

2 Ökologische Grundlagen und limitierende Faktoren der Renaturierung

N. Hölzel mit Beiträgen von F. Rebele (Abschnitt 2.2.4),
G. Rosenthal und C. Eichberg (Abschnitt 2.3.2, 2.3.3 und 2.4)

2.1 Einleitung

In den dicht besiedelten und agrarisch besonders intensiv genutzten Regionen Mittel- und Westeuropas ist seit Ende des Zweiten Weltkrieges ein fortschreitender Verlust an naturnahen Ökosystemen mit hoher biologischer Vielfalt zu verzeichnen. Spätestens seit den 1970er-Jahren ist daher die Neuschaffung und Wiederherstellung gefährdeter Lebensräume und Biozönosen zunehmend in den Mittelpunkt von Naturschutzmaßnahmen gerückt (Bakker 1989, Muller et al. 1998, Bakker und Berendse 1999). Aufgrund fehlender wissenschaftlicher Grundlagen und praktischer Erfahrungen wurden Renaturierungsmaßnahmen anfangs fast durchweg nach dem *trial and error*-Prinzip durchgeführt. Im Vordergrund standen dabei zunächst die Wiederherstellung adäquater abiotischer Standortbedingungen sowie die Reorganisation traditioneller Nutzungsmanagements. Bei Ersterem ging es neben der Wiedervernässung entwässerter Feuchtgebiete (Pfadenhauer und Grootjans 1999) vor allem darum, Eutrophierungseffekte zu beseitigen und die Produktivität des Standortes auf das Niveau der Zielgemeinschaft zurückzuführen (Gough und Marrs 1990, Oomes et al. 1996, Snow et al. 1997, Tallowin et al. 1998). Im Bereich nutzungsgeprägter Halbkulturlandschaften wie Feuchtwiesen, Magerrasen und Heiden gingen diese Maßnahmen häufig einher mit einer Reduktion der Nutzungsintensität oder bei Brachen mit einer Wiederaufnahme der Nutzung. Die Wiedereinführung eines entsprechenden Managements konnte vor allem durch Ausgleichszahlungen und

vertragliche Vereinbarungen mit Landwirten über Agrarumweltprogramme erzielt werden.

Zahlreiche Untersuchungen aus Mittel- und Westeuropa zeigen, dass viele dieser frühen Renaturierungsmaßnahmen nur von bescheidenem Erfolg gekrönt waren. Selbst nach erfolgreicher Wiedervernässung, Aushagerung und Installation einer adäquaten Nutzung stellten sich die angestrebten Lebensgemeinschaften meist nicht oder nur in völlig unzureichendem Maße ein (Bakker 1989, Hutchings und Booth 1996, Pegtel et al. 1996). Zielarten konnten sich selbst nach Jahrzehnten in der Regel nur dann etablieren, wenn sie bereits im Bestand oder in dessen unmittelbarer Nähe vorhanden waren. Zu vergleichbaren Resultaten kamen Ansaatexperimente, welche belegen, dass der Artenreichtum in Vegetationsbeständen in hohem Maße durch die Verfügbarkeit von Diasporen beeinflusst wird (Tilman 1997, Stampfli und Zeiter 1999, Turnbull et al. 2000, Pywell et al. 2002, Smith et al. 2002). Durch die Vielzahl gleichlautender Befunde rückten die früher kaum beachteten populationsbiologischen Aspekte der generativen Vermehrung, Ausbreitung und Etablierung zunehmend in den Mittelpunkt des Interesses von Renaturierungsökologen. Fehlende Persistenz der Samenbank, geringes (Fern-)Ausbreitungsvermögen und der Mangel an Regenerationsnischen (*safe sites* sensu Harper 1977) in geschlossenen Grasnarben werden spätestens seit Mitte der 1990er-Jahre intensiv als zusätzlich limitierende Faktoren bei der Wiederherstellung und Neuschaffung von Lebensgemeinschaften diskutiert und analysiert (Bakker et al. 1996, Hutchings und Booth 1996, Kotorová und Lepš 1999, Stampfli und Zeiter 1999).

Insgesamt hat sich das Wissen um die ökologischen Faktoren, welche den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen limitieren, im vergangenen Jahrzehnt enorm vermehrt. Im Folgenden sollen die wichtigsten den Renaturierungserfolg beeinflussenden Faktoren erörtert werden. Dabei wird zunächst auf abiotische Schlüsselfaktoren wie Wasser- und Nährstoffhaushalt, Versauerung und bodenchemische Extreme eingegangen. Im zweiten Teil dieses Kapitels werden schließlich wichtige biotische Prozesse wie die Persistenz von Diasporenbanken, Ausbreitung und Etablierung hinsichtlich ihrer Bedeutung als Steuergrößen für den Verlauf von Renaturierungsmaßnahmen erörtert. Auf sozioökonomische Faktoren, welche gleichfalls von großer Bedeutung für den Erfolg oder Misserfolg von Renaturierungsmaßnahmen sind, wird ausführlich in den Kapiteln 16 und 17 Bezug genommen.

2.2 Limitierende abiotische Faktoren der Renaturierung

2.2.1 Wasserhaushalt

2.2.1.1 Landschaftsmaßstab des Wasserhaushalts

Die Wiederherstellung eines feuchtgebietstypischen Wasserhaushalts gehört zu den klassischen Renaturierungsmaßnahmen, wie sie seit Jahrzehnten in Mooren, aber auch auf mineralischen Nassböden durchgeführt werden. **Wiedervernässungsmaßnahmen** sind in der Regel dann besonders Erfolg versprechend, wenn sie in vergleichsweise schwach vorgeschädigten Systemen und/oder in kleinen Einzugsgebieten mit wenig intensiver Landnutzung durchgeführt werden (Pfadenhauer und Grootjans 1999). Unter solchen Bedingungen genügt oft bereits der Anstau oder Rückbau von Drainagegräben, um die früher herrschenden hydrologischen Bedingungen wiederherzustellen und eine Regeneration der Biozönosen einzuleiten. Grundlegend anders ist die Situation im Falle stark degradierter Moore,

insbesondere derer in dicht besiedelten Tieflagen mit intensiver Landnutzung im Einzugsgebiet (Grootjans et al. 2006b). Von den moortypischen Strukturen, Arten und Funktionen ist hier oft nur noch ein mehr oder weniger stark degradierter Torfrestkörper übrig geblieben, während moortypische Biozönosen meist bis auf kleinste Restvorkommen zurückgedrängt wurden (Kapitel 3). Unter solchen Bedingungen ist die Wiederherstellung des ursprünglichen moortypischen Wasserhaushalts häufig nahezu unmöglich. Meist erfolgt hier nur eine unvollständige Vernässung kleinerer Teilbereiche, da von großflächigeren Vernässungsmaßnahmen in der Regel auch Nutzflächen außerhalb der zu renaturierenden Flächen erfasst werden. Der Landschaftsmaßstab des Gebietswasserhaushalts, der weit über Schutzgebietsgrenzen hinausgeht, erweist sich daher oft als Kernproblem bei der Renaturierung von Feuchtgebieten, das sich mit zunehmender Einzugsgebietsgröße verschärft (Kratz und Pfadenhauer 2001). Sowohl Drainagesysteme von Agrarflächen als auch Grundwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung im Umfeld von wiedervernässten Flächen können zu einer nachhaltigen Veränderung des Wasserhaushalts und häufiger sommerlicher Wasserknappheit führen (Grootjans et al. 2006b).

2.2.1.2 Degradation der Torfkörper

Ähnlich gravierend sind massive Degradationerscheinungen in den Resttorfkörpern. Neben ausgeprägten Mineralisationsprozessen und Nährstoffanreicherungen an der Oberfläche infolge von Austrocknung und agrarischer Nutzung (Pfadenhauer und Heinz 2004) zählt hierzu eine stark verminderte Wasserleitfähigkeit der Torfkörper aufgrund von Sackung und Verdichtung (Grootjans et al. 2006a). Diese Dichtlagerung der Torfe führt im Winterhalbjahr meist zu einer flächenhaften Überstauung mit Niederschlagswasser, während im Sommer eine rasche Abtrocknung erfolgt (Succow und Joosten 2001, Kapitel 3). Im Falle von Durchströmungsmooren genügt bereits eine schwache Vorentwässerung und die damit einhergehende Verdichtung und verringerte **Wasserleitfähigkeit** der Torfkörper, um eine kaum reversible hydrologische Degradation einzuleiten. In der Folge verlieren die charakteristischen offe-

nen Braunmoos-Seggenmoore (Scheuchzeria-Caricitea nigrae) dieses Moortyps ihren permanent nassen Standortcharakter und werden von Gehölzen besiedelt. So ist etwa in den ursprünglich als besonders naturnah angesehenen Seggenmooren des Bierbza-Tales in Nordostpolen nach Aussetzen der Mahdnutzung eine massive Verdichtungstendenz zu verzeichnen, die auch mit zusätzlichen Vernässungsmaßnahmen kaum aufzuhalten ist. Eine vollständige Renaturierung nicht baumfähiger offener Braunmoos-Seggenmoore ist daher praktisch ausgeschlossen (Succow und Joosten 2001, Grootjans et al. 2006b).

2.2.1.3 Vernässung von Regenmooren

Ähnlich problematisch ist die Wiedervernässung entwässerter, ehemals ausschließlich aus Niederschlägen gespeister Regenmoore. Bei kleinflächigen Regenmooren mit geringer Vorentwässerung und günstigem landschaftlichem Umfeld, wie beispielsweise Kesselmooren inmitten großer Waldgebiete, können bereits durch das Verschließen von Entwässerungsgräben rasche und nachhaltige Erfolge erzielt werden. Demgegenüber erweist sich die Renaturierung großflächiger, stark entwässerter und durch kommerziellen Torfabbau degenerierter Tieflands- und Becken-Regenmoore wie beispielsweise im Emsland oder im Alpenvorland als ein besonders schwieriges Unterfangen (Sliva und Pfadenhauer 1999). Als wesentliches Problem zeigt sich hierbei die Wiederherstellung eines regenmoortypischen Wasserhaushalts im Bereich des Acrotelms, der obersten Torfschicht mit relativ sauerstoffreichem Milieu, dessen permanente Durchfeuchtung eine Grundvoraussetzung dafür ist, ein üppiges Gedeihen von Torfmoosen wie *Sphagnum magellanicum* zu ermöglichen (Kapitel 3). Dieser Idealzustand wird in vielen Fällen bei Wiedervernässungsmaßnahmen in Hochmooren nicht erreicht: Entweder sind die Flächen (temporär) zu trocken, was zu **Verheidungstendenzen** führt und das Wachstum von Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) unterbindet, oder aber die Flächen sind permanent zu hoch überstaut, wodurch das ehemalige Regenmoor oft den Charakter eines dystrophen Flachsees annimmt. Beeinträchtigt wird die Wiederherstellung ferner durch die chemische Qualität des Wassers, welches sich

häufig durch zu hohe Azidität, einen Mangel an CO_2 oder zu hohe N-Gehalte infolge atmosphärischer Einträge auszeichnet, um eine erfolgreiche Reetablierung von Torfmoosen zu gewährleisten (Lamers et al. 2000, Tomassen et al. 2004). Wesentlich leichter und erfolgreicher vollzieht sich demgegenüber im Bereich flach überstauter ehemaliger Torfstiche die Regeneration typischer flutender Torfmoosdecken der Schlenken (*Sphagnum cuspidatum*), sofern die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Torfe eine ausreichende Methanproduktion (CH_4) zulassen (Smolders et al. 2002).

2.2.1.4 Abschneidung von basenreichem Grundwasser

Bei der Wiedervernässung schwach gepufferter minerotropher Niedermoore und Feuchtheiden gelingt häufig nicht die Wiederanbindung an basenreiche Grundwasserströme (*seepage*), was eine zunehmende oberflächliche Versauerung und den Ausfall basiphytischer Arten zur Folge hat (van Duren et al. 1998, Bakker und Berendse 1999). Auch diese Entkoppelung von Kalziumreichem Grundwasser ist häufig irreversibel, da sie in der Regel auf großräumige anthropogene Veränderungen des Landschaftswasserhaushalts zurückgeht (Grootjans et al. 2006a).

2.2.1.5 Interne Eutrophierung nach Wiedervernässung

Mit der Wiedervernässung von ursprünglich meso- bis schwach eutrophen Standorten sind oft unerwünschte und teils massive Eutrophierungserscheinungen verbunden. Diese resultieren zum einen aus mit Nährstoffen belasteten Einleitungen von Oberflächenwasser, zum anderen aus internen Eutrophierungsprozessen, die mit einer Wiedervernässung einhergehen (Smolders et al. 2006). Die Einleitung von mit Nährstoffen aus der Landwirtschaft und Abwässern belastetem Oberflächenwasser in Feuchtgebiete, die oft zur Kompensation von Entwässerungsmaßnahmen erfolgt, führt zu einer erheblichen Steigerung der Verfügbarkeit von Nitrat und Phosphat. Durch die Einleitung von Oberflächenwasser kommt es aber zugleich zu einer gesteigerten Alkalinität in

2

schwach gepufferten Systemen sowie generell zu einer Anreicherung mit Sulfat, dessen Konzentrationen etwa in Flüssen durch menschliche Aktivitäten stark erhöht sind (Lamers et al. 2006). Beide Prozesse führen auch unter den anaeroben Bedingungen der Überstauung zu einer verstärkten **Mineralisation organischer Substanz** sowie zur Freisetzung von Eisen-gebundenem Phosphat (Lamers et al. 2002). Die hieraus resultierenden Eutrophierungseffekte übersteigen häufig jene der direkten Nährstoffbelastung aus Einleitungen (Smolders et al. 2006).

Ähnlich problematisch kann eine naturschutzfachlich motivierte „künstliche“ Verlängerung der anaeroben Feuchtphasen sein, welche natürliche Wasserspiegelschwankungen und damit Veränderungen des Redoxpotenzials unterbindet. So kam es etwa in dem von Lucassen et al. (2005) untersuchten Beispiel durch die langfristige Überstauung eines Erlenbruchs mit stagnierendem Sulfat-reichem Grundwasser zu einer massiven Freisetzung von Eisen-gebundenem Phosphat, was eine starke Eutrophierung zur Folge hatte. In ähnlicher Weise kann eine Verlängerung der Nassphasen in Feuchtwiesen zu Veränderungen in der Vegetation und zum Ausfall von Zielarten führen. So hatten etwa rein ornithologisch motivierte Anstauraumaßnahmen in großräumigen Feuchtwiesengebieten bei Bremen den raschen Umbau von vielfältigen Sumpfdotterblumen-Wiesen (*Calthion*) hin zu artenarmen Schlangenseggenriedern (*Caricion gracilis*) und Flutrasen (*Agropyro-Rumicion*) zur Folge (Handke et al. 1999). Durch den Verzicht auf permanent hohe Überstauung und die Simulation natürlicher Wasserstandsfluktuationen können entsprechende Eutrophierungs- und Umbautendenzen korrigiert werden (Lucassen et al. 2005).

Die vielfältigen Interaktionen zwischen Wasser-, Basen- und Nährstoffhaushalt eines Feuchtgebietökosystems machen Wiedervernässungsmaßnahmen besonders problematisch und führen dazu, dass es häufig nicht oder nur in sehr eingeschränktem Maße gelingt, die angestrebten Zielsysteme wiederherzustellen. So führt eine Wiedervernässung ehemals agrarisch genutzter Flächen in Niedermooren fast generell zu extrem eutrophen Standortverhältnissen und zur Entwicklung von artenarmen Seggen- und Röhrichtbeständen. Diese hochproduktiven Systeme kön-

nen durchaus einen erheblichen naturschutzfachlichen Wert haben, etwa als Lebensraum für gefährdete Wasservogelarten, unterscheiden sich aber grundlegend von der Ursprungsvegetation (Timmermann et al. 2006, van Bodegom et al. 2006). In der Regel gelingt die Wiederherstellung nährstofflimitierter oligo- bis mesotropher Systeme nur, wenn Vernässungsmaßnahmen mit einer gezielten Verringerung der Nährstoffverfügbarkeit etwa durch Oberbodenabtrag einhergehen (Patzelt et al. 2001, Schächtele und Kiehl 2004).

2.2.2 Nährstoffhaushalt/ Trophie

2.2.2.1 Produktivität und Artenvielfalt

Gemäß dem sogenannten *hump-backed model* (Grime 2001) zeigt die pflanzliche Artenvielfalt entlang eines Produktivitätsgradienten eine schiefe unimodale Verteilung. Unter widrigen Umweltbedingungen ist die Artenzahl gering und steigt mit zunehmender Ressourcenverfügbarkeit und Produktivität zunächst steil an. Auf mittlerem Produktivitätsniveau wird aber bereits ein Maximum an Artenvielfalt erreicht und mit weiter steigender Produktivität kommt es zu einem deutlichen Abfall der Artenzahlen. Hierfür verantwortlich ist vor allem ein zunehmender Ausschluss kleinwüchsiger Arten durch die asymmetrische Lichtkonkurrenz weniger hochwüchsiger und stark schattender Arten (Lepš 1999). Eine gesteigerte Produktivität etwa durch Düngung bedeutet dementsprechend in vielen Pflanzengemeinschaften einen drastischen Verlust an Artenvielfalt, wie er sich tatsächlich in Mittel- und Westeuropa vielfach empirisch nachweisen lässt (Bakker und Berendse 1999). Wachstumslimitierend wirken in vielen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen in erster Linie Stickstoff und Phosphor, in seltenen Fällen (organische Nassböden) auch Kalium (Olde Venterik et al. 2003).

Eutrophierungserscheinungen und dadurch erhöhte Produktivität sind heute vielfach eine Hauptursache für das Scheitern von Renaturierungsbemühungen. Dies gilt insbesondere für Renaturierungsmaßnahmen auf ehemals intensiv

landwirtschaftlich genutzten Flächen, welche sich infolge von Düngungsmaßnahmen oft durch ein stark erhöhtes Trophie- und Produktivitätsniveau auszeichnen (Gough und Marrs 1990).

2.2.2.2 Nährstoffentzug über die oberirdische pflanzliche Biomasse

In vielen Renaturierungsprojekten spielt die „Aushagerung“ nährstoffreicher Standorte zur Absenkung der Produktivität eine zentrale Rolle und gilt als wesentliche Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Zielarten und -gemeinschaften (Kapfer 1988, Gough und Marrs 1990). Eine Absenkung des Trophieniveaus alleine durch den Nährstoffentzug über die oberirdische Biomasse ist häufig ein langwieriger und unsicherer Prozess (Bakker 1989). Am ehesten gelingt dies bei mesotraphen Pflanzengemeinschaften wie etwa Feuchtwiesen (*Calthion*) und Glatthaferwiesen (*Arrhenatherion*). Durch regelmäßige Nährstoffentzüge im Rahmen einer Heumahd lässt sich hier vergleichsweise rasch eine Verringerung der Produktivität infolge von **Stickstofflimitierung** erreichen (Kapitel 11). Wesentlich langsamer und langwieriger vollzieht sich demgegenüber eine Reduktion des in Böden wenig mobilen Phosphats (Abb. 2-1), das durch landwirtschaftliche Düngungsmaßnahmen in Acker- und Grünlandböden häufig sehr stark angereichert wurde (Gough und Marrs 1990, Tallowin et al. 1998). Erstaunlicherweise ist aber gerade auf Flächen mit ackerbaulicher Vornutzung infolge Humusschwund oft vergleichsweise rasch mit einer erheblichen Einschränkung der Produktivität durch Stickstoffmangel zu rechnen. So wurde in älterem Renaturierungsgrünland am hessischen Oberrhein trotz deutlich erhöhter Phosphorverfügbarkeit bereits nach ca. 15 Jahren Aushagerungsmahd das Produktionsniveau von artenreichen Altbeständen erreicht (Donath et al. 2003, Bissels et al. 2004). Vergleichsweise hohe Phosphorniveaus werden auch toleriert, wenn die Produktivität zusätzlich durch andere Faktoren wie zeitweise starken Wassermangel eingeschränkt wird, wie dies etwa in den von Kiehl et al. (2006) untersuchten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerböden der Fall war (Kapitel 10). Im Normalfall sollte aber auch für eine erfolgreiche Renaturierung von artenreichem mesotrophem

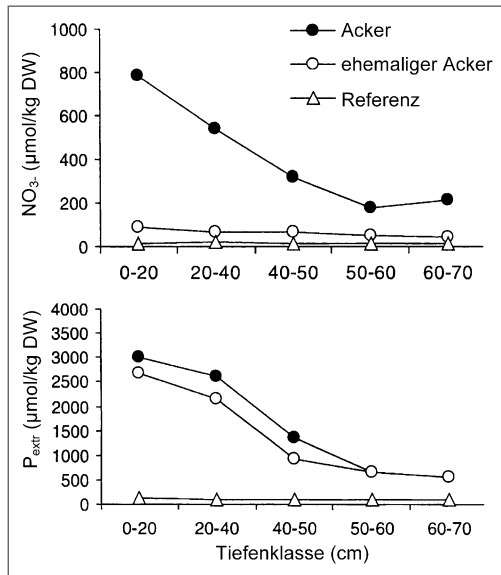


Abb. 2-1: Tiefenabhängige Konzentrationen von wasserlöslichem Nitrat (NO_3^-) und Calciumacetat-lactat-löslichem Phosphat (HPO_4^{2-}) auf einer ehemaligen Ackerfläche zehn Jahre nach Einleitung von Renaturierungsmaßnahmen und Aufgabe der Intensivnutzung (o). Die Vergleichswerte stammen von einem bestehenden Intensivacker (●) und benachbarten Naturschutzgebiet mit hoher Phytodiversität (Δ) (nach Lamers et al. 2006). Während es zu einer raschen Absenkung des Nitratgehalts (NO_3^-) bis auf das Niveau der Zielartengemeinschaft kam, bewegen sich auch nach zehn Jahren die Phosphatgehalte immer noch auf dem hohen Niveau intensiv bewirtschafteter Äcker.

Grünland ein Wert von 5 mg Calciumacetat-lactat-(CAL)löslichem P pro 100 g Boden nicht überschritten werden (Janssens et al. 1998, Critchley et al. 2002). Generell besonders erfolgreich vollzieht sich der Aushagerungsprozess auf humus- und kolloidarmen Sandböden (z. B. Pegtel et al. 1996), während tiefgründige Lehm Böden und stark zersetzte Niedermoortorfe besonders ungünstige Voraussetzungen bieten (z. B. Snow et al. 1997, Pfadenhauer und Heinz 2004).

2.2.2.3 Oberbodenabtrag – aufwändig, aber effektiv

Im Falle der Wiederherstellung besonders stark nährstofflimitierter Ökosysteme wie oligotro-

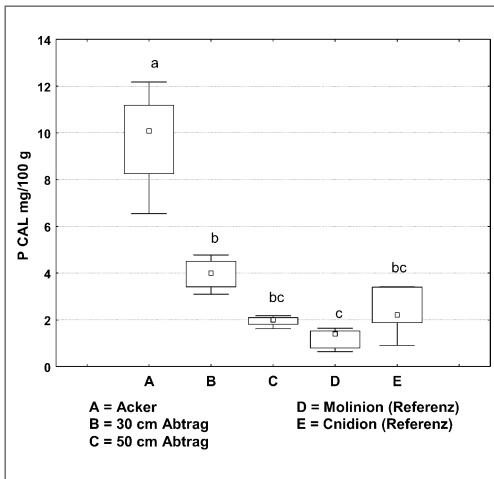


Abb. 2-2: Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor (CAL-Methode) auf einer Renaturierungsfläche mit Oberbodenabtrag in zwei verschiedenen Tiefen; zum Vergleich sind Werte des ehemaligen Ackers sowie von Referenzbeständen der Zielvegetation angegeben; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Hölzel und Otte 2003). Durch Oberbodenabtrag konnte der P-Gehalt der ehemaligen Ackerfläche bis auf das Niveau der Zielgemeinschaften abgesenkt werden.

phen Weichwasserseen, Sandheiden, Kalkmagerrasen, Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen oder Kleinseggenriedern ist eine alleinige Aushagemahd in aller Regel nur bei vergleichsweise schwach eutrophierten Standorten zielführend. In den allermeisten Fällen sind hier für eine Nährstoffreduktion auf das Niveau der Zielgemeinschaften innerhalb planungsrelevanter Zeiträume effektivere Maßnahmen notwendig. Als besonders wirkungsvolles Mittel zur raschen Reduktion des Nährstoffniveaus in eutrophierten Böden hat sich der Oberbodenabtrag erwiesen (Abb. 2-2, Farbtafel 2-1), der seit Beginn der 1990er-Jahre in verstärktem Maße in Renaturierungsprojekten zur Anwendung kommt (Kapitel 12). Erfolgsbeispiele finden sich für ein breites Spektrum nährstofflimitierter Ökosysteme wie Weichwasserseen (Roelofs et al. 2002), trockene und feuchte Zwergstrauchheiden (Verhagen et al. 2001), Kalkmagerrasen (Kiehl et al. 2006) sowie Pfeifengras- und Brenndoldenwiesen (Patzelt et al. 2001, Hölzel und Otte 2003, Farbtafel 2-1).

2.2.2.4 Atmosphärische Nährstoffeinträge/critical loads

Neben direkten Einträgen aus der Landwirtschaft führen auch atmosphärische Nährstoffeinträge zu erheblichen Problemen bei der Erhaltung und Wiederherstellung von Lebensräumen mit hoher pflanzlicher Diversität. Auf nicht agrarisch genutzten Flächen kann es alleine durch atmosphärische Stickstoffdepositionen zu erheblichen Eutrophierungserscheinungen kommen (Bobbink et al. 1998). In besonderem Maße hiervon betroffen sind wiederum nährstofflimitierte Systeme wie Weichwasserseen, Hochmoore, mesotraphente Niedermoore, Heiden und Magerrasen sowie die Bodenvegetation von Wäldern. Die *critical loads* für N-Eintrag reichen in den stark betroffenen Ökosystemen von $5\text{--}10\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ für Weichwasserseen und Hochmoore über $10\text{--}20\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ für Heiden und Kalkmagerrasen bis hin zu $20\text{--}30\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ für mesotraphente Heuwiesen (Bobbink et al. 2003). Vergleichsweise gering sind die Effekte atmosphärischer Stickstoffdepositionen in primär stark Phosphor-limitierten Systemen beispielsweise in Kalkflachmooren (Olde Venterink et al. 2003, Wassen et al. 2005). Bei der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen gilt es, atmosphärische Nährstoffbelastungen bereits vorab ins Kalkül zu ziehen und bei der Planung zu berücksichtigen (Verhagen und van Diggelen 2005). Zur Kompensation atmosphärischer Nährstoffeinträge müssen ggf. geeignete Maßnahmen wie der vermehrte Entzug von Nährstoffen über Mahd, Brand und Beweidung, oder aber auch Sodenstechen und Oberbodenabtrag ergriffen werden (Härdtle et al. 2006, Kapitel 12).

Ein großer Teil der aktuellen Stickstoffemissionen entstammt der landwirtschaftlichen Tierproduktion, weshalb in Regionen mit intensiver Massentierhaltung wie in Nordwestdeutschland, den Niederlanden und Belgien mit über $50\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ besonders hohe Einträge an Ammonium und Ammoniak zu verzeichnen sind (Bobbink et al. 1998). Beide reduzierten anorganischen N-Verbindungen machen in Großbritannien rund 70 % der anorganischen N-Deposition aus (Stevens et al. 2004). Unter stark sauren Bedingungen kann eine einseitige Ammoniumernährung für bestimmte Arten toxisch wirken, welche zumindest teilweise auf Nitrat als Mine-

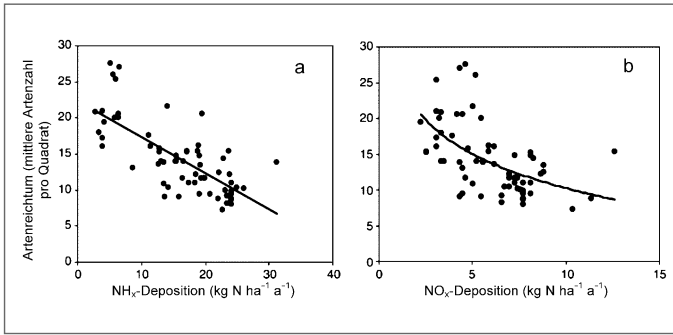


Abb. 2-3: Pflanzenartenreichtum in bodensauren Magerrasen in Großbritannien in Abhängigkeit vom atmosphärischen Eintrag an (a) NH_4^+ und (b) NO_x (nach Stevens et al. 2006); mit zunehmender Stickstoffdeposition sinkt die Artenzahl in bodensauren Magerrasen deutlich ab. Die atmosphärischen Stickstoffeinträge führen neben der Eutrophierung auch zu einer stärkeren Versauerung der Böden.

ralstickstoff angewiesen sind. Zugleich erfolgt indirekt auch eine Verdrängung durch Arten, welche Ammonium besser verwerten können, wie z. B. Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) oder Knoten-Binse (*Juncus bulbosus*). Besonders stark betroffen sind von dieser Entwicklung schwach gepufferte Weichwasserseen (Roelofs et al. 2002) sowie bodensaure Heiden und Magerrasen (Dorland et al. 2003, Stevens et al. 2004, 2006, van den Berg et al. 2005, Abb. 2-3). Auf die zusätzlich versauernde Wirkung von N-Depositionen wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.

2.2.2.5 Gewässereutrophierung

Infolge der Einleitung von ungeklärten Abwässern aus Industrie und Haushalten sowie diffuser Einträge aus der Landwirtschaft sind fast alle Typen von Gewässern in besonders starkem Umfang von Eutrophierung betroffen. Durch den Bau von Kläranlagen ist hierbei seit den 1980er-Jahren in West- und Mitteleuropa eine deutliche Verbesserung der Situation zu verzeichnen. Dies gilt insbesondere für die Belastung der Gewässer mit pflanzenverfügbarem Phosphor, das in aquatischen Systemen als der primär wachstumslimitierende Nährstoff gilt. Nach dem Verbot P-haltiger Wasch- und Reinigungsmittel geht heute der größte Anteil der P-Belastung in Fließgewässern zurück auf diffuse Einträge partikulär gebundenen Phosphats, wobei es sich meist um erodiertes nährstoffreiches Oberbodenmaterial aus intensiv gedüngten Ackerflächen handelt (Scheffer 2002). Im Gegensatz dazu gelangt ein Großteil des leicht auswaschbaren Nitrats über das Grundwasser in die Oberflächengewässer. Die ins Fließgewässer

eingetragenen Nährstoffe verursachen nicht nur im Gewässer selbst, sondern auch im gesamten funktionalen Auenbereich eine erhebliche Eutrophierung, u. a. auch durch die Sedimentation erodierten Oberbodenmaterials von Ackerflächen (rezente Auelehmbildung). Aushagerungsmaßnahmen im flussnahen Auenbereich mit starker Sedimentation sind dadurch von vorneherein enge Grenzen gesetzt (Leyer 2002).

In den Unterwasserböden von Stillgewässern werden oft große Mengen an Phosphaten angereichert. Selbst wenn es gelingt, Nährstoffbelastungen in Zuflüssen weitgehend abzubauen, besteht hier nach wie vor ein riesiges Potenzial für interne Eutrophierungsprozesse (Smolders et al. 2006). Maßnahmen zur Renaturierung stark eutrophierter Stillgewässer müssen daher auf eine Immobilisierung der in Unterwasserböden gespeicherten Phosphate abzielen oder deren Entfernung mit einschließen (Kapitel 5). Letzteres ist oft der einzige gangbare Weg zur Wiederherstellung oligo- bis mesotropher Verhältnisse (Roelofs et al. 2002).

2.2.3 Versauerung

2.2.3.1 Ursachen und Folgen der Versauerung

Der pH-Wert des Niederschlags liegt in weiten Teilen Mitteleuropas deutlich tiefer ($\text{pH} < 5$) als es dem Gleichgewicht mit dem in der Luft enthaltenen CO_2 entspricht ($\text{pH} 5,7$). Ursächlich verantwortlich hierfür sind anthropogene Luft-

2

verschmutzungen, die seit Einsetzen des Industriealters zur vermehrten Freisetzung von Schwefel- (SO_2) und Stickstoffoxide (NO_x) geführt haben. Diese Verbindungen reagieren in der Atmosphäre zu Säuren (H_2SO_4 und HNO_3) und sind Hauptverursacher des sauren Regens. Seit Mitte der 1980er-Jahre ist bei den Schwefelemissionen infolge verbesserter Rauchgasentschwefelung von Großfeuerungsanlagen ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen, während sich die Stickstoffemissionen aus Verkehr und Landwirtschaft regional nach wie vor auf hohem Niveau bewegen (Scheffer 2002). Die über den Niederschlag eingetragenen Säuren bewirken eine verstärkte Auswaschung von **Basenkationen** wie Kalzium und Magnesium, was zu einer Absenkung des pH-Wertes des Bodens und zu einer Erhöhung der Konzentration von freiem Aluminium in der Bodenlösung führen kann. Sobald das Al/Ca-Verhältnis in der Bodenlösung einen Wert von 5 übersteigt, kommt es zu einem raschen Ausfall Al-sensitiver Pflanzen (Roelofs et al. 1996, de Graaf et al. 1997). Zugleich wird Mineralstickstoff im stark sauren Bereich in zunehmendem Maße als Ammonium angeboten, was bei vielen Pflanzen im niedrigen pH-Wert-Bereich ($< 4,0$) zu massiven Ernährungsstörungen oder gar toxischen Reaktionen führen kann (van den Berg et al. 2005).

2.2.3.2 Versauerungsgefährdete Ökosysteme

Von dieser Entwicklung besonders stark betroffen sind vornehmlich gegenüber Säureeintrag schwach gepufferte Systeme wie Weichwasserseen, Hochmoore und saure Niedermoore sowie bodensaure Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf armen Sandböden. Die charakteristische Flora der überwiegend durch Niederschlagswasser gespeisten Weichwasserseen ist an sehr niedrige Gehalte an im Wasser gelöstem Kohlendioxid und Stickstoff adaptiert und wird zunächst nicht direkt durch eine Absenkung des pH-Wertes geschädigt. Eine Schädigung erfolgt vielmehr indirekt über die Art des Stickstoffangebots. So wird unterhalb eines pH-Wertes von 4,5 der Mineralstickstoff überwiegend als Ammonium angeboten, woraus den auf Nitrat bei der Stickstoffernährung angewiesenen Makrophyten der

Weichwasserseen wie Strandling (*Littorella uniflora*) und Lobelie (*Lobelia dortmanna*) ein Konkurrenznachteil gegenüber Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) und Arten wie *Juncus bulbosus* erwächst, welche Ammonium weitaus besser verwerten können (Roelofs et al. 2002). Torfmoose profitieren zudem vom erhöhten CO_2 -Niveau in versauerten Seen.

In grundwassergespeisten Niedermooren kann es durch saure Niederschläge zur Ausbildung von oberflächlichen Versauerungslinsen kommen, insbesondere wenn nach vorherigen Entwässerungsmaßnahmen der Druck des basenreichen Grundwassers nicht mehr ausreicht, diese zu beseitigen (van Duren et al. 1998, Grootjans et al. 2006a). Sogar bei den primär sauren Regenmooren können auf Abtorfungsflächen an der Oberfläche von ausgetrockneten, vom Einfluss gepufferten Grundwassers vollständig isolierten Torfkörpern derart niedrige pH-Werte entstehen, dass selbst ein Wachstum von Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) nicht mehr möglich ist (Sliva und Pfadenhauer 1999, Smolders et al. 2002).

Unter den terrestrischen Ökosystemen werden insbesondere bodensaure Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf schwach gepufferten Substraten von Säureeinträgen nachhaltig negativ beeinflusst. So belegt eine aktuelle großräumige Studie aus Großbritannien einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Höhe des atmosphärischen Eintrags von Stickstoffverbindungen, der Abnahme des pH-Wertes und des Pflanzenartenreichtums in bodensauren Magerrasen (Abb. 2-3, Stevens et al. 2004, 2006). Entbasung, Versauerung und einseitige Ammoniumernährung werden maßgeblich verantwortlich gemacht für den starken Rückgang zahlreicher schwach basiphiler Pflanzenarten wie z. B. Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*), Berg-Wohlverleih (*Arnica montana*), Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*) und Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) in niederländischen Sand-Heideökosystemen (Roelofs et al. 1996, de Graaf et al. 1998). So führte eine einseitige Ammoniumernährung bei niedrigem pH-Wert (3,5–4,0) bei vielen dieser Arten zu teils dramatischen Vitalitätsverlusten, während die gleichen Pflanzen eine einseitige Ammoniumernährung bei höherem pH-Wert weitgehend tolerierten (van den Berg et al. 2005).

2.2.3.3 Kalkung als Gegenmaßnahme

Die Ausbringung von Kalk ist eine häufig angewendete Maßnahme, um die negativen Effekte der Versauerung zu beseitigen. So konnte etwa durch Kalkungsmaßnahmen in stark versauerten Sandheiden in den Niederlanden die Wiederetablierung basenanpruchsvoller Arten wie *Arnica montana* eingeleitet werden (de Graaf et al 1998; vgl. Kapitel 5). Besonders erfolgreich verlief auch die Sanierung versauerter Weichwasserseen durch eine dosierte Kalkung im Einzugsgebiet der Gewässer (Roelofs et al. 2002, Dorland et al. 2005). Demgegenüber kann eine direkte massive Kalkung versauerter Seen zur Sedimentation von Kalk und zu einer unerwünschten Mobilisierung von Nährstoffen durch gesteigerte Abbauraten organischer Substanz am Gewässergrund führen. So hatte etwa die Kalkung versauerter, ehemals schwach gepufferter Weichwasserseen in Südschweden eine massive Gewässereutrophierung zur Folge (Roelofs et al. 1994).

2.2.4 Bodenchemische Extreme

Extreme bodenchemische Verhältnisse können die Etablierung von Pflanzenarten behindern und die Vegetationsentwicklung verzögern oder nur besonders angepassten Pflanzenarten Lebensmöglichkeiten bieten. An natürlichen Standorten mit einem Übermaß an einem oder mehreren Mineralstoffen haben sich im Laufe der Zeit oft Sippen differenziert, die eine spezifische Toleranz aufweisen. Dies betrifft z. B. Salzpflanzen (an der Küste und an Binnensalzstellen), Schwermetallpflanzen oder Serpentinpflanzen (Pflanzen, die mit einem Überangebot von Magnesium sowie hohen Konzentrationen an Nickel und Chrom zurechtkommen). Natürliche Ökosysteme mit extremen edaphischen Verhältnissen und einer häufig spezifischen Vegetation sind nach einem Bodenabtrag oder Substratauftrag mit „normalen“ Mineralkonzentrationen in der Regel kaum noch renaturierbar.

Andererseits ist die Renaturierungsökologie in urban-industriellen Landschaften mit extremen Standortverhältnissen konfrontiert, die vom Menschen verursacht wurden. Durch den Berg-

bau, die Verhüttung von Erzen und industrielle Prozesse werden Rohböden aus natürlichen oder technogenen Gesteinen geschaffen, die extreme Eigenschaften aufweisen. Außerdem werden natürliche Böden durch Immissionen und Deposition von Mineralstoffen in ihren bodenchemischen Eigenschaften stark verändert. Auch Böden, die jahrzehntelang mit Abwässern berieselt wurden, weisen sehr unausgewogene Nährstoffverhältnisse und zum Teil hohe Belastungen mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf.

2.2.4.1 Schwermetallhaltige Standorte

Auf alten Bergwerkshalden des Erzbergbaus, aber auch in der Umgebung von Metallhütten, können extreme Schwermetallbelastungen auftreten (Tab. 2-1) und die Ausbildung einer sehr spezifischen Schwermetallvegetation bedingen. Erhöhte Schwermetallkonzentrationen wirken auf Pflanzen als Stressfaktoren, die physiologische Reaktionen und die Wuchskraft mindern oder im Extremfall das Pflanzenwachstum verhindern. Sensitive Pflanzen zeigen verminderte Vitalität oder sterben ab. **Schwermetallresistenz** kann bei Pflanzen durch zwei Strategien erreicht werden: einer Vermeidungsstrategie (*avoidance*), bei der Pflanzen äußerlich gegen Stress geschützt sind, oder einer Toleranzstrategie (*tolerance*), bei der Stresswirkungen von der Pflanze ertragen werden (Kasten 2-1). Toleranz beruht auf dem Besitz spezifischer physiologischer Mechanismen, die es der Pflanze ermöglichen, auch bei hohen Konzentrationen potenziell toxischer Elemente zu überleben, und sich erfolgreich zu reproduzieren. Für diese Mechanismen gibt es eine genetische Basis, d. h. es gibt vererbte Merkmale von toleranten Genotypen (Baker 1987).

Hohe Schwermetallgehalte und pflanzenwirksame Konzentrationen in Böden kommen natürlich vor, etwa in austreichenden Erzadern. Infolge des Erzabbaus sind solche natürlichen Vorkommen heute jedoch extrem selten. Anthropogene Bodenkontaminationen mit Schwermetallen traten auf, sobald der Mensch Erze förderte und schmolz, in Europa bereits seit der Antike, z. B. zinkhaltige Galmeierze im Aachen-Stolberger Revier. Auch Flussbette außerhalb des Aktivitätsbereichs des Metallbergbaus wurden mit

Tab. 2-1: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/g}$) von Böden schwermetallhaltiger Halden und Metallhütten sowie Vergleichswerte und Beurteilungswerte für die Toxizität bei Pflanzen; angegeben sind jeweils Spannen und die Anzahl der Probeflächen.

Flächen	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
Halden des Zinkerzbergbaus im Raum Stolberg (0–10 cm) ¹⁾	2 011–1 825 (n = 6)	7,4–103,7 (n = 6)	105–1 013 (n = 6)	711–61 779 (n = 6)
Halden des mittelalterlichen Kupferschieferbergbaus im Raum Eisleben ²⁾	120	17	16 200	8 630
Kupferhütte Legnica (Polen) (0–10 cm) 1987 ³⁾	146–2 162 (n = 6)	0,39–3,51 (n = 6)	372–15 443 (n = 6)	113–554 (n = 6)
Berliner Kupfer-Raffinerie (0–10 cm) 1988 ⁴⁾	683–2 039 (n = 5)	0,04–4,5 (n = 5)	2 231–8 442 (n = 5)	2 960–9 470 (n = 5)
normale Bodengehalte ⁵⁾	2–60	< 0,5	4–40	10–80
kritische Werte für Pflanzen in Böden ⁶⁾	100–400	3–8	60–125	70–400

Quellen: ¹⁾Wittig und Bäumen 1992; ²⁾Ernst 1974; ³⁾Rebele et al. 1993; ⁴⁾Rebele n. p.; ⁵⁾Schachtschabel et al. 1984; ⁶⁾Alloway 1990

Schwermetallen angereichert, z. B. der Mittellauf von Innerste und Oker im nördlichen Harzvorland (Ernst und Joosse-Van Damme 1983).

Schwermetalltoleranz ist metallspezifisch, d. h. Metallophyten sind nur gegen jene Metalle tolerant, die im Substrat des natürlichen Wuchsortes in einem pflanzenverfügbaren Übermaß vorhanden sind. So sind z. B. Pflanzen kupferreicher Böden nur gegen Kupfer, Pflanzen zinkreicher Böden nur gegen Zink tolerant. Weisen mehrere Schwermetalle erhöhte pflanzenwirksame Konzentrationen auf, so kann multiple Toleranz ausgebildet sein, z. B. auf zink- und cadmiumreichen Böden gegen Zink und Cadmium.

Die Evolution von **Schwermetalltoleranz** tritt bei den verschiedenen Pflanzentaxa nicht gleichermaßen auf. Lambinon und Auquier (1964)

unterscheiden Metallophyten (absolute und lokale), die ausschließlich auf metallreichen Standorten vorkommen und Pseudometallophyten, d. h. Arten, die in der gleichen Region sowohl auf kontaminierten als auch auf nicht kontaminierten Böden wachsen. Typische Schwermetallpflanzen sind z. B. das Galmei-Veilchen (*Viola calaminaria*), das Galmei-Hellerkraut (*Thlaspi calaminare*) oder die Galmei-Frühlingsmiere (*Minuartia verna* ssp. *hercynica*), die im östlichen Harzvorland auch Kupferblume genannt wird. Aber auch bei Gräsern, z. B. der Gattungen *Festuca* und *Agrostis*, treten schwermetalltolerante Sippen auf. Auffällig ist, dass es unter den echten Metallophyten so gut wie keine Gehölzpflanzen gibt. Charakteristisch für schwermetallhaltige Standorte ist deshalb, dass Gehölzwuchs stark

Kasten 2-1

Strategien der Schwermetallresistenz bei Pflanzen

- Vermeidungsstrategie** (*avoidance*): äußerlicher Schutz gegen Stress.
- Toleranzstrategie** (*tolerance*): Tolerierung von Stress durch physiologische Anpassung.

Metallophyten: Arten, die ausschließlich auf metallreichen Standorten vorkommen.

Pseudometallophyten: Arten, die in der gleichen Region sowohl auf metallreichen als auch auf nicht metallreichen Böden wachsen.



Abb. 2-4: Kupferhütte Legnica in Polen. Die Vegetation ist stark degradiert. Im Vordergrund wächst in einer Erosionsrinne Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) (Foto: F. Rebele, Juni 1992).

behindert wird und der Charakter eines niedrigwüchsigen Rasens über lange Zeit erhalten bleibt, solange die Schwermetallkonzentrationen im Boden hoch sind (Ernst 1974).

Auch im Bereich von Metallhüttenwerken können durch **Deposition** von schwermetallhaltigen Stäuben Anreicherungen von Schwermetallen in Böden stattfinden. Zusätzlich zur Schwermetallbelastung sind jedoch in der Umgebung von Hütten in der Regel noch weitere Schadstoffe, z. B. Schwefeldioxid oder Fluorid (letzteres besonders in der Umgebung von Aluminiumhütten), wirksam. So führten etwa in der Umgebung der Kupferhütte Legnica in Polen jahrzehntelange **Immissionen** mit durchschnittlich $400 \mu\text{g SO}_2$ pro Jahr und einer hohen Kontamination durch Schwermetalle zu einer starken Degradation der Vegetation (Rebele et al. 1993; Abb. 2-4 und Farbtafel 2-2), aber auch zur Ausbildung von Kupfertoleranz in überlebenden Pflanzenpopulationen von Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*, Lehmann und Rebele 2004; Abb. 2-5).

Der natürliche Bodenbildungsprozess verläuft auf schwermetallhaltigen Böden sehr langsam, vor allem auch infolge der stagnierenden Entwicklung der Bodenfauna. Auf degradierten Standorten kann zudem auch Bodenerosion eine Rolle spielen und zu einer zusätzlichen Belastung der Umwelt führen (Abb. 2-4 und Farbtafel 2-2).

2.2.4.2 Eisenhüttenschlacken

Unter Eisenhüttenschlacken versteht man die bei der Produktion von Roheisen und Stahl entstehenden nicht metallischen Schmelzen. Die Hochofenschlacke entsteht als Gesteinsschmelze bei ca. 1500°C während des Reduktionsprozesses im Hochofen aus den Begleitmineralen des Eisenerzes und den als Zuschlag verwendeten Schlackenbildnern wie Kalkstein oder Dolomit. Die Stahlwerksschlacke entsteht ebenfalls als Gesteinsschmelze bei etwa 1650°C während der Verarbeitung von Roheisen, Eisenschwamm oder Schrott zum Stahl. Sie bildet sich aus den oxidierten Begleitelementen des Roheisens und anderer metallischer Einsatzstoffe sowie dem zur Schlackenbildung zugesetzten Kalk oder gebrannten Dolomit. Hochofenstückschlacke, Hüttensand, Stahlwerks- und andere Schlacken unterscheiden sich hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung. Ihre chemischen Hauptbestandteile sind CaO , SiO_2 , Al_2O_3 , MgO und Fe_2O_3 .

Eisenhüttenschlacken werden heute vor allem im Straßen- und Wegebau verwendet. Früher wurden sie auch großflächig auf Halden geschüttet oder zur Begründung von Industrieflächen verwendet. Im Bereich von alten Eisen- und Stahlhütten finden sich deshalb besonders viele Böden aus Schlacke oder Beimengungen mit Schlacke.

Die sich aus Eisenhüttenschlacke entwickelnden Böden sind meist steinreich, kalkreich, stark

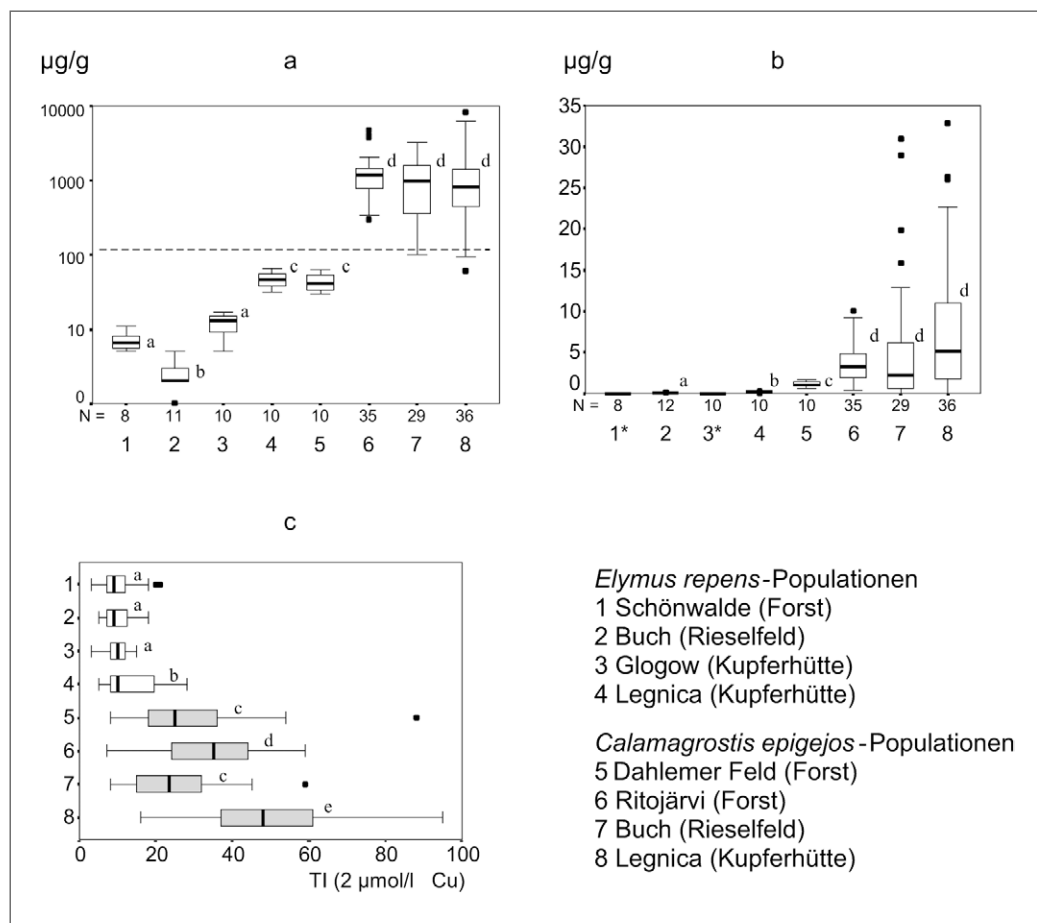


Abb. 2-5: a) HNO₃-extrahierbare und (b) wasserlösliche Kupferkonzentrationen (µg/g trockener Boden) von Bodenproben aus der Wurzelzone von *Calamagrostis epigejos*- und *Elymus repens*-Populationen unbelasteter und belasteter Standorte. c) Box-Plots mit der Verteilung der Toleranz-Indizes (TI) der verschiedenen Populationen. Balken mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Nemenyi-Test, $p \leq 0,05$). Die gestrichelte Linie in (a) markiert den Bereich kritischer Konzentrationen nach Alloway (1990); * in (b): Konzentrationen unter der Nachweisgrenze (nach Lehmann und Rebele 2004).

alkalisch, humus- und nährstoffarm und extrem trocken. Auf den extrem alkalischen Substraten mit pH-Werten > 12 (Tab. 2-2) können zunächst noch keine Pflanzen wachsen. Erst wenn der pH-Wert zumindest in den obersten Zentimetern des Bodens deutlich abgenommen hat, siedeln sich Moose, danach auch Höhere Pflanzen an. Viele Blütenpflanzen zeigen jedoch einen ausgesprochenen Kümmerwuchs oder stark verzögerten Lebenszyklus (Punz et al. 1986, Rebele 2003). Vor allem das Aufkommen und Wachstum von Gehölzen ist stark beeinträchtigt. Ein Beispiel der

Vegetationsentwicklung auf Stahlwerksschlacke wird in Kapitel 14 vorgestellt.

2.2.4.3 Bergehalten des Steinkohlenbergbaus

„Berge“ ist ein Begriff aus der Bergmannssprache und bezeichnet das mit der Kohle zutage geförderte Gesteinsmaterial. Kohle und Berge werden im Flotationsverfahren voneinander getrennt, es entstehen als Abfallprodukt die Waschberge.

Tab. 2-2: Organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff- und pflanzenverfügbare (laktatlösliche) Phosphorkonzentrationen sowie pH-Werte von Eisenhüttenschlacken.

Standort	C [%]	N [%]	P [µg/g]	pH
Eisenerzschlackenhalde bei Leoben, ca. 40–55 Jahre alt ¹⁾	—	—	—	7,4–10,3
Stahlwerksschlacke Berlin nach der Aufschüttung ²⁾	n. n.	0,006	25	12,4
Stahlwerksschlacke Berlin nach 16 Jahren (0–5 cm) ²⁾	—	—	—	7,6

Quellen: ¹⁾Punz et al. 1986; ²⁾Rebele 2003; n. n.: nicht nachweisbar

Daneben fallen Berge beim Abteufen der Schächte und beim Vortrieb der Strecken an, die unsortiert zusammen mit Kohlenresten an die Oberfläche gelangen. Diese Berge werden Schachtberge genannt. Im Ruhrbergbau, dem größten Steinkohlenrevier Mitteleuropas, handelt es sich überwiegend um Gesteine aus dem Karbon, vor allem Sand-, Silt- und Tonsteine. Das in großer Menge anfallende Bergematerial wurde überwiegend auf Halden geschüttet. Auch die Werksflächen des Bergbaus und seiner Nebenanlagen (z. B. Kokereien), sowie ehemals angeschlossener Produktionsbereiche (chemische Industrie und Raffinerien) wurden überwiegend mit diesem im Überfluss vorhandenen Material aufgeschüttet und gegründet (Rebele und Dettmar 1996).

Das aus großer Tiefe (800–1 000 m) zutage geholte Gestein weist zunächst kaum verfügbare Nährstoffe auf und enthält teilweise hohe Salzkonzentrationen. Bis in die 1980er-Jahre kam es im Ruhrgebiet zu Haldenbränden. Aufgrund der früher üblichen lockeren Schütttechnik war infolge des Zutritts von Sauerstoff ein Durchglühen der Restkohleanteile im Bergematerial möglich. Das durchgeglühte Bergematerial (gebrannte Berge) hat eine veränderte Struktur und Farbe. Die Tonminerale des Substrats wurden ähnlich wie bei einem Ziegelbrand verändert. Heute werden die Bergehalde stark verdichtet, sodass es nur noch bei älteren Halden gelegentlich zu Bränden kommt.

Die Bergehalde enthalten häufig Pyrit (FeS_2). Das Eisensulfid wird nach wenigen Jahren unter Mitwirkung von Bakterien zu Eisenoxiden und Schwefelsäure oxidiert. Das kann zu extrem sauren Böden führen, sofern die Sedimente keinen

oder zu wenig Kalk zur Neutralisation der Säure enthalten. Derartige Böden aus Bergematerial sind P- und N-Mangelstandorte und können dazu für Pflanzen toxisch hohe Al- und Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung aufweisen. Die Toxizität der Aluminiumionen beruht vor allem auf einer Behinderung der Phosphataufnahme. Auf extrem sauren Bergehalde können deshalb ähnlich wie auf stark versauerten Waldböden nur säuretolerante Pflanzenarten wachsen. Als Pioniere, die auch mit Phosphat- und Stickstoffmangelbedingungen gut zurechtkommen, treten vor allem Sandbirke (*Betula pendula*) oder Gräser, z. B. Rotes Straußgras (*Agrostis capillaris*) und Landreitgras (*Calamagrostis epigjos*) auf.

Allerdings zeichnen sich bei Weitem nicht alle Bergehalde durch stark saure Bodenverhältnisse aus, da die Berge oft inhomogen sind und unterschiedliche Mineralzusammensetzungen aufweisen bzw. sich in einem unterschiedlichen physikalischen und chemischen Verwitterungszustand befinden. So zeigten Untersuchungen einer Bergehalde im Raum Essen eine breite Spanne des pH-Wertes von 2,7–7,0 (Beckmann 1986). Auf vielen Bergehalde des Ruhrgebietes ist unter dem ozeanischen Klimaeinfluss eine Vegetationsentwicklung zum Wald, z. B. zum Birken-Eichenwald, möglich (Beispiele in Kapitel 14).

2.2.4.4 Rieselfelder

Das System der Verrieselung von kommunalen Abwässern wurde im 19. Jahrhundert in England entwickelt und auch in einigen mitteleuropäischen Städten über Jahrzehnte betrieben. So gab

Tab. 2-3: Organischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, pflanzenverfügbare (laktatlösliche) Phosphorkonzentrationen und pH-Werte von Rieselfeldböden sowie Vergleichswerte von Waldböden in Berlin.

Flächen	Horizont	C [%]	N [%]	P [µg/g]	pH
Rieselfelder Hobrechtsfelde ¹⁾	0–30 cm	1,2–2,6 (n = 10)	0,11–0,28 (n = 10)	221–347 (n = 10)	4,4–5,4 (n = 10)
Eichenforst Hobrechtsfelde ¹⁾	0–30 cm	2,1–7,1 (n = 5)	0,09–0,52 (n = 5)	13–26 (n = 5)	3,1–3,4 (n = 5)
Rieselfeld Blankenfelde ²⁾	5–20 cm	16,1–16,7 (n = 3)	0,71–0,99 (n = 3)	207–232 (n = 3)	6,6–6,9 (n = 3)
Rieselfelder Gatow ³⁾	0–30 cm	1,4–7,9 (n = 46)	0,08–0,52 (n = 46)	–	4,4–5,9 (n = 46)
unberieselte Fläche Gatow ³⁾	0–30 cm	0,87	0,06	–	6,5
Rieselwiese Gatow ⁴⁾	A _h /A _p	2,4	–	186	5,5
Kiefern-Eichenwald Gatow ⁴⁾	A _{he}	1,4	–	16	3,3
Buchenforst Grunewald ⁵⁾	A _{he} 0–11 cm	3,4	0,07	10	3,4

Quellen: ¹⁾Rebele 2006; ²⁾Rebele 2001; ³⁾Salt 1988; ⁴⁾Weigmann et al. 1978; ⁵⁾Blume 1996

es in Berlin die weltweit größten Rieselfelder (Kapitel 14). Durch die jahrzehntelange Abwasserrieselung wurden die Böden vor allem in ihrem Nährstoffhaushalt verändert. Mit der starken **Akkumulation** von organischer Substanz aus Fäkalien und Pflanzenresten ging eine starke Anreicherung der Böden mit Stickstoff und Phosphat einher (Tab. 2-3). Andererseits verarmten die Böden an Eisen und Mangan, und es fand eine verstärkte Auswaschung von Magnesium, Kalium und Natrium statt. Mit zunehmender Industrialisierung und der Einleitung von Straßenabwäs-

sern erfolgte teilweise auch eine starke Anreicherung mit Schwermetallen (Tab. 2-4), Bor und organischen Schadstoffen (Auhagen et al. 1994).

Solange die Rieselfelder in Betrieb sind, müssen die Pflanzenarten folgende Eigenschaften aufweisen: Sie müssen zumindest periodische Überstauung und den damit verbundenen Sauerstoffmangel ertragen und sie müssen tolerant sein gegenüber Schadstoffen, wobei für viele Pflanzenarten auch ein Überangebot eines Makro- oder Mikronährstoffs wie ein Schadstoff wirken kann. Pflanzenarten, die erstens tolerant sind und

Tab. 2-4: Schwermetallkonzentrationen (µg/g) von Rieselfeldböden in Berlin; angegeben sind jeweils Spannen und die Anzahl der Probeflächen.

Flächen	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
Rieselfelder Hobrechtsfelde (0–10 cm) 1994 ¹⁾	6–452 (n = 334)	0,1–44,3 (n = 334)	3,4–876 (n = 334)	13–3 584 (n = 334)
Rieselfelder Hobrechtsfelde (0–30 cm) 2006 ²⁾	39–99 (n = 14)	1,2–12,6 (n = 14)	37–109 (n = 14)	98–370 (n = 14)
Rieselfeld Blankenfelde (5–20 cm) 1993 ²⁾	74–80 (n = 3)	2,9–3,7 (n = 3)	128–159 (n = 3)	330–420 (n = 3)
Rieselfeld Blankenfelde (20–30 cm) 1993 ²⁾	63–128 (n = 3)	2,3–3,0 (n = 3)	120–127 (n = 3)	267–275 (n = 3)
Rieselfelder Gatow (0–30 cm) 1984 ³⁾	47–640 (n = 46)	1,1–8,6 (n = 46)	13–140 (n = 46)	72–640 (n = 46)

Quellen: ¹⁾Auhagen et al. 1994; ²⁾Rebele 2006; ³⁾Salt 1988



Abb. 2-6: Ehemaliges Rieselfeld in Berlin-Hobrechtsfelde, das von der Kriech-Quecke (*Elymus repens*) dominiert wird. Eine Aufforstung mit Hybrid-Pappeln ist fehlgeschlagen (Foto: F. Rebele, Juni 2006).

zudem ein Überangebot an Stickstoff und Phosphat in hohe pflanzliche Biomasse umsetzen können, sind dagegen besonders im Vorteil.

Auch nach Aufgabe der Rieselfeldnutzung bleiben die Böden noch jahrzehntelang mit Stickstoff und Phosphat hypertrophiert. Auf ehemaligen Rieselfeldern dominieren deshalb nur einige wenige nitrophytische Arten wie die Kriech-Quecke (*Elymus repens*), die Brennnessel (*Urtica dioica*), das Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*) (Abb. 2-6). Eine Aufforstung mit Pappeln ist fehlgeschlagen. Eine Rückführung ehemaliger Rieselfelder in mesotrophes Grünland ist aufgrund der starken Nährstoffanreicherung in den meisten Fällen ausgeschlossen. Aber auch hier sind weniger intensive Nutzungen realisierbar (Kapitel 14).

2.2.4.5 Extreme Toxizität

Stark mit organischen oder anorganischen Schadstoffen vergiftete Böden, bei denen eine Gefahr für die menschliche Gesundheit besteht oder toxische Stoffe ins Grundwasser gelangen, sollten in der Regel nicht renaturiert werden, auch wenn sich dort unter Umständen Pflanzen- und Tierarten ansiedeln können. Da eine Detoxifikation oft lange Zeiträume in Anspruch nimmt, werden derartige Standorte bei Gefahr im Verzug entweder eingekapselt, abgetragen oder techni-

schen Sanierungsverfahren unterzogen (Barkowski et al. 1990).

2.3 Limitierende biotische Faktoren der Renaturierung

2.3.1 Diasporenbanken

2.3.1.1 Langlebigkeit von Diasporenbanken als Schlüsselgröße

Bodendiasporenbanken werden häufig als bedeutende Quelle der Etablierung von Zielarten in Renaturierungsprojekten angesehen (Bakker et al. 1996). Diese Einschätzung beruht auf der Erwartung, dass Diasporen (= Ausbreitungseinheiten, in der Regel Samen und Früchte) einer vormalig bestehenden Zielartengemeinschaft im Boden überdauert haben und nach der Beendigung degradierender Einflüsse zur Wiederherstellung des vormaligen Vegetationstyps beitragen können. Entscheidend hierfür ist vor allem die Langlebigkeit von Diasporen im Boden, die artspezifisch sehr unterschiedlich ist. So werden etwa Grünlandgesellschaften oft zu einem relativ

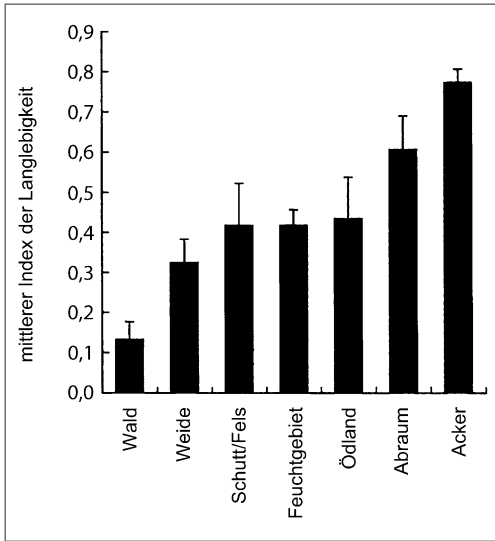


Abb. 2-7: Mittlerer Index der Langlebigkeit von Samen (*seed longevity index*) bei Spezialisten unterschiedlicher Habitate (nach Thompson et al. 1998); mit zunehmender Störungsintensität und -frequenz der Lebensräume steigt der Anteil von Arten mit langlebiger Samenbank im Boden.

hohen Prozentsatz von Arten mit lediglich transients (temporärer; < 1 Jahr) oder kurzfristig persistenter Diasporenbank (< 5 Jahre) aufgebaut, während der Anteil an Arten mit **langfristig persistenter Diasporenbank** (> 5 Jahre) meist wesentlich geringer ist (Thompson et al. 1997, 1998). Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen sind im Regelfall ausschließlich Letztere bedeutsam. Kenntnisse zur artspezifischen Langlebigkeit von Diasporen sind daher von grundlegender Bedeutung, um abschätzen zu können, welchen Beitrag die Diasporenbank des Bodens potenziell zur Artenanreicherung zu leisten vermag (Bakker et al. 1996). Eine Analyse der umfangreichen Datenbank von Thompson et al. (1997) ergibt, dass gerade für zahlreiche seltene und gefährdete Zielarten der mitteleuropäischen Flora bislang keine entsprechenden Angaben zur Langlebigkeit zur Verfügung stehen. Tendenziell steigt der Anteil der Pflanzenarten mit ausdauernder Diasporenbank mit zunehmender Bodenfeuchte und zunehmendem Störungsgrad des entsprechenden Lebensraums (Abb. 2-7, Thompson et al. 1998).

2.3.1.2 Bedeutung von Diasporenbanken für die Renaturierung

Je nach Lebensraum ist also nur bei einer begrenzten Anzahl von Zielarten mit einer Reetablierung aus der Samenbank im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen zu rechnen (Hölzel und Otte 2004). Entsprechendes gilt aber im Wesentlichen nur für Situationen, die ein Überdauern der Diasporenbank begünstigen, wie dies insbesondere bei Brachen der Fall ist. So konnten in Auenwiesen am Oberrhein nach Entbuschungsmaßnahmen und/oder der Wiederaufnahme der Mahd in Brachen örtlich eine spontane und teils massive Entwicklung von Zielarten wie Klebriges Hornkraut (*Cerastium dubium*), Flachsotige Gänsekresse (*Arabis nemorensis*) oder Hohes Veilchen (*Viola elatior*) aus der persistenten Diasporenbank festgestellt werden (Hölzel et al. 2002). In ähnlicher Weise können bei der Renaturierung von bodensauren Feuchtheiden durch Oberbodenabtrag regelmäßig spektakuläre Erfolge bei der Reetablierung von seltenen Zielarten wie Sumpfbärlapp (*Lycopodiella inundata*), Fadenenzian (*Cicendia filiformis*) oder Mittlerer Sonnentau (*Drosera intermedia*) beobachtet werden (Verhagen et al. 2001, Jansen et al. 2004).

Dagegen führt eine zwischenzeitliche ackerbauliche Nutzung im Regelfall zu einer raschen Aufzehrung der persistenten Diasporenbank von Zielarten (z. B. Hölzel und Otte 2001, Vécin et al. 2002). Hierfür sprechen auch Untersuchungen zum Renaturierungserfolg auf ehemaligen Ackerflächen (Donath et al. 2003, Bissels et al. 2004). Ebenso ist auf Flächen mit längerfristig intensiver Grünlandnutzung nur mit einer geringen Überdauerungschance von Zielarten in der Bodendiasporenbank zu rechnen (Schopp-Guth 1997).

2.3.2 Ausbreitungslimitierung

2.3.2.1 Bedeutung der Ausbreitung von Diasporen im Raum für Ökosystemrenaturierungen

Die „Erreichbarkeit des Wuchsortes“ und die „Flora des Gebietes“ wurden bereits von Ellenberg (1956) als wichtige Faktoren für die „Ent-

stehung bestimmter Pflanzengemeinschaften“ herausgestellt. Während sich das spezifische Artenpotenzial eines Lebensraumes aus den physiologisch-morphologischen Eigenschaften oder den Zeigerwerten (Ellenberg et al. 1992) von Pflanzenarten gut vorhersagen lässt, ist die konkrete Artenzusammensetzung von Pflanzengemeinschaften sehr stark auch von den Ausbreitungserfolgen der Pflanzenarten abhängig (Kasten 2-2).

Pflanzen verfolgen grundsätzlich zwei Strategien zur Erschließung von Habitaten durch Diasporen: die Ausbreitung im Raum (*dispersal in space*) und die Ausbreitung in der Zeit (*dispersal in time* = Überdauerung durch den Aufbau von Diasporenbanken; Abschnitt 2.3.1). Bei der Wiederansiedlung von Zielpflanzenarten im Sinne des Naturschutzes (Kapitel 1) sind Diasporenbanken allerdings nur lokal wirksam. Ihr Beitrag zu einer erfolgreichen Renaturierung beschränkt sich zwangsläufig auf die Wiederbesiedlung von Standorten, deren räumliche Position in der Landschaft konstant ist. Fehlen die gewünschten Zielarten in der Diasporenbank oder sind sie in zu geringer Diasporendichte vorhanden, ist die Zuwanderung aus der Umgebung notwendig. Sie wird ermöglicht durch die Ausbreitung von Diasporen aus möglicherweise weit verstreuten, in ihrer Lage nicht unbedingt konstanten Standorten und Quellpopulationen (Zobel et al. 1998).

Nur relativ wenige Pflanzenarten verfügen über **Selbstausbreitungsmechanismen** (z. B. Fortschleudern von Diasporen), die zur Überwindung größerer Distanzen, wie sie regelmäßig in fragmentierten Kulturlandschaften vorkom-

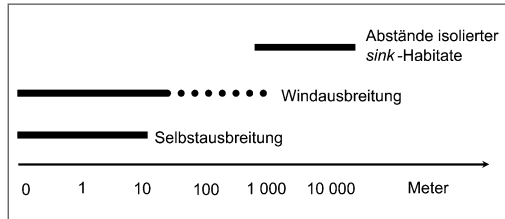


Abb. 2-8: Ausbreitungsdistanzen bei Selbst- und Windausbreitung von krautigen Pflanzen in Offenlandvegetation im Vergleich zu den regulären Abständen von (artendefizitären) *sink*-Habitaten.

men, zudem ungeeignet sind (Abb. 2-8). Über größere Entfernungen erfolgt die Ausbreitung bei Pflanzen stets passiv, indem ihre generativen oder vegetativen Diasporen durch bestimmte Ausbreitungsvektoren wie Wind, Wasser, Tiere oder den Menschen transportiert werden. Das Fehlen von effizienten Vektoren für die Fernausbreitung hat sich inzwischen in vielen Fällen als wichtige Ursache für die ausbleibende Besiedlung potenziell geeigneter Standorte herausgestellt, weshalb die hierfür verantwortlichen Rahmenbedingungen ebenfalls Gegenstand der Renaturierungsökologie sind (Primack und Miao 1992, Eriksson 1996, Donath et al. 2003).

2.3.2.2 Ausbreitungsvektoren

Ausbreitungsvektoren unterscheiden sich in räumlicher Hinsicht durch die regelmäßig erreichten Ausbreitungsdistanzen, den Dispersionsgrad und die Zielgerichtetheit, in zeitlicher Hinsicht durch

Kasten 2-2

Ausbreitungserfolg von Pflanzenarten

Der Ausbreitungserfolg resultiert im Wesentlichen aus dem Zusammenspiel von drei Faktoren:

- der Ausbreitungskapazität einer Pflanzenart in Raum und Zeit (Ausbreitungsstrategien, lokale Anwesenheit, Populationsdichte),
- der Verfügbarkeit von Ausbreitungsvektoren und

- der naturräumlichen und strukturellen Beschaffenheit der Landschaft.

Alle drei Faktoren beinhalten Ausbreitungslimitierungen, die auf der Ebene der Pflanze selbst oder ihrer Umwelt begründet sind.

2

die zeitliche Priorität (primäre/sekundäre Vektoren) und saisonale Wirksamkeit (Jenny 1994, Bonn und Poschlod 1998; Tab. 2-5).

Die von Pflanzendiasporen erreichten Ausbreitungsdistanzen sind sehr variabel, wobei besonders große Ausbreitungsdistanzen von mehreren zehn oder sogar 100 Kilometern offenbar nur selten erreicht werden, sich aber auch kaum nachweisen lassen (Jongejans und Schipper 1999; Kapitel 13). »*Like the end of the rainbow, the tail of the seed dispersal curve is impossible to reach*« (Silvertown und Lovett-Doust 1993). Für die Renaturierungsökologie wichtiger sind die regelmäßig erreichten Distanzen, wie sie in Tabelle 2-5 für die verschiedenen Ausbreitungsvektoren dargestellt sind. Der Dispersionsgrad beschreibt die räumliche Verteilung der Diasporen in der Landschaft (gleichmäßige Dispersion versus Konzentration) und ist von den konkreten Ausbreitungsbedingungen wie z. B. Windrichtung (lateral/vertikal) und -stärke, Überflutungsdauer oder Tierverhalten abhängig. Die Zielgerichtetheit betrifft die Frage, ob Diasporen gerichtet an Standorte transportiert werden, die für ihre Etablierung und das Überleben geeignet sind. Bei landschaftsspezifischen Vektoren (wie z. B. Überschwemmungen in Flussauen) ist sie in der Regel höher als bei unspezifischen Vektoren (wie dem Wind) (Salisbury 1974).

Die Ausbreitung von Diasporen durch primäre Vektoren ist notwendigerweise an eine enge zeitliche Abstimmung zwischen Diasporenfreigabe an der Mutterpflanze und Vektorenaktivität gekoppelt. Bei zeitlich nachgeschalteten (sekundären) Vektoren sind Ausbreitung und Ausbreitung zeitlich entkoppelt: So können z. B. zunächst windausgebreitete und am Boden über längere Zeit akkumulierte Diasporen danach von Wasser ausgebreitet werden (Rosenthal 2006). Die Ausbreitung durch Tiere oder den wirtschaftenden Menschen ist zu einem großen Teil stark mit der Hauptfruchtzeit in der Sommer-Herbst-Phase assoziiert (Tab. 2-5). Allerdings ist über die zoochore Ausbreitung von Diasporen speziell im Winter noch sehr wenig bekannt.

Im Folgenden wird auf die wichtigsten Ausbreitungsvektoren, die für Wiederbesiedlungsprozesse im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen relevant sind, genauer eingegangen.

Ausbreitung durch Wind (Anemochorie)

Die Diasporenmorphologie anemochor ausgebreiteter Pflanzenarten manifestiert sich typischerweise in einem geringen spezifischen Gewicht (z. B. Weiden, Orchideen), flügelartigen (z. B. Erle, Birke) bzw. aus Haaren zusammengesetzten Fortsätzen (z. B. Weiden, viele Korbblütler und Süßgräser) oder luftgefüllten Hohlräumen (z. B. Erdbeer-Klee, *Trifolium fragiferum*; Orchideen). Für viele Pflanzenarten wurde trotz dieser die Fallgeschwindigkeit senkenden Diasporenmerkmale eine exponentielle bis logarithmische Abnahme der Dichte des **Diasporenregens** (*seed rain*) mit der Entfernung von der Mutterpflanze festgestellt, was eine eng an den Standort der Mutterpflanze gebundene, kleinräumige Konzentration der Diasporenverteilung hervorruft (Abb. 2-8, Willson 1993).

Neben diasporenspezifischen Unterschieden sind Windrichtung (lateral/vertikal) und -stärke sowie die Relation der Fruchtstandshöhe zur umgebenden Vegetation für die Ausbreitungsdistanzen von anemochoren Diasporen von großer Bedeutung (Luftensteiner 1982, Verkaar et al. 1983, Bakker et al. 1996, Jongejans und Schipper 1999, Jongejans und Telenius 2001). Insbesondere kleinwüchsige Kraut- und Grasarten – viele seltene und gefährdete Sippen gehören hierzu – überwinden oft nur Distanzen von wenigen Metern, auch wenn sie mit anemochoren Ausbreitungseinrichtungen ausgestattet sind (Abb. 2-8). So sind selbst Pappusflieger mit schirmförmigem Flugapparat wie der Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*) an historisch alte Waldstandorte mit langer Nutzungstradition (> 200 Jahre) gebunden und haben sich von dort aus nicht in benachbarte jüngere Wälder ausbreiten können (Wulf 2003). Der anemochore Diasporeneintrag erfolgte z. B. in Kalkmagerrasen nur zu 3,3 % aus einer Umgebung von mehr als 50 cm Umkreis und im (nicht überschwemmten) Feuchtgrünland (Molinietalia-Gesellschaften) nur zu 1,5 % (Fischer 1987). Während die Fremdeinträge in diesen beiden Beispielen durch vorwiegend anemochor ausgebreitete Arten erfolgten, waren sie bei Graslandbrachen bei nur geringfügig höheren Werten vorwiegend auf typischerweise zoochor ausgebreitete Arten zurückzuführen. In räumlich isolierten Trockenrasenflächen waren

Tab. 2-5: Bedeutung verschiedener Ausbreitungsvektoren für die Renaturierung von Pflanzengesellschaften des Offenlandes.

Ausbreitungs- vektor	Entfernungs- klassen ¹⁾	Dispersion/ Konzentration	Zielge- richtet- heit	zeitliche Priorität	saisonale Wirksam- keit	Landschaften/ Ökosysteme
Wat-, Wasser- vögel	Distanz-/ Fernaus- breitung	Konzentration	hoch	sekundär/ primär	Sommer-/ Winterhalb- jahr	Feuchtgrasland, Röhrichte, Wasserpflanzen- vegetation
„Landvögel“	Distanz-/ Fernaus- breitung	Konzentration	mäßig bis hoch	primär	Sommer/ Herbst	Heiden, Trockenrasen, Gebüsche
große Weidetiere	Distanz-/ Fernaus- breitung	Konzentration	hoch	primär/ sekundär	Sommer/ Herbst	Grünland, Heiden, Trockenrasen
Wasser (insbesondere Überflutungen)	Distanz-/ Fernaus- breitung	Dispersion/ Konzentration	hoch	sekundär/ primär	Winter- halbjahr	Feuchtgrasland, Röhrichte, Wasserpflanzen- vegetation
Wind	Nah-/Distanz- ausbreitung	Konzentration/ Dispersion	gering	primär/ sekundär	immer	Pionier- vegetation
kleine Nagetiere, Insekten (Ameisen)	Nah-/Distanz- ausbreitung	Konzentration	hoch	primär/ sekundär	Sommer/ Herbst	Grasland, Äcker
Mensch (landwirt- schaftliche Geräte)	Nah-/Distanz- ausbreitung	Dispersion/ Konzentration	hoch	primär	Sommer/ Herbst	Grasland, Äcker

Die Variationsbreite der Eigenschaften ist groß, es handelt sich also nicht um Absolutangaben, sondern um Schwerpunkte, die aus den bisherigen Kenntnissen abgeleitet sind (¹⁾Regelmäßig erreichte Ausbreitungsdistanz. Entfernungsklassen nach Luftensteiner (1982): Nahausbreitung: < 10 m, Distanzausbreitung: 10–100 m, Fernausbreitung: > 100 m).

Pappusflieger die einzigen von außerhalb einge-
tragenen Arten (Jackel 1999). Viele Autoren kom-
men zu dem Ergebnis, dass der Diasporendruck
aus größeren Entfernungen gering ist. Während
die 90-prozentige Fangwahrscheinlichkeit für
wasser- und tierausgebreitete Diasporen von
Baumarten bei einer Distanz von 1 800 m festge-
stellt wurde, sind für windausgebreitete Baum-
Diasporen 10- bis 100-mal kleinere Werte festzu-
stellen (Schneider und Sharitz 1988).

Auch wenn extreme Windereignisse den Fern-
ausbreitungserfolg von Pflanzenarten theoretisch
erhöhen können (Nathan 2006), stellen sie für
seltene Pflanzenarten der Kulturlandschaft, die in
oft weit verstreuten Resthabitaten überdauern,
kaum eine Chance dar, geeignete Habitate zu
erschließen. Werden größere Ausbreitungsdistan-
zen erreicht, ist die anemochore Ausbreitung
besonders verlustreich, weil sie nicht standort-
spezifisch erfolgt (Hodgson und Grime 1990).

Die Wahrscheinlichkeit einer anemochoren
Besiedlung von Restitutionsflächen, die weit von
Quellpopulationen entfernt liegen, ist deshalb
sehr niedrig (Soons et al. 2005).

Ausbreitung durch Wasser (Hydrochorie)

In Feuchtgebieten hat der hydrochore Diasporen-
transport durch fließendes Wasser eine wichtige
Vernetzungsfunktion. Diasporen mit hydrocho-
ren Anpassungsmerkmalen, namentlich solche
mit unbenetzbarer Samenschale (z. B. Wasser-
Minze, *Mentha aquatica*; Sumpf-Vergissmei-
nicht, *Myosotis palustris*), mit Schwimmgewebe
(Gelbe Schwertlilie, *Iris pseudacorus*; Fiebertlee,
Menyanthes trifoliata) oder Luftblasen (Gattung
Carex), aber auch solche mit anemochoren
Anpassungen, werden effizient durch Wasser
ausbreitet (Rosenthal 2006, Farbtafel 2-3).

2

Flüsse sind Wanderwege für Diasporen. Dies wird einerseits durch die hohen transportierten Diasporenmengen (Vogt et al. 2006) verdeutlicht, andererseits durch die Verbreitungsmuster von Stromtalarten und der sogenannten „Alpenschwemmlinge“ (Schwabe 1991).

Insbesondere Überschwemmungen sind bedeutend für die Habitaterschließung durch hydrochoren Diasporentransport. Eine Gerichtetheit des Diasporentransports von Pflanzenarten feuchter Standorte ist grundsätzlich schon dadurch gegeben, dass naturgemäß nur grundwassernahe Standorte von Überschwemmungen erreicht werden. Dabei ist die hydrochore Ausbreitung wesentlich weniger eng an bestimmte Zeitpunkte der Diasporenbereitstellung gebunden, weil das fließende Wasser diese als sekundäres Ausbreitungssagens vom Boden aufnehmen und weitertransportieren kann. Überschwemmungen wirken aber nicht nur als Transportmedium, sondern auch als Störungssagens. Durch Erosion, Überschüttung oder ein Absterben der etablierten Vegetation infolge der Sauerstoffarmut bei Überstauung erzeugen sie offene Pionierflächen, die Schlammbodenbesiedlern, Röhricht- und Feuchtwiesenarten eine erfolgreiche Etablierung ermöglichen. Voraussetzungen für das Wirksamwerden des hohen Ausbreitungspotenzials von Überschwemmungen sind Großflächigkeit, lange Dauer, Vorhandensein von Quellpopulationen und Nutzungstermine, die die Diasporenreife zulassen sowie die Ausbreitung durch primäre Vektoren (z. B. Wind).

Im abgelagerten Driftgut von Winterüberschwemmungen in einem norddeutschen Feuchtgraslandgebiet (NSG „Borgfelder Wümmwiesen“, 677 ha) lagen die Diasporendichten bei 398 Diasporen pro 1 000 cm³ bzw. bei 226 Diasporen pro m² (Rosenthal 2006). Die hohe Diasporenfracht unterstützte die Neu- und Wiederbesiedlung von artendefizitären Flächen und die Regeneration zu artenreichen Zielgesellschaften. Zielarten wurden proportional zu ihrer Häufigkeit im Gebiet hydrochor transportiert. Fehlen geeignete Diasporenquellen von Zielarten oder werden sie durch die Überschwemmungen nicht ausreichend mit potenziellen Habitaten verbunden (z. B. weil Deiche die ehemalige Aue ausgrenzen), ist das Überschwemmungswasser entsprechend diasporenarm und sind Renaturierungsversuche wenig erfolgreich wie z. B. am

nördlichen Oberrhein (Donath et al. 2003). Dieses muss heute leider als Normalfall angesehen werden, weil die ursprünglich zusammenhängenden Flussauen und Überschwemmungszonen durch Eindeichung, Flussbegradigung und Staufstufenbau mehr und mehr segmentiert und vom Fluss isoliert wurden (Jensen et al. 2006).

Ausbreitung durch Tiere (Zoochorie)

Insbesondere der zoochoren Diasporenausbreitung wird eine hohe Zielgerichtetheit zugeschrieben. Eine großräumige gerichtete Ausbreitung erzielen Tiere durch ihr spezifisches Verhalten, wobei sie zwischen standörtlich identischen, aber räumlich getrennten Habitatpatches wechseln und so Diasporenquellen und diasporendefizitäre Zielflächen in einem *source-sink*-System miteinander verbinden. Eine kleinräumige Gerichtetheit ergibt sich durch die Schaffung von Störstellen (z. B. Trittstellen, Diasporen-Vorratslager), die die Keimung und Etablierung transportierter Diasporen begünstigen können. Tierische Diasporenvektoren üben damit eine ähnliche Multifunktionalität aus wie das Ausbreitungssagens Wasser. Sämtliche Formen der Zoochorie, d. h. Endozoochorie (Ausbreitung während der Passage im Verdauungstrakt), Epizoochorie (Ausbreitung durch Anheftung am Tierkörper) und Dysochorie (Ausbreitung durch Verlust von zu Nahrungszwecken gesammelten Diasporen), können zu einer Konzentration von ausgebreiteten Diasporen am Zielort führen (z. B. Faeces-Akkumulationsstellen von Pferden, Malbäume von Wildschweinen, Zapfendepots von Tannenhähern (*Nucifraga caryocatactes*)). Dies kann wiederum zur Attraktion von Diasporenprädatoren und zum Verlust von Diasporen führen. Dennoch ergibt sich eine hohe Ausbreitungseffizienz, wenn die überlebenden Diasporen gute Etablierungsbedingungen vorfinden wie z. B. im Falle von Vorratslagern.

Für die Diasporen-Fernausbreitung in Feuchtgebieten dürfte Wasser- und Watvögel eine große Bedeutung zukommen, die die Diasporen epizoochor im Gefieder und an den Füßen/Schnäbeln (oft vermittelt durch Schlamm) und – vermutlich eingeschränkter – auch endozoochor ausbreiten (Müller-Schneider 1986, Bonn und Poschlod 1998). Samenfresser unter den nicht wasser gebundenen Vögeln breiten Dia-

sporen vor allem dysochor (z. B. Häher-Arten) und endozochor aus. Die konzentrierte Exkretion von endozochor transportierten Diasporen im Bereich von Sitzwarten kann allerdings Verbuchungen von Magerrasen beschleunigen (Kollmann und Schill 1996). Kleinsäugetierte, Laufkäfer und Ameisen breiten Diasporen meist nur über geringe Distanzen aus, was für Renaturierungszwecke eher irrelevant ist (Bonn und Poschold 1998).

Eine besonders wichtige Rolle bei der Renaturierung von Offenland spielen große domestizierte Weidetiere, auf die deshalb detaillierter eingegangen werden soll. Ihre Ausbreitungsleistung kann vor allem in extensiven Weidesystemen der Ausbreitungslimitierung in Kulturlandschaften entgegenwirken, da sie in vielen Fällen (sowohl in trockenen als auch feuchten Offenland-Ökosystemen) eine große Artenvielfalt und Menge an Diasporen ausbreiten. So wurde am Beispiel von Schafen und Rindern gezeigt, dass rund die Hälfte der sich generativ reproduzierenden Pflanzenarten eines Weidegebietes durch diese Weidetierarten ausgebreitet werden können (Poschold und Bonn 1998). Dabei erwiesen sich die epi- und endozochoren Artenspektren eher als komplementär denn als kongruent, sodass sie sich in ihrem Renaturierungspotenzial ergänzen (Fischer et al. 1996, Couvreur et al. 2005).

Hinsichtlich der Renaturierungseffizienz zoochorer Ausbreitung ist das Verhältnis von Ziel- zu Nicht-Zielarten in den Ausbreitungsspektren von besonderer Bedeutung. So ist bei einem hohen Anteil nährstoffreicher Weideareale gegenüber einem geringen Anteil nährstoffarmer Areale mit Einträgen von Nicht-Zielarten in Zielgemeinschaften zu rechnen (z. B. endozochor auf Rinderweiden: Matějková et al. 2003, Mouissie et al. 2005). Am Beispiel der Schaf-Epizoochorie dagegen wurde gezeigt, dass vor allem Zielpflanzenarten ausgebreitet werden, wenn das Weideareal hauptsächlich Zielgemeinschaften enthält (Wessels et al. 2008). Durch gezielte Weideführung kann so, im Falle nur kleinflächig vorhandener (d. h. gegenüber Invasionen durch Nicht-Zielarten besonders anfälliger) Zielgemeinschaften, ein annähernd unidirektionaler Diasporentransfer von Quell- zu Restitutionsflächen erreicht werden.

Weidetiere nehmen Diasporen nicht ausschließlich direkt von fruchtenden Pflanzen auf

(primärer Transport), sondern auch von der Bodenoberfläche oder aus der Bodendiasporenbank (sekundärer Transport; Fischer et al. 1996, Neugebauer 2004). Damit erweitern sie das Spektrum der ausgebreiteten Diasporen über das aktuelle Diasporenangebot hinaus (vgl. Abschnitt „Ausbreitung durch Wasser (Hydrochorie)“). Große zoochore Ausbreitungsdistanzen können sich bei langen Verweildauern im Tierfell bzw. hohen Überlebensraten bei der Darmpassage ergeben, wenn von den Tieren währenddessen entsprechend große Entfernungen zurückgelegt werden. In Rinderfell können bei gerichteter Tierbewegung maximale Ausbreitungsdistanzen von ca. 1 km (Kiviniemi 1996), in Schaffell von fast 100 km erreicht werden (Fischer et al. 1996). Dass im Fell anhaftende Diasporen tatsächlich isolierte *sink*-Habitate erreichen, konnte exemplarisch für das Haar-Pfriemengras (*Stipa capillata*) und den Wohlriechenden Odermennig (*Agrimonia procera*) in Sandökosystemen gezeigt werden, die durch Schaftritt über eine Distanz von 3 km transportiert wurden; erst auf den Empfänger-koppeln kam es zu größeren (im Falle von *Stipa* signifikanten) Diasporenverlusten (Wessels et al. 2008). Diasporenanhängsel (z. B. Haken, Haare oder Grannen) verbessern die Anheftung und erhöhen die Verweildauer in Tierfellen (sind aber keine Voraussetzung dafür); sie können sich vor allem in dichtem, langhaarigem Fell festsetzen (z. B. in Schafwolle oder im Fell von Galloway-Rindern; Couvreur et al. 2004, Römermann et al. 2005). Auch die mittleren Retentionszeiten im Magen-Darm-Trakt von Weidetieren von 2–3 Tagen (Cosyns et al. 2005) erlauben Ferntransporte. Hohe Überlebensraten bei der Darmpassage haben insbesondere kleine Diasporen, die daher über ein vergleichsweise hohes endozochores Ausbreitungspotenzial verfügen (Pakeman et al. 2002).

Aufgrund der Gerichtetheit des zoochoren Transports haben von Weidetieren transportierte Diasporen eine relativ hohe Chance, Mikrohabitate zu erreichen, die für die Keimung und Etablierung geeignet sind (*safe sites*). Über das tatsächliche Schicksal zoochor ausgebreiteter Diasporen ist aber noch immer relativ wenig bekannt. Untersuchungen auf Schafweiden haben gezeigt, dass in der Wolle epizoochor transportierte Diasporen nach dem Abfallen durch Schaftritt in den Boden eingearbeitet werden

können, was das Prädationsrisiko senkt und die Etablierungschancen erhöht (Eichberg et al. 2005). Die Etablierung von in Weidetierfaeces eingeschlossenen keimfähigen Diasporen ist oft durch Konkurrenz oder Austrocknung stark limitiert (z. B. Welch 1985), kann aber in Extremhabitaten habitattypische Arten gegenüber Generalisten fördern (Eichberg et al. 2007).

Ausbreitung durch landwirtschaftliche Maschinen

Der Diasporentransport durch landwirtschaftliche Maschinen kann besonders in Graslandge-

sellschaften während der Heuernte erheblich sein (Bakker et al. 1996, Strykstra et al. 1997). Ein Diasporenttransfer von artenreichen Habitaten in artenarme Habitate findet aber nur bei gezielter Auswahl der nacheinander bewirtschafteten Flächen statt. Als zusätzliche Einschränkung für die Ausbreitungseffizienz von Maschinen kommt hinzu, dass sie nur dann effektiv sind, wenn eine zeitliche Übereinstimmung zwischen der Fruchtphänologie und dem Nutzungsrhythmus gegeben ist (Patzelt et al. 2001). Bei der üblichen Silagemahd Mitte Mai ist die Fruchtreife höchstens bei frühblühenden Arten (z. B. Sumfdotterblume, *Caltha palustris*) erreicht (Rosenthal 1992). Bei zu

Kasten 2-3

Bewertung der aktuellen Ausbreitungsbedingungen für Diasporen in mitteleuropäischen Kulturlandschaften

In der intensiv genutzten Kulturlandschaft Mitteleuropas ist der Erfolg bei der Renaturierung von Ökosystemen heute sehr stark durch eine mangelnde Verfügbarkeit von Pflanzendiasporen limitiert. Diese resultiert aus:

- dem Wegfall von historischen Ausbreitungsvektoren mit einer gerichteten Fernausbreitungsfunktion (z. B. Überschwemmungen, großflächige Beweidung). Die regelmäßige Überflutung von Auen, aber auch die vielfältigen (meist extensiven) forst- und landwirtschaftlichen Nutzungsformen der historischen Kulturlandschaften Mitteleuropas, waren – teilweise bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts – Grundlage für viele, oft naturraumgebundene Ausbreitungspfade für Diasporen (Bonn und Poschod 1998). Mit der zunehmenden Regulierung der Flüsse und der Aufgabe der traditionellen Land- und Forstwirtschaft wurden viele dieser **Ausbreitungspfade** durch solche ersetzt, die an das überregionale (teils interkontinentale) Transportwesen und die entsprechende Transportinfrastruktur gebunden sind. Von den mit intensiver Landnutzung assoziierten Ausbreitungsvektoren profitieren vornehmlich Pflanzenarten mit ruderalen Eigenschaften und Neophyten (Kapitel 6), während die meisten Zielarten des Naturschutzes selbst bei Wiederherstellung ihrer Habitate oft keine geeigneten Ausbreitungsvektoren mehr vorfinden (Opdam 1990). Moderne Nutzungsformen bzw. Pflegenutzungen (z. B. Streuwiesennutzung) können die Ausbreitungsfunktionen nur bedingt übernehmen, weil sie z. B. weniger standortspezifisch sind, die kombinierte Ausbreitungs- und Störungswirkung entfällt oder andere selektive Diasporenpräferenzen vorliegen. Am Beispiel von Intensivgrünland sind in Tabelle 2-6 Limitierungen der wichtigsten Ausbreitungsvektoren in der „modernen“ Kulturlandschaft dargestellt.
- einer zunehmenden Habitatverkleinerung und -isolation durch den Ausbau der Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur und die Umnutzung der Habitate und Habitatzwischenräume (Wulf 2003, Esswein und Schwarz-von-Raumer 2006). Damit ist das Verlustrisiko für Diasporen stark gestiegen, da größere Strecken beim Transport überwunden werden müssen und geeignete Habitate mit geringerer Wahrscheinlichkeit getroffen werden.
- einem verarmten Artenpool in der Landschaft und niedrigen Populationsdichten von Zielarten in den verbliebenen Resthabitaten, was ein entsprechend geringes Diasporenangebot nach sich zieht (Zobel et al. 1998).

Tab. 2-6: Bewertung unterschiedlicher Ausbreitungsvektoren in heutigen Intensivgrünlandgebieten.

Ausbreitungsvektor	kritische Faktoren	aktuelle Situation	selektierte Ausbreitungstypen
Wind	Richtung, Stärke, Turbulenz, Vegetationshöhe	meist Nahausbreitung; wenn Fernausbreitung, dann ungerichtet	regelmäßiger Ferntransport nur bei sehr leichten Diasporen oder solchen mit speziellen Flugeinrichtungen
Wat-, Wasservögel	Verhalten	begrenzte Vorkommen	meist Wasserpflanzen-, Röhricht- und Schlammbodenarten
Weidetiere	Umtriebsrhythmus	kein gezielter Umtrieb von artenreichen in artenarme Bestände	meist großwüchsige Arten und Arten mit einer Diasporenmorphologie, die Fellanhaftung oder Darmpassage begünstigt
landwirtschaftliche Maschinen	Nutzungsrythmus	bei früher Mahd keine reifen Diasporen erfasst	meist Frühblüher
Überschwemmungen	Ausdehnung, Dauer, Phänologie, Klima, Geländere relief	begrenzte Restflächen, wenig Quellpopulationen, mangelnde Vernetzung, Diasporenkonzentration an ungeeigneten Standorten	meist (polychore) hydro-, anemochore Spätblüher und Wintersteher

später Mahd haben die Arten der frühen phänologischen Phasen hingegen ihre Diasporen schon ausgestreut und werden daher nicht übertragen. Die reifen Diasporen werden nicht selektiv und entsprechend ihrer Häufigkeit von Maschinen aufgenommen und transportiert (Bakker et al. 1996).

2.3.3 Konkurrenz/Mangel an Regenerationsnischen

Neben der geringen Verfügbarkeit von Diasporen (*seed limitation* sensu Münzbergova und Herben 2005) wird dem Mangel an Regenerationsnischen (*micro-site limitation* sensu Münzbergova und Herben 2005) als weiterem wesentlichen limitierenden Faktor bei der Wiederherstellung und Neuschaffung von artenreichen Pflanzengemeinschaften zunehmend Beachtung geschenkt (Hutchings und Booth 1996, Kotorová und Lepš 1999, Stampfli und Zeiter 1999).

Die Keimung und Etablierung stellt ein besonders sensibles Stadium im Lebenszyklus einer Pflanze dar. Die Ansprüche von Keimlingen und Jungpflanzen können sich erheblich von denen adulter Individuen unterscheiden (*regeneration niche* sensu Grubb 1977). Die von Harper

(1977) als Schutzstellen (*safe sites*) bezeichneten Mikrostandorte beinhalten Elemente, die die Keimruhe brechen (z.B. scharfe Temperaturwechsel), verfügen über ausreichende Ressourcen für die Keimung (Wasser, Sauerstoff, Licht) und sollen den Keimling vor Risiken (Herbivore, Konkurrenten, Pathogene) schützen. Die Ansprüche an diese **Mikrostandorte** sind in hohem Maße art- und kontextabhängig (z. B. Witterung, Standort, Konkurrenz durch andere Pflanzen). Werden diese in einem Vegetationsbestand nicht erfüllt, so ist die Etablierung von Arten auch in der Anwesenheit von ausreichend Diasporen in hohem Maße beeinträchtigt oder gar zum Scheitern verurteilt. Geschlossene Narben ohne offene Störstellen setzen neu ankommenden Arten einen großen Etablierungswiderstand entgegen. Eine besonders starke Abhängigkeit von offenen konkurrenzarmen Störstellen besteht bei kleinsamigen Arten, während großsamige Arten sich auch in relativ geschlossenen Narben oder sogar unter Streudecken erfolgreich zu etablieren vermögen. Unter besonders trockenen standörtlichen Bedingungen können Streudecken und Schatten spendende Nachbarpflanzen aber auch einen positiven Effekt auf die Etablierung von Keimlingen ausüben (Jensen und Gutekunst 2003, Hölzel 2005). In geschlossenen Vegetationsbeständen hängt das Auftreten von geeigneten Regenera-

tionsnischen in hohem Maße von der Produktivität des Standortes sowie von singulären (unvorhersagbaren) oder regelmäßig wiederkehrenden (vorhersagbaren) Störereignissen ab. Letztere sind meist an Maßnahmen des Flächenmanagements gekoppelt (z. B. Mahd, Beweidung). Auf nährstoffreichen, produktiven Standorten hat die Beschattung durch hochwachsende, dichte Vegetation einen eindeutig negativen Einfluss auf die Etablierung von Keimlingen (Lepš 1999), der bei fehlender Nutzung durch die Akkumulation mächtiger Streufilzdecken noch verstärkt werden kann (Jensen und Meyer 2001). Mahd und Beweidung führen demgegenüber zu einer Öffnung und Schwächung der umgebenden Vegetation und begünstigen dadurch die Keimlingsetablierung (Kotorová und Lepš 1999, Stammel et al. 2006). Noch stärker begünstigt wird die Keimlingsetablierung vor allem bei stresstoleranten, niederwüchsigen Arten durch eine gezielte Schaffung von Störstellen durch Sodenstechen, Fräsen oder gar flächenhaften Oberbodenabtrag (Hölzel und Otte 2003, Bissels et al. 2006, Donath et al. 2006). Generell lässt sich sagen, dass durch eine allgemeine Absenkung des Trophieniveaus und die Wiedereinführung geeigneter Störungsregime das Angebot an geeigneten Kleinstandorten für die erfolgreiche Keimung und Etablierung gezielt verbessert werden kann (Bischoff 2002, Hölzel 2005). Geschieht dies nicht, so kommt es insbesondere in höher produktiven Systemen oft nur zu einer geringfügigen Anreicherung mit Zielarten (Biewer 1997, Bosshard 1999, Hölzel et al. 2006, Donath et al. 2007).

2.4 Fazit und Ausblick

Wie einleitend bereits gesagt, ist bei der Erforschung physiochemischer Schlüsselprozesse, welche den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen limitieren, im letzten Jahrzehnt ein enormer Wissenszuwachs zu verzeichnen. Dies betrifft insbesondere die komplexen Prozesse der Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen. Für viele mitteleuropäische Ökosystemtypen liegen heute weit ausgereifte und wissenschaftlich fundierte Konzepte zur Wiederherstellung der abiotischen Standortbedingungen vor. Zur allgemeinen Verbesserung von Renaturierungsperspektiven hat sicherlich auch ein signifikanter Abbau allgemeiner Umweltbelastungen wie der Nährstoffbelastung von Binnengewässern oder eine deutliche Reduktion der atmosphärischen Säure- und Nährstoffeinträge seit den 1980er-Jahren beigetragen. Demgegenüber steht die ernüchternde Erkenntnis, dass anthropogene Eingriffe in den Wasser- und Nährstoffhaushalt besonders sensibler Systeme wie baumfreie Regen- und Durchströmungsmoore häufig irreversibel sind. Eine vollständige Regeneration dieser Lebensräume ist oft wohl nur innerhalb historischer oder gar geologischer Zeiträume möglich (Kapitel 3).

Positive und negative Effekte verschiedener Einflussgrößen im Hinblick auf die Renaturierungsperspektiven sind zusammenfassend in Tabelle 2-7 dargestellt. Je nach Lebensraumtyp sind jeweils andere Faktoren oder Faktorenkombinationen maßgeblich als Steuergröße für den Renaturierungserfolg (Tab. 2-8). Anhand dieser Zusammenschau wird deutlich, dass in nahezu allen Lebensraumtypen die Renaturierungschancen selbst nach Wiederherstellung geeigneter Standortbedingungen häufig allein aufgrund mangelnder **Diasporenverfügbarkeit** deutlich

Positive und negative Effekte verschiedener Einflussgrößen im Hinblick auf die Renaturierungsperspektiven sind zusammenfassend in Tabelle 2-7 dargestellt. Je nach Lebensraumtyp sind jeweils andere Faktoren oder Faktorenkombinationen maßgeblich als Steuergröße für den Renaturierungserfolg (Tab. 2-8). Anhand dieser Zusammenschau wird deutlich, dass in nahezu allen Lebensraumtypen die Renaturierungschancen selbst nach Wiederherstellung geeigneter Standortbedingungen häufig allein aufgrund mangelnder **Diasporenverfügbarkeit** deutlich

Tab. 2-7: Renaturierungsperspektiven in Abhängigkeit von verschiedenen steuernden Faktoren.

Faktoren	Renaturierungsperspektive	
	positiv	negativ
Entwicklungsdauer	kurz	lang
Trophie	eutroph	meso- oligotroph
Wasserhaushalt	trocken, mittel	feucht- nass
Einzugsgebiet	klein	groß
Minimumareal	klein	groß
Vornutzung	keine, extensiv	intensiv
Isolationsgrad	gering	hoch
Managementabhängigkeit	gering	groß
Intensität der Landnutzung	gering	hoch
Bevölkerungsdichte	gering	hoch

Tab. 2-8: Einfluss limitierender Faktoren auf die Renaturierungsperspektiven in unterschiedlichen Lebensräumen
(++: sehr bedeutsam, +: bedeutsam, -: kaum bedeutsam).

	Trophie	Wasser- haushalt	Ausbreitung Etablierung	Raum ¹⁾	Zeit ²⁾	Management- abhängigkeit
Acker	+	—	+	—	—	++
Sandrasen/ saure Heiden	++	—	++	—	—	++
Kalkmagerrasen	++	—	++	—	+	++
Grünland mesophil	+	—	+	—	—	++
Feuchtwiesen eutroph	+	+	+	+	—	++
Feuchtwiesen meso-oligotroph	++	+	++	+	+	++
Niedermoor eutroph	—	+	+	+	—	+
Niedermoor mesotroph	++	++	++	++	+	++
Hochmoore	++	++	+	+	++	—
Mittelwälder	—	—	+	+	+	++
Buchenwälder	—	—	+	+	++	—

¹⁾ Flächengröße, räumlicher Verbund (Konnektivität)

²⁾ Entwicklungsdauer

eingeschränkt sind, z. B. in ehemaligen Tagebaugebieten (Tischew 2004), in Grasland (Stroh et al. 2002, Donath et al. 2003), in Niedermoores (Kratz und Pfadenhauer 2001) und in Wäldern (Zerbe und Kreyer 2007). In vielen Fällen können diese Renaturierungshürden nur dann überwunden werden, wenn Diasporen der Zielpflanzenarten künstlich eingebracht werden (z. B. Farbtafel 2-4). Weniger spezifisch, aber generell unterstützend für den Renaturierungserfolg wirken vernetzende Maßnahmen in Form der Anlage von Brücken- oder Trittstein-Habitaten (Smart et al. 2002), der Wiedereinführung von großflächigen Beweidungssystemen oder die Wiederherstellung großflächiger Überschwemmungsräume in den Flussauen (Rosenthal 2006). In allen durch traditionelle Nutzungen geprägten Lebensräumen ist zusätzlich die langfristige Reorganisation eines adäquaten Pflege- und Nutzungsmanagements von fundamentaler Bedeutung für eine nachhaltige Sicherung des Renaturierungserfolgs.

Trotz des im vergangenen Jahrzehnt erheblich verbesserten Kenntnisstands werden Renaturie-

rungsmaßnahmen auch heute noch vielfach nach dem *trial and error*-Prinzip durchgeführt. Besonders gering ist dabei häufig der Erfolg von Renaturierungsbemühungen, die im Zuge zahlloser, teils sehr kostspieliger Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen angestellt werden. Ein Ausweg aus dieser misslichen Situation kann nur durch eine stärkere Berücksichtigung und konsequente Anwendung des existierenden renaturierungsökologischen Grundlagenwissens gefunden werden. Gleichzeitig wirft der fortschreitende Globale Wandel ständig neue Fragen und Herausforderungen für die Renaturierungsökologie als Wissenschaftsdisziplin auf.

Literaturverzeichnis

- Alloway BJ (1990) Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, Glasgow, London
 Auhagen A, Cornelius R, Kilz E, Kohl S, Krauß M, Lakenberg K, Marschner B, Schilling W, Schlosser HJ,

- Schmidt A (1994) Sanierungs- und Gestaltungskonzept für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch. Phase 1 (1991–93). Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berlin. Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten 4
- Baker AJM (1987) Metal tolerance. *New Phytologist* 106 (Suppl.): 93–111
- Bakker JP (1989) Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Bakker JP, Berendse F (1999) Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63–68
- Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490
- Barkowski D, Günther P, Hinz E, Röcher R (1990) Altlasten – Handbuch zur Ermittlung und Abwehr von Gefahren durch kontaminierte Standorte. Alternative Konzepte 56. 2. Aufl. Verlag C. F. Müller, Karlsruhe
- Beckmann T (1986) Vegetationskundliche und bodenkundliche Standortbeurteilung einer Steinkohlenbergehalde im Essener Süden. *Decheniana* 139: 1–12
- Biewer H (1997) Regeneration artenreicher Feuchtwiesen im Federseeried. Projekt Angewandte Ökologie 24. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 3–323
- Bischoff A (2002) Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation* 104: 25–33
- Bissels S, Donath TW, Hölzel N, Otte A (2006) Effects of different mowing regimes and environmental variation on seedling recruitment in alluvial meadows. *Basic and Applied Ecology* 7: 433–442
- Bissels S, Hölzel N, Donath TW, Otte A (2004) Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. *Biological Conservation* 118: 641–650
- Blume HP (1996) Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. In: Blume HP, Felix-Henningsen P, Fischer WR, Frede H-G, Horn R, Stahr K (Hrsg) Handbuch der Bodenkunde. Ecomed Verlag, Landsberg/Lech. Kap. 3.4.4.9. 1–48
- Bobbink R, Ashmore M, Braun S, Fluckiger W, van den Wyngaert IJJ (2003) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann B, Bobbink R (Hrsg) Empirical critical loads for nitrogen (*Environmental Documentation* No 164). Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape, Berne. 43–170
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717–738
- Bonn S, Poschlod P (1998) Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden
- Bosshard A (1999) Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. *Dissertationes Botanicae* 303: 1–194
- Cosyns E, Delporte A, Lens L, Hoffmann M (2005) Germination success of temperate grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. *Journal of Ecology* 93: 353–361
- Couvreux M, Cosyns E, Hermy M, Hoffmann M (2005) Complementarity of epi- and endozoochory of plant seeds by free ranging donkeys. *Ecography* 28: 37–48
- Couvreux M, Vandenbergh B, Verheyen K, Hermy M (2004) An experimental assessment of seed adhesivity on animal furs. *Seed Science Research* 14: 147–159
- Critchley CNR, Chambers BJ, Fowbert JA, Sanderson RA, Bhogal A, Rose SC (2002) Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation* 105: 199–215
- De Graaf MCC, Bobbink R, Verbeek PJM, Roelofs JGM (1997) Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water, Air and Soil Pollution* 98: 229–239
- De Graaf MCC, Verbeek PJM, Bobbink R, Roelofs JGM (1998) Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica* 47 (1): 89–111
- Donath TW, Bissels S, Hölzel N, Otte A (2007) Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – impact of seed and site limitation. *Biological Conservation* 138: 224–234
- Donath TW, Hölzel N, Otte A (2003) The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* 6: 13–22
- Donath TW, Hölzel N, Otte A (2006) Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* 130: 315–323
- Dorland E, Bobbink R, Messelink JH, Verhoeven JTA (2003) Soil ammonium accumulation hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40: 804–814
- Dorland E, van den Berg LJJ, Brouwer E, Roelofs JGM, Bobbink R (2005) Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration Ecology* 13: 302–311
- Eichberg C, Storm C, Schwabe A (2005) Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (Asteraceae). *Flora* 200: 477–489
- Eichberg C, Storm C, Schwabe A (2007) Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting suc-

- cess in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. *Flora* 202: 3–26
- Ellenberg H (1956) Aufgaben und Methoden der Vegetationsgliederung. Ulmer, Stuttgart
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulissen D (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–258
- Eriksson O (1996) Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77: 248–258
- Ernst WHO (1974) Schwermetallvegetation der Erde. Gustav Fischer, Stuttgart
- Ernst WHO, Joosse-Van Damme ENG (1983) Umweltbelastung durch Mineralstoffe. Gustav Fischer, Jena
- Esswein H, Schwarz-von-Raumer H-G (2006) Landschaftszerschneidung – Bundesweiter Umweltindikator und Weiterentwicklung der Methodik. In: Kleinschmit B, Walz U (Hrsg) Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. TU Berlin Eigenverlag, Berlin
- Fischer A (1987) Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. *Dissertationes Botanicae* 110: 1–234
- Fischer S, Poschlod P, Beinlich B (1996) Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33: 1206–1222
- Gough MW, Marrs RH (1990) A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of floristically-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* 51: 83–96
- Grime JP (2001) Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. Wiley, Chichester
- Grootjans AP, Adema EB, Bleuten W, Joosten H, Madaras M, Janáková M (2006a) Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science* 9: 175–184
- Grootjans AP, van Diggelen R, Bakker JP (2006b) Restoration of mires and wet grasslands. In: van Andel J, Aronson J (Hrsg) Restoration ecology. Blackwell Publishing, Malden, Oxford, Carlton. 111–123
- Grubb PJ (1977) The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107–145
- Handke K, Kundel W, Müller H-U, Riesner-Kabus M, Schreiber K-F (1999) Erfolgskontrolle zu Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für das Güterverkehrszentrum Bremen in der Wesermarsch – 10 Jahre Begleituntersuchungen zu Grünlandextensivierung, Vernässung und Gewässerneuanlagen. *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 19
- Härdtle W, Niemeyer M, Niemeyer T, Assmann T, Fottner S (2006) Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43: 759–769
- Harper JL (1977) Population biology of plants. Academic Press, London
- Hodgson J, Grime JP (1990) The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamic of the British landscape. In: Bunce R, Howard D (Hrsg) Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London. 65–81
- Hölzel N (2005) Seedling recruitment in flood-meadow species – effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Applied Vegetation Science* 8: 115–124
- Hölzel N, Bissels S, Donath TW, Handke K, Harnisch M, Otte A (2006) Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein – Ergebnisse aus dem E + E-Vorhaben 89211-9/00 des Bundesamtes für Naturschutz. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 31: 1–263
- Hölzel N, Donath TW, Bissels S, Otte A (2002) Auen-Grünlandrenaturierung am hessischen Oberrhein – Defizite und Erfolge nach 15 Jahren Laufzeit. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 131–137
- Hölzel N, Otte A (2001) The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 12: 209–218
- Hölzel N, Otte A (2003) Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131–140
- Hölzel N, Otte A (2004) Assessing soil seed bank persistence in flood-meadows: which are the easiest and most reliable traits? *Journal of Vegetation Science* 15: 93–100
- Hutchings MJ, Booth KD (1996) Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. *Journal of Applied Ecology* 33: 1182–1190
- Jackel A (1999) Strategien der Pflanzenarten einer fragmentierten Trockenrasengesellschaft. *Dissertationes Botanicae* 309: 1–253
- Jansen AJM, Fresco LFM, Grootjans AP, Jalink MH (2004) Effects of restoration measures on plant communities of wet heathland ecosystems. *Applied Vegetation Science* 7: 243–252
- Janssens F, Peeters A, Tallowin JRB, Bakker JP, Bekker RM, Fillat F, Oomes MJM (1998) Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69–78
- Jenny M (1994) Diasporenausbreitung in Pflanzengemeinschaften. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 68: 81–104
- Jensen K, Gutekunst K (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed

- size and successional status. *Basic and Applied Ecology* 4: 579–587
- Jensen K, Meyer C (2001) Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169–181
- Jensen K, Trepel M, Merritt D, Rosenthal G (2006) Restoration ecology of river valleys. *Basic and Applied Ecology* 7: 383–387
- Jongejans E, Schippers P (1999) Modelling seed dispersal by wind in herbaceous species. *Oikos* 87: 362–372
- Jongejans E, Telenius A (2001) Field experiments on seed dispersal by wind in ten umbelliferous species (Apiaceae). *Plant Ecology* 152: 67–78
- Kapfer A (1988) Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes. Aushagerung und Vegetationsentwicklung. *Dissertationes Botanicae* 120: 1–144
- Kiehl K, Thormann A, Pfadenhauer J (2006) Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14: 148–156
- Kiviniemi K (1996) A study of adhesive seed dispersal of three species under natural conditions. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 73–83
- Kollmann J, Schill HP (1996) Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125: 193–205
- Kotorová I, Lepš J (1999) Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 10: 175–186
- Kratz R, Pfadenhauer J (2001) Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer, Stuttgart
- Lambinon J, Auquier P (1964) La flore et la végétation des terrains calaminaires de la Wallonie septentrionale et de la Rhénanie aixoide. *Natura Mosana* 16: 113–131
- Lamers LPM, Bobbink R, Roelofs JGM (2000) Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. *Global Change Biology* 6: 583–586
- Lamers LPM, Loeb R, Antheunisse AM, Miletto M, Lucassen ECHET, Boxman AW, Smolders AJP, Roelofs JGM (2006) Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165–186
- Lamers LPM, Smolders AJP, Roelofs JGM (2002) The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107–130
- Lehmann C, Rebele F (2004) Evaluation of heavy metal tolerance in *Calamagrostis epigejos* and *Elymus repens* revealed copper tolerance in a copper smelter population of *C. epigejos*. *Environmental and Experimental Botany* 51: 199–213
- Lepš J (1999) Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow canopy. *Journal of Vegetation Science* 10: 219–230
- Leyer I (2002) Auengrünland der Mittelbe-Niederung. *Dissertationes Botanicae* 363: 1–193
- Lucassen ECHET, Smolders AJP, Lamers LPM, Roelofs JGM (2005) Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate-eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil* 269: 109–115
- Luftensteiner H (1982) Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibliotheca Botanica* 135: 1–68
- Matějková I, van Diggelen R, Prach K (2003) An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Applied Vegetation Science* 6: 161–168
- Mouissie AM, Vos P, Verhagen HMC, Bakker JP (2005) Endozoochory by free-ranging, large herbivores: Ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic and Applied Ecology* 6: 547–558
- Muller S, Dutoit T, Alard D, Grevilliot F (1998) Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology* 6: 94–101
- Müller-Schneider P (1986) Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel* 85
- Münzbergova Z, Herben T (2005) Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitations: identification of terms and concepts in studies of limitation. *Oecologia* 145: 1–8
- Nathan R (2006) Long-distance dispersal of plants. *Science* 313: 786–788
- Neugebauer KR (2004) Auswirkungen der extensiven Freilandhaltung von Schweinen auf Gefäßpflanzen in Grünlandökosystemen. *Dissertationes Botanicae* 381
- Olde Venterink H, Wassen MJ, Verkoost AWM, de Ruiter PC (2003) Species richness-productivity patterns differ between N-, P- and K-limited wetlands. *Ecology* 84: 2191–2199
- Oomes MJM, Olff H, Altena HJ (1996) Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology* 33: 576–588
- Opdam P (1990) Dispersal in fragmented populations: The key to survival. In: Bunce RGH, Howard DC (Hrsg) Species dispersal in agricultural habitats. Belhaven Press, London. 3–17
- Pakeman RJ, Digneffe G, Small JL (2002) Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology* 16: 296–304
- Patzelt A, Wild U, Pfadenhauer J (2001) Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation

- development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology* 9: 127–136
- Pegtel DM, Bakker JP, Verweij GL, Fresco LFM (1996) N, K, and P deficiency in chronosequential cut summer dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil* 178: 121–131
- Pfadenhauer J, Grootjans A (1999) Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2: 95–106
- Pfadenhauer J, Heinz S (Hrsg) (2004) Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen – 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 9: 1–299
- Poschold P, Bonn S (1998) Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* 47: 27–44
- Primack RB, Miao L (1992) Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology* 6: 513–518
- Punz W, Engenhardt M, Schinnerer R (1986) Zur Vegetation einer Eisenerzschlackenhalde bei Leoben/Donawitz. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark* 116: 205–210
- Pywell RF, Bullock JM, Hopkins A, Walker KJ, Sparks TH, Burke MJW, Peel S (2002) Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309
- Rebele F (2001) Management impacts on vegetation dynamics of hyper-eutrophicated fields at Berlin, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 147–156
- Rebele F (2003) Sukzessionen auf Abgrabungen und Aufschüttungen – Triebkräfte und Mechanismen. *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim*, Beiheft 17: 67–92
- Rebele F (2006) Projekt 4914 UEP/ÖÜ5 „Wiederbewässerung der Rieselfelder um Hobrechtsfelde“. Floristische und vegetationsökologische Begleituntersuchungen. Unveröffentlichter Abschlussbericht Oktober 2006. Im Auftrag der Berliner Forsten
- Rebele F, Dettmar J (1996) Industriebrachen – Ökologie und Management. Eugen Ulmer, Stuttgart
- Rebele F, Surma A, Kuznik C, Bornkamm R, Brey T (1993) Heavy metal contamination of spontaneous vegetation and soil around the Copper Smelter “Legnica”. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 62: 53–57
- Roelofs JGM, Bobbink R, Brouwer E, de Graaf MCC (1996) Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 517–541
- Roelofs JGM, Brandrud TE, Smolders AJP (1994) Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian Lakes. *Aquatic Botany* 48: 187–202
- Roelofs JGM, Brouwer E, Bobbink R (2002) Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophicated shallow softwater wetlands in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 171–180
- Römermann C, Tackenberg O, Poschold P (2005) How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological traits. *Oikos* 110: 219–230
- Rosenthal G (1992) Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen – Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. *Dissertationes Botanicae* 182
- Rosenthal G (2006) Restoration of wet grasslands – effects of seed dispersal, persistence and abundance on plant species recruitment. *Basic and Applied Ecology* 7: 409–421
- Salisbury E (1974) The survival value of modes of dispersal. *Proceedings of the Royal Society* 188: 183–188
- Salt C (1988) Schwermetalle in einem Rieselfeld-Ökosystem. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 53, TU Berlin
- Schachtschabel P, Blume H-P, Hartge K-H, Schwertmann U (1984) Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl. Ferdinand Enke, Stuttgart
- Schächtele M, Kiehl K (2004) Einfluss von Bodenabtrag und Mahdgutübertragung auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Magerwiesen. In: Pfadenhauer J, Heinz S (Hrsg) Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen – 10 Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 9: 105–126
- Scheffer F (2002) Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. Spektrum-Verlag, Heidelberg
- Schneider R, Sharitz R (1988) Hydrochory and regeneration in a Bald Cypress-Water Tupelo swamp forest. *Ecology* 69: 1055–1063
- Schopp-Guth A (1997) Diasporenpotential intensiv genutzter Niedermoorböden Nordostdeutschlands – Chancen für die Renaturierung? *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 6: 97–109
- Schwabe A (1991) Zur Wiederbesiedlung von Auen-Vegetationskomplexen nach Hochwasserereignissen. Bedeutung der Diasporenverdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung. *Phytocoenologia* 20: 65–94
- Silvertown JW, Lovett-Doust L (1993) Introduction into plant population biology. Blackwell, Oxford
- Sliva J, Pfadenhauer J (1999) Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany – a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2: 137–148
- Smart SM, Bunce RG, Firbank LG, Coward P (2002) Do field boundaries act as refugia for grassland

- plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain? *Agriculture Ecosystems & Environment* 91: 73–87
- Smith RS, Shiel RS, Millward D, Corkhill P, Sanderson RA (2002) Soil seed banks and the effect of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* 39: 279–293
- Smolders AJP, Lamers LPM, Lucassen ECHET, van der Velde G, Roelofs JGM (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93–111
- Smolders AJP, Tomassen HBM, Lamers LPM, Lomans BP, Roelofs JGM (2002) Peat bog formation by floating raft formation: the effects of groundwater and peat quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391–401
- Snow CSR, Marrs RH, Merrick L (1997) Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biological Conservation* 79: 35–41
- Soons MB, Messelink JH, Jongejans E, Heil W (2005) Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. *Journal of Ecology* 93: 1214–1225
- Stammel B, Kiehl K, Pfadenhauer J (2006) Effects of experimental and real land use on seedling recruitment of six fen species. *Basic and Applied Ecology* 7: 334–346
- Stampfli A, Zeiter M (1999) Plant species decline due to abandonment of meadows cannot be easily reversed by mowing. A case study from the Southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151–164
- Stevens CJ, Dise NB, Gowing DJG, Mountford JO (2006) Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. *Global Change Biology* 12: 1823–1833
- Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, Gowing DJ (2004) Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876–1879
- Stroh M, Storm C, Zehm A, Schwabe A (2002) Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia* 32: 595–625
- Strykstra R, Verweij GL, Bakker JP (1997) Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 387–401
- Succow M, Joosten H (Hrsg) (2001) Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart
- Tallowin JRB, Kirkham FW, Smith REN, Mountford JO (1998) Residual effects of phosphorus fertilization on the restoration of floristic diversity to wet hay meadows. In: Joyce CB, Wade PM (Hrsg) European lowland wet grasslands: biodiversity, management and restoration. John Wiley & Sons Ltd, Chichester. 249–263
- Thompson K, Bakker JP, Bekker RM (1997) The soil seed bank of North Western Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press
- Thompson K, Bakker JP, Bekker RM, Hodgson JG (1998) Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86: 163–169
- Tilman D (1997) Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81–92
- Timmermann T, Margóczy K, Takács G, Vegelin K (2006) Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. *Applied Vegetation Science* 9: 241–250
- Tischew S (2004) Renaturierung nach dem Braunkohleabbau. Teubner, Stuttgart
- Tomassen HBM, Smolders AJP, Lipens J, Lamers LPM, Roelofs JGM (2004) Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology* 41: 139–150
- Turnbull LA, Crawley MJ, Rees M (2000) Are plant populations seed limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88: 225–238
- Van Bodegom PM, Grootjans AP, Sorrell BK, Bakker RM, Bakker C, Ozinga WA (2006) Plant traits in response to raising groundwater in wetland restoration: evidence from three case studies. *Applied Vegetation Science* 9: 251–260
- Van den Berg LJJ, Dorland E, Vergeer P, Hart MAC, Bobbink R, Roelofs JGM (2005) Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166: 551–564
- Van Duren IC, Strykstra RJ, Grootjans AP, ter Heerdt GNJ, Pegtel DM (1998) A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. *Applied Vegetation Science* 1: 115–130
- Vécrin MP, van Diggelen R, Gréville F, Muller S (2002) Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields. *Applied Vegetation Science* 5: 263–270
- Verhagen R, Klooker J, Bakker JP, van Diggelen R (2001) Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after topsoil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75–82
- Verhagen R, van Diggelen R (2005) Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation. *Environmental Pollution* 144: 826–832
- Verkaar HJ, Schenkeveld AJ, van der Klashorst MP (1983) The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. *New Phytologist* 95: 335–344
- Vogt K, Rasran L, Jensen K (2006) Seed deposition in drift lines during an extreme flooding event – Evi-

- dence for hydrochorous dispersal? *Basic and Applied Ecology* 7: 422–432
- Wassen MJ, Olde Venterink H, Lapshina ED, Tanneberger F (2005) Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547–550
- Weigmann G, Blume H-P, Sukopp H (1978) Ökologisches Großpraktikum als interdisziplinäre Lehrveranstaltung Berliner Hochschulen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 7: 487–494
- Welch D (1985) Studies in the grazing of heather moorland in North-East Scotland. IV. Seed dispersal and plant establishment in dung. *Journal of Applied Ecology* 22: 461–472
- Wessels S, Eichberg C, Storm C, Schwabe A (2008) Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora* 203 (4): 304–326
- Willson MF (1993) Dispersal mode, seed shadows, and colonisation patterns. *Vegetatio* 108: 261–280
- Wittig R, Bäumen T (1992) Schwermetallrasen (*Viola calaminariae rhenanicum* Ernst 1964) im engeren Stadtgebiet von Stolberg/Rheinland. *Acta Biologica Benrodis* 4: 67–80
- Wulf M (2003) Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora* 198: 444–460
- Zerbe S, Kreyer D (2007) Influence of different forest conversion strategies on ground vegetation and tree regeneration in pine (*Pinus sylvestris* L.) stands: a case study in NE Germany. *European Journal of Forest Research* 126: 291–301
- Zobel M, van der Maarel E, Dupre C (1998) Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55–66

Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa

Zerbe, S.; Wiegand, G. (Hrsg.)

2009, XIV, 530 S. 186 Abb. in Farbe., Softcover

ISBN: 978-3-662-48516-3