

# Wiederbesiedlung von gerodeten Talflächen im Mittelgebirge

Judith Müller und Peter Poschlod

## Synopsis

### Restoration of moist grassland after clear-cutting

The development of the vegetation of an afforested moist grassland site after clear-cutting was investigated with regard to diaspore bank and diaspore rain. By comparison with older clear cut sites in the neighbourhood it was possible to get an impression of natural succession of such sites. In the first year the development of the vegetation following clear-cutting depends mainly on the diaspore bank in the soil. In that early state the diaspore rain is of less importance. Several species, which are characteristic for moist grassland, are lacking in the diaspore bank. Management, like grazing, may improve the restoration of the former diversity of species, if it is still present in the vicinity.

*Diasporenbank, Diasporenenregen, Sukzession, Regeneration, Calthion, Feuchtwiesen, Aufforstung, Management*

*Diaspore bank, diaspore rain, succession, restoration, Calthion, moist grassland, afforestation, management*

## 1 Einleitung

Die klimatischen Bedingungen und die Bodenverhältnisse in den Mittelgebirgen Deutschlands ließen seit jeher in weiten Teilen nur eine extensive Grünlandwirtschaft zu. Aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes erhält das Extensiv-Grünland in den Wiesentälern heute besondere Bedeutung in seiner Funktion als Verbreitungs- und Rückzugszentrum für viele, ehemals in Mitteleuropa weit verbreitete Pflanzen- und Tierarten der Wiesen- und Weidengesellschaften (VERBÜCHELN 1992). Generelle Folge der veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen in der Agrarproduktion ist einerseits die Intensivierung der Landwirtschaft und andererseits die Aufgabe von Grenzertragsstandorten (z. B. ROSENTHAL 1992, KAPFER 1993). Eine in den Mittelgebirgsregionen häufig anzutreffende Nutzungsalternative für diese neuen Brachen war und ist die Aufforstung

(meist mit Fichten). Mit dem daraus resultierenden starken Rückgang typischer ausgeprägter Wiesentäler werden deren wichtige Funktionen für den Arten- und Biotopschutz sowie das Landschaftsbild gefährdet (VERBÜCHELN 1992, KAPFER 1993). Aktuelle Prämien für Erstaufforstungen verschärfen diese Situation.

Im Rahmen diverser Naturschutzprojekte (vgl. WILLEMS 1988, POSCHLOD & JORDAN 1992, SCHNEIDER & POSCHLOD 1994, BAKKER & al. 1996 u. a.) wird in jüngerer Zeit versucht, die ursprüngliche Artenzusammensetzung von Aufforstungsflächen durch Ausholzung und anschließende angepasste Nutzung wiederherzustellen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, inwieweit eine Renaturierung von Entfichtungsflächen nach der Rodung ohne unterstützende Maßnahmen (z. B. Aussaat oder Anpflanzung) möglich ist.

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit liegt in einem der Wiesentäler des Hochsauerlandes (Tal der Namenlose). Dieses Tal in der Nähe der Stadt Winterberg wird bis heute zu einem Großteil landwirtschaftlich genutzt. Das Naß- und Feuchtgrünland (ca. 60% der Fläche) wird weitgehend nach den Vorgaben des Kulturlandschaftspflegeprogrammes des Hochsauerlandkreises bewirtschaftet. Dennoch sind in den letzten Jahrzehnten auch hier umfangreiche Fichtenaufforstungen erfolgt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde deshalb die Vegetationsentwicklung von Rodungsflächen ehemaliger Feuchtgrünlandstandorte nach 25-jähriger Fichtenbestockung untersucht. Dabei interessierte besonders, welchen Beitrag Diasporenbank und Diasporenenregen zur Besiedlung der Rodungsflächen leisten können. Das Diasporenreservoir im Boden sowie der Diasporenniederschlag bildeten die einzigen Quellen der (Wieder-)Besiedlung, da im Unterwuchs der Aufforstungen keine Samenpflanzen mehr vorkamen.

Vegetationsaufnahmen auf den entfichteten Flurstücken dokumentierten deren Besiedlung im Verlauf der ersten Vegetationsperiode. Um die zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten der Flächen abschätzen zu können, wurden ebenfalls Vegetationsaufnahmen auf den benachbarten unterschiedlich alten Entfichtungsflächen und noch bestehenden Grünländern durchgeführt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Hochsauerlandkreis, dem südöstlichen Teil Nordrhein-Westfalens und umfaßt verschiedene Flurstücke des oberen Namenlosetals, eines Bachtals in der Nähe der Stadt Winterberg. In diesem Wiesental, das sich von 680 m ü. NN bis 580 m ü. NN erstreckt und zur naturräumlichen Haupteinheit »Rothaargebirge« gehört, herrscht feuchtes bis nasses Grünland vor. Unter den *Calthion palustris*- und *Molinion caerulea*-Gesellschaften sind von *Polygonum bistorta* dominierte Wiesen – *Polygonum bistorta*-Gesellschaften im weiteren Sinne (vgl. OBERDORFER 1983) – am häufigsten vertreten. Das Grundgestein im Untersuchungsgebiet bilden die mitteldevonischen »Fredeburg-Schichten«, die hier als schwach karbonatische Schiefer und Grauwackesandstein vorliegen. Als Bodentypen treten Gleye und Braunerden auf; vor allem die höheren Talflächen sind durch Übergangsbereiche gekennzeichnet, die keinem der beiden Bodentypen eindeutig zugeordnet werden können. Das Lokalklima des Untersuchungsgebietes ist charakterisiert durch seinen hohen Jahresniederschlag (ca. 1300 mm) und die niedrige Jahresmitteltemperatur von etwa 5,5°C.

Bei den Untersuchungsflächen handelte es sich weitgehend um unterschiedlich alte Entfichtungen. Im Mittelpunkt der Bearbeitung standen zwei Rodungsflächen aus dem Jahre 1994 als Anfangsstadien einer Sekundärsukzession. Auf beiden Flurstücken war der Kronenschluß der Fichten so dicht, daß keine weiteren Samenpflanzen vorhanden waren. Lediglich im Bereich eines Altarmes der »Namenlose« blieben aufgrund der hohen Bodenfeuchte sehr kleinräumig Reste der ehemaligen Feuchtgrünland-Vegetation erhalten. Vegetationsaufnahmen wurden außerdem auf Entfichtungen aus den Jahren 1993, 1992 und 1989 sowie auf Dauergrünlandflächen durchgeführt. Diese Flächen werden seit 1994 nach Maßgabe des Kulturlandschaftspflegeprogrammes des Hochsauerlandkreises beweidet.

### 2.2 Diasporenbank

Die Bodenproben zur Ermittlung der generativen Diasporenbank wurden vor der Entfichtungsmaßnahme im Dezember 1994 entnommen. Auf den beiden für die Entfichtung vorgesehenen Flächen wurden jeweils 5 Quadrate à 4 m<sup>2</sup> mit einem Wurzelbohrer (4 cm Durchmesser, 8 Einstiche pro Quadrat) beprobt. Die 8 Bodenzylinder wurden nach den Bodentiefen Streuauflage, 0–2 cm und 2–6 cm Mineralboden getrennt, gekrümelt und von vegetativen

Pflanzenresten befreit. Anschließend wurden die einzelnen Fraktionen jeder Schichttiefe zu einer Mischung vereinigt; pro Untersuchungsfläche ergaben sich damit etwa 500 cm<sup>2</sup>. Im Ergebnisteil wurden die erhaltenen Daten auf 1 m<sup>2</sup> bezogen. Die Proben wurden in Pflanzschalen über einem Bewässerungsvlies in ca. 2 cm Dicke ausgebracht und von April bis November 1995 im Freiland kultiviert. Das Abdecken der Schalen mit engmaschiger Gaze verhinderte einen unkontrollierbaren Diasporeneintrag aus der Umgebung. Als zusätzliche Kontrolle dienten Keimschalen mit sterilisiertem Anzuchtmedium. Arten, die in diesen Kontrollschalen aufliefen, wurden in der Auswertung der Diasporenbank nicht berücksichtigt. Während der Kultivierungsphase wurden die auflaufenden Keimlinge wöchentlich gezählt und mit Hilfe der Werke von MULLER (1978) und KLAPP & VON BOBERFELD (1988) bestimmt. War die Determinierung der Keimlinge nicht möglich, wurden sie in separaten Töpfen bis zu ihrer Bestimmbarkeit weiter gezogen.

Diese Methode wurde deshalb gewählt, damit ausschließlich lebende und keimfähige Diasporen erfaßt werden (FISCHER 1987, POSCHLOD & JORDAN 1992); nur diese spielen für die potentielle Vegetation der Untersuchungsflächen eine Rolle.

### 2.3 Diasporenenregen

Der Diasporenenregen wurde mittels Trockenfallen (vgl. FISCHER 1987, POSCHLOD & JORDAN 1992, JACKEL & POSCHLOD 1993) in der Zeit von Mai bis November 1995 erfaßt und sowohl qualitativ als auch quantitativ ausgewertet. Bei den in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Trockenfallen handelte es sich um Kunststofftrichter mit einem oberen Durchmesser von 23 cm (Fangfläche ca. 416 cm<sup>2</sup>). Nach JACKEL & POSCHLOD (1993) eignet sich diese Fallengröße gut zur Erfassung des bestandesfernen Diasporeneintrages. Zum Verschuß der Trichter am unteren Ende wurde ein Kunstfasernetz (Maschenweite 0,17 mm) mit einem Gummiband befestigt. Die Fallen wurden so in den Boden verbracht, daß ihr oberer Rand den Erdboden etwa um 1 cm überragte. Ein unterhalb der Trichter liegender Hohlraum mußte die Entwässerung derselben auch nach größeren Niederschlagsereignissen ermöglichen. Zum Schutz vor samenfressenden Vögeln und Kleinsäugetern wurde die obere Öffnung der Fallen mit einem Drahtgitter (Maschenweite 1 cm) abgedeckt. 9 bzw. 11 Diasporenenfallen wurden entlang der Längstransecte auf den 1994 entfichteten Flächen eingesetzt. Die 14-tägige Leerung der Fallen ermöglichte Aussagen über die zeitliche Verteilung des Diasporenenregens im Verlauf der Vegetationsperiode.

Die Determination der Diasporen erfolgte zum größeren Teil mittels einer eigenen Vergleichssammlung aus dem Untersuchungsgebiet oder mit Herbarbelegen. Hilfreich waren außerdem die Bestimmungswerke u. a. von BEIJERINCK (1947) und BROUWER & STÄHLIN (1955).

#### 2.4 Vegetationsentwicklung

Die Analyse der Vegetation im Untersuchungsgebiet erfolgte unter zwei Gesichtspunkten:

1) Die Vegetationsaufnahmen der 1994 abgeholzten Flächen sollten die tatsächliche Besiedlung der Flächen im Verlauf der ersten Vegetationsperiode dokumentieren.

2) Vegetationsaufnahmen auf den früher entlichteten Flurstücken und im Dauergrünland dienten dazu, einen groben Rahmen für das Entwicklungspotential von Rodungsflächen im Untersuchungsgebiet abzustecken.

Für alle Vegetationsaufnahmen wurden Dauerquadrate mit einer Fläche von 4 m<sup>2</sup> angelegt. Die Markierung erfolgte durch Metallstäbe, die ein späteres Wiederfinden mit Hilfe eines Metalldetektors erlaubten. Für die Vegetationsaufnahmen der älteren Entlichtungsflächen bzw. des Grünlandes wurde für die Schätzung der Artmächtigkeit die modifizierte Skala nach BRAUN-BLANQUET (WILMANN 1993) benutzt. Diese war für die Vegetationsaufnahmen auf den 1994 entlichteten Flurstücken zu grob, so daß

hier eine direkte Prozentschätzung vorgenommen wurde. Bei allen Vegetationsaufnahmen wurden nur die höheren Pflanzen berücksichtigt. Die Nomenklatur richtet sich nach EHRENDORFER (1973).

Die Auswertung der Vegetationsaufnahmen geschah über eine multivariate Analyse (Indirekte Gradientenanalyse nach WHITTAKER 1967; zitiert in JONGMAN & al. 1987). Dieses Verfahren eignet sich besonders gut, wenn dem zu untersuchenden Datensatz ein Kontinuum zugrunde liegt (GAUCH 1982, JONGMAN & al. 1987). In der vorliegenden Arbeit wurde als verbreitete und empfohlene Methode der Ordination die Detrended Correspondence Analysis (DCA) angewandt – als Teil des Programmpaketes PC-ORD 2.0 (MCCUNE & MEFFORD 1995). Eine Transformation der Artmächtigkeitsangaben nach BRAUN-BLANQUET in Zahlenwerte erfolgte nach VAN DER MAAREL (1979; zitiert in GAUCH 1982).

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Diasporenbank

In der Diasporenbank der 25-jährigen Fichtenaufforstungen wurden durchschnittlich ca. 3225 keimfähige Diasporen/m<sup>2</sup> von insgesamt 31 Arten festgestellt. Dabei unterschieden sich die Ergebnisse für die verschiedenen Bodenschichten (Nadelstreuaufgabe, Mineralboden 0–2 cm Tiefe, Mineralboden 2–6 cm

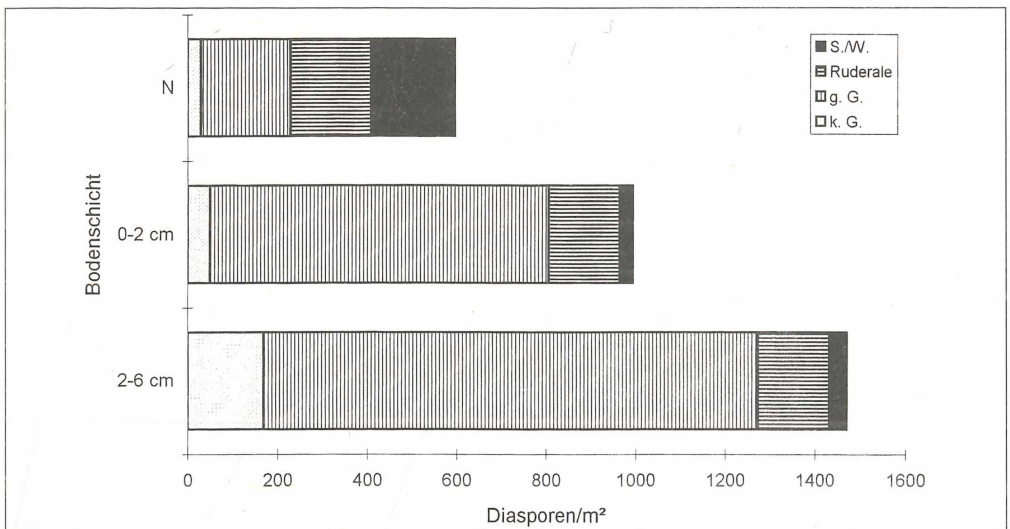


Abb. 1  
Anzahl der Diasporen/m<sup>2</sup> der einzelnen Artengruppen in den Bodenproben der 1994 entlichteten Flächen (N: Nadelstreuaufgabe, Schichtdicke zwischen 1 cm u. 5 cm; S./W.: Schlagflur-/Waldarten; g. G.: grasartige Grünlandarten; k. G.: krautige Grünlandarten).

Fig. 1  
Diaspores/m<sup>2</sup> assigned to groups of species in the soil samples of a site, clear cut in 1994 (N: litter, between 1 cm and 5 cm; S./W.: species of clear cut sites and woodland; g. G.: graminoid grassland species; k. G.: grassland forbs).

Tiefe) deutlich voneinander (Abb. 1): Mit zunehmender Bodentiefe stieg der Anteil der (Feucht-)Grünlandarten; einige, wie z. B. *Galium uliginosum*, *Cirsium palustre*, *Molinia caerulea* und *Agrostis canina*, traten nur in der tieferen Mineralbodenschicht auf. Den überwiegenden Teil der im Mineralboden nachgewiesenen Diasporen stellten die grasartigen Vertreter des Grünlandes mit *Agrostis tenuis* als der häufigsten Art. Größere Anteile entfielen außerdem auf *Juncus effusus* sowie *Deschampsia cespitosa*. Die krautigen Grünlandarten, wie z. B. *Cirsium palustre*, *Cardamine pratensis* und *Galium uliginosum*, waren dagegen nur recht spärlich im Diasporenreservoir des Bodens vorhanden; auch ihr Anteil stieg jedoch mit zunehmender Bodentiefe (Abb. 1; vgl. auch Tab. 2).

### 3.2 Diasporenregen

Erste Diasporeneinträge auf den Rodungsflächen ließen sich Anfang Juni feststellen; das Maximum trat jedoch erst in den Herbstmonaten auf. Über den Erfassungszeitraum (Mai bis November 1995) wurden in den Fällen durchschnittlich etwa 9300 Diasporen/m<sup>2</sup> von insgesamt 17 Arten registriert. Allerdings bestand der Diasporenniederschlag zu über 90% aus den Schlagflurarten *Senecio sylvaticus*, *Senecio vulgaris*, *Epilobium adenocaulon* sowie *Galeopsis tetrahit* (Tab. 1). Mit Ausnahme der zuletzt genannten handelt es sich dabei um windverbreitete Arten (Pappusflieger). Diese Vertreter der Schlagfluren keimten zu Beginn der Vegetationsperiode 1995 aus der Diasporenbank heraus und reproduzierten sich generativ bereits wenige Wochen später auf den Entfichtungsflächen. Die Fänge der einzelnen Diasporenfallen erwiesen sich also als stark abhängig von der unmittelbar benachbarten Vegetation! Die Diasporen bestandesferner und -fremder Arten hatten nur einen sehr geringen Anteil am Gesamt-Diasporenregen; entsprechend konnten nur wenige Grünlandarten nachgewiesen werden. Unter ihnen war *Juncus effusus* am häufigsten vertreten (vgl. Tab. 1).

### 3.3 Vegetationsentwicklung

Zu Beginn der Sekundärsukzession wurde die Entwicklung der zunächst völlig vegetationsfreien Rodungsflächen vor allem durch solche Arten bestimmt, die im Diasporenreservoir des Bodens vorhanden waren. Neben den Vertretern der Schlagfluren gehörten unter den Grünlandarten beispielsweise *Agrostis tenuis*, *Deschampsia cespitosa*, *Carex demissa*, *Juncus effusus* und *Cirsium palustre* dazu. In der ersten Hälfte der Vegetationsperiode 1995 prägten besonders drei Arten das Erscheinungsbild der Entfichtungsflächen: *Galeopsis tetrahit*, *Senecio sylvaticus* und *S. vulgaris*. Die Grünlandarten traten gegenüber den Vertretern der Schlagflur mit zeitlicher Verzögerung auf. Ihr Anteil bezüglich der Artenzahl lag in der ersten Vegetationsperiode etwa bei 40% gegenüber Dauergrünlandflächen.

Für die Entfichtungsflächen aus dem Jahre 1993 lag der Anteil der Grünlandarten nach der Artenzahl bereits bei 67%. Besonders auffällig waren hier die niedrigen Deckungswerte für die Schlagflurarten. In der zweiten Vegetationsperiode nach der Entfichtungsmaßnahme traten vor allem die grasartigen Vertreter des frischen bis feuchten Grünlandes auf, wie z. B. *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus*, *Agrostis tenuis* und *Juncus effusus*.

Beim Vergleich der Vegetationsaufnahmen dieser Stufe der Sukzession mit älteren Entfichtungen fällt aber das fast durchgängige Fehlen vieler krautiger Pflanzen der *Molinietalia*-Bestände auf (vgl. Tab. 2). Obwohl mit zunehmendem Alter der Rodungsflächen auch der Anteil der Kräuter größer wurde, bleibt ein gewisses Defizit im Arteninventar gegenüber Dauergrünlandflächen bestehen. Abbildung 2 zeigt das Ergebnis der Ordination aller Vegetationsaufnahmen. Die X-Koordinaten (dargestellt sind die in der DCA berechneten Werte für alle Vegetationsaufnahmen entlang der Gradienten) ergeben eine recht deutliche Rangfolge der verschiedenen Sukzessionsstufen mit steigenden Werten von den 1994 gerodeten Flurstücken über die älteren Entfichtungsflächen hin zum Dauergrünland. Je kürzer die Zeitabstände zwischen

Tab. 1  
Anteile der Artengruppen an der Gesamtdiasporenzahl im Diasporenregen auf zwei im Jahre 1994 entfichteten Flächen [%] (S.: Schlagflurarten; G.: Gehölze; R.: Ruderalarten; Tar. off.: *Taraxacum officinale* agg.; k. G.\*: Grünlandkräuter ohne *Taraxacum officinale* agg.; Junc. eff.: *Juncus effusus*; g. G.\*\*: Grasartige ohne *Juncus effusus*).

Fläche	S.	G.	R.	Tar. off.	k. G.*	Junc. eff.	g. G.**
1	97,33	1,10	0,03	0,34	0,09	0,86	0,25
2	95,46	0,26	0,02	3,61	0,05	0,33	0,23

Table 1  
Portions of the groups of species of the diaspore rain recorded in two sites, clear cut in 1994 [%] (S.: species of clear cut sites; G.: woody species, R.: ruderal species; Tar. off.: *Taraxacum officinale* agg.; k. G.\*: forbs without *Taraxacum officinale* agg.; Junc. eff.: *Juncus effusus*; g. G.\*\*: graminoid species without *Juncus effusus*).

Tab. 2

Arten in Diasporenbank und -regen sowie in den Vegetationsaufnahmen der Entfichtungen und des Dauergrünlandes (S./W.: Schlagflur-/Waldarten, R.: ruderales Arten, g.G.: grasartige Grünlandarten, k.G.: krautige Grünlandarten; Db: Diasporenbank, Dr: Diasporenenregen; oF: ohne Fichtenbestockung, d.h. Dauergrünland. [x: <100 Diasporen/m<sup>2</sup>, X: 100–1000 Diasporen/m<sup>2</sup>, XX: >1000 Diasporen/m<sup>2</sup>; Stetigkeitsklasse I: 0–20%, II: 20–40%, III: 40–60%, IV: 60–80%, V: 80–100%].

Table 2

Species present in the diaspore bank, in the diaspore rain and in the actual vegetation of the clear cut sites and of the grassland (S./W.: species of clear cut sites and woodland, R.: ruderal species, g.G.: grassy species. k.G.: forbs; Db: diaspore bank, Dr: diaspore rain; oF: without *Picea abies*, i.e. grassland. [x: <100 diaspores/m<sup>2</sup>, X: 100–1000 diaspores/m<sup>2</sup>, XX: >1000 diaspores/m<sup>2</sup>; class of constancy I: 0–20%, II: 20–40%, III: 40–60%, IV: 60–80%, V: 80–100%].

Art	Arten-Entfichtungs-jahr							Art	Arten-Entfichtungs-jahr							
	gruppe	94	93	92	89	oF	Db		Dr	gruppe	94	93	92	89	oF	Db
<i>Sambucus nigra</i>	S./W.		III						<i>Ranunculus flammula</i>	k.G.	I	II	I	III		x
<i>Poa spec.</i>	g.G.		II						<i>Juncus articulatus</i>	g.G.	I	II	I	II	x	
<i>Vicia tenuissima</i>	R.		II						<i>Lychnis flos-cuculi</i>	k.G.	I	II		II		
<i>Cerastium glomeratum</i>	R.		I				X		<i>Galium uliginosum</i>	k.G.	I	II	II	III	x	
<i>Fragaria vesca</i>	S./W.		I						<i>Cerastium holosteoides</i>	k.G.	I	II	I	I		
<i>Senecio nemorensis</i>	S./W.		I						<i>Ajuga reptans</i>	k.G.	I	I	V		I	
<i>Carex spec II</i>	g.G.		I						<i>Galium mollugo</i>	k.G.	I	I	V	III	I	x
<i>Carex spec III</i>	g.G.		I						<i>Mentha arvensis</i>	k.G.	I	I		III	II	
<i>Sonchus asper</i>	R.		I				x		<i>xGalium palustre</i>	k.G.	I	I		II	V	
<i>Frangula alnus</i>	S./W.		I						<i>Scirpus sylvaticus</i>	g.G.	I	I	I	III	x	x
<i>Matricaria spec.</i>	R.		I						<i>Lotus uliginosus</i>	k.G.	I	I		II	II	
<i>Hypericum spec.</i>	k.G.		I				x		<i>Lathyrus pratensis</i>	k.G.	I	I	I	II	I	
<i>Senecio sylvaticus</i>	S./W.	V	III			x	XX		<i>Rumex acetosa</i>	k.G.	I	I		I	II	
<i>Rubus idaeus</i>	S./W.	V	IV			x			<i>Ranunculus acris</i>	k.G.	I	I			III	
<i>Senecio vulgaris</i>	R.	IV	II			x	XX		<i>Valeriana procurrens</i>	k.G.	I	I			I	
<i>Betula pendula</i>	S./W.	IV	III				x		<i>Caltha palustris</i>	k.G.	I			II	II	
<i>Poa annua</i>	g.G.	II	I			x			<i>Phleum pratense</i>	g.G.	I				II	
<i>Trifolium repens</i>	k.G.	I	I			x			<i>Alchemilla vulgaris agg.</i>	k.G.		I				x
<i>Tussilago farfara</i>	R.	I	I						<i>Campanula rotundifolia</i>	k.G.		I				
<i>Digitalis purpurea</i>	S./W.	I	I						<i>Polygonum convolvulus</i>	R.		I				
<i>Plantago major</i>	R.	I	I						<i>Hypochoeris radicata</i>	k.G.		I				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	g.G.	I	I						<i>Carex leporina</i>	g.G.		I				
<i>Leucanthemum vulgare</i>	k.G.	I	I						<i>Geranium sylvaticum</i>	k.G.		I				
<i>Epilobium spec.</i>	S./W.	I	I			x			<i>Carex leporina</i>	g.G.		I				
<i>Dryopteris spec.</i>	S./W.	I	I						<i>Geranium sylvaticum</i>	k.G.		I				
<i>Cirsium vulgare</i>	R.	I	I						<i>Dactylis glomerata</i>	g.G.		I	II	II		
<i>Sonchus arvensis</i>	R.	I	I						<i>Anthriscus sylvestris</i>	k.G.		I	I	I		
<i>Leontodon autumnalis</i>	k.G.	I	I						<i>Carex hirta</i>	g.G.		I	I	I		
<i>Salix spec.</i>	S./W.	IV	III	I			X		<i>Juncus conglomeratus</i>	g.G.		III	I	I	I	
<i>Epilobium angustifolium</i>	S./W.	III	II	II			x		<i>Carex pallescens</i>	g.G.		II			II	
<i>Veronica serpyllifolia</i>	k.G.	III	II	III			X		<i>Polygonum bistorta</i>	k.G.		II	V	V	V	
<i>Agrostis stolonifera</i>	g.G.	I	II	II					<i>Poa pratensis</i>	g.G.		I	II	II	I	
<i>Stellaria graminea</i>	k.G.	I	II	III					<i>Filipendula ulmaria</i>	k.G.		I	IV	III	V	
<i>Vicia sepium</i>	S./W.	I	I						<i>Festuca rubra</i>	g.G.		I		III	IV	
<i>Lathyrus linifolius</i>	k.G.	II	I	I					<i>Galium aparine</i>	R.		I	I	I	I	
<i>Lotus corniculatus</i>	k.G.	I	I	I					<i>Myosotis palustris</i>	k.G.		I			III	
<i>Epilobium adenocaulon</i>	R.	II	IV	III	II	X	X		<i>Phyteuma nigrum</i>	k.G.			II			
<i>Urtica dioica</i>	R.	I	II	I					<i>Achillea ptarmica</i>	k.G.		I	II	III		
<i>Veronica chamaedrys</i>	k.G.	I	I	III	II				<i>Heraclium sphondylium</i>	k.G.		I	II	I		
<i>Taraxacum officinale</i>	k.G.	V	V	V	I	II	x		<i>Petasites hybridus</i>	k.G.				III		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	g.G.	V	V	V	IV	IV	X		<i>Sanguisorba officinalis</i>	k.G.				III	I	
<i>Agrostis tenuis</i>	g.G.	V	IV	III	II	I	XX	x	<i>Juncus acutiflorus</i>	g.G.				III	II	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	S./W.	IV	IV	IV	I	II	x		<i>Molinia caerulea</i>	g.G.				I	III	x
<i>Juncus effusus</i>	g.G.	III	V	III	II	X	x		<i>Geum rivale</i>	k.G.				I	I	
<i>Cirsium palustre</i>	k.G.	III	III	II	II	IV	x		<i>Carex nigra</i>	g.G.				I	I	
<i>Cirsium arvense</i>	R.	III	II	II	I	I			<i>Arrhenatherum elatius</i>	g.G.				I		
<i>Ranunculus repens</i>	k.G.	III	III	V		I			<i>Valeriana dioica</i>	k.G.					II	
<i>Carex demissa</i>	g.G.	III	III		II	x			<i>Carex panicea cf.</i>	g.G.					II	x
<i>Cardamine pratensis</i>	k.G.	II	III	III	II	II	x		<i>Crepis paludosa</i>	k.G.					II	
<i>Luzula campestris</i>	g.G.	II	III	V		III	x		<i>Epilobium palustre</i>	k.G.					I	
<i>Agrostis canina</i>	g.G.	II	III		II	I	x		<i>Dactylorhiza majalis</i>	k.G.					I	
<i>Holcus lanatus</i>	g.G.	II	IV	V	III	III	x		<i>Oxalis acetosella</i>	S./W.						x
<i>Vicia cracca</i>	k.G.	I	III	II	III	IV			<i>Chaenorhinum minus</i>	R.						x
<i>Poa trivialis</i>	g.G.	I	III	V	IV	IV	x		<i>Rumex acetosella</i>	R.						x
<i>Angelica sylvestris</i>	k.G.	I	II	III	III	V	x		<i>Carex echinata cf.</i>	g.G.						x
<i>Potentilla erecta</i>	k.G.	I	II		II	III			<i>Polygonum lapathifolium</i>	R.						x

den Sukzessionsstufen sind, desto enger liegen deren Vegetationsaufnahmen in der Regel beieinander. Abbildung 2 zeigt ausgeprägte Überschneidungen der Werte für die Entfichtungen von 1989 mit denen des Dauergrünlandes, d.h. die 6 Jahre alten Sukzessionsflächen sind den Flurstücken des Dauergrünlandes bereits recht ähnlich. Darüber hinaus auftretende Überschneidungen von X-Koordinaten verschieden alter Entfichtungsflächen demonstrieren eine kleinräumige Variabilität der Standortbedingungen, die neben dem Alter der Sukzessionsstufe entscheidend für die Besiedlung der Flächen ist. Ein Beispiel ist der oben erwähnte Bereich des Altarmes der »Namenlose«, wo sich aufgrund der hohen Bodenfeuchte ein Rest der ehemaligen Grünlandvegetation erhalten konnte. Entsprechend unterschied sich die Vegetationsaufnahme in diesem Bereich deutlich von den übrigen dieses Flurstückes (X-Wert: 227 in Abb. 2).

Die Ergebnisse der Vegetationsanalyse rechtfertigen für das Namenlosetal die folgenden Verallgemeinerungen:

- 1) Die Arten der Schlagfluren spielen nur am Beginn der Sekundärsukzession der Rodungsflächen eine Rolle; dasselbe gilt für Gehölzarten.
- 2) Besonders auf feuchten bis nassen Standorten erfolgt die Pflanzenbesiedlung sehr rasch; es dominieren in der Regel allerdings nur wenige Arten,

wie z. B. *Agrostis tenuis*, *Deschampsia cespitosa* und *Juncus effusus*.

- 3) Der Anteil krautiger Grünlandarten bleibt über längere Zeiträume deutlich hinter dem der Grasartigen zurück; mit zunehmendem Alter der Sukzessionsfläche sind die Kräuter jedoch ebenfalls stärker vertreten.

#### 4 Diskussion

Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit belegen, daß zumindest ein Teil der ehemaligen (Feucht-) Grünlandvegetation die 25-jährige Fichtenbestockung mittels keimfähiger Diasporen im Boden überdauert hatte. Dieses Diasporenreservoir im Boden bestimmte in hohem Maße die kurz- bis mittelfristige Vegetationsentwicklung der Rodungsflächen. Dies entspricht den Ergebnissen von WILLEMS (1988), POSCHLOD & JORDAN (1992), KIEFER & POSCHLOD (1996) u. a.. Ebenso deutlich wurde aber auch, daß viele der für *Molinietalia*-Bestände charakteristischen Arten keine permanente Diasporenbank aufbauen; mit ihrem vegetativen Erlöschen an einem bestimmten Standort gehen sie diesem verloren (vgl. PFADENHAUER & MAAS 1987, BAKKER 1989, ROSENTHAL 1992, SCHNEIDER & POSCHLOD 1994, BAKKER & al. 1996, POSCHLOD & al. 1996). Die Überlebens-

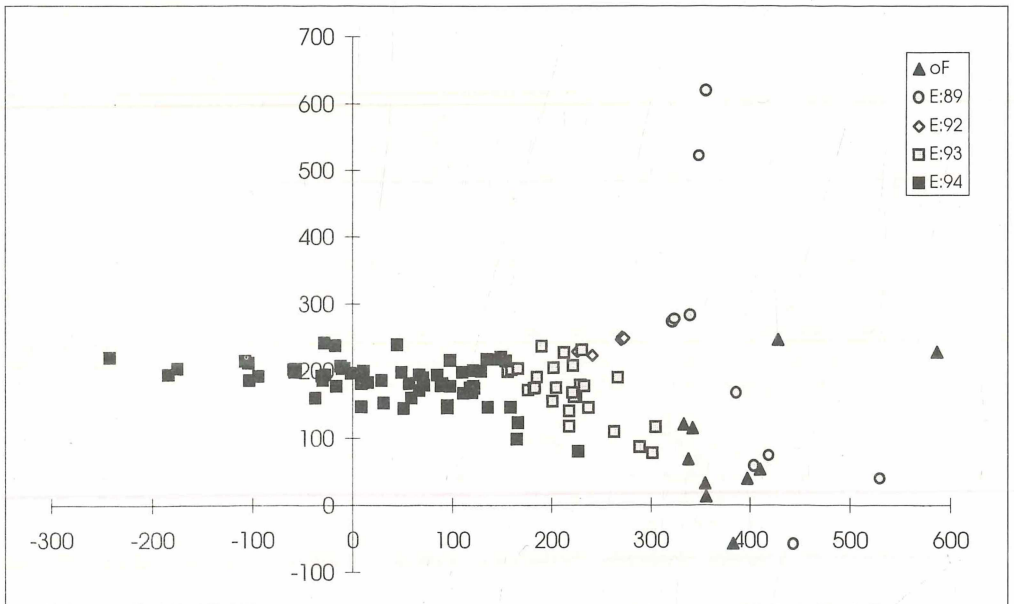


Abb. 2  
Vegetationsaufnahmen aller Untersuchungsflächen im DCA-Diagramm (oF: ohne Fichtenbestockung, E:89: Entfichtung im Jahr 1989, E:92: Entfichtung im Jahr 1992, E:93: Entfichtung im Jahr 1993, E:94: Entfichtung im Jahr 1994).

Fig. 2  
DCA-diagram of all the relevés of all plots (oF: never afforested with *Picea abies*, E:89: clear cut in 1989, E:92: clear cut in 1992, E:93: clear cut in 1993, E:94: clear cut in 1994).

fähigkeit von Diasporen im Boden ist eine artspezifische Größe, die zudem von standörtlichen Bedingungen, wie z. B. der Bodenfeuchte beeinflusst wird (THOMPSON & GRIME 1979). Auch die Diasporen von Arten mit einer dauerhaften Diasporenbank bleiben nur für eine bestimmte Zeitspanne, die selten exakt vorhersagbar ist (vgl. POSCHLOD & al. 1996), keimfähig. Spätestens nach einigen Jahrzehnten ist bei den meisten dieser Arten ebenfalls mit einem Erlöschen der unterirdischen Population zu rechnen (vgl. PFADENHAUER & MAAS 1987). Der Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme hängt also unter anderem von der Dauer und Intensität der standortfremden Nutzung ab.

Aus vegetationskundlicher Sicht ist eine Wiederherstellung der ursprünglichen Artenzusammensetzung des Grünlandes also nur eingeschränkt möglich; unter spontaner Sukzession stellen Renaturierungsflächen zunächst lediglich »Rumpf«-Gemeinschaften dar (vgl. POSCHLOD & JORDAN 1992, BAKKER & al. 1996). Arten, die im Diasporenreservoir des Bodens fehlen, können nur über »Vektoren«, wie etwa Wind, Wasser und Tiere (vgl. BAKKER & al. 1996) wieder auf die betreffenden Flächen gelangen. In Übereinstimmung mit FISCHER (1987), WILLEMS (1988) und POSCHLOD & JORDAN (1992) belegt die vorliegende Arbeit allerdings, daß der Diasporenniederschlag zu Beginn der Sekundärsukzession keine große Rolle bei der Regeneration des Grünlandes spielt. Für den Transport von Diasporen über längere Distanzen wird zunehmend die Bedeutung von weidenden Tieren bzw. äsendem Wild diskutiert. WELCH & al. (1990) konnten in ihrer Arbeit das Potential der epi- und endozoochoren Ausbreitung von Diasporen zeigen. In Rinderkot wiesen sie z. B. pro Fladen durchschnittlich 86 keimfähige Diasporen von Grünlandarten, wie etwa *Achillea ptarmica*, *Succisa pratensis* und *Agrostis tenuis*, nach; für Gräser belegten sie darüber hinaus die Ausbreitung durch Rotwild. Diese und andere Untersuchungen (vgl. FISCHER & al. 1995) könnten für das Management von Renaturierungsflächen neue Impulse geben. Allerdings wird die Ansiedlung von Arten, welche die betreffende Fläche erst in einem späteren Entwicklungsstadium erreichen, durch die bereits etablierte Vegetation erschwert – es sei denn, es sind Störstellen vorhanden.

Eine den Rodungsflächen angepasste Beweidung im Anschluß an die Entfichtungsmaßnahme dürfte deshalb – nicht zuletzt wegen der Schaffung solcher Störstellen – die Wiederherstellung der ursprünglichen Artenvielfalt positiv beeinflussen, falls diese in der Umgebung vorhanden ist.

## Danksagung

Unser Dank gilt den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Naturschutzzentrum – Biologische Station – Hochsauerlandkreis e.V., die Anregungen zu der vorliegenden Arbeit gaben und während des Untersuchungszeitraumes einen Arbeitsplatz zur Verfügung stellten. Besonders danken möchten wir Frau Christiane Breder, Herrn Werner Schubert sowie Herrn Detlev Finke für ihre Unterstützung und viele anregende Diskussionen.

## Acknowledgement

We thank the colleagues of the Biological Station Hochsauerlandkreis e.V., especially Christiane Breder, Werner Schubert and Detlev Finke, for discussions and support by technical means.

## 5 Literatur

- BAKKER, J.P., 1989: Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. – *Geobotany* 14: 400 pp.
- BAKKER, J.P., POSCHLOD, P., STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & THOMPSON, K., 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – *Acta Bot. Neerl.* 45: In press.
- BEIJERINCK, W.; 1947: Zadenatlas d. Nederlandsche Flora. Ten Behoeve van de Botanie, Palaeontologie, Bodencultuur en Warenkennis. – Veenman & Zonen, Wageningen: 316 pp.
- BROUWER, W. & STÄHLIN, A., 1975: Handbuch der Samenkunde für Landwirtschaft, Gartenbau und Forstwirtschaft mit einem Schlüssel zur Bestimmung der wichtigsten landwirtschaftlichen Samen. – DLG-Verlag, Frankfurt: 655 S.
- EHRENDORFER, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Fischer, Stuttgart: 318 S.
- FISCHER, A., 1987: Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. – *Diss. Bot.* 110, Bornträger, Stuttgart: 233 S.
- FISCHER, S., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B., 1995: Die Bedeutung der Wanderschäferrei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schafftriften. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83: 229–256.
- GAUCH, H.G.Jr., 1982: *Multivariate analysis in community ecology.* – Cambridge University Press, London New York: 298 pp.
- JACKEL, A.-K. & POSCHLOD, P., 1993: Diaspore production and the influence of the size of diaspore traps on the quantitative result of seasonal

- diaspore rain in two calcareous grassland sites. – Berichte Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie Universität Hohenheim 3: 123–132.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (eds.), 1987: Data analysis in community and landscape ecology. – Pudoc, Wageningen: 299 pp.
- KAPFER, A. (1993): Biotopschutz am Beispiel der Wiesen und Weiden. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 14: 15–36.
- KIEFER, S. & POSCHLOD, P., 1996: Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clear-cutting. – In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (eds): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 209–218.
- KLAPP, E. & von BOBERFELD, W., 1988: Kräuterbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasenkräuter. – Parey, Berlin Hamburg: 127 S.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1995: PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 2.0. – MjM Software Design, Oregon (ed.): Glendened Beach: 126 pp.
- MULLER, F. M. , 1978: Seedlings of the North-Western European Lowland. A flora of seedlings. – Boston, The Hague, Junk: 664pp.
- OBERDORFER, E., 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III. – Fischer, Stuttgart: 455 S.
- PFADENHAUER, J. & MAAS, D., 1987: Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. – Flora 179: 85–97.
- POSCHLOD, P. & JORDAN, S., 1992: Wiederbesiedlung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandortes nach Rodung. – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 119–139.
- POSCHLOD, P., FISCHER, S. & KIEFER, S., 1996: A coenotical approach of plant population viability analysis on successional and afforested calcareous grassland sites. – In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (eds): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 219–229.
- ROSENTHAL, G., 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. – Diss. Bot. 182, Bornträger, Stuttgart: 283 S.
- SCHNEIDER, S. & POSCHLOD, P., 1994: Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim, III. Die generative Diasporenbank in unterschiedlich genutzten Flächen. – Hohenheimer Umwelttagung 26: 277–285.
- THOMPSON, K. & GRIME, J. P., 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – J. Ecol. 67: 893–921.
- VERBÜCHELN, G., 1992: Entstehung, Differenzierung und Verarmung von Grünlandgesellschaften in Nordrhein-Westfalen. – LÖLF-Mitteilungen 3/92: 38–41.
- WELCH, D., MILLER, G. R. & LEGG, C. J., 1990: Dispersal mechanisms through the air. In: BUNCE, R. G. H. & HOWARD, D. C. (eds.): Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London New York: 117–132.
- WILLEMS, J. H., 1988: Soil seed bank and regeneration of a *Calluna vulgaris* community after forest clearing. – Acta Bot. Neerl. 37: 312–320.
- WILMANN, O., 1993: Ökologische Pflanzensoziologie. – Quelle und Meyer, Heidelberg/Wiesbaden: 479 S.

#### Adresse

Dipl.-Biologin Judith Müller  
 Prof. Dr. Peter Poschlod  
 Fachbereich Biologie der Philipps-Universität  
 Marburg – Naturschutz II  
 35032 Marburg



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [27\\_1996](#)

Autor(en)/Author(s): Müller Judith, Poschlod Peter

Artikel/Article: [Wiederbesiedlung von gerodeten Talflächen im Mittelgebirge 63-70](#)