

Fließgewässerrenaturierung

Wann ist das Einbringen von Pflanzenmaterial sinnvoll?

JULIA SCHENKENBERGER

Inhalt

- 1 Einleitung
- 2 Zielsetzung von Renaturierungen
 - Bautechnische Maßnahmen
 - Vegetationstechnische Maßnahmen
- 3 Vegetationsentwicklung nach Renaturierung
- 4 Ausbreitungsfähigkeit von Pflanzen
 - Verbreitungsmechanismen
 - Potenzielle Ausbreitungsentfernungen
 - Weitere Einflussfaktoren
- 5 Anwendung: Renaturierung der Diemel
 - Projektbeschreibung
 - Maßnahmen der Renaturierung
 - Variante 1: Nutzungsaufgabe ohne bauliche Eingriffe
 - Variante 2: Initiierung neuer Dynamik
 - Variante 3: Bauliche Veränderung des Gewässerverlaufs
- 6 Schlussfolgerung: Bezug auf Ausgangsthese
- 7 Literaturverzeichnis

1. Einleitung

Der Mensch wirkt erheblich auf seine Umwelt ein. Auch Fließgewässer wurden umfangreich überformt. Nicht nur wurden das Landschaftsbild sowie die Flora und Fauna durch dieses Wirken wesentlich verändert, auch das Abflussregime der Gewässer wurde dadurch beeinflusst – hohe Fließgeschwindigkeiten und vermindertes Retentionsvermögen sind die Folge. Derzeit sind die Gewässer Deutschlands, gemessen an ihrer Gewässerstruktur, überwiegend in mäßigem bis schlechten Zustand (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2017). Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aus dem Jahr 2000 dient dem Zweck, diesen Zustand der Gewässer zu verbessern.

Renaturierungen sollen dazu beitragen, die Anforderungen der WRRL zu erfüllen. Allerdings haben die teils weitreichenden Eingriffe in die Gewässerökosysteme trotz hoher Investitionskosten oft nicht den gewünschten Erfolg (vgl. ANTONS 2011, S. 23, 33 f; STOLL 2017, mdl.). Gerade für Flora und Fauna zeichnen sich häufig nicht die zu erwartenden Effekte ab: Anstatt einer artenreichen Vegetation mit gefährdeten Arten und einem reichhaltigen Mosaik im und am Gewässer entwickeln sich nach Renaturierung häufig flächig nitrophile Gesellschaften, geprägt von nährstoffzeigenden Ubiquisten und Neophyten. Zugleich sind Pflanzmaßnahmen bei verschiedenen Projekten wenig erfolgreich und von großen Ausfällen geprägt.

Diese Arbeit soll daher untersuchen, wie Renaturierungen zu gestalten sind, damit sich die gewünschten Zielarten der Flora einstellen und halten können. Dabei stellen sich folgende Fragen:

1. Wie gelangen Arten an neue Standorte?
2. Welche Bedingungen benötigen sie zur Besiedelung dieser Standorte?
3. Wie entwickeln sich die Pflanzengesellschaften der Fließgewässer?
4. Welche Voraussetzungen sind für die Entwicklung von abwechslungsreichen Habitatmosaiken notwendig?

Die Beantwortung dieser Fragen erfordert einen Rückgriff auf wissenschaftliche Erkenntnisse der Verbreitungsbiologie von Pflanzen. Mithilfe dieses Wissens soll prognostiziert werden, wie die Ausbreitung von Pflanzen nach Renaturierung erfolgt. Daraus sollen Rückschlüsse darauf gezogen werden, ob eine Ansaat und/oder Pflanzung von Zielarten notwendig ist, um die Zielvegetation nach Maßnahmen der Renaturierung zu etablieren.

Veranschaulicht werden die Ergebnisse anhand eines Renaturierungsprojekts an der Diemel. Bei dem Projektgebiet handelt es sich um einen 123 Meter langen Abschnitt der Diemel in der Nähe von Marsberg in Nordrhein-Westfalen. Die Diemel war zum Zeitpunkt der Untersuchungen eng in ein Regelprofil entlang des angrenzenden Steilhangs verlegt, das aueseitige Ufer des Bachs ist mit Blöcken gesichert. Eine Renaturierung war geplant, aber nicht umgesetzt. Anhand der im Gebiet und in dessen Umfeld vorhandenen Vegetation wurde prognostiziert, welche Arten sich ansiedeln werden und inwiefern sich die ansiedelnde Vegetation mit dem angestrebten Vegetationsbild deckt.

2. Zielsetzung von Renaturierungen

Die Notwendigkeit von Renaturierungen beruht auf den Folgen, die das jahrhundertelange menschliche Wirken auf Fließgewässer und Aue ausgelöst haben: veränderte Hochwasserabflüsse, verstärkte Hochwasserspitzen, Artenschwund und mehr (vgl. u.a. BONN & POSCHLOD 1998; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Damit stellt die anthropogene Veränderung der Fließgewässer auch eine Gefahr für Siedlungsräume dar. Heute sollen Maßnahmen der Renaturierung diesen Folgen entgegenwirken.

Unter dem Begriff Renaturierung werden verschiedene Maßnahmen zusammengefasst, die dazu dienen, die natürlichen Funktionen von Gewässern und ihrer Auen zumindest in Teilen wiederherzustellen. GUNKEL definiert Renaturierung als Oberbegriff für „Maßnahmen zur naturnahen Umgestaltung bzw. zum naturnahen Rückbau eines weitgehend technisch ausgebauten Gewässers“ (GUNKEL 1996a, S. 269 f).

Ziel einer vollständigen Renaturierung ist, dem Gewässer ein vorläufiges neues Bett zu schaffen, das möglichst an den ursprünglichen Gewässerverlauf angelehnt ist. Auf dieser Basis soll das Gewässer sich dann eigenständig weiterentwickeln können, um seine natürlichen Funktionen wiederherzustellen (vgl. NÖRPEL & LESSER 1995, S. 45). Dabei sollte auch Wert auf die Wiederherstellung der lokalen Heterogenität gelegt werden (vgl. VAN LOOY 2011, S. 347, nach HUGHES et al. 2005).

Die Renaturierung ist inzwischen auf europäischer Ebene in Form der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie vorgegeben. Als Ziele werden dabei in Art. 1 der Richtlinie die Vermeidung der Verschlechterung sowie die Sicherung des Zustandes aquatischer Ökosysteme genannt, außerdem auch der Ressourcenschutz und die nachhaltige Nutzung von Gewässern, die schrittweise Reduzierung der Gewässerverschmutzung und damit einhergehend die langfristige Verbesserung des Zustandes von Gewässer-ökosystemen.

Es ist Aufgabe der europäischen Staaten, unter Berücksichtigung der nicht vermeidbaren anthropogenen Einflüsse auf ein Gewässer den bestmöglichen ökologischen und chemischen Zustand in Abhängigkeit des jeweiligen Gewässertyps zu erreichen (vgl. Art. 4 Abs. 5b WRRL; DWA 2010, S. 53). In Deutschland ist diese Forderung auch im Wasserhaushaltsgesetz verankert (§§27-31 WHG).

Zur Umsetzung dieser Schutz- und Verbesserungsaufgaben sind Maßnahmenprogramme gemäß §82 WHG in den Bewirtschaftungsplänen für die Gewässersysteme festzuhalten. Zur Erstellung dieser Maßnahmenprogramme ist es zuerst erforderlich, den derzeitigen Ist-Zustand eines Gewässers zu ermitteln und diesen mit einem eigens für den entsprechenden Gewässerabschnitt entwickelten Leitbild abzugleichen (vgl. KORN et al. 2005, S. 52).

Dieses Leitbild stellt das Fließgewässer beziehungsweise den betreffenden Abschnitt in seinem potenziell natürlichen Zustand dar. Damit wird, ähnlich wie bei der Definition der „potenziellen natürlichen Vegetation“ Tüxens, derjenige Zustand bezeichnet, der sich nach Rückbau aller Querbauwerke und anderer Einbauten im Gewässer und nach Einstellung jeglicher anthropogenen Nutzung des Gewässers einstellen würde (vgl. PATT et al. 2011, S. 164).

Die Umweltämter der Länder haben Merkblätter herausgegeben, die entsprechende Referenzgewässer und beispielhafte Zustände und Strukturmerkmale von Gewässern darstellen (z.B. EHLERT et al. 2001; MUTZ et al. 2001; FRISKE et al. 2005). Auch das Umweltbundesamt stellt entsprechende Literatur zur Verfügung (vgl. DAHM et al. 2014).

Aus dem Abgleich des Ist-Zustandes mit dem Soll-Zustand des Leitbildes ergeben sich verschiedene Differenzen. Deren Begleichung wird durch die Formulierung von Zielen und der Ableitung von entsprechenden Maßnahmen zur Zielerreichung angestrebt. Häufig beinhalten diese Ziele beispielsweise die Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Fließgewässers, dessen eigendynamische Entwicklung, die Entsiegelung des Gewässeruferes beziehungsweise die Entfernung von Ufer- und Sohlverbau sowie die Vernetzung des Gewässers mit der Aue oder die Wiederangliederung von Altarmen (vgl. JÜRGING & PATT 2005, S. 136 ff; NÖRPEL & LESSER 1995, S. 66 f). Denkbar wäre auch die Schaffung von Lebensräumen für Zielarten.

Auf Basis dieser Ziele können Einzelmaßnahmen abgeleitet werden, um das Gewässer zum gewünschten Leitbild hinzuentwickeln. Die Spanne reicht dabei von allgemeinen Maßnahmen zur Förderung der natürlichen Funktionsfähigkeit und Stärkung der Eigendynamik des Fließgewässers bis hin zu spezifischen Maßnahmen, die auf einen bestimmten Bachtyp mit speziellen strukturbedingten Eigenschaften angepasst sind (vgl. TIMM et al. 1999, S. 78 ff).

Neben vegetationstechnischen Maßnahmen können auch weitreichende bautechnische Maßnahmen erforderlich sein, um die natürlichen Funktionen von Gewässern zumindest in Teilen zu ermöglichen und wieder zuzulassen.

Bautechnische Maßnahmen

Der Grundschrift zur Wiederherstellung einer freien oder freieren Gewässerentwicklung im Sinne der Renaturierung ist der Rückbau von Sohl- und/oder Uferbefestigungen sowie von Querbauwerken, die die Durchgängigkeit des Gewässers einschränken (vgl. GUNKEL 1996b, S. 268; GUNKEL 1996a, S. 269 f; GUNKEL 1996e, S. 337; DAHM et al. 2014, S. 62 f; RONI et al. 2013, S. 145). Meist ist hierzu der Einsatz eines Baggers notwendig, nur in einzelnen Fällen kann es ausreichen, lediglich die weitere Instandhaltung des Verbaus zu unterlassen (vgl. DWA 2010, S. 106 f). Auch Versorgungsleitungen müssen dabei rückgebaut oder verlegt werden (DWA 2010, S. 170 f).

Nach diesen grundlegenden Maßnahmen des Rückbaus könnte das Gewässer sich selbst überlassen werden, da ohne die bisherige Ufersicherung die natürliche Erosion durch das fließende Wasser das Flussbett allmählich umformen wird. Allerdings dauert es bei diesem natürlichen Prozess häufig mehrere Jahrzehnte, bis ein Gewässer wieder seine charakteristische Form – im Mittel- und Unterlauf ist dies eine mäandrierende Bettausbildung – entwickeln wird (vgl. GUNKEL 1996b, S. 268 f; GUNKEL 1996f, S. 278; DIERSSEN 1996, S. 215). Diese Entwicklung kann durch bauliche Eingriffe beschleunigt werden, beispielsweise durch den Einbau von Buhnen (vgl. NÖRPEL & LESSER 1995, S. 82 f; GUNKEL 1996e, S. 354 f; GUNKEL 1996g, S. 366; HOSTMANN & KNUTTI 2002, S. 70; DWA 2010, S. 153) oder Totholz (vgl. PATT et al. 2011, S. 348; DWA 2010, S. 113).

Alternativ zum eher kostenextensiven Buhnenbau kann dem Gewässer auch ein neues, naturnahes Bett geschaffen werden. Dabei sollte auf alte Kartenmaterialien oder Luftbilder zurückgegriffen werden, um möglichst die natürliche Laufcharakteristik wiederherzustellen (vgl. GUNKEL 1996e, S. 352 f; RONI et al. 2013, S. 171). Sind solche Unterlagen nicht oder nicht mehr vorhanden, sind Referenzgewässer aus einem möglichst ähnlichen Naturraum heranzuziehen, deren Mäandercharakteristik als initialer neuer Verlauf auf das zu renaturierende Gewässer übertragen wird (vgl. PATT et al. 2011, S. 269).

Vegetationstechnische Maßnahmen

Eine Variante, Vegetation am Ufer anzusiedeln, ist die Ingenieurbiologie. Innerhalb dieser Maßnahmen der Ufersicherung können Röhrichte oder Vegetationsmatten ausgebracht werden. Ferner ist auch das Einbringen von Gehölzen durch Steckholzbesatz, Setzstangen, Spreitlagenbau oder Faschinen üblich. Insbesondere flache Ufer können so nach der Durchführung von Maßnahmen der Renaturierung mit wenig Aufwand vor übermäßiger Erosion geschützt werden, sofern diese in der Anwuchs-

phase von den Planern nicht erwünscht ist (vgl. PATT et al. 2011, S. 291 ff; DWA 2010, S. 133 f). Vor allem können Querbauwerke, die nicht im Zuge der Renaturierung rückgebaut werden konnten, durch das gezielte Einbringen von Vegetation geschützt werden.

Außerdem können Gräser und Kräuter im Nasssaatverfahren, durch Mulchsaat oder herkömmliche Ansaat am Ufer ausgebracht werden (vgl. PATT et al. 2011, S. 291). Denkbar ist auch eine Gehölzansiedlung durch Steckholzbesatz oder die Pflanzung von Gehölzen und Stauden höherer Qualitäten, entweder als Ballen- oder Topfware oder auch wurzelnackt (vgl. PATT et al. 2011, S. 291 f; 330 f; RONI et al. 2013, S. 161). Hinweise auf die standorttypische Vegetation können beispielsweise aus historischen Quellen gewonnen werden (vgl. RONI et al. 2013, S. 161 f), sofern diese vor der Zeit der anthropogenen Veränderung der Auenvegetation entstanden sind. Auch Referenzgewässer und die potenzielle natürliche Vegetation eines Standortes helfen bei der Pflanzenauswahl.

3. Vegetationsentwicklung nach Renaturierung

Nach Renaturierungen findet natürlicherweise eine Entwicklung der Vegetation statt. Bei zahlreichen Renaturierungsprojekten wird die so genannte „potenzielle natürliche Vegetation“ als Zielgesellschaft der Maßnahmen angenommen.

Bis zur Erreichung dieser erwarteten Schlussgesellschaft werden sich zuerst andere Vegetationsstadien einstellen. Es handelt sich dabei um eine Sekundärsukzession, wie sie bei der Rekolonisation nach (Zer-)Störung der bisherigen Vegetation, beispielsweise nach einem Hochwasserereignis oder einem baulichen Eingriff, abläuft (vgl. GRIME 2002, S. 238). Nur vom klassischen Begriff der potenziellen natürlichen Vegetation, wie er von TÜXEN definiert wird, zu sprechen, ist folglich irreführend, da gerade in naturnahen und somit dynamischen Flusssystemen die Vegetation durch ein Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien geprägt wird. Mit der allmählichen Änderung der Standortverhältnisse verändert sich auch die Vegetation in diesem Mosaik. Dabei lösen Arten, die besser an die veränderten Standortbedingungen angepasst sind, die vorherige Vegetation ab (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964, S. 657).

Im Verlauf dieser Sukzession an einem Fließgewässer stellen sich nach Überschwemmung oder Erosion, also durch mechanische Störungen, zuerst kurzlebige krautige Arten der Pionierstadien ein (vgl. GRIME et al. 1988, S. 35; GRIME 2002, S. 80). Sie profitieren von den bei der Störung freigesetzten, schnell mineralisierten Nährstoffvorräten im abgelagerten pflanzlichen und tierischen Material wie auch von der Zerstörung und Überdeckung der ursprünglichen Vegetation des Standortes (vgl. GRIME 2002, S. 241; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 420 f). Diese sogenannten Ruderalstrategen oder R- Strategen können innerhalb kurzer Zeit in großen Massen keimen, blühen, fruchten und ihre meist kleinen Diasporen in großer Zahl weit verbreiten. Oft können die Diasporen über längere Zeit bis zur nächsten Störung, die für sie gute Keimbedingungen bereitstellt, überdauern (vgl. GRIME et al. 1988, S. 37; GRIME 2002, S. 85; HARPER 1977, S. 711 f; SALISBURY 1942, S. 7, 25).

Bei ausbleibender Störung werden die R-Strategen von Konkurrenz-Strategen (C-Strategen) und Übergangsformen beider Strategietypen (CR-Strategen) verdrängt (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 1063). CR-Strategen tolerieren noch leichtere

Störungen und zeichnen sich durch eine rasche Besiedlung von Offenbodenstellen verbunden mit einem schnellen vegetativen Wachstum aus (vgl. GRIME 2002, S. 117 f). Ihre vegetative Phase dauert länger als die der Ruderalstrategen, zudem sind sie konkurrenzkräftiger als diese (vgl. GRIME 2002, S. 122 f). Die C-Strategen dagegen sind in der Lage, die Nährstoffe besonders gut umzusetzen, durch starkes Blattwachstum kleine Arten zu unterdrücken und zugleich durch ausgeprägtes Wurzelwachstum oder durch unterirdische Speicherorgane Nährstoffe für weniger gute Umweltbedingungen einzulagern. Gegen Störungen sind sie jedoch eher empfindlich, auch da sie oft erst zeitlich verzögert mit der Diasporenproduktion einsetzen. Bei häufiger Störung kommen die Arten folglich nicht zum Blühen und Fruchten (vgl. GRIME 2002, S. 46 f; GRIME et al. 1988, S. 34).

Im weiteren Sukzessionsverlauf werden die ausdauernden und konkurrenzkräftigen krautigen Arten allmählich von Gehölzen abgelöst, da diese durch den vermehrten Schattenwurf und die Nährstoffkonkurrenz die Standortbedingungen am Boden verändern. Einige dieser Gehölzarten, im Falle der Fließgewässer sind dies vor allem Vertreter der Gattungen *Salix* und *Alnus*, sind in der Lage, sehr rasch erste Bestände aufzubauen. Als Vertreter der Gehölze mit eher kleinen Diasporen sind ihre Keimlinge weniger konkurrenzkräftig und profitieren daher von Offenbodenstellen (vgl. GRIME 2002, S. 160, 192, 243; SALISBURY 1942, S. 7, 21). Geschlossene Pflanzendecken aus konkurrenzstarken Perennen können die Etablierung von Gehölzkeimlingen erheblich verzögern (vgl. GRIME 2002, S. 243). Die Eigenschaft der Pioniergehölze, sehr rasch in die Höhe zu wachsen, ermöglicht ihnen aber die Etablierung auf kleinen Offenbodenstellen in ansonsten geschlossenem krautigem Bewuchs (vgl. LYR & HOFFMANN 1992, S. 428).

Bei entsprechenden Standortbedingungen und ausreichendem Diasporeneintrag stellen sich in den primären Waldstadien allmählich weitere Gehölzarten mit meist größeren Diasporen ein, deren Keimlinge durch den größeren Energievorrat ausreichend konkurrenzstark sind, um sich gegen die bestehende Gehölzvegetation zu behaupten (vgl. GRIME 2002, S. 192, 244; SALISBURY 1942, S. 4 f). Durch die höhere Schattentoleranz dieser Keimlinge im Vergleich zu den lichtbedürftigen Keimlingen der Primärwaldarten haben sie einen weiteren Konkurrenzvorteil, um die bisherige Gehölzvegetation abzulösen (vgl. GRIME 2002, S. 163 f, 243 f).

Diese Hartholzauen-Gesellschaften stellen die Schlussgesellschaften der Sukzession entlang der Fließgewässer dar. Sie sind die potenzielle natürliche Vegetation der Standorte, wie sie eingangs in Anlehnung an TÜXEN beschrieben wurde. Im Übergang zum Gewässer kommen in häufiger überschwemmten Bereichen, aber auch im Auwaldstadium, noch nitrophile Dauergesellschaften vor. Die früheren Sukzessionsstadien werden also nicht vollständig vom Auwald verdrängt (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 445). Folglich gibt es neben der zeitlichen Entwicklung der Sukzession immer auch eine Querzonierung in Abhängigkeit der Feuchtigkeitsverhältnisse, Überschwemmungshäufigkeit und -dauer sowie im ufernahen Bereich auch der Strömungsgeschwindigkeit (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 477).

Zu jedem Zeitpunkt dieses Sukzessionsverlaufs können Störungen, beispielsweise ein Hochwasser, die Dynamik des Gewässers selbst, aber auch die Bautätigkeit von Bibern oder Erdrutsche, die Entwicklung hin zur Schlussgesellschaft unterbrechen, wodurch die Sukzession von neuem beginnt (vgl. auch GRIME 2002, S. 250; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, S. 417, S. 478).

4. Ausbreitungsfähigkeit von Pflanzen

Pflanzenarten sind in der Lage, ohne menschliches Einwirken neue Standorte zu besiedeln, an denen sie zuvor nicht vertreten waren. Dies erreichen sie mithilfe ihrer Diasporen. Dabei handelt es um die Ausbreitungseinheiten von Pflanzen. Der Begriff umfasst sowohl generative Einheiten als auch vegetative Einheiten (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 13).

Verbreitungsmechanismen

Die Methoden der Ausbreitung von Pflanzenarten lassen sich grundsätzlich in zwei Gruppen unterteilen: in autochore und allochore Mechanismen. Die Ausbreitung der Autochoren erfolgt dabei durch die Pflanze selbst, durch Energie, die sie selbst bereitstellt. Bei der allochoren Ausbreitung dagegen ist die Pflanze auf externe Vektoren angewiesen, die zur Verbreitung der Diasporen beitragen (vgl. VAN DER PIJL 1982, S. 83). Diese können sowohl biotisch als auch abiotisch sein. Erwähnenswert im Zusammenhang mit einer potenziellen Besiedelung entlang von Gewässern erscheinen hier insbesondere die Anemochorie, die Hydrochorie und die Zoochorie.

Unter dem Begriff der **Anemochorie** werden Pflanzenarten zusammengefasst, deren Diasporen durch den Wind verbreitet werden. Generative Diasporen sind dabei durch unterschiedliche Ausprägung ihrer Form und Oberfläche an die Windausbreitung angepasst, aber auch die Verbreitung von vegetativen Einheiten kann durch den Wind erfolgen (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 15, nach MÜLLER-SCHNEIDER 1977; MÜLLER 1955, S. 42).

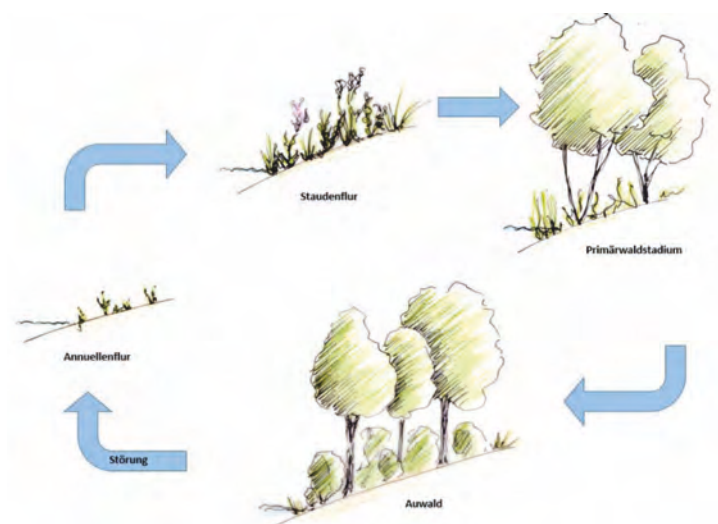


Abb. 1: Schematischer Ablauf der Sukzession. Zeichnung: Schenkenberger

Im Falle der **Hydrochorie**, der Ausbreitung durch Wasser, werden drei Ausbreitungswege unterschieden, die sich in ihrer Effektivität hinsichtlich der Verbreitung wesentlich unterscheiden: die Verbreitung durch Regentropfen, durch schwimmfähige Samen auf der Wasseroberfläche und durch die Strömung am Grund von Fließgewässern (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 16, nach MÜLLER-SCHNEIDER 1977).

Pflanzenarten, die durch Tiere verbreitet werden, werden als **zoochor** bezeichnet. Dabei werden die Diasporen sowohl in den Körpern der Tiere (Endozoochorie) transportiert als auch auf den Tieren, beispielsweise im Fell (Epizoochorie) (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1977 (zit. in BONN & POSCHLOD 1998, S. 15). Alternativ können die Arten auch anhand der Tierarten gruppiert werden, die den Diasporen als Verbreitungsagentien dienen (z.B. Ameisen, Vögel) (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 15, nach MÜLLER-SCHNEIDER 1977; BONN & POSCHLOD 1998, S. 89 f, nach SCHUSTER 1950, BOSSEMA 1979, MATTES 1982, STEIGER 1985, KOLLMANN & SCHILL 1996 u.a.; HARPER 1977, S. 464; van der Pijl 1982, S. 56).

Potenzielle Ausbreitungsentfernungen

Bei den Verbreitungsmechanismen unterscheiden sich die möglichen Ausbreitungsdistanzen erheblich. Dies ist stark abhängig vom jeweiligen Vektor und den spezifischen Eigenschaften der Diasporen.

Autochore Arten erreichen in aller Regel nur sehr geringe Ausbreitungsdistanzen von wenigen Metern, wesentlich seltener im Bereich von bis zu 100 Metern (vgl. MÜLLER 1955, S. 28, 121; LUFTENSTEINER 1982, S. 60; MÜLLER-SCHNEIDER 1986, S. 224, BONN & POSCHLOD 1998, S. 40 f; RIDLEY 1930, S. 663, 671 f). Stellt man die Verteilung in einer Ausbreitungskurve dar, die die Anzahl der Diasporen im Verhältnis zum Abstand zur Mutterpflanze widerspiegelt, fällt auf, dass der Kurvenverlauf hier sehr steil ist. Das heißt, der überwiegende Teil der Diasporen wird im unmittelbaren Bereich um die Spenderpflanze ausgestreut (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 23; ULBRICH 1928, zit. in BONN & POSCHLOD 1998, S. 40).

Die Ausbreitungsdistanzen bei der **Anemochorie** sind stark abhängig von der Windstärke, der umgebenden Vegetation, der Höhe, in der die Diasporen freigegeben werden, der Exposition wie auch der Beschaffenheit der Verbreitungseinheit selbst (vgl. RIDLEY 1930, S. 6; JOHNSON 1988, S. 185). Arten mit besonders feinen Diasporen können so, da sie auch in höheren Luftschichten transportiert werden, leicht über viele Kilometer transportiert werden (vgl. RIDLEY 1930, S. 9). Diasporen mit Flugvorrichtungen wie Haaren oder Fallschirmen können bei guten Bedingungen ebenfalls über größere Distanzen transportiert werden (vgl. RIDLEY 1930, S. 9).

Allerdings ist hier festzustellen, dass, obwohl eine Fernausbreitung in der Anemochorie durchaus möglich ist, trotzdem der überwiegende Teil der Verbreitungseinheiten in relativer Nähe zur Mutterpflanze ausgestreut wird (vgl. LUFTENSTEINER 1982, S. 58; HARPER 1977, S. 459; GRIME 2002, S. 160). JOHNSON (1988, S. 184) schränkt dies sogar auf eine Entfernung von nur 31 Metern von der Mutterpflanze bei *Acer* beziehungsweise 99 Meter von dieser bei *Fraxinus* ein.

Auch bei der **Hydrochorie** sind die erreichbaren Ausbreitungsdistanzen wesentlich von der Form der Hydrochorie abhängig. Ombrochore Arten (Arten, die durch Regentropfen verbreitet werden) werden nur im engsten Umkreis um die Mutterpflanze ausgestreut (MÜLLER 1955, S. 74; MÜLLER-SCHNEIDER 1986, S. 225 f), selbst bei stärkeren Schauern berichtet MÜLLER (1955, S. 74, nach MÜLLER 1936) von Entfernungen von unter einem Meter.

Diasporen, die auf der Wasseroberfläche oder in Gewässern transportiert werden, können dagegen auch weiter transportiert werden. Die Ausbreitungsentfernung ist dabei im Wesentlichen von der Schwimmfähigkeit der Diasporen und der Beschaffenheit des Gewässers selbst abhängig. Bei stehenden Gewässern begrenzt die Gewässergröße die Ausbreitungsdistanz; bei fließenden Gewässern können Querbauwerke und ein ausgeprägter Uferbewuchs begrenzende Faktoren darstellen. Trotzdem ist ein Transport über mehrere hundert Meter (vgl. JOHANSSON & NILSSON 1993, zit. in BONN & POSCHLOD 1998, S. 58 f) oder sogar mehrere Meilen (vgl. RIDLEY 1930, S. 164) möglich.

Die **Zoochorie** ist durch die unterschiedlichen Tierarten, die hier als Vektoren zu einer Kategorie zusammengefasst werden, in Bezug auf die erreichbaren Ausbreitungsdistanzen sehr variabel. So sind die Transportwege der Ameisen erwartungsgemäß gering, selten werden die Verbreitungseinheiten weiter als einige Dezimeter transportiert (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 71, nach SERNANDER 1906, MÜLLER-SCHNEIDER 1977, CULVER & BEATTIE 1978, LUFTENSTEINER 1982, KJELLSSON 1985, OOSTERMEIJER 1989, MATTHIES 1991, GIBSON 1993, LILIENTHAL 1995).

Säugetiere und Vögel erreichen höhere Verbreitungsdistanzen. So transportieren Eichhörnchen Nüsse oft etliche Meter weg von der Mutterpflanze (vgl. RIDLEY 1930, S. 379), Mäuse erreichen Distanzen zwischen 10 und 30 Metern (vgl. BONN & POSCHLOD 1998, S. 77, nach ABBOTT & QUINK 1970). Bei Vögeln berichten BONN & POSCHLOD (1998, S. 100), die sich dabei auf Felduntersuchungen KOLLMANNS (1994) beziehen, über Entfernungen zwischen 25 und 50 Metern.

Weitere Einflussfaktoren

Viele Pflanzenarten sind nicht nur einem einzigen Verbreitungstyp zuzuordnen, oft sind sie **polychor**. Das heißt, sie werden von verschiedenen Vektoren verbreitet (vgl. VAN DER PIJL 1982, S. 96, MÜLLER 1955, S. 112; JOHANSSON et al. 1996, S. 596).

Darüber hinaus verbleibt die Diaspore nach dem ersten Auftreffen nicht zwangsläufig am Ort des Erstkontakts mit dem Boden. Stattdessen werden sie oft durch andere Vektoren oder aber auch denselben Vektor nochmals weiterverbreitet (vgl. RIDLEY 1930, S. XIV; BONN & POSCHLOD 1998, S. 27, nach REDBO-TORSTENSSON & TELENIOUS 1995, S. 9). Dieser Vorgang wird als **Sekundär-** oder gar **Tertiärausbreitung** bezeichnet (vgl. RIDLEY 1930, S. 9, 70).

Die potenziell erreichbaren Ausbreitungsdistanzen von Pflanzen dürfen allerdings nicht unabhängig von vielen weiteren Faktoren betrachtet werden, die häufig die Ausbreitung einschränken. KERNER (1863, S. 263) fasst diese Vielzahl möglicher Variablen unter dem Begriff „Zufall“ zusammen, einige der Variablen lohnen aber einer eigenen Erwähnung.

Von besonderer Bedeutung für die Ausbreitung allochorer Arten ist dabei das Vorhandensein und die Ausprägung des Vektors, ohne den keine Ausbreitung stattfinden kann (vgl. HEYDEL 2016, S. 35 f, nach GREENE 2005, JONGEJANS et al. 2007, PAZOS et al. 2013). Vor allem Zufallsereignisse wie hohe Windgeschwindigkeiten unmittelbar vor Unwettern und günstige Windrichtungen tragen zu einer verstärkten Ausbreitung bei (vgl. HEYDEL 2016, S. 35 f, nach PAZOS et al. 2013; HARPER 1977, S. 36; JOHNSON 1988, S. 183 f). Diasporen können durch Hindernisse stark in ihrer Verbreitung eingeschränkt werden. So stellen für Arten, die generell über ein eher geringes Ausbreitungspotenzial verfügen, auch Seen, Flüsse und Wälder ein wesentliches Hindernis dar (vgl. MÜLLER 1955, S. 120). Hydrochore Arten dagegen, die von Fließgewässern und Hochwasserereignissen verbreitet werden, werden vor allem durch Querbauwerke und den Uferverbau in ihrer Ausbreitung gehemmt (vgl. JOHANSSON et al. 1996, S. 597).

Des Weiteren ist zu betonen, dass große Mengen der produzierten Diasporen erst gar nicht verbreitet werden, sondern schon vor der Ausbreitung von Prädatoren aufgenommen und zerstört werden. Auch beim endozoochoren Transport werden große Teile der Diasporen zerstört (vgl. JANZEN 1971, S. 465 f). Auch dies mindert das Ausbreitungspotenzial vieler Arten erheblich.

Darüber hinaus ist zwischen der reinen Ausbreitung von Diasporen, ihrer Keimung und der tatsächlichen Etablierung der Diasporen am neuen Wuchsort zu unterscheiden. Damit die Verbreitungseinheiten zur Keimung, oder im Falle vegetativer Verbreitungseinheiten zur Bewurzelung in der Lage sind, müssen auch ihre Ansprüche an den Standort, oft auch nur an ein Mikrohabitat, erfüllt werden. Dies betrifft zum einen die abiotischen Bedingungen wie Licht, Wasserverfügbarkeit, pH-Wert des Bodens und Bodenart, aber auch die Konkurrenzsituation mit Individuen anderer Arten oder derselben Art am Ort der Keimung.

Auch die Bedingungen zur Initiierung der Keimung selbst sowie ein Schutz vor Prädatoren müssen hier gegeben sein. In der Literatur wird daher von so genannten „safe sites“ gesprochen (vgl. HARPER 1977, S. 112; VAN DER PIJL 1982, S. 120; BONN & POSCHLOD 1998, S. 29, nach KOLLMANN 1992, HARPER 1977, FENNER 1985).

Für viele Arten, vor allem diejenigen der frühen Sukzessionsstadien, ist neben der Ausbreitung ihrer Diasporen bis zu möglichen Keimorten aber auch die Persistenz der Diasporen wichtig, da eine safe site in ihrem Fall auch erst nach einer Störung neu entstehen kann. Diese Arten sind darauf angewiesen, dass ihre Diasporen im Boden bis zu diesem Zeitpunkt der günstigeren Konkurrenzsituation überdauern können (vgl. HARPER 1977, S. 99; GRIME et al. 1988, S. 37; GRIME 2002, S. 149 f; BONN & POSCHLOD 1998, S. 34).

Die ausschließliche Betrachtung von Ausbreitungskurven und möglichen Ausbreitungsdistanzen kann zu irreführenden Annahmen hinsichtlich des Verbreitungspotenzials führen, wenn nicht auch die Verbreitungsrichtung betrachtet wird. Es erscheint daher sinnvoll, hier Ausbreitungsmuster in der Fläche anzuwenden. Diese müssen dann sowohl die maximale Verbreitungsdistanz und die Ausbreitungsvektoren, die Verteilung gemäß den Ausbreitungskurven wie auch Einflussfaktoren wie Windrichtung, Fließrichtung oder größere Hindernisse berücksichtigen.

Solche vereinfachten Schemata geben keine Sicherheit, ob Zielarten sich nach Maßnahmen der Renaturierung tatsächlich wie erwartet einstellen. Jedoch ist schon in der Planungsphase bei gründlicher Untersuchung des Gewässerabschnittes und seines Umfeldes das Potenzial zur Ansiedlung abschätzbar, denn der Diasporeneintrag aus den umliegenden Gebieten bestimmt immer auch die Vegetation, die sich potenziell nach einer Renaturierung einstellen kann (vgl. HARPER 1977, S. 33).

5. Anwendung: Renaturierung der Diemel

In den letzten Kapiteln wurde deutlich, dass nach der Renaturierung von Fließgewässern auch eine Veränderung der Vegetation stattfindet. Zwar sind aufgrund der Nährstoffverhältnisse die denkbaren Vegetationsgesellschaften in aller Regel auf diejenigen der nährstoffreichen Standorte beschränkt, nichtdestotrotz kann gerade beim Zulassen neuer Dynamik am Gewässer ein Mosaik verschiedener Gesellschaften aus verschiedenen Sukzessionsstadien entstehen.

In den folgenden Kapiteln soll auf Basis dieser Erkenntnis ein Abschnitt der Diemel bei Marsberg untersucht werden. In drei Varianten wird die mögliche Entwicklung der Vegetation bei Nutzungsaufgabe oder bei verschiedenen umfänglichen Renaturierungsmaßnahmen und damit einhergehender Nutzungsaufgabe anhand der vorhandenen Vegetation prognostiziert. Ziel ist, Maßnahmen abzuleiten, um Renaturierungen auch unter Berücksichtigung der entstehenden Kosten erfolgreich zu gestalten, aber auch Einschränkungen zu treffen, welche Maßnahmen nicht zwangsläufig zielführend sind.

Projektbeschreibung

Der Gewässerabschnitt der Diemel erstreckt sich über eine Länge von 123 Metern im Unteren Diemeltal entlang eines steilen Hangs wenige hundert Meter von einer stromaufwärts liegenden Papierfabrik entfernt und fließt von dort durch den Ort Marsberg, bis die Diemel schließlich in Bad Karlshafen in die Weser mündet.

Die Parzelle liegt in der Gemarkung Marsberg-Giershagen in einem FFH-Gebiet und hat die Flurnummer 13, Zähler 199, Nenner 73 (vgl. ELIGEHAUSEN 2018, mdl.). Der Verein Planar e.V. plante zum Zeitpunkt der Arbeit eine Renaturierung des Fließgewässerabschnitts.

Die Diemel wurde in diesem Abschnitt direkt an den angrenzenden Diemelhang verlegt. Es handelt sich um einen grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach, was vor allem durch das grobkiesige Material im Gewässerbett sowie die bachbegleitenden Erlen und Eschen deutlich wird (vgl. Dahm et al. 2014, S. 75 ff). Aufgrund des hohen und steilen Ufers im Regelprofil sowie der Regulierung des Abflusses durch die stromaufwärts liegende Diemeltalsperre ist es dem Gewässer derzeit nicht möglich, über seine Ufer auf das angrenzende Grünland überzugreifen. Die Tiefe des Gewässers ist relativ gleichbleibend, ebenso gibt es nur wenige Bereiche, in denen die Strömungsgeschwindigkeit variiert. Durch diesen Umstand ist der ökologische Zustand des Gewässers als „gut“ (Aufwertungslebensraum) (Dahm et al. 2014, S. 83) zu bewerten.

Das aueseitige Ufer der Diemel ist vor allem von Gesellschaften der Klasse *Galio-Urticetea*, durchsetzt mit einzelnen Erlen und Eschen, geprägt. Kleine Offenbodenstellen im direkten Uferbereich entstehen nur in den westlichen Flächen des unteren Diemeltals durch Tritt der Rinder, die hier bis direkt an das Gewässer weiden.

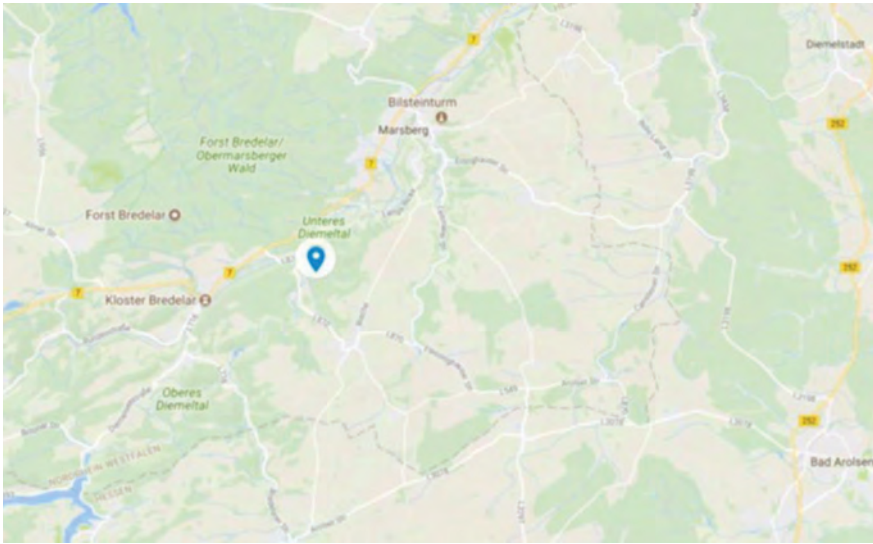


Abb. 2: Lage des Projektgebiets „Diemelrenaturierung“, erstellt mit Google MyMaps, Kartendaten: GeoBasis-DE 2018/ BKG 2009

Flussabwärts im Osten des untersuchten Gewässerabschnittes sind auch Reste einer Weichholzaue zu finden, die von *Salix alba* geprägt werden und einen Unterwuchs aus verschiedenen Sträuchern aufweisen (vgl. Abb. 3). In zwei Bereichen ist das Ufer dort niedrig genug, um Überflutung zumindest kleinräumig zu ermöglichen. Vor dem Aufwachsen von dichten *Urtica*- und *Petasites*-Beständen wird der Frühjahrsaspekt hier von *Corydalis cava* und *Ficaria verna* gebildet.

Die Grünlandfläche entlang des Gewässerabschnittes selbst wurde bis ins Jahr 2017 mit Rindern beweidet, wie Kotreste im Dezember 2017 bei der ersten Besichtigung des Gebietes zeigten. Auch das heterogene Erscheinungsbild des Grünlandes spiegelt diese Nutzung wider: Die Arten wachsen nicht gleichmäßig verteilt auf der Fläche, sondern bilden ein heterogenes Muster, verursacht durch Fraßgewohnheiten der Tiere (vgl. Lührs 1994). An einzelnen Stellen ist der Aufwuchs besonders hoch und dunkelgrün, an anderen heller und spärlicher ausgeprägt. Vereinzelte Spots mit dichtem Bewuchs von *Urtica dioica* weisen auf besonders hohen Stickstoffgehalt (also Kot- oder Geilstellen) in diesen Bereichen hin (vgl. ELLENBERG et al. 2001). Die Hangfläche ist dominiert von Gehölzen, in der Krautschicht sind nur wenige schattentolerante beziehungsweise früh blühende Arten anzutreffen.

Insgesamt liegen im direkten Uferbereich wie auch in der Weidefläche, abgeleitet über die Zeigerwerte der Vegetation nach ELLENBERG et al. (2001), überwiegend hohe Nährstoffgehalte im Boden vor. Zudem findet sich eine klare Untergliederung der Bodenfeuchtigkeit zwischen Ufer und Weide, was zu einer differenzierten Vegetationsausbildung in diesen Bereichen führen könnte.

Maßnahmen der Renaturierung

Der Verein Planar e.V. plante eine Renaturierung der Diemel auf dem beschriebenen Flurstück. Idee des ersten Vorsitzenden des Vereins Jens Eligehausen war, den alten Gewässerlauf durch umfängliche Erdbewegungen zu reaktivieren. Dazu sollten mit



Abb. 3: Überschwemmungsbereich östlich der Projektfläche. Foto: Schenkenberger 2018



Abb. 4: Uferbereich mit Petasites. Foto: Schenkenberger 2018

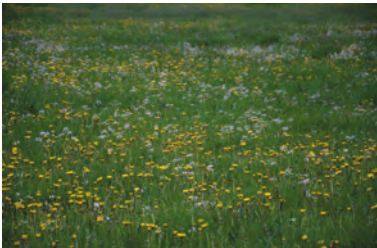


Abb. 5: Blühaspekt Ende April. Foto: Schenkenberger 2018

dem Aushubmaterial Inseln gestaltet und das aueseitige Ufer abgeflacht werden. In Anbetracht der möglichen Kosten kam aber auch eine langsame Redynamisierung der Diemel durch kleinere manuelle Eingriffe in Betracht (vgl. ELIGEHAUSEN 2018, mdl.).

Da die mögliche Gestaltung damit zum Zeitpunkt der Untersuchungen offen war, werden hier drei Varianten der Renaturierung gegenübergestellt. Die erste Variante ist die kostengünstigste, in diesem Fall wird lediglich die Nutzung eingestellt, auch eine Unterhaltung der Uferlinie erfolgt nicht mehr. In einer zweiten Variante werden nur wenige initiale Maßnahmen ergriffen, um neue Dynamik im Gewässer zu schaffen. Hierzu soll das Ufer mitsamt der steinernen Sicherung in Teilbereichen abgetragen werden; das Material ist dann vor Ort als Bühne oder Insel zur Strömungslenkung wieder einzubauen. Bei der dritten Variante soll durch größere Erdbewegungen ein neues Gewässerbett geschaffen werden. Im Zuge dieser Maßnahmen erfolgt auch der Einbau von strömungslenkenden Inseln in das Gewässerbett sowie eine Abflachung des Ufers, die auch zur Schaffung von Offenbodenbereichen beiträgt. Im Folgenden werden mögliche Entwicklungen der Vegetation, die in Anbetracht der bestehenden Vegetation im Umfeld des Projektgebietes und der Standortbedingungen vor Ort denkbar sind, dargestellt.

Variante 1: Nutzungsaufgabe ohne bauliche Eingriffe

Wenn im Projektgebiet lediglich eine Nutzungs- und Unterhaltungsaufgabe erfolgt, wird die Ansiedlung neuer Arten durch die bestehende Vegetation erschwert. Aufgrund des wenig geschwungenen Regelprofils der Diemel in diesem Bereich ist nicht anzunehmen, dass hier durch Erosion größere Offenbodenbereiche entstehen, auch die Abflussregulierung der Diemeltalsperre verhindert, dass die Diemel hier kurzfristig in der Lage sein wird, ihr Gewässerbett wesentlich umzuformen.

Daher erscheint es wenig wahrscheinlich, dass sich die von Offenboden abhängigen Arten der primären Sukzessionsstadien mit anemochoren und hydrochoren Arten in den Anfangsjahren einstellen werden. Stattdessen werden sich in der geschlossenen Pflanzendecke, die die natürliche Wiederbewaldung erheblich erschwert (vgl. PATZ 1998, S. 355 f; PERINGER & ROSENTHAL 2011, S. 3128), neben den schon existierenden Arten vor allem Arten mit großen Diasporen einstellen, da sie aufgrund des größeren

Nährstoffvorrates eine größere Etablierungschance haben (vgl. GRIME 2002, S. 187). Nach GRIME et al. (1988, S. 39) scheint eine Ansiedlung von Arten wie *Acer pseudoplatanus* und *Quercus* sp. sowie krautigen Arten mit großen Diasporen, unter anderem auch *Impatiens glandulifera*, *Galium aparine*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* und *Vicia cracca*, wahrscheinlich.

Aufgrund der Diasporengröße erscheint auch die Ansiedlung von *Fraxinus excelsior* realistisch. Zudem wird die Art nicht nur durch Wind (vgl. KLEYER et al. 2008; MÜLLER-SCHNEIDER 1986, S. 225, JOHNSON 1988, S. 183 f; LUFTENSTEINER 1982, S. 24) und Wasser (vgl. KLEYER et al. 2008; MÜLLER 1955, S. 68), sondern auch zoochor verbreitet (vgl. KLEYER et al. 2008; LUFTENSTEINER 1982, S. 24), wodurch die Ansiedlungswahrscheinlichkeit durch mehrere Vektoren erhöht wird. Auch die Diasporen von *Quercus* sind an die hydrochore Verbreitung angepasst (vgl. KLEYER et al. 2008), außerdem durch den häufigen zoochoren Transport der Eicheln (vgl. GRIME 2002, S. 165 f; VAN DER PIJL 1982, S. 29; KLEYER et al. 2008). Gleiches gilt für die Diasporen von *Acer pseudoplatanus*, die aufgrund der Flügel der Spaltfrüchte auch anemochor sind (vgl. MÜLLER 1955, S. 68; KLEYER et al. 2008; MÜLLER-SCHNEIDER 1986, S. 225, GRIME 2002, S. 162 f, LUFTENSTEINER 1982, S. 14 nach DINGLER 1889 und KOHLERMANN 1950).

Auf Basis dieser Angaben zu Ausbreitungstypen der im Projektgebiet vorkommenden Arten sowie der daraus ableitbaren Ausbreitungsentfernungen wurden die Ansiedlungspotenziale auf der Untersuchungsfläche abgebildet. Die entstehenden Muster berücksichtigen bei hydrochoren Arten die Fließrichtung des Wassers, bei anemochoren Arten die Hauptwindrichtungen im Gebiet und Hindernisse sowie die Hinweise in der Literatur, dass das Gros der Diasporen im direkten Baumumfeld verbreitet wird. Exemplarisch sei dieser Ausbreitungsvorgang für *Acer pseudoplatanus* dargestellt.

Aufgrund dieser ermittelten Potenzialräume von *Acer pseudoplatanus* und anderen im Projektgebiet bzw. in dessen Nähe vorkommenden Arten kann so genauer prognostiziert werden, welche Arten sich am Gewässer etablieren: In den ersten Jahren werden vor allem Eschen in der Fläche ansiedeln, da sie besonders zahlreich vorhanden sind und durch ihre Diasporengröße eine realistische Etablierungschance haben. Eichen und Ahorn werden ebenfalls auflaufen, jedoch vermutlich nur in kleinen Bereichen und Gehölznähe. Daneben dürften sich vor allem in den ersten Jahren die konkurrenzstarken krautigen Arten behaupten und Dominanzbestände bilden.

Ohne wesentliche Gewässerdynamik ist zu erwarten, dass die Sukzession hin zu einem Hartholzwald verläuft. Allerdings könnte das Absterben von Gehölzen, die in das Gewässerbett fallen, hier den Strömungsverlauf beeinflussen.

Im Laufe mehrerer Jahrzehnte könnte die Diemel in diesem Fall im durch das Totholz strömungsveränderten Bereich aus dem Regelprofil ausbrechen und kleinräumig durch Erosion Offenboden für frühe Sukzessionsstadien schaffen.

Die hier prognostizierte Vegetation wird also von den Arten Esche und Ahorn sowie über mehrere Jahrzehnte auch von den vorhandenen Arten des artenarmen, nährstoffreichen Grünlands dominiert. Vergleicht man dies mit dem bachbegleitenden Erlen- und Eschenwald, den DAHM et al. (2014, S. 75 ff) für Mittelgebirgsbäche wie die Diemel

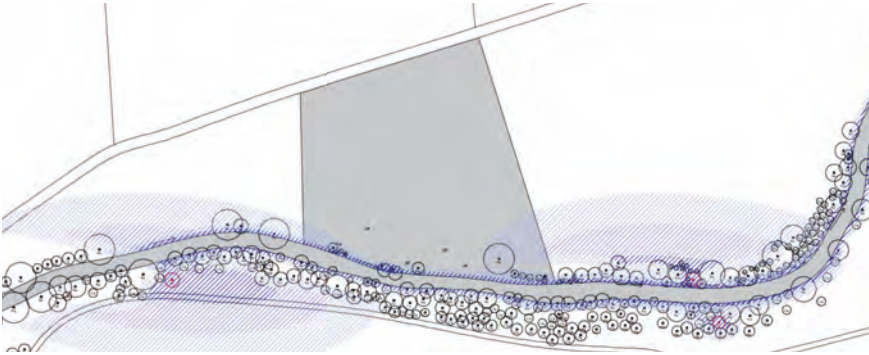


Abb. 6: Ausbreitungspotenzial von *Acer pseudoplatanus* im Projektgebiet. Zeichnung: Schenkenberger

beschreiben, ist hier eine starke Abweichung festzustellen. Diese dürfte im Wesentlichen in der fehlenden Dynamik des Bachs begründet sein. Die Diemel ist ohne diese nicht in der Lage, Keimplätze für die Erle zu schaffen, obwohl diese durch ihr verstärktes Vorkommen im Umfeld ein hohes Diasporenpotenzial hat.

Alternative Sukzessionsverläufe

Die Sukzession zur Klimaxgesellschaft muss nicht zwangsläufig derart gradlinig ablaufen. Sehr viele Einflussfaktoren am Standort könnten diesen Verlauf beeinflussen. Es ist beispielsweise denkbar, dass die Gehölzsukzession durch eine Zerstörung der Grasnarbe durch Wildtiere beschleunigt wird: In Offenboden hätten auch Arten mit kleineren Diasporen und einem hohen Ausbreitungspotenzial eine größere Etablierungschance, die Artenzusammensetzung könnte also vom ersten prognostizierten Sukzessionsverlauf stark abweichen.

Umgekehrt könnte aber auch die Konkurrenzstärke der krautigen Arten derart groß sein, dass sich Stadien mit krautigen Arten und Hochstauden über mehrere Jahrzehnte halten, was eine Sukzession zu einem potenziellen Klimaxzustand erheblich verzögern würde.



Abb. 7: Projektgebiet nach zehn Jahren.
Zeichnung:
Schenkenberger

Diese drei Sukzessionsverläufe zeigen, wie schwer die Prognose des tatsächlichen Verlaufs der Sukzession ist. Zu viele Variablen sind nicht klar kalkulierbar und tragen zu einem „chaotischen“ Verhalten der Vegetationsentwicklung bei. In allen drei vorgestellten Fällen wurde jedoch deutlich, dass die Diemel bei Nutzungsaufgabe kaum an Dynamik gewinnt, wodurch die Entstehung eines Habitatmosaiks sowie eine Verbesserung der Gewässerstruktur äußerst unwahrscheinlich erscheint.

Variante 2: Initiierung neuer Dynamik

Anstatt die Nutzung im Gebiet aufzugeben, könnten auch kleinteilige Maßnahmen ergriffen werden, um die Strömung der Diemel gezielt gegen das Ufer zu lenken, dort den Uferverbau zu schwächen und so neue Dynamik zu schaffen. Diese Maßnahmen könnten in Handarbeit ohne Maschineneinsatz geschehen. Das am Ufer abgetragene Material könnte vor Ort als Bühne oder Insel zur Strömunglenkung wieder eingebaut werden (vgl. NÖRPEL & LESSER 1995, S. 82 f; GUNKEL 1996e, S. 354 f; GUNKEL 1996g, S. 366; HOSTMANN & KNUTTI 2002, S. 70; DWA 2010, S. 15).

Mit diesen Maßnahmen bliebe zwar die Grünlandstruktur im Wesentlichen erhalten, die Diemel selbst würde aber in ihrer Sohlstruktur aufgewertet, wodurch sich ihr Strukturtyp nach DAHM et al. (2014, S. 75) verbessern könnte. Zugleich würden in direkter Ufernähe kleine Offenbodenbereiche entstehen, die durch die direkte Angliederung an das fließende Wasser Keimplätze für hydrochor verbreitete Annuellen bieten könnten. Auch das Aufkommen von Gehölzen der Weichholzaue im direkten Uferumfeld erscheint möglich.

Mit dem fortschreitenden Wachstum von Weiden und/oder Erlen am Ufer ist anzunehmen, dass diese das Ufer zunehmend befestigen, so dass die Diemel hier in ihrer Dynamik schon nach wenigen Jahren wieder eingeschränkt wird. Eine Zerstörung etablierter Individuen durch die Strömung erscheint wenig wahrscheinlich, da die stromaufwärts liegende Diemeltalsperre verstärkte Strömungen und Hochwasserereignisse verhindert.

Gleichzeitig entwickeln sich die Gehölze der Hartholzaue im Schutz der Primärwaldstadien. Durch die zunehmende Schattierung nimmt die Konkurrenzkraft der krautigen Arten ab; zugleich können nun neue Arten durch Zoochorie eingetragen werden. Vor allem ornithochore Arten können sich hier ausbreiten (vgl. RIDLEY 1930, S. 335, 361 f; MÜLLER 1955, S. 88, 92 f).

Mit der weiteren Unterbindung von dynamischen Prozessen am Ufer sowie zunehmender Schattierung durch die dort etablierten Weiden und Erlen werden die dort potenziell aufgewachsenen kurzlebigen und an die Dynamik angepassten Arten wieder verschwinden, auch lichtbedürftige Arten können sich nicht halten. Eine Entwicklung eines zweistufigen Auwaldes mit Erlen- und Weidengürtel am Ufer und artenreicher Hartholzaue auf der ehemaligen Weide erscheint möglich.

Jedoch kann auch hier unter Einbeziehung der nicht kalkulierbaren Variablen wie Störung, Prädation oder ähnliches die Sukzession über andere Wege verlaufen oder erheblich verzögert werden, vor allem in Bezug auf die Grünlandfläche. Auch ist denkbar, dass die im westlichen Ende des Gebiets wachsende neophytische Art *Impatiens glandulifera* anstatt der Annuellenfluren am Ufer schnell Dominanzbestände bildet und

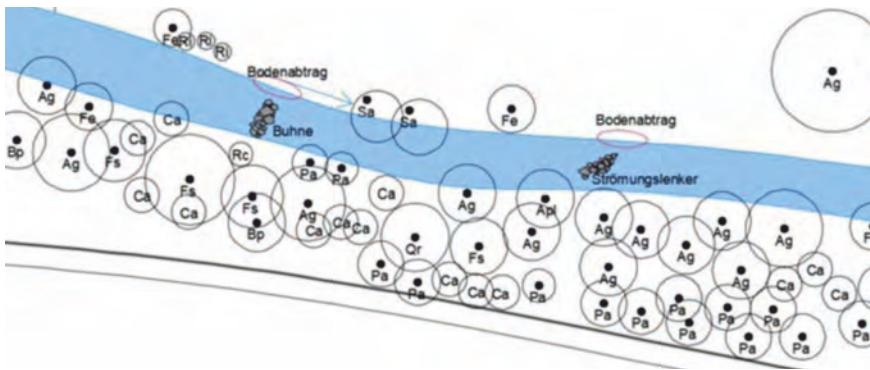


Abb. 8: Maßnahmen zur Initiierung der Gewässerdynamik. Zeichnung: Schenkenberger

so die Etablierung von Gehölzen verzögert, die Dynamik des Gewässers länger erhält und so zu einer stärkeren Veränderung des Gewässerverlaufs bei gleichzeitiger Unterdrückung schwächerwüchsiger Vegetation beiträgt (vgl. GRIME 2002, S. 168, 180).

Variante 3: Bauliche Veränderung des Gewässerverlaufs

Alternativ könnte der Verein Planar e.V. auch umfanglichere Umgestaltungen durchführen, auch unter Zuhilfenahme größerer Maschinen zur Erdbewegung. Wenn der Verein den ursprünglichen Gewässerverlauf wiederaufnimmt, die Ufer abflacht und strömunglenkende Inseln gestaltet, könnte die Diemel in diesem Abschnitt hin zu einem sehr guten Strukturtyp entwickelt werden (vgl. DAHM et al. 2014, S. 75). Dies deckt sich auch mit den Empfehlungen, die das Merkblatt DWA-M 610 (S. 55) für diesen Gewässertyp formuliert. Durch die Maßnahmen würden auch Offenbodenstellen entstehen, die wiederum für die Entwicklung einer Initialvegetation von besonderer Bedeutung wären (vgl. GRIME 2002, S. 250; SALISBURY 1942, S. 128). Gleichzeitig könnten trotz der Abflussregulierung durch die Ausgestaltung flacherer Ufer zumindest kleinflächig auch Überschwemmungsbereiche entstehen.

Im ersten Jahr nach der Renaturierung werden die Offenbodenbereiche der Fläche voraussichtlich von kurzlebigen krautigen Arten dominiert sein, die von einzelnen Gehölzkeimlingen ergänzt werden. Vor allem wenn die Renaturierung im zeitigen



Abb. 9: Projektgebiet nach zehn Jahren.
Zeichnung:
Schenkenberger

Frühjahr erfolgt, könnten die ersten Weiden und Erlen schon sehr zeitig auflaufen, bei einer späteren Durchführung wären die Diasporen schon ausgeflogen (vgl. BART-ELS 1993, S. 127); und die Arten der Diasporenbank und krautige R-Strategen würden die Mehrzahl der Offenbodenbereiche besiedeln.

Auch ein Auftreten von der neophytischen *Impatiens glandulifera* scheint nicht unwahrscheinlich, da sie bereits im Westen der Probefläche vorkommt und sich so leicht auf den Offenbodenbereichen etablieren könnte.

In den ersten Jahren der Entwicklung ist zu erwarten, dass der Gehölzaufwuchs eher undifferenziert ist. Es entsteht ein dichter Jungwuchs von Pioniergehölzen, der gemeinsam mit wuchskräftigen, ausdauernden Arten der Krautvegetation die kurzlebigen R-Strategen verdrängt. Sollte der Oberboden bei den Maßnahmen entfernt worden sein und die Sukzession so auf Rohboden stattfinden, ist durch die fehlende Diasporenbank eine verzögerte Entwicklung zu erwarten (vgl. VOSER & KOBE 1995, S. 29).

In den Folgejahren differenzieren sich entsprechend der hydrologischen Bedingungen im Boden ein Weichholz- und ein Hartholzaugürtel in der Fläche aus. Durch die neuen Habitatbedingungen wandern auch Tiere in die Fläche ein, die Diasporen weiterer Arten eintragen. In direkter Nähe zum Ufer bei ausreichender Erosion können sich auch krautige Gesellschaften halten, vor allem bei wiederkehrenden Hochwasserereignissen. Vergleicht man diese potenzielle Entwicklung des Projektgebiets mit der Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustandes nach DAHM et al. (2014, S. 75 ff), dann entspricht das Bild der Diemelau 50 Jahre nach Renaturierung dem beschriebenen Zustand besser als die prognostizierte Entwicklung bei Nutzungsaufgabe. Dieser Umstand liegt vor allem durch die Umformung des Gewässerbettes begründet, durch die Inseln, Laufaufweitungen und Nebengerinne sowie eine wechselnde Strömungsgeschwindigkeit geschaffen wurden.

6. Schlussfolgerung: Bezug auf Ausgangsthese

Die Betrachtung der geplanten Renaturierung an der Diemel mit drei verschiedenen Entwicklungsszenarien führt zurück zur Ausgangsfrage, mit der sich diese Arbeit beschäftigt: **Wie sind Maßnahmen der Renaturierung zu gestalten, damit sich die gewünschten Zielarten der Vegetation einstellen und halten?**

Es finden sich in der Literatur immer wieder Hinweise auf große Ausfälle der eingebrachten Gehölze in den ersten Jahren nach der Pflanzung. Dies könnte sowohl in einer nicht standortgemäßen Pflanzenauswahl begründet sein als auch in fehlender Pflege bei hoher Konkurrenz durch die bereits im Gebiet vorhandene Vegetation.

Dadurch erscheinen vor allem vegetationstechnische Maßnahmen in Teilen nicht zielführender als eine un gelenkte Sukzession, die, wie in der Betrachtung des Beispiels Diemel deutlich wurde, langfristig zur gleichen Zielvegetation führen würde. Der Vergleich der Vegetationssukzession an der Diemel bei Nutzungsaufgabe und bei Renaturierung hat außerdem gezeigt, dass erst bei einer Veränderung der hydrologischen Verhältnisse auch die Gesellschaften der Vegetation, die krautigen Arten wie auch die Gehölzbestände betreffend, beeinflusst werden. Hier zeigt sich deutlich, dass die Ausprägung der Vegetation wesentlich vom Standort und dessen Hydrologie bedingt ist.



Abb. 10: Projektgebiet ein Jahr nach Renaturierung. Zeichnung: Schenkenberger

Ein weiterer limitierender Faktor ist die **Dynamik** des Gewässers. Bei Betrachtung der Diemel zeigt sich, dass bei geringer Gewässerdynamik, die durch Veränderung des Bodenprofils entstehen könnte, die Vegetation beeinflusst würde. Ohne ein wiederkehrendes Hochwasserregime, das die Sukzession zum Wald unterbricht, oder andere Störungen, entwickelt sich allerdings langfristig immer eine standortangepasste Waldgesellschaft in der Aue.

Weiterhin ist auch das **Diasporenpotenzial** ein ausschlaggebender Faktor für die Vegetationsentwicklung sowohl nach Renaturierung als auch nach Nutzungsaufgabe. Hier ist zum einen zu untersuchen, welche Arten noch in der Diasporenbank vorhanden sind und welche Arten durch Diasporentransport zur Fläche gelangen können. Für das Überleben von kurzlebigen Arten ist dabei eine intakte Diasporenbank von großer Bedeutung.



Abb. 11: Projektgebiet zehn Jahre nach Renaturierung. Zeichnung: Schenkenberger

Die Auseinandersetzung mit den Ausbreitungsmustern bestimmter Arten hat aber auch verdeutlicht, dass eine differenzierte Auseinandersetzung mit den maximal erreichbaren Ausbreitungsdistanzen und der Ausbreitungseinschränkung durch Ausbreitungshindernisse bei der Prognose der Vegetationsentwicklung essenziell ist, um abschätzen zu können, ob sich die Zielarten, die auf Basis der Standortbedingungen abgeleitet werden sollten, sich tatsächlich einstellen können.

Der vierte limitierende Faktor der Vegetationsentwicklung nach Renaturierung ist die **Zeit**. In Abhängigkeit der Ausgangssituation kann es Jahrzehnte dauern, bis sich eine Klimaxvegetation entwickelt. Offenboden könnte die Entwicklung beschleunigen. Gleichzeitig ist anzunehmen, dass die Sukzession ohne die Störungen der Hochwaserdynamik gleichförmiger hin zum Klimaxstadium verläuft.

Nicht zuletzt schränkt auch das verfügbare **Budget** die Bandbreite der umsetzbaren Maßnahmen erheblich ein. Die Prognose der Kosten sollte schon in der Planungsphase wesentliche Berücksichtigung finden.

Diese fünf limitierenden Faktoren Standort, Dynamik, Diasporenpotenzial, Zeit und Budget und deren korrespondierende Eigenschaften sind bei der Konkretisierung von Maßnahmen zu beachten. Dabei sind nicht nur die Einschränkungen relevant, die diese Faktoren für die Ausgestaltung der Maßnahmen ergeben, sondern auch die Wechselwirkungen: Durch eine Erhöhung des Faktors Budget beispielsweise könnten die Faktoren Standort und Dynamik beeinflusst werden, gleichzeitig hätte dies auch Auswirkungen auf den Faktor Zeit. Letztgenannter Faktor könnte auch durch eine Beeinflussung des Faktors Diasporenpotenzial verändert werden.

Maßnahmen

Auf dieser Basis können drei Szenarien abgebildet werden, in deren Rahmen verschiedene Maßnahmen zur Zielerreichung unter Berücksichtigung verschiedener Zeithorizonte und unterschiedlicher Verfügbarkeit von finanziellen Mittel dazu möglich sind. Sie bieten eine Orientierung, selbstverständlich sind zahlreiche Zwischenstufen in der Ausgestaltung denkbar.

Die **kostengünstigste Variante** dabei ist, lediglich die **Nutzung aufzugeben**, aber auf bauliche oder vegetationstechnische Maßnahmen zu verzichten. Hierbei ist davon auszugehen, dass sich über kurz oder lang eine Gesellschaft aus Gehölzen entwickeln wird. Voraussichtlich wird keine Veränderung der hydrologischen Situation eintreten, womit die Ausbildung einer an Überflutungen angepassten Weichholzaue nicht wahrscheinlich ist. Stattdessen werden sich Gehölze trockenerer Standorte in der vorhandenen Vegetation durchsetzen. Annuellenfluren sind nicht zu erwarten. Die Artenzusammensetzung ist dabei abhängig von den abiotischen und biotischen Faktoren am Standort. Hier spielen nicht nur Variablen wie Nährstoffverhältnisse, Feuchtigkeit, Temperatur und Licht sowie Diasporenpotenzial in der Umgebung ein; auch die Aktivität von Tieren als Vektor, als Störung zur Schaffung von Offenboden oder als Prädatoren können diese Entwicklung erheblich verzögern, beschleunigen oder die Artenzusammensetzung verändern.

Alternativ könnten, sofern zumindest **begrenzt Gelder für die Durchführung von Maßnahmen** zur Verfügung stehen, bauliche Eingriffe vorgenommen werden, um Querbauwerke und seitlichen Verbau am Gewässer zu entfernen und durch Erdbewegungen die Aue mit dem Gewässer zu verbinden.

Bei dieser Alternative würde sich auf den entstandenen Offenbodenstellen schnell neue Vegetation einstellen. In Abhängigkeit des Diasporenpotenzials im Boden und der Standortverhältnisse können auch kurzlebige Arten hier aufwachsen. Zumindest vorübergehend könnte so ein artenreiches Mosaik aus Gesellschaften entstehen. Nach einer Phase mit hoher Artenvielfalt wird sich aber auch hier, sofern das Gewässer keine ausreichende Dynamik entwickeln kann, ein mehr oder minder homogener Auwald oder Dauerstadien von früheren Sukzessionsstadien entwickeln.

Sollte die Dynamik dagegen nicht oder nur geringfügig durch Abflussregulierungen eingeschränkt sein, ist vorstellbar, dass allmählich eine Mäanderbildung erfolgen kann. Durch diese Eigendynamik könnte auch die Sukzession zu einer homogenen Endgesellschaft in Teilbereichen durch Erosion und Hochwasserereignisse unterbrochen werden. Eine Entstehung eines solchen Habitatmosaiks kann dabei Jahrzehnte dauern. **Eine Pflanzung der Zielvegetation ist in dieser Variante nicht notwendig, da sich eine standortgerechte Vegetation über kurz oder lang von allein einstellt – auch wenn diese nicht unbedingt dem Leitbild entspricht!**

Als dritte Alternative kann auch eine **größere Investition** in Erwägung gezogen werden. Dabei könnte neben ausführlicheren Erdbewegungen auch die Pflanzung angedacht werden, die aber dem Standort entsprechend erfolgen sollte. So könnten auch Zielarten, die nicht im Umfeld vorhanden und auch nicht in der Diasporenbank zu erwarten sind, gezielt angesiedelt werden. Zudem könnte die Vegetation des Leitbildes durch die Ansiedlung dieser Arten positiv beeinflusst und die Zielerreichung beschleunigt werden. Dabei könnte mithilfe der Vegetation sogar, bei Anwendung ingenieurb biologischen Wissens, die Dynamik des Gewässers positiv beeinflusst werden, wenn irreversible Bauwerke geschützt werden müssen oder aber die Strömung gezielt umgelenkt werden soll, um an anderer Stelle Erosion und Mäanderbildung zu fördern.

Jedoch ist zu betonen, dass für eine langfristige Erhaltung eines solchen Mosaiks aus verschiedenen Sukzessionsstadien der Faktor **Dynamik** absolute Relevanz hat. Ohne Dynamik werden auch bei hohem Kostenaufwand mittel- bis langfristig homogene Wälder entlang der Fließgewässer entstehen, die nicht zwangsläufig dem gesetzten Leitbild entsprechen.

Diese Dynamik könnte jedoch, sofern sie nicht wiederherstellbar ist, durch eine **gezielte Nutzung** „ersetzt“ werden. Dabei kommen entweder eine extensive Mahd oder ein extensives Beweidungsregime in Frage. Dabei könnte das Tiermaul, der Tritt des Weideviehs beziehungsweise der Schnitt des Mähers die Sukzession zum Wald unterbrechen.

7. Literaturverzeichnis

- Antons, C. (2011). Evaluation ausgewählter Revitalisierungsprojekte an Fließgewässern des Mittelgebirges. In S. Jähnig, D. Hering, & M. Sommerhäuser, *Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle. Limnologie aktuell, Band 13* (S. 23-42). Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Bartels, H. (1993). *Gehölzkunde. Einführung in die Dendrologie*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- Bonn, S., & Poschlod, P. (1998). *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie, 3. Auflage*. Wien: Springer Verlag.
- Bundesamt für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMU). (06. 01 2017). *Zustand der Oberflächengewässer*. Von <https://www.bmu.de/themen/wasser-ressourcen-abfall/binnengewasser/fluesse-und-seen/zustand-der-oberflaechengewasser> abgerufen
- Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz. (31. 07 2009). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG).
- Dahm, V., Kupilas, B., Rolaufts, P., Hering, D., Haase, P., Kappes, H.,[...] Wagner, F. (2014). Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. *Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“*. Dassau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2010). DWA Regelwerk Merkblatt DWA-M 610. *Neue Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern*. Hennef.
- Dierßen, K. (1996). *Vegetation Nordeuropas*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- Ehlert, T., Pottgiesser, T., Koenzen, U., Kurth, A., Ahn, B., van den Boom, A.[...] , Wermter, P. (2001). Merkblätter Nr. 29: *Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer*. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- Eligehausen, J. (12. 04 2018). Mündliche Vorstellung der geplanten Maßnahmen von planar.eV an der Diemel bei Marsberg.
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. Auflage*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., & Werner, W. (2001). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Auflage. Scripta Geobotanica XVIII*. Göttingen: Verlag Erich Goltze.
- Friske, V., Heimler, J., Kändler, J., Löffler, H., Vobis, H., Lehann, M., [...] Fleischhacker, T. (2005). *Naturnahe Fließgewässer in Baden-Württemberg - Referenzstrecken*. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Grime, J. P. (2002). *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties. Second edition, reprinted*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd.
- Grime, J., Hodgson, J., & Hunt, R. (1988). *Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species*. London: Unwin Hyman Ltd.
- Gunkel, G. (1996a). Vorgaben für den naturnahen Ausbau kleiner Fließgewässer. In Gunkel, G. (Hg.), *Renaturierung kleiner Fließgewässer* (S. 269-271). Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Gunkel, G. (1996b). Gewässerpflege und -unterhaltung. In Günter, G. (Hg.), *Renaturierung kleiner Fließgewässer* (S. 258-269). Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Gunkel, G. (1996c). Naturnahe Gestaltung eines Gewässers. In G. (. Gunkel, *Renaturierung kleiner Fließgewässer* (S. 337-359). Jena: Gustav Fischer Verlag.

- Gunkel, G. (1996f). Wilderness und Selbstentwicklung. In G. Gunkel, *Renaturierung kleiner Fließgewässer* (S. 278-280). Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Gunkel, G. (1996g). Remäandrierung. In G. Gunkel, *Renaturierung kleiner Fließgewässer* (S. 359-366). Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Harper, J. L. (1977). *Population Biology of Plants*. London: Academic Press.
- Heydel, F. (2016). *Phenology of seed ripening, release and wind dispersal*. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften. Fachbereich Biowissenschaften der Johann-Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Main. Frankfurt.
- Hostmann, M., & Knutti, Andreas. (2002). *Befreite Wasser. Entdeckungsreise in revitalisierte Flusslandschaften der Schweiz*. Zürich: Rotpunktverlag.
- Janzen, D. H. (1971). Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 2, S. 465-492.
- Johannson, M. E., Nilsson, C., & Nilsson, E. (1996). Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7, S. 593-598.
- Johnson, W. C. (1988). Estimating dispersibility of *Acer*, *Fraxinus* and *Tilia* in fragmented landscapes from patterns of seedling establishment. *Landscape Ecology* 3, S. 175-187.
- Jürging, P., & Patt, H. (2005). Entwicklungsziele. In Jürging, P. & Patt, H. (Hg.), *Fließgewässer- und Auenentwicklung* (S. 134-151). Berlin: Springer Verlag.
- Kerner von Marilaun, A. (1863). *Das Pflanzenleben der Donauländer*. Innsbruck: Verlag der Wagner'schen Universitäts-Buchhandlung.
- Kleyer, M.; Bekker, R.M.; Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K.; Sonnenschein, M.; Poschlod, P.; van Groenendael, J.M., Klimes, L.; Klimesová, J.; Klotz, S.; Rusch, G.M.; Hermý, M.; Adriaens, D.; Boedeltje, G.; Bossuyt, B.; Dannemann, A.; et al. (25. 05 2018). *The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora* (2008). Von <https://www.uni-oldenburg.de/en/landeco/research/leda/> abgerufen
- Korn, N., Jessel, B., Jasch, B., & Mühlingshaus, R. (2005). *Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft ; Ergebnisse des F+E-Vorhabens 802 82 100 des Bundesamtes für Naturschutz*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
- Luftensteiner, J. W. (1982). *Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich*. Stuttgart: Schweizerbart.
- Lyr, H., & Hoffmann, G. (1992). Wachstum - Einflußfaktoren. In H. Lyr, H. J. Fiedler, & W. Tranquillini, *Physiologie und Ökologie der Gehölze* (S. 397-438). Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Müller, P. (1955). *Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes Rübel in Zürich*, 30. Heft. Bern: Verlag Hans Huber.
- Müller-Schneider, P. (1986). *Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts der eidg. Hochschule, Stiftung Robel*, 85. Heft. Zürich: ETH, Stiftung Rübel.
- Mutz, M., Schließ, J., & Orendt, C. (2001). *Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte, Band 33*. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.
- Nörpel, M., & Lesser, H. (1995). *Renaturierung der Fließgewässer, geht das überhaupt?* Frankfurt: Arbeitsgruppe Gewässerökologie.
- Patt, H., Jürging, P., & Kraus, W. (2011). *Naturnaher Wasserbau - Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.

- Patz, G. (1998). Auwaldregeneration in der Lenzener Elbaue. In W. Geller, P. Punčochář, D. Bornhöft, J. Bouček, H. Feldmann, H. Guhr, . . . O. Uhlmann, *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe*. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar (S. 355-356). Stuttgart/Leipzig: B. G. Teubner.
- Peringer, A., & Rosenthal, G. (2011). Establishment patterns in a secondary tree line ecotone. *Ecological Modelling* 222, S. 3210-3131.
- Richtlinie. (23. 10 2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmes der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik. *Wasserrahmenrichtlinie*.
- Ridley, H. N. (1930). *The dispersal of plants throughout the world*. Ashford: L. Reeve & Co., Ltd.
- Roni, P., Pess, G., Hanson, K., & Pearsons, M. (2013). Selecting Appropriate Stream and Watershed Restoration Techniques. In P. Roni, & T. Beechie, *Stream and Watershed Restoration. A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats* (S. 144-188). Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Salisbury, E. J. (1942). *The Reproductive Capacity of Plants*. London: G. Bell and Sons.
- Stoll, S. (31. 08 2017). Berufungsvortrag Gewässerökologie. Universität Kassel.
- Timm, T., van der Bom, A., Ehlert, T., Podraza, P., Schuhmacher, H., & Sommerhäuser, M. (1999). *Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen*. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- van der Pijl, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*, 3. rev. and expanded ed. Berlin: Springer Verlag.
- van Looy, K. (2011). Restoring river grasslands: Influence of soil, isolation and restoration technique. *Basic and Applied Ecology* 12, S. 342-349.
- Voser, P., & Kobe, U. (1995). *Naturschutzgebiet Glatt-Hochfelden. Die ersten 156 Jahre eines neu angelegten Auenreservates - Veröffentlichung der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich im Anschluss an den Jahrgang 139 der Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*. Sarnen: Ehrli Druck AG.

Bildnachweis: Alle Abbildungen von der Autorin