweb.de>; Stand: 03.12.2012)

Diasporenlebensdauer: s. Kap. 3.5

LF Lebensform nach Raunkiaer (z. B. 1937)

Einige Arten haben mehrere Lebensformen. Zum Beispiel gehören Arten, die sommer- und winterannuell sind, sowohl zu den Therophyten als auch zu den Hemikryptophyten (Klotz et al. 2002). In der vorliegenden Arbeit werden die Arten jeweils nur einer Lebensform zugeordnet (siehe unten), dabei wurden die Angaben von Rothmaler 2002 mit berücksichtigt.

G Geophyten (*Elymus repens*, *Epilobium angustifolium*, *Rumex acetosella* sind auch Hemikryptophyten)

H Hemikryptophyten (*Medicago lupulina*, *Melilotus albus*, *M. officinalis*, *Potentilla norvegica* sind selten auch Therophyten)

C Chamaephyten inklusive Hemiphanerophyten (*Artemisia campestris*, *Veronica chamaedrys* sind auch Hemikryptophyten)

Ph Phanerophyten: Makro-, Nano-, Pseudo-

T Therophyten (die meisten hier zugeordneten Arten gehören außerdem zu den Hemikryptophyten, da sie sowohl sommer- als auch winterannuell sind, *Arenaria serpyllifolia* und *Capsella bursa-pastoris* sind manchmal zweijährig)

(Kr Kryptogamen)

LD Lebensdauer

a annuell Pflanze schließt ihren Individualzyklus innerhalb von zwölf Monaten ab

b bienn Pflanze wächst ca. ein Jahr vegetativ, im zweiten Jahr generative Phase und Abschluss Individualzyklus

h plurienn-hapaxanth Pflanze wächst länger als ein Jahr vegetativ. Nach bis zu fünf Jahren Abschluss des Individualzyklus mit der ersten und einzigen generativen Phase

p plurienn-pollakanth Ausdauernd: Blüht und fruchtet mehrmals im Leben

Ausbr. D, Ausbreitung Diasporen

W Windausbreitung: Mit Flugeinrichtungen, staubfein, Steppenroller und andere.

Zoo Zoochorie: Klett-, Kleb-, Verdauungs-, Ameisen-, Versteckausbreitung

St Stoßausbreitung: Windstöße, vorbeistreifende Tiere, auch Regenballisten

Se Selbstausbreitung: Durch Schleuderbewegungen der Pflanze

Fortsetzung Legende zu Tab. A.14 - A.22
Veg. Ausbr., Vegetative Ausbreitung

a	Ausläufer	Seitenspross (selten Hauptspross) mit langgliedrig-dünnen Internodien und sprossbürtiger Bewurzelung. Durch Absterben der Verbindung zur Mutterpflanze: Dividuenbildung
ar	Ausläuferrhizom	Unterirdischer bzw. bodennaher, mehr oder weniger verdickter, homorhiz bewurzelter, mehr oder weniger (> 1 Jahr) langlebiger und mit Niederblättern besetzter Spross, bei dem sich nicht unterscheiden lässt, ob Ausbreitungs- oder Speicherfunktion überwiegt.
bs	Brutsprösschen	Zu kleinen Sprossen auswachsende Ährchen mancher <i>Poaceae</i>
rh	Rhizom	Unterirdischer bzw. bodennaher, meist verdickter, kurzgliedriger, speichernder, homorhiz bewurzelter, langlebiger (> 1 Jahr) und meist mit Niederblättern besetzter Sproß. Nach Verzweigung kann es bei proximalem Absterben zur Dividuenbildung kommen
rp	Rhizompleiokorm	System von mehr oder weniger gedrungenen, mehrere Jahre persistierenden Sprossachsen, die vor allem in den ersten Jahren der Individualentwicklung bevorzugt am Wurzelkopf der Hauptwurzel entspringen. Die Innovation erfolgt anfangs bevorzugt aus basalen Achselknospen, später stärker aus den rhizomartigen, adventiv bewurzelten Sprossachsen, die zu dieser Zeit die Verbindung zur Hauptwurzel verloren haben können
t	Turio	Vegetativer gestauchter, meist knospenartiger Spross, der mit Blättern oder Blatteilen überwintert und meist erst nach der Ablösung von der Mutterpflanze austreibt
ws	Wurzelspross	Aus Primär- oder Seitenwurzeln entspringender Sproß, der homorhiz bewurzelt und bis zum Erreichen der Bodenoberfläche entweder unbeblättert ist oder Niederblätter trägt

Repr., Reproduktion

s	Samen
ssv	meist Samen, selten vegetativ
sv	Samen und vegetativ
vvs	meist vegetativ, selten Samen
v	vegetativ

Fortsetzung Legende zu Tab. A.14 - A.22**Strat., Strategie: Ökologische Strategietypen** nach Grime (1974, 1979)

c	Konkurrenz-Strategen	Bäume, Sträucher und krautige Arten mit hoher Konkurrenzkraft, bedingt durch spezifische morphologische und physiologische Eigenschaften und typische Merkmale ihrer Lebensgeschichte
cr	Konkurrenz-Ruderal-Strategen	
cs	Übergangstyp zwischen Konkurrenz- und Stresstrategen	
csr	Intermediärer Typ	Oft Rosettenpflanzen oder Kleinwüchsige, ausdauernde Arten, die räumlich-zeitliche Nischen gut nutzen können, meist mittlere Lebensdauer
sr	Stress-Ruderal-Strategen	
r	Ruderal-Strategen	Meist einjährige, krautige Pflanzen, die sich unter anderem durch die kurze Lebensdauer und hohe Samenproduktion auszeichnen und dadurch Pionierstandorte besiedeln können
s	Stress-Strategen	Arten mit geringem Zuwachs und morphologisch-physiologischen Anpassungen an Faktoren, z. B. Salzgehalt, Protonenkonzentration, Staunässe, Trockenheit, die in zu geringer oder zu hoher Intensität am Standort wirken.

DiaspLD, Diasporenlebensdauer

transient	vorübergehend (< 1 Jahr): Typ 1: nur sofort keimfähig; Typ 2: können den Winter überdauern
persistent	mittelfristig: Bis fünf Jahre keimfähig
permanent	langfristig: Mehr als fünf Jahre keimfähig

Rote Schrift: Einordnung unsicher

Weitere Abkürzungen:

DB	Diasporenbank
Umgeb	Umgebung
K	Keimling
J	Jungwuchs
S	Strauch
B	Baum
Stock	Stockausschlag

Tab. A.14: Synthese-Tabelle Sandtrockenrasen Schlabendorf-Süd (Sü Tr).

Sü Tr	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften							Nachgewiesen in			
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr. D	Veg.	Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Art/Taxon	S-01	S-02	S-03	S-04	R-02	R-03	R-04													
Ach_mil	2	1	1	1	3	1	3	d	d	H	p	W/St/Zoo	a	sv	c	permanent			0-10 m	
Are_ser	6	5	4	4	1	1	6	d	d	T	a, b	Zoo		s	r	permanent	DB		0-10 m	
Cal_epi	2	1	2		3	2	2	w3	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient		Einflug	0-10 m	
Cer_sem		2			1			v	w2	T	a	W/Zoo		s	r	persistent	DB		0-10 m	
Con_can	4	4	5	6	4	2	4	d	d	T	a	W		s	cr	permanent	DB	Einflug	0-10 m	
Cor_can	6	6	6	5	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	persistent	DB		0-10 m	
Cre_tec		5	4	4		4	1	n1	n2	T	a	W		s	csr	permanent			0-10 m	
Dau_car	1	1	1	1			1	d	n3	H	b, h	Zoo		s	cr	permanent			0-10 m	
Dia_del						1	1		n2	H	p	W		s	csr	permanent			0-10 m	
Ech_cr-g		2	1					v		T	a	Zoo		s	cr	permanent			30-100 m	
Epi_ang	1	1			3	2	1	w2	d	G	p	W	ws	sv	c	trans./persist.	DB	Einflug	0-10 m	
Eri_acr	3	1	3	1	4	6	6	d	d	H	b, p	W/Zoo		s	r	persistent	DB	Einflug	0-10 m	
Ero_ver	6	6	6	6	6	6	6	d	d	T	a	W/Zoo		s	sr	persistent	DB		0-10 m	
Fes_ovi_agg	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	transient	DB	Einflug	0-10 m	
Fes_rub_agg		5	4				1	v	n3	H	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	DB		0-10 m	
Hel_are	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo	ws	sv	csr	transient	DB	Einflug	0-10 m	
Hie_pil	3	3	4	3	5	5	5	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent			0-10 m	
Jas_mon	6	5	5	3	6	6	6	d	d	H	a, b, h	W/St		s	csr	permanent	DB	Einflug	0-10 m	
Leo_aut					2	1			w3	H	p	W/Zoo	rh	sv	csr	permanent			0-10 m	
Med_lup	1				2			w1	w2	H	a, b, p	W/Zoo		sv	csr	permanent			0-10 m	
Pin_syl_K/J		2	1	1	5	4	3	n1	d	Ph	p	W		s	c	transient		Einflug	0-10 m	
Pla_lan					1				w2	H	p	St/Zoo	rp, ws	ssv	csr	permanent			0-10 m	
Rum_a'se	5	6	6	6	6	3	3	d	d	G	p	W/Zoo	ws	sv	csr	permanent	DB		0-10 m	
Sen_ver				1				n3		T	a	W		s	r	trans./persist.				
Sen_vis		1						v		T	a	W		s	sr	permanent			0-10 m	
Tar_spec	3	3	1		5	1		w3	w3	H	p	W/Zoo		s	csr	permanent			0-10 m	
Tri_arv	2			1				d		T	a	W/Zoo		s	sr	permanent			0-10 m	
Flechten	3				1	6	4	w1	d	Kr										
Moose	3				5	6	3	w1	d	Kr										
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																				
Pin_syl_S	1			1		2	3													
Komposite spec.	3	1																		
Keimling indef.	5		4				1													

Tab. A.15: Synthese-Tabelle Sandtrockenrasen Schlabendorf-Nord (No Tr).

No Tr	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften							Nachgewiesen in		
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr. D	Veg.Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Art/Taxon	S-01	S-02	S-03	S-04	R-02	R-03	R-04												
Ach_mil	1	1	1	1				d		H	p	W/St/Zoo	a	sv	c	permanent		0-10 m	
Are_ser	1	1	1	1	3	1	2	d	d	T	a, b	Zoo		s	r	permanent		0-10 m	
Bro_tec		2	2	1	2		1	n1	d	T	a	W/Zoo		s	r	transient		0-10 m	
Cal_epi	5	5	5	5	2	2	3	d	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	Einflug	0-10 m	
Car_hir	3	3	3	3	4	4	3	d	d	G	p	W/Zoo	a, rh	sv	c	permanent		0-10 m	
Cer_sem		1	2		4		1	v	d	T	a	W/Zoo		s	r	persistent		0-10 m	
Con_can	1	2	4	2	4	2	3	d	d	T	a	W		s	cr	permanent	DB Einflug	0-10 m	
Cor_can	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	persistent	DB Einflug	0-10 m	
Cre_tec		1	1				2	v	n3	T	a	W		s	csr	permanent	DB	0-10 m	
Ech_cr-g		2	1			1		v	v	T	a	Zoo		s	cr	permanent		30-100 m	
Ech_vul	1	3	3		1	1	1	w3	d	H	b, h	W/Zoo		s	cr	persistent		0-10 m	
Ely_rep		1						v		G	p	W/Zoo	ar	vvs	c	trans./persist.		10-30 m	
Eri_acr						1	1		n2	H	b, p	W/Zoo		s	r	persistent	Einflug	0-10 m	
Fil_min	1	5		3	6	1	4	d	d	T	a	W/Zoo		s	sr	permanent	DB	0-10 m	
Hel_are	6	5	6	6	6	5	5	d	d	H	p	W/Zoo	ws	sv	csr	transient	DB Einflug	0-10 m	
Hie_pil	1	2	4	4	1	3	2	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent		0-10 m	
Hyp_rad	1							w1		H	p	W		ssv	csr	persistent		0-10 m	
Jas_mon	4	3	4	3	4	5	3	d	d	H	a, b, h	W/St		s	csr	permanent	DB Einflug	0-10 m	
Mel_alb		1	1					v		H	a, b	St		s	cr	permanent			
Myo_str							1		n3	T	a	Zoo		s	sr	permanent		0-10 m	
Oen_spec		1	1					v		H	b	St		s	cr	permanent		0-10 m	
Pin_syl_K/J	1		1	1	1	1	1	d	d	Ph	p	W		s	c	transient	Einflug	0-10 m	
Poa_com					2	2	2		d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	persistent		0-10 m	
Rum_a'se	4	5	3	3	5	1	3	d	d	G	p	W/Zoo	ws	sv	csr	permanent	DB	0-10 m	
Scl_ann		1	1	1	1		1	n1	d	T	a	Zoo		s	r	permanent		0-10 m	
Sen_ver		1	1	1	1			n1	w2	T	a	W		s	r	trans./persist		0-10 m	
Spe_mor		1		1				n1		T	a	W		s	sr	persistent		0-10 m	
Tar_spec					1				w2	H	p	W/Zoo		s	csr	permanent		0-10 m	
Tri_arv	2	1			2	1	1	w2	d	T	a	W/Zoo		s	sr	permanent	DB	10-30 m	
Flechten	4	2	3	2	6	6	6	d	d	Kr									
Moose	6	6	6	6	6	6	6	d	d	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																			
Keimling indef	2	3	1	2	3	1	1												
Komposite spec.			1		1														

Tab. A.16: Synthese-Tabelle Sandtrockenrasen Plessa (Pl Tr).

Pl Tr	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften						Nachgewiesen in			
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr.D	Veg.Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umg
Agr_cap			1					v		H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent			10-30 m
Bet_pen_K/J		4		6			1	n1	n3	Ph	p	W		s	c	transient	DB	Einflug	0-10 m
Cal_epi	6	6	6	6	6	6	6	d	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	DB	Einflug	0-10 m
Cam_rap			1					v		H	b	St/Zoo		s	csr	persistent			10-30 m
Cam_rot		1						v		H	p	St/Zoo	ws	s	csr	persistent			0-10 m
Card_are	1	1	1	1				d		H	b, p	W		s	csr	persistent	DB		0-10 m
Carl_vul				2				n3		H	b, h	W		s	csr	mind. persist.			
Cer_hol	1	4	3	1	3	2	2	d	d	C	p	Zoo	a, rp	sv	cr	permanent	DB		0-10 m
Cir_arv		2	2	1				n1		G	p	W	ws	sv	c	permanent			0-10 m
Con_can		2	3	1				n1		T	a	W		s	cr	permanent	DB	Einflug	0-10 m
Cor_can		1	2	1				n1		H	p	W/Zoo		s	cs	persistent	DB		0-10 m
Des_fle	6	4	6	3	6	3	4	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	cs	permanent			0-10 m
Fes_ovi_agg	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	transient	DB		0-10 m
Gna_syl		1	1	1	1	1		n1	w3	H	p	W/Zoo	rp	sv	csr	permanent			0-10 m
Hie_lac	1	2	2	1	2	2	2	d	d	H	p	W/Zoo	rh	sv	cs	permanent			0-10 m
Hie_pil	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Hol_lan	5	5	5	3	6	2		d	w3	H	p	W/Zoo	a	sv	c	trans./persist.	DB		0-10 m
Hyp_rad	1							w1		H	p	W		ssv	csr	persistent			
Jas_mon	6	3	5	4	3	4	3	d	d	H	a, b, h	W/St		s	csr	permanent	DB		0-10 m
Leo_aut		1	1		1	1		v	w3	H	p	W/Zoo	rh	sv	csr	permanent			0-10 m
Luz_cam	3	4	3	3	2	3	5	d	d	H	p	Zoo	a, rh	sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Pin_syl_K/J	4	5	5	5	3	4	4	d	d	Ph	p	W		s	c	transient		Einflug	
Poa_com	6	6	6	6	5	5	5	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	persistent	DB		0-10 m
Pot_nor		1						v		H	a, b, p	Zoo		s	sr	permanent			
Pyr_min	4	4	2		3	3	3	w3	d	H	p	W	a	sv	s	permanent			0-10 m
Que_pet			1	1				n2		Ph	p	Zoo		s	c	transient			
Que_rub					1	1	1		d	Ph	p	Zoo		s	c	transient			
Rub_fru		1	1	1				n1		Ph	p	Zoo	a	sv	c	transient			
Rum_a'se	2	6	6	5	4	3		d	w3	G	p	W/Zoo	ws	sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Tar_spec	2	4	4	4	1	2	2	d	d	H	p	W/Zoo		s	csr	permanent			0-10 m
Ver_off	1	1	1	1	1	1	1	d	d	C	p	Zoo	a	sv	c	permanent	DB		0-10 m
Flechten	6	2	5	6	6	6	6	d	d	Kr									
Moose	6	5	6	6	6	6	6	d	d	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																			
Bet_pen_B	6	6	6	6	6	6	6												
Keimling indef.	6	6	1	4	1														
Pin_syl_S						1	1												

Zu *Pinus sylvestris*, *Quercus petraea*, *Rubus fruticosus* agg. und *Qu. rubra*: Fruchtende Exemplare nur in > 100 m Entfernung
 Jungwuchs auch in < 10 m Entfernung

Tab. A.17: Synthese-Tabelle *Calamagrostis*-Bestand Schlabendorf-Süd (Sü Ca).

Sü Ca	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften						Nachgewiesen in			
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr. D	Veg.Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Agr_cap	1	1	1	1	1	1	1	d	w3	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent		0-10 m	
Ape_s-v		2	5	3	1		1	n1	d	T	a	W/Zoo		s	cr	permanent		0-10 m	
Are_ser	2	2	2		1		2	w3	d	T	a,b	Zoo		s	r	permanent		0-10 m	
Art_vul	1							w1		H	p	Zoo		s	c	permanent		0-10 m	
Cal_epi	6	6	6	6	6	6	6	d	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	DB	Einflug	0-10 m
Cap_b-p		1						v		T	a,b	Se/Zoo, St/Zoo		s	r	permanent	DB		
Cer_hol			1					v		C	p	Zoo	a, rp	sv	cr	permanent			
Cer_sem		1						v		T	a	W/Zoo		s	r	persistent			
Cir_arv	4	5	5	5	4	5	5	d	d	G	p	W	ws	sv	c	permanent		0-10 m	
Con_can	4	6	6	5	6	3	2	d	d	T	a	W		s	cr	permanent	DB	Einflug	0-10 m
Cre_tec		5	6	1		2		n1	v	T	a	W		s	csr	permanent	DB		10-30 m
Dau_car	3	3			2	2	2	w2	d	H	b, h	Zoo		s	cr	permanent		0-10 m	
Epi_ang	6	5	5	5	5	5	5	d	d	G	p	W	ws	sv	c	trans./persist.	DB	Einflug	0-10 m
Epi_cil	4	4	3	4	5	5	4	d	d	H	p	W	t	sv	c	persistent	DB		0-10 m
Epi_tet	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W	t	sv	cs	trans./persist.	DB	Einflug	0-10 m
Eri_acr		3	2	1	1		1	n1	d	H	b, p	W/Zoo		s	r	persistent		Einflug	10-30 m
Fes_ovi_agg	3	3	3	2	1	3	4	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	transient		0-10 m	
Fes_rub_agg	6	5	4	1	5	1		d	w3	H	p	W/Zoo	a	sv	c	transient		Einflug	0-10 m
Fil_arv_min					1				w2	T	a	W/Zoo		s	sr	permanent		0-10 m	
Hel_are	6	5	6	3	5	5	5	d	d	H	p	W/Zoo	ws	sv	csr	transient		Einflug	0-10 m
Hie_pil			1					v		H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent		0-10 m	
Hol_lan					1				w2	H	p	W/Zoo	a	sv	c	trans./persist.		30-100 m	
Hyp_per	4	3	5	5	5	4	6	d	d	H	p	Se/Zoo, St/Zoo	a, ws	sv	c	permanent	DB		0-10 m
Jas_mon		1			1		1	n1	d	H	a, b, h	W/St, W/Se		s	csr	permanent		Einflug	0-10 m
Oen_spec				1				n3		H	b	St		s	cr	permanent		0-10 m	
Pin_syl_K/J/S	1	2	4	4	2	3	6	d	d	Ph	p	W		s	c	transient		Einflug	10-30 m
Pla_maj		2	1					v		H	p	Se/Zoo, St/Zoo	rh	ssv	csr	permanent		30-100 m	
Poa_ang	2	3	4	4	2	4	4	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	cs	transient		0-10 m	
Poa_com			4	1				n2		H	p	W/Zoo	a	sv	csr	persistent			
Poa_cf_pra				1				n3		H	p	W/Zoo	a	sv	c	permanent			
Pol_avi		5	3					v		T	a	Zoo		s	r	permanent	DB		30-100 m
Rum_a'se	2	2	1	1	1			d	w2	G	p	W/Zoo	ws	sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Scl_ann		1						v		T	a	Zoo		s	r	permanent			
Sen_inae			2					v		C	p	W		s	cs	permanent		30-100 m	
Sen_vis		3	2	2				n1		T	a	W		s	sr	permanent	DB		
Sis_alt		5						v		T	a	W/St, W/Se		s	cr	permanent	DB		30-100 m
Tar_spec		5	3	6	1	2	1	n1	d	H	p	W/Zoo		s	csr	permanent	DB		0-10 m
Tri_cf_per		5	5	5				n1		T	a	Zoo		s	cr	permanent	DB		0-10 m
Tus_far		1						v		H	p	W	a	sv	csr	persistent		30-100 m	
Vic_tet	1	2	3	6	3	4	6	d	d	T	a	Se/Zoo, St/Zoo		s	r	permanent		0-10 m	
Flechten	5	1		1	6	6	6	d	d	Kr									
Moose	6	6	6	6	6	6	6	d	d	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																			
Distel_spec					1														
Hie_spec			1			2													
Hirse_spec		1																	
Jun_spec		1																	
Keimling indef.	6	6	5																
Komposite spec		1																	
Mat_spec					1														
Süßgras spec					1														
<i>Poa angustifolia</i> in 0-10m Entfernung																			

Tab. A.18: Synthese-Tabelle *Calamagrostis*-Bestand Schlabendorf-Nord (No Ca).

No Ca	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften							Nachgewiesen in		
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			Stat	StatR	LF	LD	Ausbr. D	Veg.Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Art/Taxon	S-01	S-02	S-03	S-04	R-02	R-03	R-04												
Ach_mil	1	1	1	1	1	1	1	d	d	H p	W/St/Zoo a		sv	c	permanent			0-10 m	
Agr_cap			1	1				n2		H p	W/Zoo a		sv	csr	permanent			0-10 m	
Ara_tha				1	1	1		n3	d	T a	W		s	r	permanent			0-10 m	
Are_ser	2	6	2	5	6		1	d	d	T a, b	Zoo		s	r	permanent	DB		0-10 m	
Art_cam				1				n3		C p	Zoo		s	cs	persistent			0-10 m	
Cal_epi	6	6	6	6	6	6	6	d	d	G p	W/Zoo a		sv	c	transient	DB	Einflug	0-10 m	
Cer_sem		4		1	6			n1	w2	T a	W/Zoo		s	r	persistent			0-10 m	
Che_alb		1						v		T a	Zoo		s	cr	permanent			10-30 m	
Cir_arv	4	5	5	5	4	1	3	d	d	G p	W	ws	sv	c	permanent	DB		0-10 m	
Con_arv		2	3	4	1	1	1	n1	d	G p	Zoo	ws	vvs	cr	permanent			0-10 m	
Con_can	4	6	2	5	5		2	d	d	T a	W		s	cr	permanent	DB	Einflug	0-10 m	
Cor_lep		2						v		T a	W		s	sr	transient			0-10-30 m	
Cor_can	1	1	1		1			w3	w2	H p	W/Zoo		s	cs	persistent	DB		0-10 m	
Cre_tec		5	2	4			1	n1	n3	T a	W		s	csr	permanent	DB			
Dau_car		1			1			v	w2	H b, h	Zoo		s	cr	permanent			0-10 m	
Ech_vul		2						v		H b, h	W/Zoo		s	cr	persistent	DB		0-10 m	
Ely_rep			2	3		1		n2	v	G p	W/Zoo	ar	vvs	c	trans./persist.			10-30 m	
Epi_tet							1		n3	H p	W	t	sv	c	trans./persist.		Einflug		
Eri_acr		2						v		H b, p	W/Zoo		s	r	persistent			0-10 m	
Ero_ver				2			1	n3	n3	T a	W/Zoo		s	sr	persistent				
Fes_ovi_agg	1	1	1	1				d		H p	W/Zoo		s	cs	transient			0-10 m	
Fes_rub_agg				1				n3		H p	W/Zoo a		sv	c	transient		Einflug	10-30 m	
Fil_min		1			2		1	v	d	T a	W/Zoo		s	sr	permanent			0-10 m	
Hel_are	6	6	4	6	6	6	6	d	d	H p	W/Zoo ws		sv	csr	transient		Einflug	0-10 m	
Hie_pil	3	1	1	2	2		3	d	d	H p	W/Zoo a		sv	csr	permanent		Einflug	0-10 m	
Jas_mon	2	1	1	2	3		2	d	d	H a, b, h	W/St		s	csr	permanent	DB		0-10 m	
Leo_cf_aut		1	1					v		H p	W/Zoo rh		sv	csr	permanent				
Lin_vul	3	4	2	2	3	1	1	d	d	G p	W/St ws		sv	csr	permanent			0-10 m	
Med_lup		2			1			v	w2	H a, b, p	W/Zoo		sv	csr	permanent			0-10 m	
Mel_spec		2						v		H a, b	St		s	cr	permanent			0-10 m	
Myo_str		2		5	1		2	n1	d	T a	Zoo		s	sr	permanent	DB		0-10 m	
Oen_spec		1	1	4			1	n1	n3	H b	St		s	cr	permanent	DB		0-10 m	
Pin_syl_K/J/S	1	4	3	4	2	3	3	d	d	Ph p	W		s	c	transient		Einflug	0-10 m	
Poa_ang	1	2	3	5		4	3	d	n2	H p	W/Zoo a		sv	cs	transient			0-10 m	
Poa_com	1	1	4					w3		H p	W/Zoo a		sv	csr	persistent			0-10 m	
Poa_pra		1						v		H p	W/Zoo a		sv	c	permanent				
Pru_ser			1					v		Ph p	Zoo ws		ssv	c	transient				
Que_rub				1	1	1	1	n3	d	Ph p	Zoo		s	c	transient				
Rum_ace	1	1	1	1	1	1	1	d	d	H p	W/Zoo rh		sv	c	permanent			0-10 m	
Rum_a'se	5	6	1	6	6	4	3	d	d	G p	W/Zoo ws		sv	csr	permanent	DB		0-10 m	
Scl_ann		1						v		T a	Zoo		s	r	permanent			0-10 m	
Sen_ver		2			1			v	w2	T a	W		s	r	trans./persist.			30-100 m	
Tar_spec		3			2	2		n1	w2	H p	W/Zoo		s	csr	permanent		Einflug	0-10 m	
Tri_arv	4	6	1	2	4	2	3	d	d	T a	W/Zoo		s	sr	permanent	DB		0-10 m	
Tri_cam			1	1			1	n2	n3	T a	W/Zoo		s	r	permanent			0-10 m	
Vic_tet		1	1	1			2	n1	n3	T a	Zoo/Se		s	r	permanent			0-10 m	
Flechten	6	5		2	5	4	6	d	d										
Moose	6			6	6	6	6	d	d	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																			
Keimling indef	5	4			5	2	1												
Klee spec	2	3				1													
Komposite spec		1																	
Pin_syl_B							1												
Sauergas spec		1																	
Zu <i>Poa pratensis</i> : <i>Poa angustifolia</i> in 0-10m Entfernung																			
Zu <i>Prunus serotina</i> : Jungwuchs in 10-30m Entfernung																			
Zu <i>Erophila verna</i> : Vorkommen in Umgebungsvegetation wird vorausgesetzt, auch ohne Nachweis																			
Zu <i>Mellilotus spec.</i> : <i>Mellilotus alba</i> in 0-10 m Entfernung																			

Tab. A.20: Synthese-Tabelle Roteichenforst Schlabendorf-Süd (Sü Ro).

Sü Ro	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften						Nachgewiesen in					
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr.	Veg.Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb		
Cal_epi					1	1	1	d	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient			0-10 m		
Fes_ovi_agg	3	3	4	5	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo		s	cs	transient	DB		0-10 m		
Fes_rub_agg	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	DB		0-10 m		
Pin_syl	1	1	1	1	5	5	4	d	d	Ph	p	W		s	c	transient			0-10 m		
Poa_ang	1		1					w3		H	p	W/Zoo	a	sv	cs	transient			0-10 m		
Que_rub	6	6	6	6	6	6	6	d	d	Ph	p	Zoo		s	c	transient			0-10 m		
Tar_spec		1	2					v		H	p	W/Zoo		s	csr	permanent			10-30 m		
Moose	5		6	6	6	4	5	d	d	Kr											
Flechten			2	2		1	2	n2	n2	Kr											
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																					
Keimling indef	1																				
Süßgras spec					1																

Tab. A.21: Synthese-Tabelle Roteichenforst Schlabendorf-Nord (No Ro).

No Ro	Untersuchungsjahre							Status		Eigenschaften							Nachgewiesen in		
	Vork. auf Anzahl S				Vork. auf Anzahl R			StatS	StatR	LF	LD	Ausbr. D	Veg.	Ausbr. Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Art/Taxon	S-01	S-02	S-03	S-04	R-02	R-03	R-04												
Agr_cap	1	2	3	2				d		H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent		0-10 m	
Are_ser					1				w2	T	a, b	Zoo		s	r	permanent		0-10 m	
Cal_epi	2	3	3	3	1	2	3	d	d	G	p	W/Zoo	a	sv	c	transient	DB	Einflug 0-10 m	
Cer_hol			1					v		C	p	Zoo	a, rp	sv	cr	permanent			
Che_alb		3						v		T	a	Zoo		s	cr	permanent	DB	0-10 m	
Con_can		2	1		2		2	v	d	T	a	W		s	cr	permanent	DB	Einflug 0-10 m	
Cor_can	1	1	3	3	1	1		d	w3	H	p	W/Zoo		s	cs	persistent	DB	Einflug 0-10 m	
Des_fle					1	1	1		d	H	p	W/Zoo	a	sv	cs	permanent		0-10 m	
Ech_vul		1	1					v		H	b, h	W/Zoo		s	cr	persistent		10-30 m	
Ely_rep		1						v		G	p	W/Zoo	ar	vvs	c	trans./persist.		10-30 m	
Fes_ovi_agg	5	5	5		6	6	4	w3	d	H	p	W/Zoo		s	cs	transient		0-10 m	
Fes_rub_agg	6	6	6	6	6	6	6	d	d	H	p	W/Zoo	a	sv	c	transient		0-10 m	
Hie_pil					1	1	1		d	H	p	W/Zoo	a	sv	csr	permanent		0-10 m	
Oen_spec		3	2	1				n1		H	b	St		s	cr	permanent	DB	10-30 m	
Pin_syl_K/J	2	2	2	6	3	1	2	d	d	Ph	p	W		s	c	transient		30-100 m	
Poa_ang					1	1	1		d	H	p	W/Zoo	a	sv	cs	transient		0-10 m	
Que_rub_K/J		3	3	3	6	5	5	n1	d	Ph	p	Zoo		s	c	transient		0-10 m	
Rum_a'se		1		1	1	1		n1	w3	G	p	W/Zoo	ws	sv	csr	permanent	DB	0-10 m	
Sen_ver				1	1			n3	w2	T	a	W		s	r	trans./persist.		0-10 m	
Vio_spec		2	1					v											
Moose	6	4	4	4	6	6	6	d	d	Kr									
Flechten	5	2	3	2	6	4	6	d	d	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																			
Keimling indef	3	5	1	1	1	1	1												
Que_rub_Stockausschlag				3	2	1	4												
Que_rub_B	6	6	6	4	6	6	3												
Que_rub_S				2	1														

Zu *Viola spec.*: *Viola arvensis* in 10-30m Entfernung

Tab. A.22: Synthese-Tabelle Roteichenforst Plessa (PI Ro).

PI Ro	Untersuchungsjahre				Vork. auf Anzahl R			Status		Eigenschaften							Nachgewiesen in			
	Vork. auf Anzahl S				R-02	R-03	R-04	StatS	StatR	LF	LD	Ausbr.	Veg.	Ausbr.	Repr.	Strat.	DiaspLD	DB	Einflug	Umgeb
Ast_gly					2	2	2		d	H	p	W/Zoo			s	c	persistent			0-10 m
Bet_pen							1		n3	Ph	p	W			s	c	transient	DB	Einflug	10-30m
Cal_epi	6	6	6	6	6	6	5		d	G	p	W/Zoo a			sv	c	transient	DB	Einflug	0-10 m
Carl_vul	1	2	1						w3	H	b, h	W			s	csr	mind. persist.			0-10 m
Cer_cf_hol		1	1	1					n1	C	p	Zoo a, rp			sv	cr	permanent			
Dau_car					1				w2	H	b, h	Zoo			s	cr	permanent			0-10 m
Des_ces		1	1	1					n1	H	p	W/Zoo a, bs			s	c	trans./persist.			0-10 m
Epi_cf_tet				1					n3	H	p	W t			sv	cs	trans./persist.	Einflug		30-100m
Epi_hel		1			2	2	2		v	G	p	W rh			sv	csr	Typ II			0-10 m
Fes_fil	1	1	1	1					d	H	p	W/Zoo			s	cs	transient			0-10 m
Gna_syl	4	6	5			1			w3	H	p	W/Zoo rp			sv	csr	permanent			0-10 m
Hie_lac	3	4	4	5	4	3	4		d	H	p	W/Zoo rh			sv	cs	permanent			0-10 m
Hie_pil	2	2	2	2					d	H	p	W/Zoo a			sv	csr	permanent			0-10 m
Hyp_per		1			1	1	1		n1	H	p	St/Zoo a, ws			sv	c	permanent			0-10 m
Inu_con				1	1	1	1		n3	H	b, p	W rh			sv	cs	permanent			0-10 m
Lac_ser				3					n3	T	a	W			s	cr	persistent			
Lat_syl	1								w1	H	p	Se, St rp			ssv	c	persistent			30-100m
Laubbaum J	2								w1	Ph	p					c				
Leu_vul					1	1	1		d	H	p	W/Zoo ar			sv	c	permanent			0-10 m
Med_lup	3	5	6	5		1			d	H	a, b, p	W/Zoo			sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Mel_alb		1	1	1					n1	H	a, b	St			s	cr	permanent			0-10 m
Pin_syl_K/J		1	1						v	Ph	p	W			s	c	transient			30-100m
Pla_cf_maj	1	1	1	1					d	H	p	St/Zoo rh			ssv	csr	permanent	DB		30-100m
Poa_nem	6	6	6	6	4	3	3		d	H	p	W/Zoo a, rh			sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Pot_nor		6	6	3					n1	H	a, b, p	Zoo			s	sr	permanent	DB		30-100m
Pru_spec		1	1		3	4	2		v	Ph	p	Zoo			s	c	transient			30-100m
Pyr_min	4	3	5	1	5	5	5		d	H	p	W a			sv	s	permanent			0-10 m
Pyr_spec						1			v	Ph	p	Zoo ws			ssv	c	transient			
Que_rob_J			1						v	Ph	p	Zoo			s	c	transient			0-10 m
Que_rub_K/J		6	6	6	6	6	6		n1	Ph	p	Zoo			s	c	transient			0-10 m
Rha_cat							2		n3	Ph	p	Zoo ws			s	c	transient			
Rib_spec						1			v	Ph	p	Zoo			s	c	transient			30-100m
Rob_pse	2	5	5	5	4	4	5		d	Ph	p	W/Zoo ws			sv	c	permanent	Einflug		10-30m
Ros_spec	3	3	3	3	3	2	3		d	Ph	p	Zoo			s	c	persistent	DB		0-10 m
Rum_a'se					1				w2	G	p	W/Zoo ws			sv	csr	permanent	DB		0-10 m
Set_vir		1							v	T	a	Zoo			s	r	transient			10-30m
Sol_can		1	1	1					n1	H	p	W/Zoo ar			sv	c	permanent	Einflug		30-100m
Sor_auc		1	1						v	Ph	p	Zoo ws			s	c	transient			
Ste_med		1							v	T	a	Zoo			s	cr	permanent			
Tan_vul	4	4	4	4	3	3	3		d	H	p	Zoo rp			ssv	c	persistent	DB		0-10 m
Tar_spec	6	6	6	6	6	6	6		d	H	p	W/Zoo			s	csr	permanent	DB	Einflug	0-10 m
Til_cor					2	1			w3	Ph	p	W			ssv	c	persistent			30-100m
Tor_jap				1					n3	H	a, b	Zoo			s	c	persistent			0-10 m
Ver_off					1	1	1		d	C	p	Zoo a			sv	c	permanent			0-10 m
Flechten	2			1	2		1		d	Kr	Kr									
Moose	6	3	3	4	6	6	5		d	Kr	Kr									
In Kap. 4.4 nicht verwendete Daten																				
Caryophyllacee				1																
Keimling indef	3	6	6	6			4													
Komposite spec	2	2	2			1														
Que_rub_Stock	3	3	3	1	1	1	1													
Que_rob_B	2	2	2	2																
Que_rub_B/S	6	6	6	6	6	6	6													

Zu *Sorbus aucuparia*: Jungwuchs in Umgebung 30-100m

Nach Hill (1979) in Raspé et al. 2000: Diasporen-Lebensdauer von *Sorbus aucuparia* im Boden: permanent

Zu *Pyrus spec.*: Weitere Keimlinge in Entfernung 0-10m, Nachweis in Strauchschicht in Entfernung 30-100m

A.23 - A.25: Arteigenschaften-Spektren unter Berücksichtigung von Deckungsanteilen.

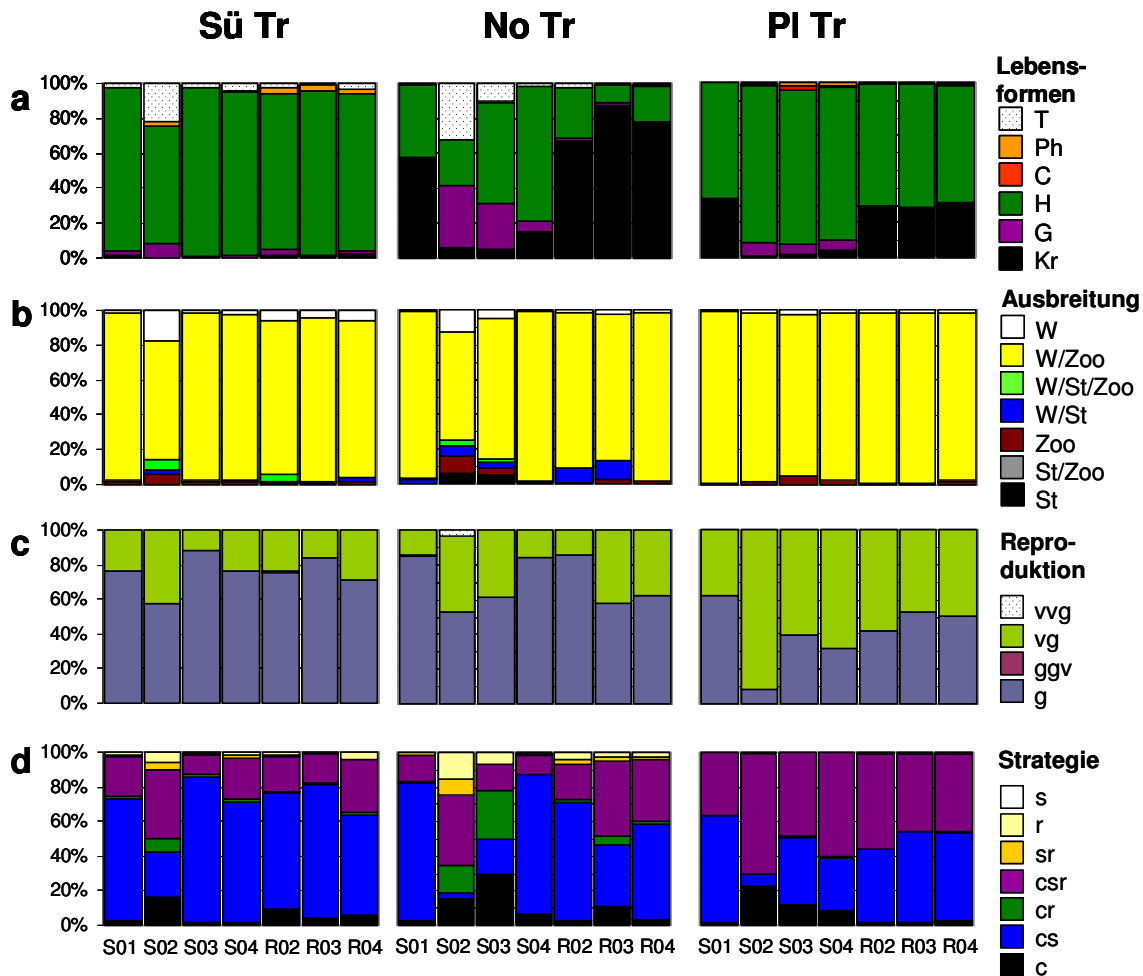


Abb. A.23 a - d: Spektren ausgewählter Arteigenschaften unter Berücksichtigung der mittleren Deckungen. Abb. 23 a: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Tr, No Tr, PI Tr: Sandtrockenrasen-Probestellen in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02,...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); a: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; b: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; c: g: generativ (Samen), v: vegetativ; d: s: Stresstoleranz, r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnungen der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

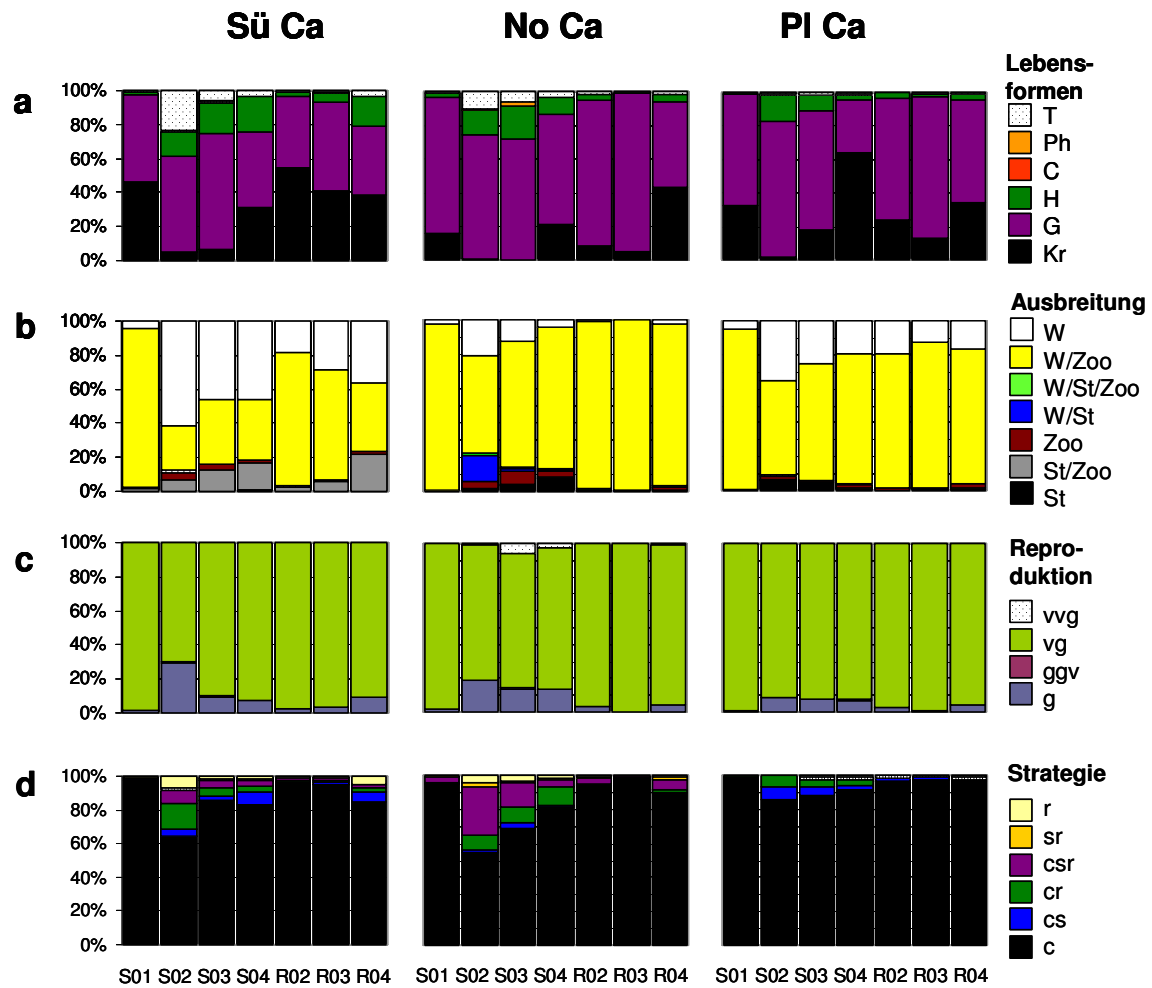


Abb. A.24 a - d: Spektren ausgewählter Arteeigenschaften unter Berücksichtigung der mittleren Deckungen. Abb. 24 a: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Ca, No Ca, Pl Ca: *Calamagrostis*-Bestände in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02,...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); a: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; b: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; c: g: generativ (Samen), v: vegetativ; d: r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnungen der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

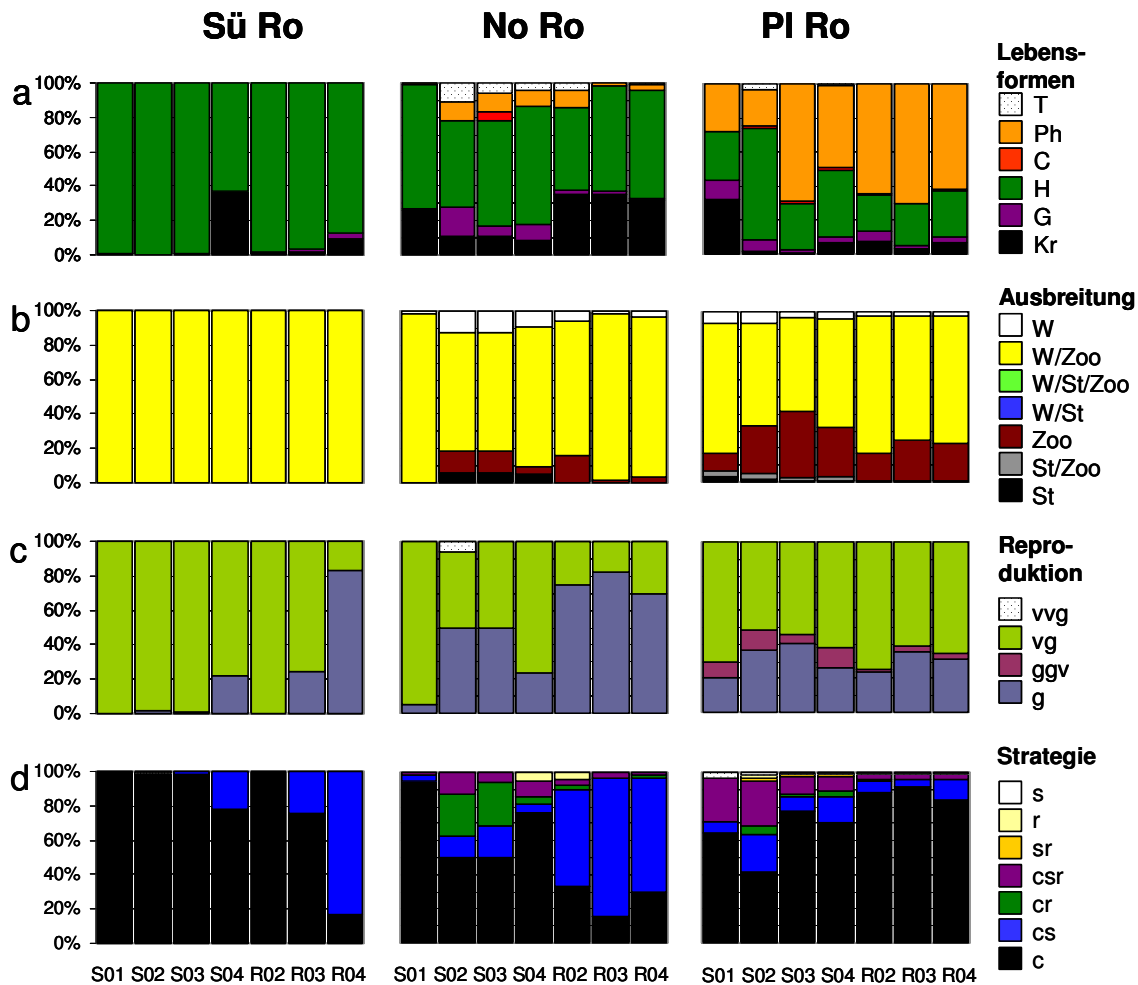


Abb. A.25 a - d: Spektren ausgewählter Arteigenschaften unter Berücksichtigung der mittleren Deckungen. Abb. 25 a: inklusive Moose und Flechten (je als eine Art gewertet); Sü Ro, No Ro, PI Ro: Roteichenforste in Schlabendorf-Süd, -Nord, und Plessa; S01, S02,...: Untersuchungsjahre, getrennt nach Stör- (S) und Referenzflächen (R); a: T: Therophyten, Ph: Phanerophyten (Makro-, Nano- und Pseudophanerophyten), C: Chamaephyten (inkl. Hemiphanerophyten), H: Hemikryptophyten, G: Geophyten, Kr: Kryptogamen; b: Ausbreitungstypen: W: Wind, Zoo: Tiere, St: Stoß, Selbst; c: g: generativ (Samen), v: vegetativ; d: s: Stresstoleranz, r: Ruderal, sr: Stress-Ruderal, csr: intermediärer Typ, cr: Konkurrenz-Ruderal, cs: Konkurrenz-Stress, c: Konkurrenz. Literatur zu Definitionen und Zuordnungen der Arten s. Legende zu Tab. A.14 - A.22.

Fortsetzung Tab. A.27

Probestellenbezeichnung	Sü Tr			Sü Ca			Sü Ro			No Tr			No Ca			No Ro			PI Tr			PI Ca			PI Ro			
	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	0-10	10-30	30-100	
Artname																												
<i>Tragopogon pratensis</i>								x									x											x
<i>Trifolium arvense</i>	x			x				x					x															
<i>Trifolium campestre</i>			x									x																x
<i>Trifolium medium</i>																												
<i>Trifolium pratense</i>																												
<i>Trifolium repens</i>			x																									
<i>Tripleurospermum perforatum</i>																												
<i>Triticum aestivum</i>			x																									
<i>Tussilago farfara</i>																												
<i>Ulmus minor J</i>																												x
<i>Ulmus minor S</i>																												x
<i>Urtica dioica</i>																												x
<i>Vaccinium myrtillus</i>																												
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>																												
<i>Verbascum densiflorum</i>																												
<i>Verbascum nigrum</i>																												
<i>Verbascum spec.</i>																												
<i>Veronica chamaedrys</i>																												
<i>Veronica officinalis</i>																												
<i>Veronica spec.</i>																												
<i>Vicia hirsuta</i>																												
<i>Vicia sativa</i>																												
<i>Vicia spec.</i>																												
<i>Vicia tetrasperma</i>																												
<i>Viola arvensis</i>																												
<i>Viola spec.</i>																												
<i>Viola tricolor</i>																												
<i>Vulpia myuros</i>																												

Tab. A.28: Liste der nach der Störung (März 2002) in Probestellen auf den Probeflächen neu nachgewiesenen Gefäßpflanzen-Taxa (inklusive Gehölzkeimlinge) und Entfernung des nächsten Nachweises in der Umgebungsvegetation. S = Störfläche, R = Referenzfläche, K= Keimling, J = Jungwuchs, Str = Strauchschicht, B = Baumschicht, Abkürzungen der Probestellen-Bezeichnungen s. Tab. A.14 - A.22.

Taxon	Neu in S bzw. R bzw. x (R + S)									Neu in (Anzahl Probestellen)	Entfernung nächster Nachweis in der Umgebung			
	Tr			Ca			Ro				< 10 m	10-30 m	30-100 m	kein Nachweis
	Sü	No	PI	Sü	No	PI	Sü	No	PI					
<i>Achillea millefolium</i>										1				x
<i>Agrostis capillaris</i>			S		S					3				x (PI Tr)
<i>Artemisia campestris</i>					S					1				x
<i>Betula pendula</i>							S			3				x
<i>Campanula cf. rapunculoides</i>										1				x
<i>Campanula rotundifolia</i>										1				x
<i>Capsella bursa-pastoris</i>										1				
<i>Carlina vulgaris</i>										1				
<i>Cerastium holosteoides</i>										3				
<i>Cerastium semidecandrum</i>										1				
<i>Chenopodium album</i>										3				x (No Ro) x (No Ca) x (PI Ca)
<i>Cirsium arvense</i>										1				x
<i>Conyza canadensis</i>										2				x (PI Tr) x (PI Ca)
<i>Coryspermum leptopterum</i>										1				x
<i>Corynephorus canescens</i>										1				x
<i>Crepis tectorum</i>										4				x (Sü No Tr) x (Sü Ca) x (No Ca)
<i>Daucus carota</i>										1				x
<i>Deschampsia cespitosa</i>										1				x
<i>Deschampsia flexuosa</i>										1				x
<i>Dianthus deltooides</i>										1				x
<i>Echinochloa crus-galli</i>										2				x
<i>Echium vulgare</i>										2				x (No Ca) x (No Ro)
<i>Elymus repens</i>										3				x

Fortsetzung Tab. A.28:

Taxon	Neu in S bzw. R bzw. x (R + S)									Neu in (Anzahl Probestellen)	Entfernung nächster Nachweis in der Umgebung			
	Tr			Ca			Ro				< 10 m	10-30 m	30-100 m	kein Nachweis
	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl	Sü	No	Pl					
<i>Epilobium cf. tetragonum</i>				R					S	2			x (Pl Ro)	x (No Ca)
<i>Erigeron acris</i>		R		S						2	x			
<i>Festuca rubra</i>	x			S						2	x (Sü Tr)	x (No Ca)		
<i>Hieracium pilosella</i>				S						1	x			
<i>Hieracium spec.</i>				x						1		x (H. lach.)		
<i>Hirse spec.</i>				S						1			x (Ech. cru.)	
<i>Juncus spec.</i>				S						1				x
<i>Lactuca serriola</i>									S	1				x
<i>Leontodon spec.</i>					S					1				x
<i>Luzula multiflora</i>						R				1	x			
<i>Melilotus albus</i>		S							S	2	x (Pl Ro)			x (No Tr)
<i>Melilotus spec.</i>				S	S					2	x (No: albus)			
<i>Myosotis ramosissima</i>					x					1			x	
<i>Myosotis stricta</i>		R								1	x			
<i>Oenothera spec.</i>		S	S	x	S			S		5	x	x (No Ro)		
<i>Pinus sylvestris</i>									S	1			x	
<i>Plantago major</i>				S		R				2			x	
<i>Poa compressa</i>				S						1				x
<i>Polygonum aviculare</i>				S						1				x
<i>Potentilla norvegica</i>			S						S	2			x (Pl Ro)	x (Pl Tr)
<i>Prunus serotina</i>				S						1		x (J)		
<i>Prunus spec.</i>									S	1	x (J, K)		x (Str)	
<i>Pyrus spec.</i>									R	1	x (K)		x (Str)	
<i>Quercus petraea</i>			S							1	x (B)			
<i>Rhamnus cathartica</i>									R	1				x
<i>Ribes spec.</i>									R	1			x (rubr. agg.)	
<i>Robinia pseudoacacia</i>									S	1		x (B)		
<i>Rubus fruticosus agg.</i>			S							1	x (J)			
<i>Rumex crispus</i>					S					1	x			
<i>Scleranthus annuus</i>				S	S					2	x (No Ca)			x (Sü Ca)
<i>Senecio inaequidens</i>				S						1			x	
<i>Senecio vernalis</i>		S								1				x
<i>Senecio viscosus</i>		S		S						2	x (Sü Tr)			x (Sü Ca)
<i>Setaria viridis</i>									S	1		x		
<i>Silene dichotoma</i>						S				1			x	
<i>Sisymbrium altissimum</i>				S		S				2			x	
<i>Solidago canadensis</i>						S			S	2			x	
<i>Sorbus aucuparia</i>									S	1			x (J)	
<i>Spergula morisonii</i>		S								1	x			
<i>Stellaria media</i>									S	1				x
<i>Tanacetum vulgare</i>						x				1	x			
<i>Taraxacum spec.</i>						S	S			2		x		
<i>Torilis japonica</i>									S	1	x			
<i>Trifolium campestre</i>					x					1	x			
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			S		S					2	x (Sü Ca)		x (Pl Ca)	
<i>Tussilago farfara</i>			S							1			x	
<i>Vicia tetrasperma</i>					x					1	x			
<i>Viola arvensis</i>						x				1	x			
<i>Viola spec.</i>									S	1		x (Viola arv.)		

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1:	Lage der Niederlausitz in der Bundesrepublik Deutschland.	6
Abb. 2.2:	Das Lausitzer Braunkohlenrevier	9
Abb. 2.3:	Die Bergbaufolgelandschaft der Schlabendorfer Felder mit den Probestellen SüTr, SüCa, SüRo, NoTr, NoCa und NoRo.....	13
Abb. 2.4:	Die Bergbaufolgelandschaften von Plessa und Grünewalde mit den Probestellen PITr, PICa und PIro.....	14
Abb. 2.5:	Probestelle im artenreichen Sandtrockenrasen	15
Abb. 2.6:	Probestelle im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Schlabendorf-Süd.....	16
Abb. 2.7:	Probestelle in der Roteichen-Aufforstung in Schlabendorf-Süd	16
Abb. 2.8:	Probestelle im kryptogamenreichen Sandtrockenrasen	17
Abb. 2.9:	Probestelle im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Schlabendorf-Nord.....	17
Abb. 2.10:	Probestelle im Roteichen-Forst in Schlabendorf-Nord.....	18
Abb. 2.11:	Sandtrockenrasen-Probestelle im Birkenwäldchen von Plessa	18
Abb. 2.12:	Probestelle im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Plessa	19
Abb. 2.13:	Probestelle im Roteichen-Forst in Plessa.....	19
Abb. 2.14:	Schlabendorf-Süd. Blick über den Sandtrockenrasenhang. Im Vordergrund: Natürliche Wildschweinstörung	20
Abb. 2.15:	Schlabendorf-Nord. Lockerer <i>Calamagrostis</i> -Bestand am Lichtenauer See. Im Vordergrund: Natürliche Wildschweinstörung.	21
Abb. 2.16:	Plessa. Birken-Kiefern-Mischwald mit großflächiger natürlicher Wildschweinstörung	21
Abb. 3.1:	Versuchsdesign an jeder der neun ausgewählten Probestellen.....	23
Abb. 3.2:	Methode der experimentellen Störung: Störfläche im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Schlabendorf-Süd nach der erfolgten Störung.....	24
Abb. 3.3:	a. Die Diasporenbankproben in der Gewächshauskammer. b. Die Bewässerung erfolgte über einen kleinen Blumentopf bzw. über ein Vlies am Boden der Keimschale.	27
Abb. 3.4:	a, b: Diasporenfall-Untersuchungen mit Hilfe von Trichterfallen.....	28
Abb. 4.1:	DCA-Ordination. Darstellung aller Probeflächen nach Probestellen	35
Abb. 4.2:	DCA-Ordination der Sandtrockenrasen- und <i>Calamagrostis</i> -Probestellen	36
Abb. 4.3:	DCA-Ordination der Roteichen-Probestellen.....	37

Abb. 4.4:	Ergebnisse der Bodenanalysen für alle untersuchten Probestellen	38
Abb. 4.5:	CCA-Ordination. Biplot der Probeflächen und Umweltparameter	41
Abb. 4.6:	Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen der Sandtrockenrasen.....	44
Abb. 4.7:	Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der Sandtrockenrasen	45
Abb. 4.8:	Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der Sandtrockenrasen-Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa.	47
Abb. 4.9:	Sandtrockenrasen-Probestellen. Boxplots der Turnover-Raten.....	49
Abb. 4.10:	Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen der <i>Calamagrostis</i> -Bestände	51
Abb. 4.11:	Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der <i>Calamagrostis epigejos</i> -Bestände	52
Abb. 4.12:	Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der <i>Calamagrostis epigejos</i> -Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa	54
Abb. 4.13:	<i>Calamagrostis epigejos</i> -Bestände. Boxplots der Turnover-Raten:	55
Abb. 4.14:	Boxplots: Entwicklung der Artenzahlen auf Stör- und Referenzflächen in den Roteichenforsten	57
Abb. 4.15:	Boxplots: Entwicklung der Deckung der Bodenvegetation auf Stör- und Referenzflächen der Roteichenforste	59
Abb. 4.16:	Anzahl der nach experimenteller Störung in der Bodenvegetation der Roteichen-Probestellen neu aufgetretenen und weggefallenen Taxa.....	60
Abb. 4.17:	Roteichenforste. Boxplots der Turnover-Raten.....	62
Abb. 4.18:	Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und <i>Calamagrostis epigejos</i> im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Schlabendorf Süd	65
Abb. 4.19:	Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und <i>Calamagrostis epigejos</i> im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Schlabendorf-Nord.....	66
Abb. 4.20:	Boxplots der Entwicklung der Deckung von Moosen und <i>Calamagrostis epigejos</i> im <i>Calamagrostis</i> -Bestand in Plessa.....	67
Abb. 4.21:	Präsenz-Spektren ausgewählter Arteigenschaften. Sandtrockenrasen-Probestellen	70
Abb. 4.22:	Präsenz-Spektren ausgewählter Arteigenschaften. <i>Calamagrostis</i> -Probestellen	73
Abb. 4.23:	Präsenz-Spektren ausgewählter Arteigenschaften. Roteichen-Probestellen.....	77
Abb. 4.24:	Ergebnisse aus den Diasporenbankproben	82

Abb. 4.25:	Gesamtzahl der Diasporen in T-Trichterfallen und Verteilung auf die Probestellen.....	92
Abb. 4.26:	Gesamtzahl der bis einschließlich April 2003 in S-Trichtern gesammelten Diasporen und Verteilung auf die Probestellen	92
Abb. 4.27:	Summe gesammelter Diasporen aus Diasporenfall-Proben der T-Trichter-Fallen. Diasporen-Anzahl der fünf häufigsten Arten und Diasporen-Summe der übrigen Taxa.....	94
Abb. 4.28:	Die fünf häufigsten Arten im Diasporenfall in T-Trichter-Fallen. Relatives Vorkommen insgesamt und an den einzelnen Probestellen.....	95
Abb. 4.29:	a: Verteilung der in den T-Trichtern festgestellten Diasporen auf die Monate: Gesamtanzahl je Monat, Werte der fünf insgesamt häufigsten Arten b: Werte der fünf insgesamt häufigsten Arten ohne <i>Betula pendula</i>	96
Abb. 4.30:	Nach der Störung auf Störflächen hinzugetretene Taxa. Spektren der Anteile an Nachweisen: Nachweis mindestens in der Diasporenbank, Nachweis nicht in der Diasporenbank, aber in der Umgebungsvegetation, kein Nachweis in Diasporenbank und Umgebungsvegetation. Nachweise im Diasporenfall sind extra aufgeführt.....	102
Abb. 5.1:	Entwicklungsmöglichkeiten der Vegetation bei der Wiederbesiedlung nach kleinräumiger Störung (Wildschwein-Wühltätigkeit) im Frühjahr in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft.....	133

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Lufttemperatur in °C. Monatsmittel und Jahresmittel.....	10
Tab. 2.2:	Niederschlagsmengen in mm. Langjährige Monats- und Jahresmittel	11
Tab. 2.3:	Liste der Probestellen.	15
Tab. 3.1:	Innerhalb jeder Vegetationsaufnahme erhobene Struktur-Parameter	24
Tab. 3.2:	An jeder der neun Probestellen erhobene bodenchemische Parameter und die verwendeten Methoden.....	25
Tab. 4.1:	Übersichtstabelle der Vegetation an den Probestellen mit Stetigkeits- angaben.....	31
Tab. 4.2:	Durch CCA ermittelte Signifikanzniveaus und F-Werte der Umwelt- parameter.	40
Tab. 4.3:	Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung von sechs Umweltparametern.....	41
Tab. 4.4:	Mittlere Artenzahl der Vegetation auf den Sandtrockenrasen vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung.....	43
Tab. 4.5:	Entwicklung der mittleren Deckung der Bodenvegetation auf den Sandtrockenrasen.....	45
Tab. 4.6:	Mittlere Artenzahl der Vegetation der <i>Calamagrostis</i> -Bestände vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung.....	50
Tab. 4.7:	Entwicklung der mittleren Deckung der Bodenvegetation in den <i>Calamagrostis epigejos</i> -Beständen	52
Tab. 4.8:	Mittlere Artenzahl der Vegetation in den Roteichenforsten vor der experimentellen Störung und Entwicklung der mittleren Artenzahl nach der Störung.....	57
Tab. 4.9:	Entwicklung der mittleren Deckung der Bodenvegetation in den Rot- eichenforsten.....	58
Tab. 4.10:	Ausgewählte hinzukommende und wegfallende Taxa auf Sand- trockenrasen-Störflächen.....	71
Tab. 4.11:	Ausgewählte hinzukommende und wegfallende Taxa auf Störflächen in <i>Calamagrostis epigejos</i> -Beständen	75
Tab. 4.12:	Ausgewählte hinzukommende und wegfallende Taxa auf Störflächen in Roteichenforsten.....	79
Tab. 4.13:	Art-Eigenschaften auf Störflächen	80

Tab. 4.14:	Vergleich ermittelter Taxazahlen in der Vegetation der Probestellen vor der Störung und in der Diasporenbank.....	82
Tab. 4.15:	Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen	84
Tab. 4.16:	Vorkommen der in der Diasporenbank festgestellten Taxa in der Vegetation der jeweiligen Probeflächen.....	86
Tab. 4.17:	Biotoptypen innerhalb eines 100 m-Umkreises um die Probestellen.....	87
Tab. 4.18:	Anzahl der nach der experimentellen Störung in Probeflächen neu nachgewiesenen Gefäßpflanzen-Taxa und Entfernung des nächsten Nachweises in der Umgebungsvegetation.....	88
Tab. 4.19:	Nach der Störung neu in Probeflächen aufgetretene Taxa ohne Nachweis in der Umgebungsvegetation.....	90
Tab. 4.20:	Ergebnisse der Diasporenfall-Untersuchung	93
Tab. 4.21:	In Diasporenfallen (T-Trichtern, Höhe: 1,4 m) nachgewiesene Taxa und ihre möglichen nächsten Diasporenquellen.....	97
Tab. 4.22:	Taxa mit auf Diasporenfallen beschränktem Vorkommen in den Jahren 2001 bis 2003 – ohne Nachweis in der Vegetation der Probestelle bis 100 m Umkreis um Diasporenfallen	99
Tab. 4.23:	Zusammenstellung der auf Störflächen hinzugetretenen Taxa ohne Nachweis in der Umgebungsvegetation, der Diasporenbank und dem Diasporenfall.....	104
Tab. 4.24:	Vegetationsaufnahmen von Flächen mit natürlicher Störung durch Wildschwein-Wühltätigkeit in Schlabendorf-Süd, Sandtrockenrasen.....	105
Tab. 4.25:	Entwicklung der mittleren Artenzahl der Vegetation auf durch Wildschweine gestörten Flächen und auf experimentellen Störflächen im Sandtrockenrasen in Schlabendorf-Süd sowie Entwicklung der mittleren Artenzahl auf den Referenzflächen.....	106
Tab. 5.1:	Entwicklung der Vegetation im Untersuchungszeitraum: Veränderung der mittleren Artenzahl und mittleren Deckung der Bodenvegetation, Artenkombinationen in 2004	128

DANKSAGUNG

Es hat lange gewährt, aber ich habe diese Arbeit dennoch fertig gestellt. Dass das so ist, liegt an der Unterstützung vieler Menschen, denen ich hiermit danken möchte.

Zunächst geht mein Dank nach Cottbus, an die ehemaligen und jetzigen MitarbeiterInnen des Lehrstuhls „Allgemeine Ökologie“ der BTU Cottbus-Senftenberg.

Prof. Dr. Gerhard Wiegleb schuf durch seine Persönlichkeit eine angenehme Arbeitsatmosphäre am Lehrstuhl. Er ließ uns MitarbeiterInnen bei der wissenschaftlichen Arbeit alle Freiheiten. Aber wenn es darauf ankam, war er stets gesprächsbereit. Danke sehr für die Übernahme des Erstgutachtens! PD Dr. Udo Bröring motivierte durch seine aufmunternden Ratschläge, half bei der Statistik und übernahm ohne zu zögern das Zweitgutachten.

Für interessante Gespräche und Diskussionen, Literaturhinweise, Unterstützung im Gelände, die gute Zusammenarbeit und die schöne Zeit danke ich den damaligen Kolleginnen und Kollegen Dr. Ingo Brunk, Dr. Mareike Güth, Dr. Ursula Karlowski, Gisela Koch, Dr. René Krawczynski, Dr. Jadranka Mrzljak, Dr. Tim Peschel, Barbara Seidl-Lampa und Diana Zinke. Ein spezieller Dank geht an Detlef Rathke, auf den ich immer zählen konnte.

Bei der Geländearbeit unterstützten mich außerdem Effah Antwi, Michael Dieke und Pawel Schepert.

Den Zaunbau in Plessa übernahm dankenswerter Weise Revierförster Andreas Sachse. Der damalige Revierförster von Schlabendorf-Nord, Herr Mudra, stellte jede Menge Zaunpfähle zur Verfügung.

Herr Zehser – Herr über die Gewächshäuser – und Birgit Kretzschel halfen mir bei der „Pflege“ der Diasporenbank-Proben.

Die Bodenprobenanalysen übernahmen maßgeblich Bianca Schütt und Solveig Bornschein.

Bei der Diasporen-Bestimmung aus den Diasporenfallen bekam ich engagierte Hilfe von Lars Leisering, der wunderschöne Zeichnungen der Diasporen anfertigte. Elke Bauriegel stellte mir ihre Diasporensammlung zur Verfügung und gab wertvolle Tipps.

Andi Markuth war zur Stelle, wenn es Probleme mit der Computertechnik gab. Er half sogar telefonisch!

Dr. Bertram Boehrer und Uwe Kiwel von der Arbeitsgruppe Limnophysik des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ stellten mir Temperaturdaten zur Verfügung,

Günter Krause von der LMBV danke ich für die Übersendung von Unterlagen.

Die Datenerhebung erfolgte überwiegend im Rahmen der ersten Phase des Verbundprojektes „SUBICON“, welches als Teil des Forschungsprogramms BIOLOG vom BMBF gefördert wurde (Förderkennzeichen erste Phase: 01LC0018).

Für die kritische Durchsicht des Manuskripts bzw. einzelner Teile danke ich Dr. Tim Peschel und Annemarie Weitbrecht. Die Übersetzung der Zusammenfassung ins Englische wurde von Lars Schott durchgesehen.

Die Fertigstellung dieser Arbeit wäre ohne die Unterstützung zweier Menschen nicht möglich gewesen: Dr. Birgit Felinks hat viele wichtige Anregungen gegeben. Die Diskussionen in Nebelin waren fruchtbar und haben Spaß gemacht. Kürzlich ist Birgit – viel zu früh – gestorben. Und wir hatten noch so viel zusammen vor! Meinem Ehemann Jan Mewes danke ich für seine unendliche Geduld mit mir und seine nie nachlassende Bestärkung darin, diese Arbeit zu einem erfolgreichen Abschluss zu bringen.

Tab. A.3: Vegetationsaufnahmen Sandtrockenrasen Plessa (PI Tr)

Flächenbezeichnung	PT-S1	PT-S1	PT-S1	PT-S1	PT-S2	PT-S2	PT-S2	PT-S2	PT-S5	PT-S5	PT-S5	PT-S5	PT-S6	PT-S6	PT-S6	PT-S6	PT-S4	PT-S4	PT-S4	PT-S4	PT-S3	PT-S3	PT-S3	PT-S3	PT-R1	PT-R1	PT-R1	PT-R2	PT-R2	PT-R2	PT-R3	PT-R3	PT-R3	PT-R4	PT-R4	PT-R4	PT-R5	PT-R5	PT-R5	PT-R6	PT-R6	PT-R6				
Aufnahmejahr	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004				
Deckung (D) Baumsch. (B) [%]	25	45	40	50	25	40	30	35	40	45	60	40	40	35	35	40	60	50	60	65	30	55	50	65	50	65	40	50	40	45	55	60	45	85	70	65	60	70	60	25	30	40				
D Strauchschicht (S) [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3			
D Krautsch. inkl. Gehölz J [%]	85	25	26,5	45	85	47	33	70	90	13	14,5	26	75	35	35,5	46	38	55	19	25	34	35	15	32	90	80	46	70	45	50	60	39	40	90	57	40	65	59	41	40	39	26,5				
D Gehölzjungwuchs (J) [%]	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1,1	0,1	0,1	0,5	0,5	1,2	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	0,5	1,2	0,1	0,3	0,5	0,8	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	1,5	0,1	0,1					
D Moose [%]	22	0,1	0,9	1,7	23	0,1	0,4	0,7	26	0,1	0,1	4	50	-	0,1	1	40	0,1	0,6	2	45	0,1	0,1	1	2	21,8	6	25	26	7	40	19	25	10	3	21	20	12	5	60	29	12				
D Flechten [%]	0,1	-	0,1	0,1	3	-	0,1	0,6	2	0,1	0,1	0,1	0,5	-	-	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,5	-	0,1	0,1	10	8,2	20	14	12	15	0,3	0,3	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1			
D Kryptogamen [%]	22	0,1	1	1,7	23	0,1	0,5	1,3	26	0,2	0,1	4	50	-	0,1	1	40	0,2	0,7	2	45	0,1	0,1	1	12	30	26	39	38	22	40	19,3	25,5	10	3	21	20	12	5	60	29	12				
D Streu gesamt [%]	65	8	76,5	98	73	10	80,5	81	50	10	65,5	87	65	4	70	88,5	80	10	83	94	65	15	75,5	96	50	85	51	70	90	50	65	95	76	70	98	91	75	100	99	65	85	95,5				
D Krautstreu [%]	*	-	1,5	3	*	-	0,5	1	*	-	0,5	1	*	-	0,1	0,5	*	-	3	2	*	-	0,5	1	-	0,1	1	-	0,1	0,1	-	0,1	1	-	0,1	1	-	1	1	-	0,1	0,5				
D Laubstreu [%]	*	8	75	98	*	10	80	80	*	10	65	87	*	4	70	88	*	10	80	92	*	15	75	95	50	85	50	70	90	50	65	95	75	70	98	90	75	99	98	65	85	95				
D Totholz [%]	*	0,5	1	0,5	*	-	0,3	1	*	0,8	1,5	1,5	*	0,5	0,7	1	*	0,5	0,5	1	*	0,1	0,3	1	4	3	3	1	1,2	3	4	1	3	1	1	2	3	1	2	6	3	2				
Lücke [%]	*	66,5	15	2	*	43	10	1	*	76	30	4	*	61	18	6	*	40	13	3	*	50	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-		
D Bodenvegetation [%]	95	25	27,5	46,7	95	47	33,5	71,3	97	13,2	14,5	30	95	35	35,6	47	78	55,2	19,7	27	79	35	15	33	100	99	72	100	80	70	99,8	58,3	65,5	100	60	61	80	71	46	95	68	38,5				
Gesamtdeckung [%]	95	58	55	75	95	65	53	95	97	52	70	60	95	60	60	65	90	77	70	75	90	70	60	75	100	99	100	100	80	70	99,75	80	90	100	90	95	80	90	85	95	75	60				
Summe D [%]	134,2	72,7	68,7	98,1	137,9	88	64,2	108	165,4	59,4	74,9	66,3	171,2	71,2	71,4	88	138,9	106,9	81	92,7	110,4	90,5	66,3	98,9	163	177,5	112,2	157,4	123,6	117,1	155,3	118,4	112,6	186,1	130,6	126,8	151,6	141,8	106,3	126,3	102,4	82,4				
Artenzahl	14	18	18	14	17	17	19	12	13	15	16	15	12	12	12	13	15	23	22	19	14	11	11	12	9	9	7	18	14	14	13	12	12	13	10	10	9	10	10	17	18	15				
<i>Holcus lanatus</i>	0,5	2,5	0,7	0,1	0,1	5	0,1	-	0,3	4	0,1	0,1	-	-	-	0,1	1	25	3,5	-	0,5	4	0,1	-	0,3	0,1	-	0,1	-	-	0,7	-	-	0,1	-	-	0,3	-	-	1,5	0,1	-				
<i>Rumex acetosella</i>	0,1	1	0,1	-	-	0,8	0,3	0,1	-	0,7	0,1	0,1	-	1	0,1	0,1	-	1,3	0,1	0,1	0,1	5,5	0,3	0,5	-	-	-	0,1	-	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,5	2	3	5	0,1	0,5	0,3	0,5	1,5	0,7	0,7	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	1,5	2	4	0,3	2	0,7	4	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1				
<i>Festuca ovina</i> agg.	60	1,5	8,5	10	65	4	20	35	70	2	9	10	55	4	15	15	10	0,5	2	2,5	3	0,5	1,7	2,5	60	65	40	25	25	15	23	20	25	35	22	20	25	24	15	10	14	8				
<i>Betula pendula</i> (B)	25	45	40	50	25	40	30	35	40	45	60	40	40	35	35	40	60	50	60	65	30	55	50	65	50	65	40	50	40	45	55	60	45	85	70	65	60	70	60	25	30	40				
<i>Hieracium pilosella</i>	25	18	13,5	30	20	35	11	35	25	6	4	10	25	30	20	30	25	25	6	15	30	23	13	25	40	16	6	40	18	30	30	16	15	55	35	20	45	35	25	25	23	15				
Moose (s. Kap. 4.1)	22	0,1	0,9	1,7	23	0,1	0,4	0,7	26	0,1	0,1	4	50	-	0,1	1	40	0,1	0,6	2	45	0,1	0,1	1	2	21,8	6	25	26	7	40	19	25	10	3	21	20	12	5	60	29	12				
<i>Poa compressa</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			
Flechten (<i>Cladonia</i> spp.)	0,1	-	0,1	0,1	3	-	0,1	0,6	2	0,1	0,1	0,1	0,5	-	-	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,5	-	0,1	0,1	10	8,2	20	14	12	15	0,3	0,3	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1			
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,5	-	0,1	-	0,1	0,1	0,5	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	1,2	0,5	1	0,1	0,5	-	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	-	0,1	2	-	0,1	0,3	0,1	0,1	0,5	0,1	-	0,3	0,3	0,3				
<i>Jasione montana</i>	0,1	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	-	0,1	0,3	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	0,1	0,1	0,1		
<i>Betula pendula</i> (K)	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	-	-	0,1	-	0,1	-	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-		
<i>Pinus sylvestris</i> (J)	-	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	0,5	1,2	0,1	0,3	0,5	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	1,5	0,1	0,3		
<i>Luzula campestris</i> s. l.	-	0,1	0,1	-	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1	-	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1
<i>Taraxacum</i> spec.	0,1	0,8	0,3	0,5	0,1	0,3	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	0,3	0,3	0,4	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1		
<i>Pyrola minor</i>	0,1	0,1	0,1	-	0,75	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,1	0,3	3,5	2,5	1,2	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,7	0,1	-		
Keimling indef.	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	0,1	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Cerastium holosteoides</i>	-	0,1	-	-	0,1	0,5	0,5	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1		
<i>Hieracium lachenalii</i>	-	0,1	0,1	-	0,1	1	0,1	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,3	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3	1,5	3		
<i>Pinus sylvestris</i> (K)	-	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-	-	0,1	-	-	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Hypochaeris radicata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Coryza canadensis</i>	-	-																																												

Tab. A.5: Vegetationsaufnahmen *Calamagrostis*- Bestand Schlabendorf-Nord (No Ca)

Flächenbezeichnung	NC-S6	NC-S6	NC-S6	NC-S6	NC-S4	NC-S4	NC-S4	NC-S4	NC-S5	NC-S5	NC-S5	NC-S5	NC-S2	NC-S2	NC-S2	NC-S2	NC-S3	NC-S3	NC-S3	NC-S3	NC-S1	NC-S1	NC-S1	NC-S1	NC-R1	NC-R1	NC-R1	NC-R2	NC-R2	NC-R2	NC-R3	NC-R3	NC-R3	NC-R4	NC-R4	NC-R4	NC-R5	NC-R5	NC-R5	NC-R6	NC-R6	NC-R6		
Aufnahmejahr	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004		
Deckung (D) Baumschicht (B) [%]																																												
D Strauchschicht (S) [%]																																												
D Krautsch. inkl. Gehölz J [%]	41	9	8	36	18	6,5	9	23	32	22,5	7	35	22	12	5	9	72	17	10,5	44	40	6	9,5	23	75	100	33	57	30	33	61	100	30	39	80	42	35	50,5	12	58	100	56		
D Gehölzjungwuchs (J) [%]	0,1	0,1	0,1	0,3		0,1		0,1		0,1	0,1	0,1							0,1		0,1	0,1	0,1														0,1	0,4	1					
D Moose [%]	1			3	7			5	0,1			2	3			0,1	0,75			10	2			30	10	20	20	0,1	1	80	4	1	5	1	0,5	5	4	0,5	30	5	1	10		
D Flechten [%]	0,5	0,1			1	0,1			0,1	0,1			30				0,3	0,1		0,1	0,1			0,1			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	5	1	5	0,1	0,1	10	1		0,1			
D Kryptogamen [%]	1,5	0,1		3	8	0,1		5	0,1	0,1		33			0,1	1	0,1		10	2			30	10	20	20	0,1	1	80	4	1	5	6	1,5	10	4	0,5	35	6	1	10			
D Streu [%]	98	2	50	60	75	0,5	37	60	100	1	40	50	15	0,5	25	20	15	5	39,5	60	60	5	30	60	80	100	100	90	99,5	95	75	100	100	50	80	65	99	99,5	71	99	100	95		
D Krautstreu [%]	*	2	50	60	*	0,5	37	60	*	1	40	50	*	0,5	25	20	*	5	39,5	60	*	5	30	60	80	100	100	90	99,5	95	75	100	100	50	80	60	99	99,5	70	99	100	95		
D Laubstreu [%]	*				*				*				*				*			*		0,1	0,1							0,1						0,1	5			1				
D Totholz [%]	*				*				*				*				*			*			0,1	0,1																				
Lücke [%]	*	89	47	15	*	93	54	20	*	76,5	53	20	*	87,5	70	71	*	78	50	20	*	89	60,5	10					0,5	1	5			15	15	5	1	0,5	20					
D Bodenvegetation [%]	42	9	8	38	26	6,5	9	25	32	22,5	7	35	50	12	5	9	72	17	10,5	50	41	6	9,5	40	80	100	50	57	31	95	61	100	32	45	81,5	52	39	51	45	60	100	65		
Gesamtdeckung [%]	42	9	8	38	26	6,5	9	25	32	22,5	7	35	50	12	5	9	72	17	10,5	50	41	6	9,5	40	80	100	50	57	31	95	61	100	32	45	85	70	39	51	45	60	100	65		
Summe D [%]	46,3	9,7	8,3	40	26,1	7,5	9,3	30,3	32,2	23,5	7,3	43,1	55,35	13	5,1	10	75,95	18,1	10,7	55,2	42,4	6,8	10	54,5	86,8	120,4	53,4	58,7	31,5	114	65,85	101,4	35,8	65,55	119,6	102,9	41,15	51,5	53,2	65	101,6	66,8		
Artenzahl	16	18	9	15	10	18	8	18	12	21	9	17	12	18	6	15	9	18	12	15	6	15	8	18	12	6	7	13	5	11	10	6	6	16	11	14	15	9	15	15	4	11		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	40	4	6	35	16	3	6,5	20	30	5	5	35	20	10	1,2	5	70	5	6	30	40	4	7	20	75	100	30	55	30	30	60	100	30	35	80	40	35	50	10	56	100	50		
<i>Helichrysum arenarium</i>	1,5	0,5	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,8	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,5	0,1	0,1	0,75	0,3	3	0,5	0,1	0,1	2	0,4	0,1	0,75	0,1	1,2	1,5	0,5	6		
<i>Rumex acetosella</i>	0,3	0,1		0,1	0,8	1,5		0,1	1,2	1,5		0,1	0,3			0,1	2	3	0,1	0,1	0,5			0,1	0,5	0,1		0,5			0,75	0,1	0,1	0,75	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1		0,1		
Moose (s. Kap. 4.1)	1			3	7			5	0,1			2	3			0,1	0,75			10	2			30	10	20	20	0,1	1	80	4	1	5	1	0,5	5	4	0,5	30	5	1	10		
Flechten (<i>Cladonia</i> spp.)	0,5	0,1			1	0,1			0,1	0,1			30	0,1			0,3	0,1		0,1	0,1			0,1			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	5	1	5	0,1	0,1	10	1		0,1		
<i>Cirsium arvense</i>	2	3,5	1	0,5	0,8	1,5	2,2	3	0,1	1,5	0,1	0,1					2,5	7	0,3	0,1		0,1	2	1,2	0,1		3	0,1		0,1					0,5	0,1				0,1	0,1			
<i>Crepis tectorum</i>		0,1		0,1		0,1				0,1	0,1	0,1						0,1		0,1	0,1	0,1	0,1																	0,1				
<i>Convolvulus arvensis</i>							0,1	0,1		0,5	1,2	4				0,3		0,3	1,5	0,1																	0,3	1,2	2					
<i>Myosotis stricta</i>		0,1		0,1		0,1		0,1			0,1					0,1				0,1								0,1													0,1			
<i>Cerastium semidecandrum</i>		0,1				0,1				0,1						0,1								0,1	0,1			0,3			0,1					0,1		0,3			0,1			
<i>Poa angustifolia</i>	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1								0,1			0,1	0,1				0,1		0,1											0,1	0,1		0,1	0,1		0,1	
<i>Coryza canadensis</i>	0,1	0,1		0,1		0,1		0,1		0,1		0,1	0,1	0,1			0,1	1,5	0,3	0,1	0,1	0,3	0,5	0,8	0,1			0,75			0,1					0,1	0,1			0,5		0,1		
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,1	0,1				0,1		0,1		0,1		0,1	0,1	0,1			0,1	0,3	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1			0,3			0,1				0,1			0,1			0,1		0,1		
<i>Trifolium arvense</i>	0,1	0,1	0,1		0,1	0,1		0,3	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1			0,1		0,1		0,1							0,1	0,1	0,1					0,1			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
Keimling indef.	0,1			0,1	0,1	0,1			0,1			0,1	0,1	0,1			0,1	0,1		0,1		0,1		0,1	0,1															0,1	0,1			
<i>Linaria vulgaris</i>	0,1	0,3	0,1	0,1		0,1			0,1	1,2	0,1	0,1					0,1	0,1						0,1	0,1										0,1		0,1							
<i>Hieracium pilosella</i>	0,1								0,1	0,1	0,1	0,1									0,1			0,1				0,1		0,3								0,1		0,1			0,1	
<i>Jasione montana</i>									0,1				0,5	0,1	0,1	0,1							0,1	0,1											0,1		0,1				0,1	0,1		
<i>Pinus sylvestris</i> (K)		0,1		0,1		0,1				0,1	0,1	0,1										0,1		0,1																0,1	0,1			
<i>Pinus sylvestris</i> (J)	0,1		0,1	0,3				0,1															0,1	0,1														0,1			0,3			
<i>Taraxacum</i> spec.						0,1		0,1		0,1												0,1		0,1																				
<i>Oenothera</i> spec.				0,1				0,1										0,1	1,7	14				0,2																				0,1
<i>Elymus repens</i>							0,1	0,1				0,1			0,3	0,1																							0,1					
<i>Senecio vernalis</i>									0,1				0,1																														0,1	
<i>Medicago lupulina</i>													0,1						0,1									0,5																
<i>Agrostis capillaris</i>															3	3																												
<i>Erigeron acris</i>																			0,1			0,1																						
<i>Daucus carota</i>													0,1																	0,1														
<i>Echium vulgare</i>		0,1								1,5</																																		

Tab. A.7: Vegetationsaufnahmen Roteichenforst Schlabendorf-Süd (Sü Ro)

Flächenbezeichnung	SR-S5	SR-S5	SR-S5	SR-S5	SR-S4	SR-S4	SR-S4	SR-S4	SR-S3	SR-S3	SR-S3	SR-S3	SR-S6	SR-S6	SR-S6	SR-S6	SR-S1	SR-S1	SR-S1	SR-S1	SR-S2	SR-S2	SR-S2	SR-S2	SR-R1	SR-R1	SR-R1	SR-R2	SR-R2	SR-R2	SR-R3	SR-R3	SR-R3	SR-R4	SR-R3	SR-R4	SR-R5	SR-R5	SR-R5	SR-R6	SR-R6	SR-R6			
Aufnahmejahr	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2001	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003	2004			
Deckung (D) Baumsch. (B) [%]	.	.	.	20	.	.	15	45	.	.	75	75	.	.	.	15	.	.	.	15	.	.	75	52	15	.	45	60	.	30	75	.	70	60	.	25	30				
D Strauchschicht (S) [%]	24	24	50	30	30	20	50	5	40	50	15	10	25	20	30	30	20	30	50	40	30	50	10	4	20	35	50	35	40	20	52	35	6	60	60	15	40	25	5	46	55	25			
D Krautsch. inkl. Gehölz J [%]	98	15	30,5	10,3	98	10	55,5	5	96	20	45	4	98	15	40	3,3	95	5	17	3,5	99	3	14	6,5	90	60	9	75	40	8	60	50	11	53	25	5	65	65	11	65	40	8			
D Gehölzjungwuchs (J) [%]	
D Moose [%]	1	.	0,1	4	2	.	0,1	5	0,5	.	0,1	1,5	1	.	0,1	5	0,1	.	0,1	2	.	.	0,1	1	0,1	.	0,1	1	1,2	4	0,1	1	0,1	0,1	.	.	1	0,3	0,3	0,1	1	1			
D Flechten [%]	.	.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,1	.	.	0,1		
D Kryptogamen [%]	1	.	0,1	4	2	.	0,1	5	0,5	.	0,1	1,5	1	.	0,1	5	0,1	.	0,1	2	.	.	0,1	1	0,1	.	0,1	1	1,2	4	0,1	1	0,1	0,1	.	.	1	0,3	0,3	0,1	1	1			
D Streu gesamt [%]	20	1	70	98	30	1,5	45	94	30	4	50	76,5	10	0,5	35	71	20	0,5	15	35	30	3	50	51,5	10	100	99,9	25	99	85	45	99	99	50	100	98	40	99	98	40	99	98			
D Krautstreu [%]	*	.	.	5	*	.	.	1	*	.	.	1,5	*	.	.	1	*	.	.	5	*	.	.	1,5	.	100	95	.	95	35	.	98	80	.	50	1	.	99	80	.	99	70			
D Laubstreu [%]	*	1	70	95	*	1,5	45	93	*	4	50	75	*	0,5	35	70	*	0,5	15	35	*	3	50	50	10	60	30	25	70	50	45	70	50	50	95	97	40	65	40	40	65	40			
D Totholz [%]	*	.	.	0,1	*	.	.	0,1	*	.	.	0,1	*	.	.	0,1	*	.	.	0,1	*	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	.	0,1	
Lücke [%]	*	84	20	1	*	90	20	2	*	76	30	13	*	84,5	30	27	*	94,5	75	60	*	93	40	48	.	.	0,1	1	0,1	4	1	0,1	0,1	0,5	.	.	1	0,5	1,5	1	0,5	1			
D Bodenvegetation [%]	99	15	30,5	14,3	100	10	55,5	10	96,5	20	45	5,5	98	15	40	8,3	95	5	17	5,5	99	3	14	7,5	90	60	9	76	41,2	12	60	51	11	53	25	5	66	65,3	11,3	65	41	9			
Gesamtdeckung [%]	99	34	70	60	100	27	85	55	96,5	57	95	82	98	32	60	45	95	34	58	55	99	53	80	60	100	75	55	99	70	40	99	90	70	99,5	90	86	99	90	65	99	85	55			
Summe D [%]	123	39	80,7	74,4	130	30,2	120,7	60,6	136,5	70	135,2	90,5	124	35,1	70,1	53,3	115,3	35	67,2	60,5	129	53,1	99,3	63,5	110,1	95	59,1	111,2	86,2	47,1	112,1	131	77,1	116,1	120	110	107	160,5	76,3	111,1	121	65,1			
Artenzahl	4	3	6	6	4	4	5	5	3	2	4	3	4	3	3	4	5	2	5	4	3	3	5	4	4	3	4	6	5	6	5	5	5	6	5	5	5	6	4	5	5	5	6		
<i>Festuca rubra</i> agg.	98	15	30	10	98	10	55	5	96	20	45	4	98	15	40	3	95	5	16,5	1,5	99	3	14	2,5	90	30	2	75	35	1	60	30	1	50	12	1	65	65	1	65	35,5	2			
<i>Quercus rubra</i> (S)	20	20	30	25	30	20	50	5	40	50	15	10	25	20	30	30	20	30	50	40	30	50	10	4	20	35	50	25	25	20	45	25	.	45	30	5	35	15	5	40	40	20			
Moose (s. Kap. 4.1)	1	.	0,1	4	2	.	0,1	5	0,5	.	0,1	1,5	1	.	0,1	5	0,1	.	0,1	2	.	.	0,1	1	0,1	.	0,1	1	1,2	4	0,1	1	0,1	0,1	.	.	1	0,3	0,3	0,1	1	1			
<i>Festuca ovina</i> agg.	.	.	0,5	0,3	x	0,1	0,5	0,5	x	0,1	.	0,3	.	.	0,5	2	x	0,1	0,1	4	x	30	7	0,1	5	7	x	20	10	x	9	2	x	0,1	10	x	4,5	7			
<i>Quercus rubra</i> (B)	.	.	.	20	.	.	15	45	.	.	75	75	.	.	.	15	.	.	.	15	.	.	75	52	45	60	.	30	60	.	70	60	.	25	30					
<i>Pinus sylvestris</i> (S)	4	4	20	15	10	20	.	7	10	6	15	35	10	6	10	.	6	15	5			
<i>Taraxacum</i> spec.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	
Flechten (<i>Cladonia</i> spec.)	.	.	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	
<i>Poa angustifolia</i>	0,1	.	.	0,1	
<i>Pinus sylvestris</i> (B)	
Keimling indef.	0,1	
Süßgras spec.

Für die Ordinationen werden *Festuca rubra* agg. und *Festuca ovina* agg. zusammengefasst

