



Praxisleitfaden zur Weichholzauben-Etablierung an Bundeswasserstraßen

Ein Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz



Verfasser:

- Eva Mosner und Ilona Leyer, Fachbereich Biologie, AG Naturschutzbiologie, Philipps-Universität Marburg
- Sandra Schneider und Boris Lehmann, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Abt. Wasserbau, Karlsruher Institut für Technologie (ehem. Universität Karlsruhe)
- Holger Galonska, Amt für Forstwirtschaft Kyritz

gefördert durch



Vorwort

Eine zentrale Frage beim Vorlandmanagement unserer Flüsse beschäftigt seit Jahren Natur- und Hochwasserschutz gleichermaßen und wird häufig als Konflikt wahrgenommen:

Auwaldentwicklung und Hochwasserschutz – Wie passt das zusammen?

Auf der einen Seite ist unzweifelhaft, dass durch die bisherige Nutzung Auwälder auf ein Minimum reduziert wurden. Ihre Gefährdung und ihre Schutzbedürftigkeit stehen außer Frage und auf Basis verschiedener nationaler und internationaler Richtlinien und Gesetze wird versucht, Auwälder wieder zu etablieren. Auf der anderen Seite ist bekannt, dass Gehölzbewuchs, an falscher Stelle platziert, die Hochwassergefahr verschärfen kann. Vor dem Hintergrund der dramatischen Hochwasserereignisse der letzten Jahre werden daher Planungen zur Auwaldregeneration häufig kritisch gesehen.

An dieser Stelle setzte das interdisziplinäre Projekt **KoWeB** - „**K**onzept zur **W**eichholzauen-Etablierung an **B**undeswasserstraßen als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz“ an, das zum Ziel hatte, einen Lösungsweg zu erarbeiten, der den Belangen von Hochwasser- und Naturschutz an Bundeswasserstraßen Rechnung trägt und als Instrument bei der Erarbeitung eines nachhaltigen Flussgebietsmanagements eingesetzt werden kann.

Der vorliegende Leitfaden richtet sich an die Akteure im Flussgebietsmanagement. Er präsentiert das entwickelte Verfahren zur Identifizierung von ökologisch und hydraulisch geeigneten Bereichen zur Weichholzauen-Entwicklung mit einer genauen Darstellung der eingesetzten Methoden. Am Beispiel des Modellgebietes „Bälow-Rühstädter Bogen“ (Brandenburgische und Sachsen-Anhaltinische Elbaue) werden das Konzept und die Verfahrensschritte anschaulich erläutert. Darüber hinaus findet der Leser konkrete Informationen zum Vorgehen von Weichholzauen-Pflanzungen, die auf genetischen Untersuchungen zur Auswahl geeigneten Pflanzmaterials und den langjährigen Erfahrungen von Auwald-Neuanlagen basieren.

Ohne die vielfältige Unterstützung verschiedenster Institutionen, Organisationen und Personen wäre dieses Projekt nicht möglich gewesen. Wir möchten uns herzlich für die Erteilung der notwendigen Genehmigungen bei den Kreisen Prignitz und Stendal und für wichtige Informationen zu Gebieten und Flächen bei den Biosphärenreservatsverwaltungen „Flusslandschaft Elbe“ und anderen Behörden bedanken. Der Naturschutzfonds Brandenburg und die Stadt Werben haben Pflanzflächen bereitgestellt, die Bundesanstalt für Wasserbau, die Bundesanstalt für Gewässerkunde, die Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost Karten- und Datenmaterial und Leica Geosystems ein GPS-System.

Ihnen gilt unser Dank ebenso wie den Personen, die uns bei der Arbeit und dem Leben vor Ort unterstützt haben. Danken möchten wir ebenfalls den Mitgliedern des Projekt-Beirates, die uns mit ihrer Expertise und Erfahrung begleitet haben. Das Projekt wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert. Für ihr Engagement und die Unterstützung durch Herrn Dr. Wachendörfer bei der Durchführung des Projektes möchten wir uns herzlich bedanken.

Marburg und Karlsruhe, Dezember 2010

Das KoWeB-Team

Inhalt

1. Einführung	1
2. Grundlagen	4
2.1. Weichholzauenökologische Grundlagen	4
2.2. Anforderungen an den Hochwasserschutz	5
2.2.1. Der Bemessungsabfluss.....	5
2.2.2. Der Hochwasserneutralitätsnachweis.....	5
2.2.3. Der maximal zulässige Wasserstand.....	6
2.2.4. Der Nachweis der Hochwasserverträglichkeit	6
2.3. Datengrundlage	6
2.4. Einführung in das Modellgebiet.....	8
3. Modul Habitatprognosemodellierung	9
3.1. Grundlagen der Habitatprognosemodellierung	9
3.1.1. Was sind Habitatprognosemodelle?	9
3.1.2. Methodisches Vorgehen bei der Habitatprognosemodellierung.....	11
3.2. Anwendung der Habitatprognosemodellierung von Weichholzauen im Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“	12
3.2.1. Biologische Eingangsdaten.....	12
3.2.2. Hydrologische Eingangsdaten.....	14
3.2.3. Das Habitatprognosemodell für Weichholzauen im Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“	16
3.3. Ergebnisse der Habitatprognosemodellierung als ökologische Grundlage für die Auswahl geeigneter Pflanzflächen.....	18
3.3.1. Zonierung der Weichholzauenvegetation - die Bedeutung der Umweltvariable „Mittlerer Wasserstand“.....	18
3.3.2. Bedeutung von Wasserstandsschwankungen	20
3.3.3. Quantifizierung geeigneten Habitats	21
4. Modul: Hydrodynamisch-numerische Strömungs- und Wasserstandssimulation	23
4.1. Hochwasserentstehung	23
4.2. Typen hydrodynamisch-numerischer Simulationsmodelle	25
4.3. Modellerstellung und Visualisierung der Ergebnisse	26
4.4. Vegetationsspezifische Widerstandsbeiwerte für die HN-Modellierung.....	27
4.5. HN-Modell für das Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“	30

5. Identifizierung ökologisch und hydraulisch geeigneter Bereiche zur Weichholzauen-Etablierung	32
5.1. Methode zur Identifizierung geeigneter Pflanzflächen.....	32
5.1.1. Stufe 1 - Daten-Input und Verschneidung	32
5.1.2. Stufe 2 – Flächenauswahl	33
5.1.3. Stufe 3 - Hydraulische Bewertung zusätzlicher Pflanzungen	33
5.2. Identifizierung von Weichholzauen-Etablierungs-flächen am Beispiel des Modellgebietes „Bälow-Rühstädter Bogen“	36
5.2.1. Stufe 1 - Daten-Input und Verschneidung (Schritte 1-3)	36
5.2.2. Stufe 2 - Flächenauswahl (Schritte 4-5).....	37
5.2.3. Stufe 3 - Hydraulische Bewertung zusätzlicher Pflanzungen (Schritte 6-9).....	39
5.3. Einfluss der Anströmgeschwindigkeit auf den Wasserspiegelanstieg	41
5.3.1. Fall 1: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,3 m/s	41
5.3.2. Fall 2: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,4 m/s	42
5.3.3. Fall 3: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,7 m/s	43
6. Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten	44
6.1. Warum genetische Untersuchungen?.....	44
6.2. Populationsgenetische Untersuchungen	46
6.2.1. Auswahl der untersuchten Art, Probennahme und genetische Analysen .	46
6.2.2. Auswertung zu klonalen Mustern und zur genetischen Diversität	49
6.3. Empfehlung zur Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten	55
6.4. Fachbegriffe zur Populationsgenetik	58
7. Praktische Durchführung von Weichholzauenpflanzungen	61
7.1. Genehmigungen.....	61
7.2. Werbung des Vermehrungsgutes	62
7.3. Planung der Pflanzung.....	64
7.4. Pflanzverfahren.....	65
7.5. Schutz und Pflege der Pflanzung	66
8. Fazit und Ausblick	67

Literatur	68
Anlage 1: Grundlagen der Habitatprognosemodellierung.....	75
Anlage 2: Verallgemeinerte lineare Modelle als Modellierungstechnik	79
Anlage 3: Ermittlung von Grundwasserflurabständen und Überflutungsdauern.....	80
Anlage 4: Ermittlung von Wasserstandsschwankungen.....	87
Anlage 5: Aufbau und Funktionsweise eines 2D-HN Modells.....	90
Anlage 6: Hydraulische Widerstandswerte für Vegetation	93
Anlage 7: Mikrosatelliten – ein genetisches Markersystem.....	106

1. Einführung

Auwälder sind prägende Elemente von Auenlandschaften. Sie bieten Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten, beeinflussen den Nährstoffkreislauf innerhalb der Aue, haben einen wichtigen Einfluss auf die Wasserqualität und stabilisieren mit ihren Wurzelstrukturen Ufer- und Vorlandbereiche (FISCHENICH 2001). Zudem dienen sie als Retentionsraum und können damit zum Hochwasserschutz der Unterlieger beitragen. Allerdings sind Auwälder - und speziell die durch Weiden und Schwarz-Pappel charakterisierten mitteleuropäischen Weichholzaeuwälder - aus dem heutigen Landschaftsbild der Auenlandschaften weitestgehend verschwunden. Die Gründe liegen vor allem in der großflächig verbreiteten landwirtschaftlichen Nutzung der Auen und in dem Ausbau und der Regulierung unserer Flüsse für vielfältige Nutzungen wie Schifffahrt, Stromerzeugung und Hochwasserschutz. Flussbegleitende Weichholzaeuwälder gehören daher in Europa und insbesondere in Deutschland zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen. Aufgrund ihres Gefährdungsgrads werden sie als ein prioritär zu behandelnder Lebensraum betrachtet, dem nach verschiedenen europäischen Richtlinien (Natura 2000, Europäische Wasserrahmenrichtlinie) eine besondere Entwicklungsbedürftigkeit zugeschrieben wird (SYSMANK 1998, RIEKEN 1994, HENRICHFREISE 1996). Der Schutz der letzten verbleibenden und die Etablierung neuer Weichholzaeuwälder werden daher als wichtige Ziele des Naturschutzes angesehen.

Vor dem Hintergrund der Hochwasserereignisse der letzten Jahre nehmen zurzeit die zuständigen Behörden bei der Bewilligung neuer Anpflanzungen in Überflutungsgebieten eine eher ablehnende Haltung ein, da Bewuchs im Vorland von Flüssen unter bestimmten Voraussetzungen zu einer Erhöhung des Wasserspiegels im Hochwasserfall führen kann.

Dieser Konflikt zwischen Natur- und Hochwasserschutz macht deutlich, wie wichtig die Entwicklung eines Konzepts zur Vereinbarung beider Belange ist. Dabei spielen folgende zwei Aspekte eine besondere Rolle:

- 1) Der Standort der Neu-Anpflanzungen muss den Habitatbedingungen der anzupflanzenden Gehölze genügen, damit eine natürliche Vegetationsentwicklung ökonomisch vertretbar und ökologisch nachhaltig möglich wird.
- 2) Die Anpflanzung selbst muss sich hinsichtlich ihrer Auswirkung auf das Strömungsverhalten im Belastungsfall hochwasserverträglich verhalten, um das Funktionieren vorhandener Schutzsysteme (Dämme, Schluten, etc.) weiterhin gewährleisten zu können.

Vor diesem Hintergrund wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) das Projekt KoWeB *„Konzept zur Weichholzaeuentwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz an Bundeswasserstraßen“* (2006 bis 2010) gefördert. Das Ziel war die Entwicklung einer praxistauglichen Methode, welche die Identifizierung von Flächen zur Ansiedlung von Weichholzaeu in Überschwemmungsgebieten unter Einhaltung der biologischen Kriterien und unter Wahrung der Hochwasserverträglichkeit ermöglicht. Das DBU-Projekt wurde in interdisziplinärer Kooperation zwischen der Universität Marburg (Habitatprognosemodellierung, Genressourcenanalyse) und der Universität Karlsruhe (Vegetationshydraulik, hydrodynamisch-numerische Strömungsmodellierung)

bearbeitet. Zudem waren als weitere Projektpartner das Biosphärenreservat Mittelbe/Sachsen-Anhalt und das Forstamt Kyritz/Brandenburg eingebunden. Die Beaufsichtigung und Evaluation der Arbeiten fand durch einen von der DBU eingerichteten Expertenbeirat statt, der aus Vertretern der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz (BfG), dem Bundesamt für Naturschutz Bonn (BfN) sowie dem Fachgebiet der Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (IHWB) der Universität Darmstadt bestand.

Den Kern der im DBU-Projekt erarbeiteten Methodik bildet eine speziell entwickelte kombinierte Modellierung: Mittels Verschneidung der Ergebnisse aus einer Habitatprognosemodellierung (Identifizierung geeigneter Anpflanzungsflächen aus ökologischer Sicht) und einem Variantenstudium mit einem hoch aufgelösten zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Strömungsmodell („HN-Modell“ zur Bewertung von Anpflanzungsflächen aus hydraulischer Sicht) können geeignete Flächen für eine Neuanpflanzung von Weichholzaunen ermittelt werden (Abbildung 1.1).

Das Konzept, die Verfahrensschritte und die Ergebnisse werden beispielhaft an einem Abschnitt der Mittelbe-Niederung, dem sog. „Bälöw-Rühstädter Bogen“ (Bundesländer Brandenburg und Sachsen-Anhalt) erläutert.

Bei der Umsetzung durch Anpflanzungen sind über die angesprochenen Aspekte hinaus auch die Eigenschaften des Pflanzmaterials zu beachten, das genetisch vielfältig und repräsentativ sein sollte. Daher wurden genetische Analysen an einer Zielart durchgeführt. Durch die Ergebnisse konnten wichtige Hinweise für die gezielte Werbung des Pflanzmaterials abgeleitet werden. Diese werden zusammen mit Informationen zur Vorgehensweise bei Auwaldpflanzungen in diesem Praxis-Leitfaden zusammengeführt, um den Anwendern Informationen zu den wissenschaftlichen Grundlagen und zu deren praktischer Umsetzung an die Hand zu geben.

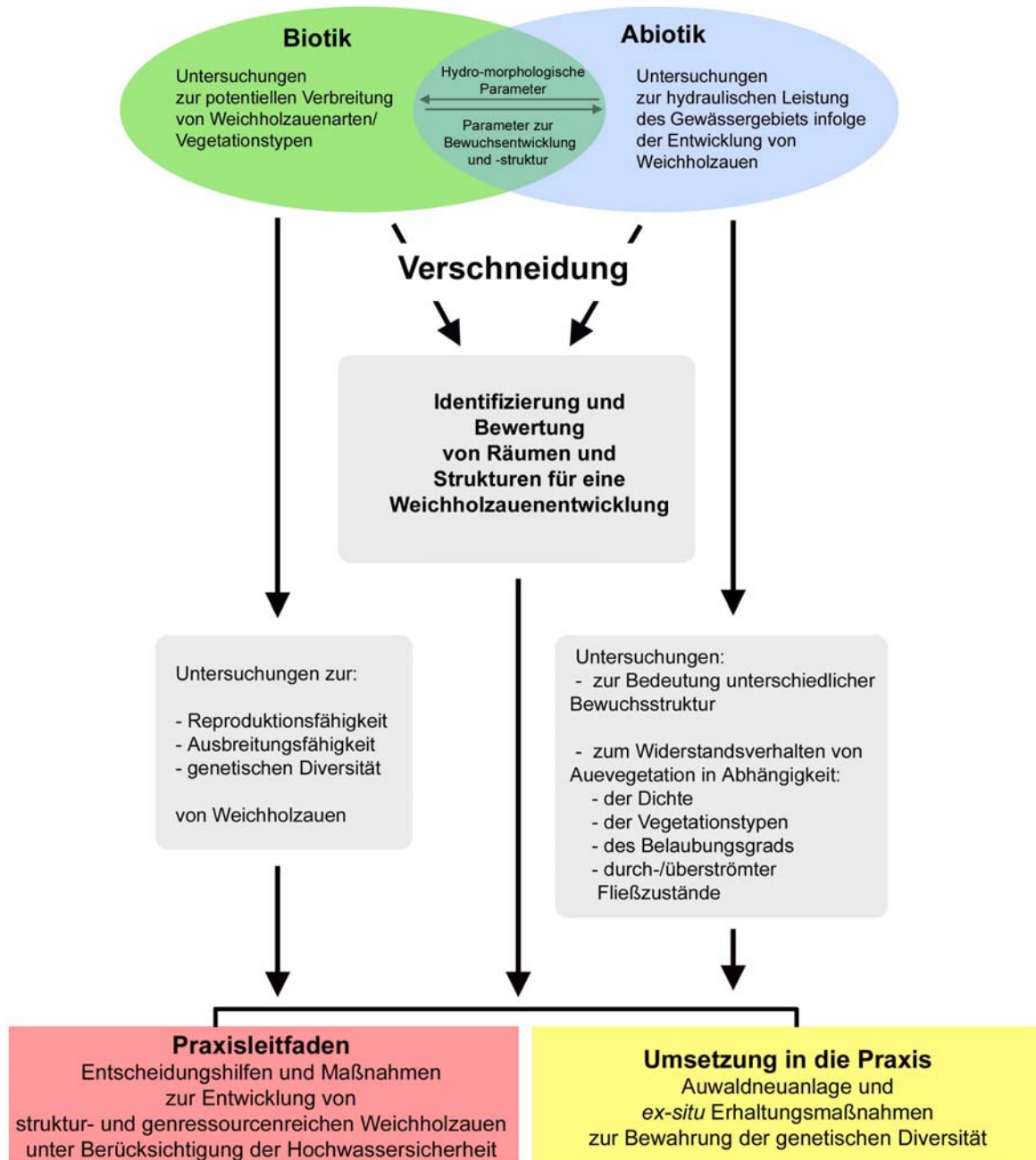


Abbildung 1.1: Konzept des von der DBU geförderten KoWeB-Forschungsprojektes.

2. Grundlagen

2.1. Weichholzaunenökologische Grundlagen

Auen sind durch regelmäßig auftretende Überflutungsereignisse charakterisiert, an die die Weichholzaunenarten angepasst sind. So besitzen z.B. Schwarz-Pappel (*Populus nigra*), Silber-Weide (*Salix alba*) und Mandel-Weide (*Salix triandra*) hohe Überflutungstoleranzen, die es ihnen erlauben, Überflutungen von bis zu 300 Tagen im Jahr zu überleben (DISTER 1981).

Für die Reproduktion benötigen Weichholzaunenarten so genannte Rohbodenstandorte, die in der Regel während stärkerer Überflutungsereignisse durch Erosions- und Sedimentationsprozesse entstehen. Dies gilt sowohl für die Verjüngung aus Samen als auch aus vegetativem Material wie z. B. bei Hochwasser abgerissenen, verdrifteten Ästen. Darüber hinaus sind bestimmte hydrologische Bedingungen notwendig, da die Arten im Jungpflanzenstadium weder längere Perioden von Trockenheit noch eine Dauerüberstauung verkraften (AMLIN & ROOD 2001, 2002).

Aus diesen Gründen können natürliche Regenerationsereignisse auch in naturnahen Flussauensystemen selten sein. In den stark anthropogen überprägten Systemen, zu denen fast alle großen Ströme Mitteleuropas wie der Rhein, die Elbe und die Oder zählen, ist die natürliche Verjüngung noch weiter eingeschränkt. Sie findet fast ausschließlich nur noch am direkten Flussufer statt, da es in der Regel nur hier zur Bildung von Rohbodenstandorten kommt. Dauerhafter Aufwuchs ist in diesen Bereichen allerdings oft unerwünscht und wird entfernt, um sie für die Schifffahrt freizuhalten. Aus diesen Umständen resultiert eine flächendeckende Überalterung der bestehenden Weichholzaunen (JÄGER 2003), die bei Beibehaltung dieser Bedingungen zum Zusammenbruch der Populationen führen kann.

Obwohl aus ökologischer Sicht eine Redynamisierung der Auenlandschaften mit der Zielstellung der Weichholzaunenentwicklung notwendig wäre, stehen solche Ansätze, insbesondere an größeren Wasserstraßen, fast immer im Widerspruch zu den Interessen der Schifffahrt und der landwirtschaftlichen Nutzung. Um dennoch den Vorgaben der Europäischen Union (NATURA 2000, WASSERRAHMENRICHTLINIE etc.) zu entsprechen und zum Erhalt und zur Entwicklung von Weichholzaunen beitragen zu können, sind Pflanzungen unentbehrlich.

Die im KoWeB-Projekt durchgeführten ökologischen Untersuchungen zur Eignung von Standorten für Weichholzaunen beziehen sich daher auf die Eignung für Neuanpflanzungen aus Stecklingen und nicht auf die Eignung der Standorte für eine natürliche Regeneration aus Samen. Es wurde zwar versucht, auch die generativen Reproduktionsprozesse modellhaft abzubilden, jedoch war dies durch das erwartungsgemäß geringe Vorkommen von Sämlingen im Untersuchungsgebiet in allen drei Untersuchungsjahren (2006-2008) nicht möglich.

Grundsätzlich können zwei Vegetationstypen der Weichholzaue unterschieden werden, die baumförmige und die strauchförmige Weichholzaue. Die Silber-Weide (*Salix alba*) bildet an der Elbe zusammen mit der Fahl-Weide (*S. x rubens*) und sporadisch der Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) die baumförmige Weichholz-

aeue, die länger andauernde Überflutungen als die Hartholzaue (bestehend u.a. aus Stiel-Eiche und Flatter-Ulme) verträgt. Noch länger überflutet sind allerdings die Standorte der strauchförmigen Weichholzaue mit Mandel- und Korb-Weide (*Salix triandra*, *Salix viminalis*). Sie liegt daher im Durchschnitt in tieferen Bereichen der Aue und ist häufig in Ufernähe zu finden. Alle genannten Weidenarten und auch die Schwarz-Pappel zeigen im Untersuchungsgebiet eine stark eingeschränkte Verjüngung. Größere Jungbestände sind daher sehr selten zu finden. Da Korb- und Silber-/Fahl-Weide aber früher zur Nutzung angepflanzt wurden, sind ältere Exemplare vor allem im Hinterland noch recht häufig zu finden.

2.2. Anforderungen an den Hochwasserschutz

Die gesetzlichen Rahmenbedingungen für den Hochwasserschutz haben sich in den letzten Jahren erheblich verändert. Mit dem Wandel im Umweltbewusstsein sind auch die Anforderungen an den Hochwasserschutz gestiegen. Aufgrund der Erfahrungen der vergangenen Hochwasserkatastrophen nehmen die zuständigen Behörden bei der Bewilligung neuer Anpflanzungen in Überflutungsgebieten zum Teil eine eher ablehnende Haltung ein. Daher ist es besonders wichtig, dass in anthropogen geprägten Landschaften die Auswirkung des auwaldbedingten oberstromigen Aufstaus bezüglich ihrer Hochwassersicherheit belastbar prognostiziert und bewertet wird.

2.2.1. Der Bemessungsabfluss

Eine Implementierung von Weichholzaunen entlang deutscher Bundeswasserstraßen kann deshalb nur an den Stellen erfolgen, an denen die Hochwasserverträglichkeit für den Bemessungsabfluss nach der Neuanpflanzung von Weichholzaunenflächen gewährleistet ist. Der Bemessungsabfluss ist maßgebend für den Hochwasserschutz – z.B. werden Deichbauwerke anhand der aus dem Bemessungsabfluss resultierenden Wasserstände dimensioniert. In den meisten Fällen entspricht der Bemessungsabfluss dem HQ_{100} , d.h. die Deiche sind so dimensioniert, dass ein Hochwasserereignis, welches statistisch gesehen ein mal in hundert Jahren auftritt, schadlos innerhalb des Deichsystems abtransportiert werden kann.

Der planende Ingenieur muss daher die hydraulischen Auswirkungen der geplanten Auwaldfläche für den Bemessungsabfluss quantifizieren. Nur so können hydraulisch günstige hochwasserverträgliche Flächen für Weichholzaunen festgelegt werden.

2.2.2. Der Hochwasserneutralitätsnachweis

Der eigentliche Hochwasserneutralitätsnachweis erfolgt anhand der Analyse der Unterschiede der Wasserspiegellagen, welche sich bei Etablierung von Auwaldflächen in einem Strömungsgebiet relativ zum Ausgangszustand ergeben. Eine Auwaldetablierung wird dann als hochwasserneutral bezeichnet, wenn sich durch sie keine Erhöhung der Wasserstände für die ober-, an- und unterhalb liegenden Bereiche ergeben.

Die Höhe des Wasserspiegelanstiegs im Falle von durchströmtem Bewuchs wird dabei vor allem von

- der Bewuchsdichte,
- der Zusammensetzung der Auwaldpflanzengesellschaft,
- der Form der um- und durchströmten Pflanzungsfläche und
- der dort herrschenden Fließgeschwindigkeiten

bestimmt. Die Berechnung der Wasserspiegellagen mit und ohne Berücksichtigung von neu zu entwickelnden Pflanzungsflächen erfolgt unter Verwendung von hydrodynamisch-numerischen Simulationsmodellen (HN-Modell) und bei besonders komplexen Strömungssituationen durch physikalische Modelle.

2.2.3. Der maximal zulässige Wasserstand

Der maximal zulässige Wasserstand in einem ausgebauten und eingedeichten Flusssystem ist durch den tiefsten Punkt der Deichkrone unter Abzug eines Freiords festgelegt. Dieses so genannte „Schutzniveau“ kann jedoch im Rahmen von Deicherhöhungen und/oder der Einrichtung größerer Überflutungsräume angehoben werden. Ein Beispiel hierfür sind die Deichrückverlegungsmaßnahmen (z.B. Lenzen an der Elbe), bei denen der Abflusskorridor für Hochwasserdurchflüsse vergrößert wird, was hydraulisch zu einer Verringerung der dortigen Hochwasserstände führt.

2.2.4. Der Nachweis der Hochwasserverträglichkeit

Im Gegensatz zum Hochwasserneutralitätsnachweis ist der Nachweis zur Hochwasserverträglichkeit bereits erbracht, wenn die Wasserstände infolge der Auwaldanpflanzungen sich nur derart erhöhen, dass der maximale zulässige Wasserstand im betrachteten Bereich nicht überschritten wird.

Die Untersuchungen im Rahmen des KoWeB-Projekts an der Elbe haben gezeigt, dass bei den weitläufigen Vorländern meist ein großes ökologisches Potential an möglichen Auwaldpflanzungsflächen besteht und zugleich dort einhergehend mit dem verfügbaren Überflutungsraum lokal entsprechende Reserven bis zum maximal zulässigen Wasserstand bestehen. Bei solch breiten Vorlandflächen können die Abmessungen und Formen von neu zu etablierenden hochwasserverträglichen Auwaldflächen mittels hydrodynamisch-numerischen Variantenstudien identifiziert werden. Im Kapitel 5 ist die empfohlene iterative Vorgehensweise erläutert.

2.3. Datengrundlage

Die Güte der Modellergebnisse steht im direkten Zusammenhang mit den zur Verfügung stehenden Eingangsdaten. Tabelle 2.1 gibt einen Überblick über die im Rahmen des Forschungsprojektes KoWeB zusammengetragenen, erhobenen und verwendeten Daten (analog und digital), die von unterschiedlichen Quellen zur Verfügung gestellt und für die Untersuchung entsprechend aufbereitet wurden. Die Daten dienen als Grundlagen für die Habitatprognosemodellierung sowie für das hydrodynamisch-numerische Modell.

Grundlagen

Tabelle 2.1: Überblick über die vorhandene Datengrundlage

Nr.	Datenart	Erhalten von:	Stand	Beschreibung
1a	DGM	Bundesanstalt für Gewässerkunde	03/2004	Laserscandaten, Befliegung erfolgte in zwei Abschnitten: Nov. 2003 und März 2004, Gebäude und Bäume wurden mit einem automatischen Filter sowie anschließender händischer Nachbereitung herausgerechnet. Die Verschneidung der Laserdaten mit dem Gewässerbett erfolgte mit der Software SCOP durch die BfG
1b	DGM	Bundesanstalt für Wasserbau	07/2007	Die Vorlanddaten basieren auf dem Datenbestand des DGMs unter 1a, zusätzlich wurden für den Flusslauf der Elbe im Hauptgerinne Flächenpeilungen durchgeführt und gleichzeitig die Uferbereich höher aufgelöst
2	Luftbilder	Bundesanstalt für Gewässerkunde	8/2003	Echtfarbenluftbilder, Auflösung = 25 cm, gekachelt auf 2,5 x 2,5 km; Dateiformat: GeoTiff inklusive Pyramidenlayer (*.rdd); Projektion UTM 33 N, WGS 84
3	Wasserspiegel-Daten	Wasser- u. Schifffahrtsdirektion Ost Magdeburg	2005	
4	Luftbilder	Biosphärenreservat Mittlere Elbe Sachsen-Anhalt	1997-2000	Fehlfarbenluftbilder, Auflösung 1m, gekachelt auf 4,6 x 4,2 km, Dateiformat: MrSID; Projektion Gauß-Krüger, Bessel 3° bzw. Dateiformat: *.ecw & GeoTiff, Projektion UTM 32 N WGS 84
5	TK 10.000	Biosphärenreservat Mittlere Elbe Sachsen-Anhalt		TIFF; Projektion Gauß-Krüger Bessel 3° bzw. UTM 32 N WGS 84
6	Informationen zu Stiftungsflächen des Naturschutzfonds BB	Naturschutzfonds Brandenburg	2006	Informationen zu Lage, Größe, Verwaltungszustand und Entwicklungsziel als Shape-Dateien
7	Flurkarten	Wasser- u. Schifffahrtsamt Magdeburg	Erhalten März 2007	Flurbestände des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg im Bereich der Flusskilometer 408 - 430
8	Vegetationskartierung Hydraulik	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Entlang der Elbe wurden an 419 Messstellen Vegetationsdaten erhoben; Aufnahmeparameter: Art sowie die hydraulisch relevanten Vegetationsdaten a_v und d_{veg} .
9	Vegetationsbedeckungsdichte	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Vegetationsbedeckungsdichtedaten an 52 Vegetationsbeständen zwischen Elbeflusskilometer 430 und 470 sowie im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium in Karlsruhe
10	Fließgeschwindigkeitsprofile, im Vegetationsbestand	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Messdaten zu 175 Geschwindigkeitsprofilen für unterschiedliche holzige Auenvegetationsbestände im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium in Karlsruhe
11	Widerstandsbeiwerte, Wasserspiegellagenverläufe	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Berechnung von k_{st} und λ -Widerstandsbeiwerten; Messdaten zu 210 Wasserspiegellagenverläufen infolge von unterschiedlichsten holzigen Auenvegetationsbeständen im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium in Karlsruhe
12	Vegetationskartierung Habitatprognosemodellierung	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Auf Basis eines stratifiziert-randomisierten Untersuchungsdesigns Aufnahme von ~ 1000 Vegetationsplots zwischen Elbe-km 415-470; Aufnahmevariablen: Präsenz/Absenz der Weichholzauearten, genaue Position der Individuen mittels DGPS
13	Vegetationskartierung Populationsgenetik	Im Rahmen von KoWeB erhoben		Kartierung aller Korbweidenbestände (> 15 Ind.) im Untersuchungsgebiet in der rezenten Aue sowie in der Altaue in unmittelbarer Deichnähe

2.4. Einführung in das Modellgebiet

Der im KoWeB-Projekt entwickelte Modellansatz wurde beispielhaft an einem Abschnitt der Mittelelbe-Niederung getestet. Wie bereits im Kapitel 1.2 im Zusammenhang mit der Begriffserläuterung zur Hochwasserverträglichkeit erwähnt, bieten sich für die Praxisanwendung Abschnitte entlang der Elbe mit weitläufigen Vorlandbereichen an. Daher wurde als Modellgebiet der Bälów-Rühstädter Bogen gewählt (Stromkilometer 439-452, Abbildung 2.1). Zur Erhebung der ökologischen Eingangsdaten für die Habitatprognosemodellierung und für die genetischen Untersuchungen wurde ein größerer Elbabschnitt untersucht (Stromkilometer 415-475). Die Gebiete sind Teil der Mittelelbeniederung (Bundesländer Sachsen-Anhalt und Brandenburg). Für die Modellierungen wurde nur die rezente Aue (Vorland), also der aktiv überschwemmte Bereich zwischen den Deichlinien, betrachtet. Für die genetischen Untersuchungen wurden auch Weiden-Populationen in der Altaue (Hinterland) einbezogen.

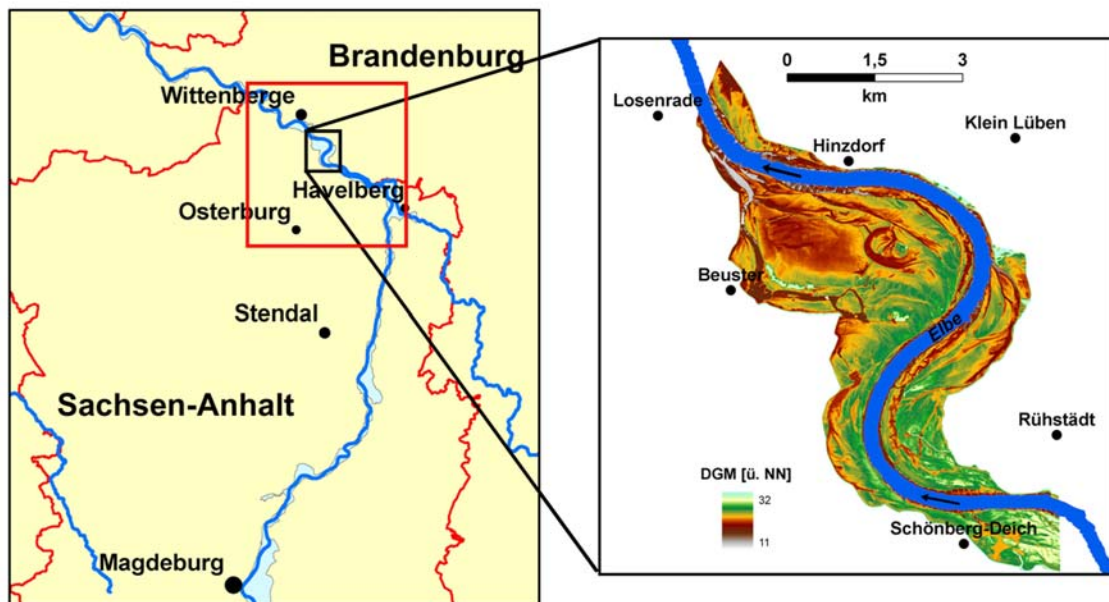


Abbildung 2.1: Untersuchungsgebiet für die Habitatprognosemodellierung (links, rotes Quadrat) und Modellgebiet für die im KoWeB-Projekt entwickelte Methodik zur Identifizierung von ökologisch und hydraulisch geeigneten Flächen für Weichholzaunen-Pflanzungen (rechts).

In den folgenden Hauptkapiteln sind neben den grundsätzlichen Erläuterungen zur verwendeten Methodik (Habitatprognosemodellierung, HN-Modellierung, Zusammenführung der Modelle) jeweils die konkreten Anwendungen für das Modellgebiet „Bälów-Rühstädter Bogen“ dokumentiert.

3. Modul Habitatprognosemodellierung

Dieses Kapitel beschreibt das Vorgehen zur Verknüpfung von Artdaten mit ökologischen Habitatfaktoren mittels einer Habitatprognosemodellierung, auf deren Basis geeignete Standorte für Arten/Vegetationseinheiten identifiziert werden können.

Im ersten Teil (Kapitel 3.1) werden zunächst die Grundlagen der Modellierung vorgestellt. Im zweiten Teil (Kapitel 3.2) wird die Anwendung der Methodik für Weichholzaunhabitats auf das Modellgebiet „Bälów-Rühstädter Bogen“ erläutert. Abschließend (Kapitel 3.3) werden wichtige allgemein übertragbare ökologische Aspekte der Modellergebnisse zusammengefasst, die dem Anwender praktische Informationen zur Umsetzung von Weichholzaun-Anpflanzungen an die Hand geben.

Das Endprodukt der Habitatprognosemodellierung - die georeferenzierte Darstellung von Flächen, die aus ökologischer Sicht für eine Weichholzaun-Etablierung geeignet sind - dient im Weiteren als Eingangsinformation für die im Projekt entwickelte Verfahrenstechnik zur Ermittlung ökologisch und hydraulisch geeigneter Flächen zur Weichholzaun-Etablierung (Kapitel 5).

3.1. Grundlagen der Habitatprognosemodellierung

3.1.1. Was sind Habitatprognosemodelle?

Habitatprognosemodelle beschreiben die Zusammenhänge von Arten und ihrer Umwelt, d.h. die Bedeutung einzelner Umweltparameter für das Vorkommen von Arten. Solche Modelle haben im Laufe der letzten Jahre eine große Relevanz für die Anwendung ökologischer und naturschutzbiologischer Forschung gewonnen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Habitatmodelle haben zwei wesentliche Anwendungsbereiche. Zum einen dienen sie dazu, die Bedeutung verschiedener Umweltvariablen für das Vorkommen von Arten zu überprüfen, um wesentliche Umweltvariablen zu identifizieren und damit funktionelle Zusammenhänge zwischen den Prädiktorvariablen (Umweltvariablen) und den Antwortvariablen (Artvorkommen) aufzudecken.

Eine weitere Anwendungsmöglichkeit besteht in der Nutzung der Modelle zur Vorhersage der Verbreitung von Arten auf Basis der relevanten Umweltvariablen. Dieser Aspekt ist v.a. bei der Prognose von Auswirkungen von Umweltveränderungen („global change“) auf Arten und Artgemeinschaften von großer Bedeutung.

Generell ist die Idee der ökologischen Modellierung, eine Biozönose (= Lebensgemeinschaft) oder einzelne Arten nicht in ihrer gesamten Komplexität mit allen Einfluss nehmenden Variablen und Mechanismen darzustellen, sondern viel mehr, die wichtigsten herauszufiltern, um so das System vereinfacht und gleichzeitig präzise und realistisch abzubilden (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Dabei ist zu beachten, dass die Verbreitung einer Art in einem Gebiet die sog. realisierte Nische darstellt. Im Gegensatz zur fundamentalen Nische, die das potentielle Vorkommen rein auf Basis der Abhängigkeiten von abiotischen Bedingungen (z.B. Tem-

peratur, Niederschlag, pH-Wert) beschreibt, kommen bei der realisierten Nische biotische Interaktionen hinzu (Konkurrenz, Prädation, etc.), die die fundamentale Nische und somit das Vorkommen einer Art weiter einschränken.

Man kann sich die Entwicklung von der fundamentalen Nische zur realisierten Nische wie eine Kaskade von Filtern vorstellen, durch die eine Art hindurch muss, um an einem Standort vorzukommen (vgl. Abbildung 3.1). Bei der Habitatprognosemodellierung werden die biotischen Interaktionen implizit mit einbezogen, da die Modelle aus der tatsächlichen Verbreitung der Art geschätzt werden (GUISAN et al. 2002).

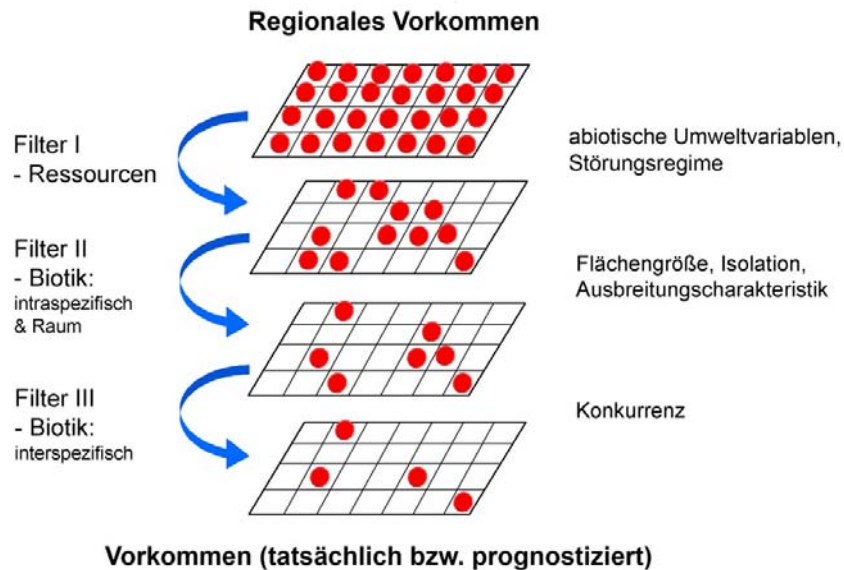


Abbildung 3.1: Filterkaskade von Faktoren/Mechanismen, die das regionale Vorkommen einer Art einschränken und so zur tatsächlich beobachtbaren Verbreitung (realisierte Nische) führen (nach SCHRÖDER 2001, verändert). Auch die modellierte, prognostizierte Verbreitung wird so ermittelt.

Habitatprognosemodelle unterliegen bei der Vorhersage für das Vorkommen von Arten gewissen Einschränkungen. So sind die Modelle in ihrer Güte von den Eingangsparametern abhängig. Diese werden einerseits durch Expertenwissen bestimmt, da es sinnvoll ist, die Prädiktorvariablen nach Erkenntnissen der Ökologie der untersuchten Arten auszuwählen. Zum anderen stellt die Verfügbarkeit der Informationen über die Prädiktorvariablen einen unumstößlichen Faktor dar, besonders bei der Verwendung der Habitatprognosemodelle zur Vorhersage der Verteilung der Arten im Raum.

Ein weiterer, zu berücksichtigender Umstand ist die „statische“ Darstellung der Verbreitung der Arten in Habitatprognosemodellen. Die Datengrundlage der einzelnen Vorkommen der betrachteten Arten stellt eine Momentaufnahme dar, aus der sich dann Korrelationen zur Umwelt bilden lassen. Diese werden genutzt, um die potentielle Verbreitung vorherzusagen, erklären jedoch nicht, wie diese Zustände erreicht werden. Um Rückschlüsse auf Populationsdynamiken und Populationsgrößen ziehen zu können, sind dynamische Simulationsmodelle von Nöten. Da im Rahmen von KoWeB auf die Ausweisung von geeigneten Habitaten für Anpflanzungen abgezielt wurde und nicht die Abbildung von Populationsdynamiken Zielstellung war, wurden ausschließlich Habitatprognosemodelle angewendet.

3.1.2. Methodisches Vorgehen bei der Habitatprognosemodellierung

Prinzipiell lässt sich die Habitatprognosemodellierung in drei wesentliche Abschnitte gliedern (Abbildung 3.2):

- 1) Ermittlung, Aufbereitung und Zusammenstellung der Datengrundlage;
- 2) Formulierung und Anwendung der statistischen Modelle inkl. Güteabschätzung und Validierung der Modellaussagen;
- 3) räumliche Extrapolation der Modelle zur Ermittlung des potentiellen Vorkommens bzw. zur Habitateignung.

Zu Beginn der Habitatprognosemodellierung müssen zunächst die Eingangsdaten ermittelt werden. Hierbei benötigt man im Wesentlichen zwei unterschiedliche Datentypen: die Daten, welche die Verbreitung der Arten beschreiben (Antwortvariablen: z.B. Präsenz/Absenz-Daten einer Art), die zu modellieren sind, sowie die Daten zu den Umweltinformationen (Prädiktorvariablen: z.B. Überflutungsdauer, Lufttemperatur, Bodenart, pH-Wert, etc.).

Beide Datentypen, Antwort- und Prädiktorvariablen, werden nach entsprechender Aufbereitung mittels verschiedener statistischer Verfahren analysiert (siehe **Anlage 1**: „Grundlagen der Habitatprognosemodellierung“ und **Anlage 2**: „Verallgemeinerte lineare Modelle als Modellierungstechnik“). Diese Analysen liefern mathematisch formulierte Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der Arten und den begrenzenden Umweltinformationen. Die so entstandenen Modelle können im nächsten Schritt auf Basis von räumlich vorliegenden Umweltinformationen genutzt werden, um im GIS räumlich extrapolierte Prognosen zur Habitateignung der modellierten Arten zu erstellen. Damit wird es möglich, geeignete Habitate im Gelände zu identifizieren. Das konkrete Vorgehen wird in **Anlage 1** vertieft dargestellt.

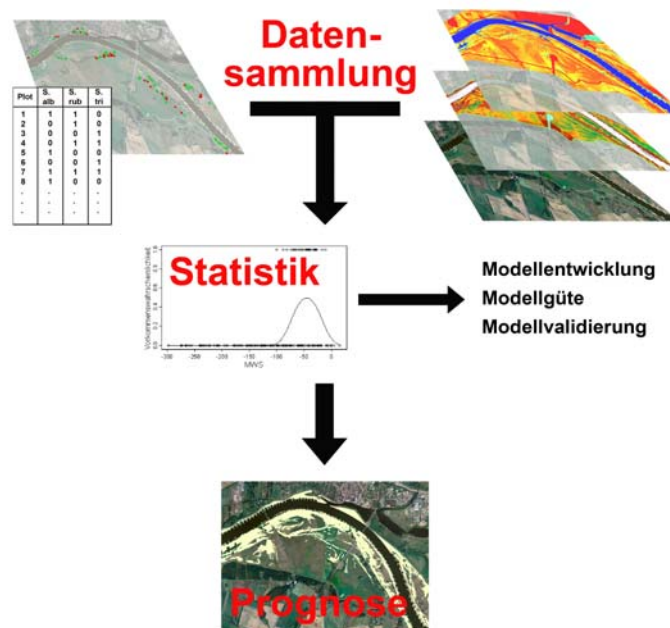


Abbildung 3.2: Schematisiertes Vorgehen bei der Habitatprognosemodellierung.

3.2. Anwendung der Habitatprognosemodellierung von Weichholzaunen im Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“

Im KoWeB-Projekt wurden für die Entwicklung der Habitatprognosemodelle biologische Daten zum Vorkommen von Weichholzaunenarten und Vegetationstypen sowie hydrologische Daten verwendet. Im Folgenden werden die benötigten Daten erläutert, deren Erhebungsmöglichkeiten und Aufarbeitung als Grundlage der Modellbildung aufgezeigt sowie das Vorgehen im KoWeB-Projekt beschrieben.

Zur Erhebung der ökologischen Eingangsdaten wurde ein 60 km langer Elbabschnitt untersucht (Stromkilometer 415-475), in dem auch das Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“ liegt, für das in Kapitel 3.3 die Ergebnisse der Habitatprognosemodellierung dargestellt werden.

Anzumerken ist, dass neben den hydrologischen Eingangsdaten als Prädiktorvariablen theoretisch auch andere Umweltvariablen, wie z.B. Bodeninformationen, in die Modellierung integriert werden könnten, da letztlich die wichtigsten Variablen durch die Modellierung selbst selektiert werden. Da jedoch für die Bestimmung von geeigneten Habitaten für die Pflanzung von Weichholzaune der Boden eine nachgeordnete Bedeutung hat, weil die Bodenfeuchte der maßgebliche Faktor ist (VAN SPLUNDER et al. 1996; KARREBERG et al. 2002; FRANCIS et al. 2005), wurde keine Bodeninformation in die Modellierung integriert. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Bodenfeuchte durch die hydrologischen Umweltinformationen gut repräsentiert wird. Darüber hinaus waren Informationen zum Substrat als Rasterdatensätze für die Extrapolation der Modelle nicht verfügbar und ließen sich auch nicht mit der benötigten Genauigkeit produzieren.

3.2.1. Biologische Eingangsdaten

Als biologische Eingangsdaten für die Habitatprognosemodelle dienten Punktdaten zur Verbreitung der Weichholzaunenarten im Gelände (*Salix alba*, *S. x rubens*, *S. triandra*, *S. viminalis* sowie *Populus nigra*). Im Rahmen von KoWeB wurden nicht die Einzelarten modelliert, sondern Vegetationseinheiten (baumförmige und strauchförmige Weichholzaune, vgl. Kapitel 2.1), da sich nach Aufnahme der Daten herausstellte, dass die Anzahl der Präsenzdatenpunkte der Einzelarten nicht in allen Fällen ausreichend für die Modellerstellung war. Trotzdem ist es empfehlenswert, die einzelnen Arten während der Vegetationsaufnahme zu dokumentieren, da dann später entschieden werden kann, ob die Arten getrennt analysiert werden können oder zu entsprechenden Vegetationseinheiten zusammengefasst werden müssen.

Darüber hinaus sollte in junge und ältere Vegetationseinheiten bzw. Individuen unterschieden werden, da gerade bei Weichholzaunen zu erwarten ist, dass junge und alte Lebensstadien unterschiedliche Standorte einnehmen können. Dies ist auf die Wirkung der Vegetation auf Sedimentationsprozesse sowie morphodynamische Veränderungen zurückzuführen. Auf welche Weise die Einteilung der Lebensstadien erfolgt, ist letztlich von den örtlichen Gegebenheiten abhängig, d.h. vom Vorkommen unterschiedlicher Lebensstadien. Im Rahmen von KoWeB wurden alte und junge Lebensstadien unterschieden, die sich auf Basis von Merkmalen wie Wuchshöhe, Stammdurchmesser, Verästelung, Entwicklung von Blüten-

ständen u.ä. unterschieden. Keimlinge und vegetative Reiser im frühesten Entwicklungsstadium (sozusagen direkt nach Astabbruch und Anlandung) wurden nicht betrachtet, da diese nur sporadisch vorkamen. Darüber hinaus kann in solch frühen Stadien keine Aussage zum Etablierungserfolg gemacht werden, weswegen eine Modellierung zur Bestimmung von geeignetem Pflanzungshabitat für diese Lebensstadien als ungeeignet bewertet wurde.

Wie in **Anlage 1** erläutert, sollten die Vegetationsdaten auf Basis eines Designs erhoben werden, dass den Kriterien einer statistischen Auswertung (Anzahl und Unabhängigkeit der Stichproben) genügt.

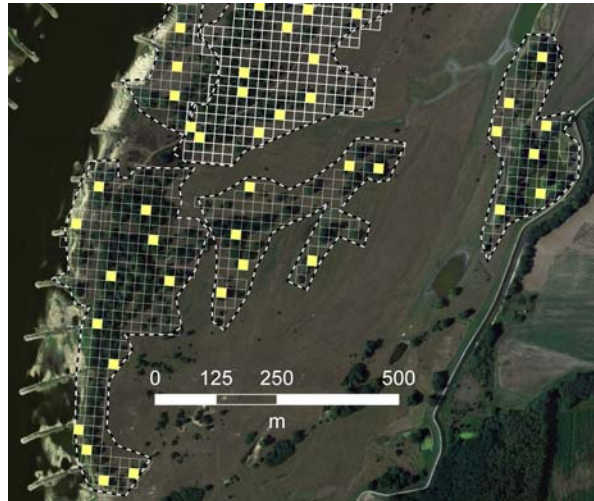


Abbildung 3.3: Zufallsauswahl von Untersuchungsflächen (gelb) auf durch Stratifizierung festgelegten Flächen.

Zudem müssen die untersuchten Umweltvariablen im Stichprobendesign über die volle Bandbreite der möglichen Zustände der Umweltvariablen abgedeckt werden (z.B. Wasserstandsschwankungen: Minimum und Maximum der möglichen Wasserstandsschwankungen \Rightarrow Stichproben unmittelbar am/im Fluss und flussfern).

Als Datengrundlage für die Modellierung geeigneter Habitate werden nicht nur Präsenzdaten, sondern auch Absenzdaten benötigt. Hierbei musste im KoWeB-Projekt berücksichtigt werden, dass in weiten Teilen der rezenten Elbaue die Weichholzaue durch Abholzung entfernt wurde und aufgrund der Nutzung und der fehlenden Morphodynamik kaum noch natürliche Regeneration zu finden war. Das Samplingdesign musste daher so erarbeitet werden, dass möglichst nur echte Absenzzustände Eingang in das Modell fanden, welche tatsächlich ungeeignete, abiotische Standorte (Hartholzauenstandorte, Pionierflurenstandorte, Röhrichtstandorte) widerspiegeln. Hierfür wurde das Untersuchungsgebiet stratifiziert, so dass nur Standorte holziger Vegetation (Hart- und Weichholzaue) und niedrige, nicht als Grünland genutzte Bereiche der Aue ins Design mitgingen.

Eine Zufallsauswahl von zuvor nach den Umweltgradienten stratifizierten Untersuchungsflächen ist dann durch die Anwendung von Rastern möglich, aus denen man einzelne Zellen zufällig bspw. durch die Nutzung eines Zufallsgenerators auswählt (Abbildung 3.3). Die Auflösung der einzelnen Rasterzellen sollte dabei so fein sein, dass mehr oder weniger homogene Flächen bezogen auf die Umweltvariablen bildbar sind und so grob sein, dass der zeitliche Aufwand der Un-

tersuchung im Rahmen bleibt. Im KoWeB-Projekt wurde eine Auflösung von 400 m² für die Adultvegetation verwendet, für die Jungvegetation betrug die Fläche einer einzelnen Rasterzelle 25 m². Für die ausgewählten Rasterzellen muss dann per Geländebegehung dokumentiert werden, ob und welche Arten in der Rasterzelle auffindbar sind. Um die Präzision der Modelle zu steigern, sollten die Standorte der einzelnen Individuen in der Rasterzelle (ein Individuum pro Art) mittels differenziellem GPS (DGPS) lokalisiert werden, um den genauen Standort der einzelnen Pflanzen charakterisieren zu können. Steht kein hochauflösendes GPS zur Verfügung, besteht alternativ die Möglichkeit, die Position der Pflanzen grob in einer Karte innerhalb der Rasterzelle zu markieren und dann im Nachhinein händisch im GIS einzuzeichnen.

Erscheinen die Standortbedingungen innerhalb der ausgewählten Rasterzelle homogen, kann bei der weiterführenden Auswertung auch jeweils ein Wert für alle vorkommenden Pflanzen innerhalb einer Rasterzelle aus dem GIS ausgelesen werden und für die verschiedenen Pflanzen vermerkt werden.

Da im KoWeB-Projekt zu Beginn der Untersuchungen kein DGM zur Verfügung stand, wurde die Stratifizierung der Standorte über digitale Orthophotos durchgeführt. Dabei wurde darauf geachtet, die ausgewählten Flächen möglichst über die gesamte Ausdehnung der Aue (flussnah bis deichnah) zu platzieren und möglichst alle vorkommenden Höhenstufen zu integrieren. So wurden insgesamt mehr als 80 Flächen identifiziert.

Pro Fläche wurden fünf Prozent der Rasterzellen zufällig ausgewählt, was in einer Gesamtzahl von 1067 Rasterzellen und einer Untersuchungsfläche von ca. 42,7 ha resultierte. Jede Rasterzelle wurde einzeln aufgesucht und pro Art ein Individuum (soweit mehrere Individuen in der Rasterzelle anwesend waren) mittels DGPS (Fehler < 1m) aufgenommen. War für eine oder mehrere Arten kein Individuum in der Zelle vorhanden, wurde die Art als abwesend notiert (und zwar für den Zellmittelpunkt). Wenn in den angrenzenden Nachbarzellen jedoch Individuen der jeweiligen Arten anwesend waren und die Bedingungen offensichtlich die gleichen waren (z.B. gleiche Höhenlage zur Flussoberfläche, gleicher Abstand zum Fluss, gleicher Sedimenttyp, etc.) wurde das Absenz für die entsprechende Art in der Zelle nicht notiert (Vermeidung von falschen Absenzen, s.o.).

Das Ergebnis der ökologischen Untersuchungen war eine Datentabelle mit den Informationen der einzelnen Untersuchungs rasterzellen, d.h. mit den vorkommenden/abwesenden Arten, den zugehörigen Altersstadien der untersuchten Individuen sowie den Lageinformationen der einzelnen Individuen (Rechts- und Hochwert sowie GIS-Shapedatei).

3.2.2. Hydrologische Eingangsdaten

Da die Hydrologie der dominierende Faktor für die Ausprägung und Verbreitung der Vegetationstypen in Auen ist, wurde für die Habitatprognosemodellierung der Weichholzauenvegetation großer Wert auf die sorgfältige Erhebung hydrologischer Variablen gelegt.

Der mittlere Wasserstand und die Überflutungsdauer sind Variablen, deren großer Einfluss für die Auenvegetation seit langem bekannt ist (DISTER 1980; VAN SPLUNDER et al. 1995; KARREBERG et al. 2002; LEYER 2005). Im Rahmen von Ko-

WeB wurden sie als räumliche Informationen durch Verschneidung der Ergebnisse eines 1D-hydrodynamisch-numerischen Modells (1D-HN-Modell) (NESTMANN & BÜCHELE 2002) und einem Digitalen Geländemodell (DGM) generiert. Grundlage hierbei waren Naturmessdaten. Definitionen und das Vorgehen hierzu sind in **Anlage 3** "Ermittlung von Grundwasserflurabständen" erläutert. Die für das Untersuchungsgebiet berechneten mittleren Wasserstände und Überflutungsdauern sind in Abbildung 3.4 dargestellt.

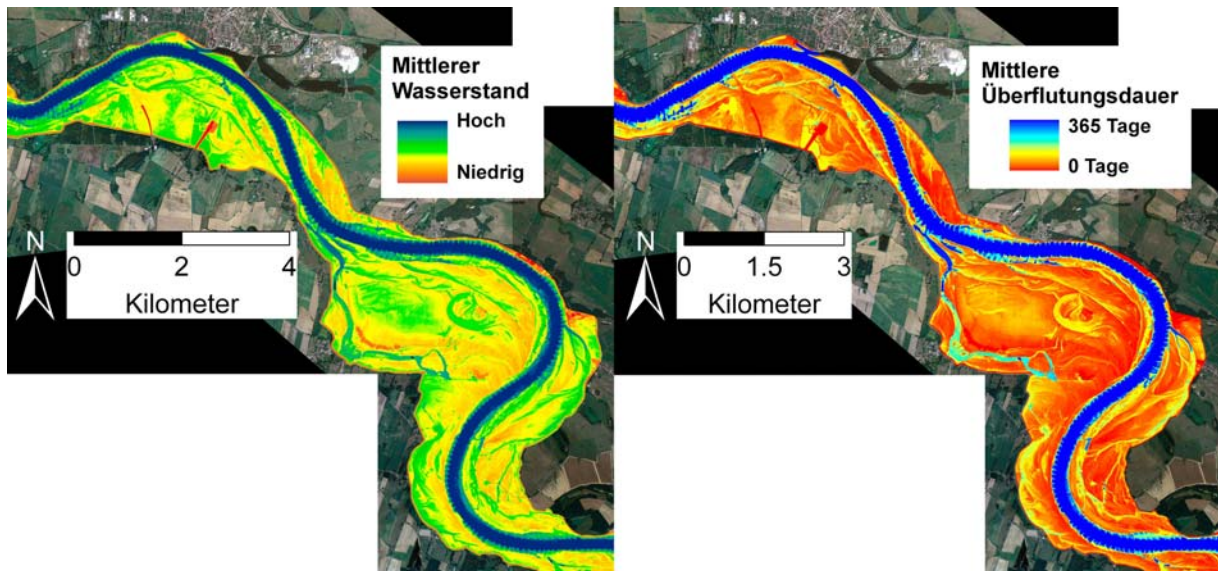


Abbildung 3.4: Berechnete mittlere Wasserstände (links) und abgeleitete Überflutungsdauern (rechts) als hydrologische Eingangsdaten der Habitatprognosemodellierung.

Bereits in anderen Untersuchungen zur Bedeutung des hydrologischen Regimes für die Verbreitung und Zonierung der Auenvegetation konnte festgestellt werden, dass neben den Wasserständen/Überflutungsdauern die Wasserstandsschwankungen eine besondere Bedeutung einnehmen (VAN COLLER et al. 2000; LEYER 2005). Daher wurden diese in die Modellierung von Weichholzaunvegetation ebenfalls als Variable mit einbezogen. Grundlagen und das Vorgehen sind in **Anlage 4** „Ermittlung von Wasserstandsschwankungen“ zusammen getragen.

Im KoWeB-Projekt wurden die Wasserstandsschwankungen auf Basis von langjährigen Messreihen zu Grundwasserflurabständen an Grundwassermesspegeln im Vor- und Hinterdeichsbereich der Elbe berechnet und im GIS extrapoliert. Die für das Untersuchungsgebiet ermittelten Wasserstandsschwankungen sind in Abbildung 3.5 dargestellt.

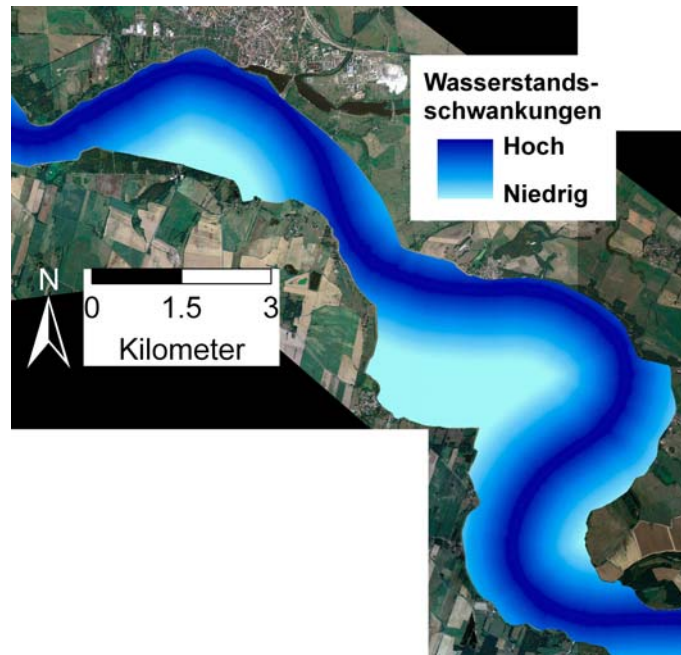


Abbildung 3.5: Extrapolierte Wasserstandsschwankungen im GIS.

3.2.3. Das Habitatprognosemodell für Weichholzauen im Modellgebiet „Bälöw-Rühstädter Bogen“

Das Habitatprognosemodell wurde nach dem in **Anlage 1** beschriebenen Verfahren auf Basis der biologischen und hydrologischen Daten entwickelt, parametrisiert und validiert. Für das konkrete, statistische Vorgehen sei auf GUI SAN & ZIMMERMANN (2000), DORMANN et al. (2004), ELITH et al. (2006), GUI SAN et al. (2007), ELITH et al. (2008), ELITH & GRAHAM (2009) und ELITH & LEATHWICK (2009) und die hierin zitierte Literatur verwiesen.

Die Extrapolation der Modelle erfolgte mittels der Software ArcGIS, wobei als Eingangsdaten die Rasterdateien der Umweltvariablen dienten. Bei Verwendung von GLMs (siehe **Anlage 2**: „Verallgemeinerte lineare Modelle als Modellierungstechnik“) oder anderen statistischen Verfahren, die Vorkommenswahrscheinlichkeiten als Modelloutput berechnen, erfolgt die Umwandlung der so kalkulierten Raster in Vorkommen und Nichtvorkommen über den entsprechenden Schwellenwert (siehe **Anlage 2**). Im Falle der für KoWeB berechneten Modelle wurde der Schwellenwert verwendet, der Sensitivität und Spezifität maximiert (LIU et al. 2005). Das Endprodukt ist die räumliche Information der Verteilung von ökologisch geeigneten Habitaten für die Ansiedlung von Weichholzauen (Abbildung 3.6 für das Modellgebiet „Bälöw-Rühstädter Bogen“).

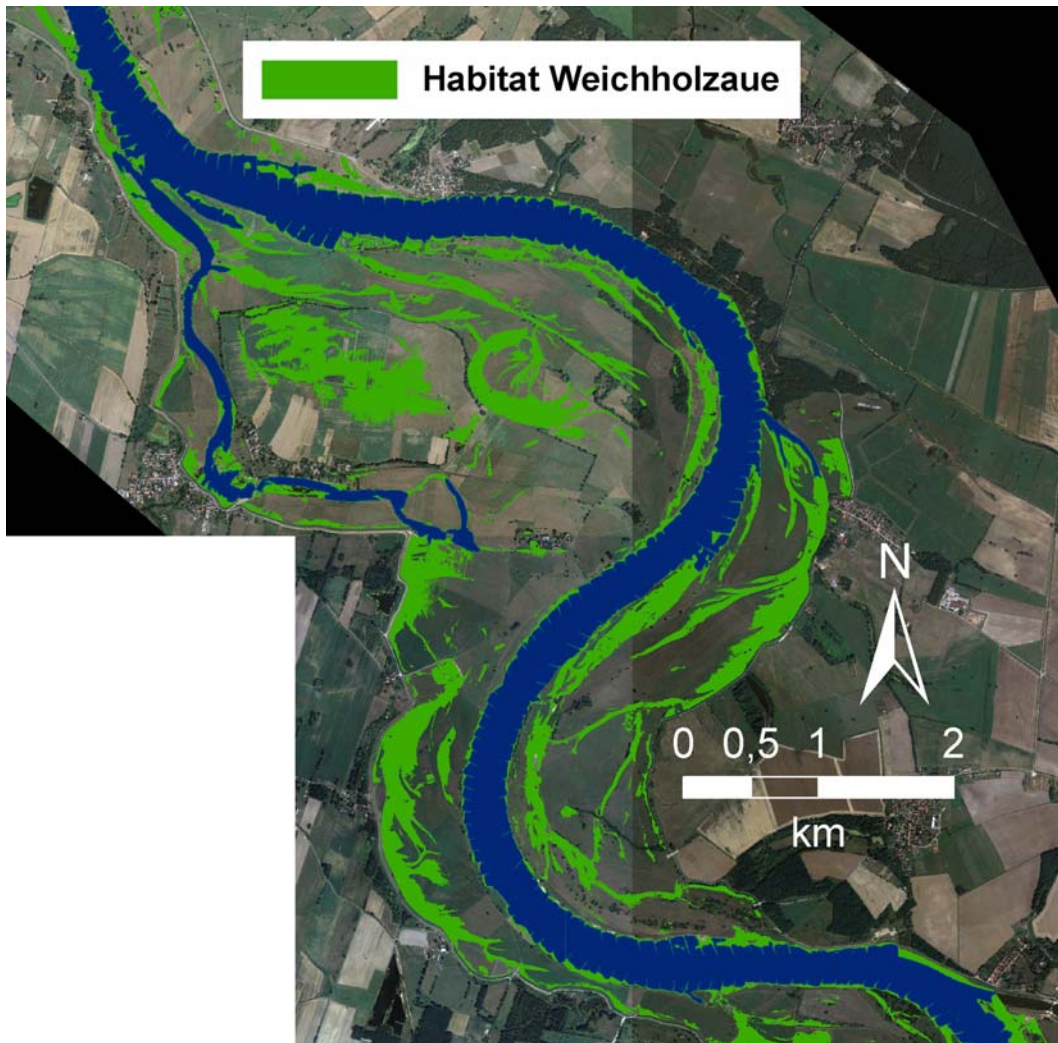


Abbildung 3.6: Prognostiziertes Weichholzaue habitat als Eingangsdaten für die Verschneidung mit dem HN-Modell.

Bei der Erstellung von Prognosen zu geeigneten Habitaten von Weichholzaue für Anpflanzungen spielen die Alterstadien der modellierten Vegetation eine große Rolle (siehe auch Kapitel 3.3). Bei Anpflanzungsmaßnahmen werden in der Regel Steckruten oder Steckhölzer verwendet (vgl. Kapitel 7). Diese benötigen Habitate, die eher den Habitaten von junger als von alter Weichholzauevegetation entsprechen. Es ist daher für die Ausweisung geeigneter Habitate empfehlenswert, die Prognosen junger Altersstadien als Grundlage zu verwenden. Entsprechend bilden diese Prognosen dann auch die Eingangsinformationen für das in Kapitel 5 vorgestellte Verfahren zur Identifizierung ökologisch und hydraulisch geeigneter Flächen zur Weichholzaue-Etablierung.

Können nur Altbestände mangels Jungbeständen im Untersuchungsgebiet modelliert werden, ist es sinnvoll, nur die feuchteren Standorte der Prognosen weiter zu verwenden. Im Falle von Optimumskurven (vgl. **Anlage 1** „Grundlagen der Habitatprognosemodellierung“), die von GLMs berechnet werden können, kann z.B. die Optimumskurve halbiert werden und nur die feuchteren Standorte, bezogen auf die Umweltvariable „Mittlerer Wasserstand“ weiter verwendet werden (vgl. Abbildung 3.7).

Im KoWeB-Projekt wurden sowohl alte als auch junge Lebensstadien modelliert. Da aber besonders die Datenlage der Jungbäume nicht zufrieden stellend hoch war (es standen nur ca. 50 Präsenzdatenpunkte für die Jungbäume zur Verfügung), wurden zur Ermittlung des geeigneten Habitats für die Pflanzungen die potentiellen Junghabitate mit den feuchteren Standorten der Althabitate zusammengefasst. Die so ermittelten Altvegetationshabitate entsprachen in weiten Teilen den potentiellen Habitaten der Jungvegetation. Auf diese Weise konnte für die Weichholzauenvegetation im Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“ (Elbekm 440-452) eine Gesamtfläche von ca. 385 ha als geeignetes Habitat für Weichholzauenanpflanzungen identifiziert werden, wobei sich für die Strauchweiden ca. 300 ha als geeignet erwiesen, für die Baumweiden sogar 380 ha (Abbildung 3.6).

3.3. Ergebnisse der Habitatmodellierung als ökologische Grundlage für die Auswahl geeigneter Pflanzflächen

Im Folgenden werden den Anwendern wichtige ökologische Informationen zu geeigneten Habitaten für die Weichholzauen-Etablierung an die Hand gegeben, die aus den Ergebnissen der Habitatmodellierung abgeleitet werden konnten. Dennoch sollten die hier getroffenen Aussagen für andere Gebiete überprüft werden, da in Flusssystemen mit anderen Abflussregimen (z.B. Regen geprägt vs. Schnee geprägt) unter Umständen andere Einnischungen der Arten zu erwarten sind.

Zunächst wird die Bedeutung der Umweltvariablen „Mittlerer Wasserstand“ und „Wasserstandsschwankungen“ für Neuanpflanzungen erläutert (Kapitel 3.3.1, 3.3.2). Darüber hinaus werden die Erkenntnisse aus der räumlichen Extrapolation und der Quantifizierung des prognostizierten Habitats dargestellt (Kapitel 3.3.3).

3.3.1. Zonierung der Weichholzauenvegetation - die Bedeutung der Umweltvariable „Mittlerer Wasserstand“

Im Falle der Weichholzauenvegetation im KoWeB-Untersuchungsgebiet konnte prinzipiell eine deutliche Zonierung, sowohl der Vegetationstypen als auch der unterschiedlichen Altersstadien auf Basis der Habitatprognosemodelle identifiziert werden (siehe Abbildung 3.7), was die Überflutungstoleranz bzw. die Notwendigkeit der Wasserversorgung der Vegetation (vor allem bei den Jungstadien) widerspiegelt. Prinzipiell nehmen die baumförmigen Einheiten immer die höheren Standorte ein, die jungen Vegetationseinheiten liegen in der Zonierung unterhalb der Altbestände.

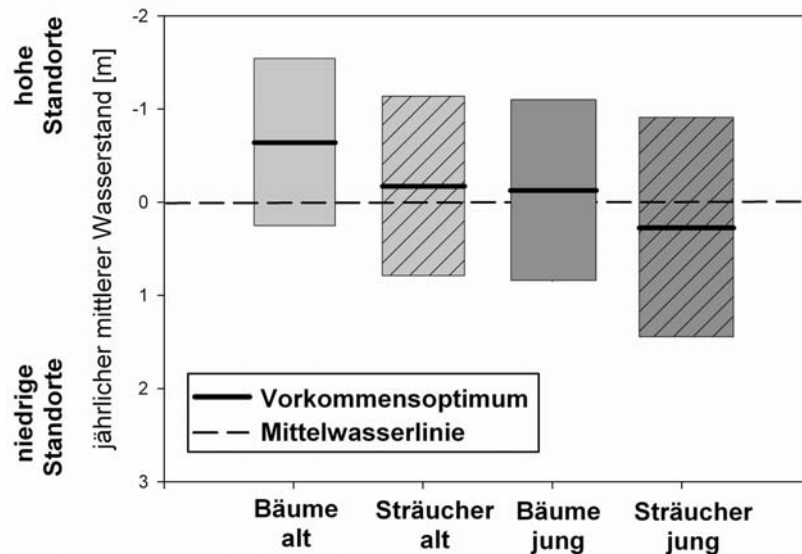


Abbildung 3.7: Zusammenhang von jährlichem mittlerem Wasserstand und dem Vorkommen der verschiedenen Vegetationsformen und Alterstadien der Weichholzaue.

Aus dieser Zonierung lassen sich verschiedene Schlussfolgerungen ableiten:

- 1) Die Zonierung von baum- und strauchförmiger Weichholzaue sollte bei Pflanzungen unbedingt berücksichtigt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich nur solche Standorte für Pflanzungen gemischter Bestände eignen, die auch eine Eignung des Habitats für beide Vegetationsformen aufweisen. Standorte mit ausschließlicher Eignung für baumförmige Weichholzaunen sind für strauchförmige Weichholzaunen zu trocken, umgekehrt sind Standorte mit ausschließlicher Eignung für strauchförmige Weichholzaunen zu feucht. Darüber hinaus weisen Bereiche tiefer Standorte mit hoher hydrodynamischer Aktivität (Uferbereiche, Flutmuldenränder, Altarmränder) zu hohe mechanische Belastungen für die Baumweiden auf. Aus diesem Grund sollten in solchen Bereichen immer Strauchweiden für Pflanzungen verwendet werden.
- 2) Altbestände sind im Allgemeinen nicht als Indikatoren für Standorte von Anpflanzungen geeignet. Geomorphologische Prozesse haben im Laufe der Zeit zu Auflandungen und damit zur Erhöhung der Aue geführt (STEIGER et al. 2005; NAKAMURA et al. 2007). Daher zeigen Standorte älterer Vegetation meist nicht mehr die Bedingungen, die zum Zeitpunkt der Etablierung der heutigen Altvegetation geherrscht haben. Da Standorte alter Vegetation für die Etablierung zu trockene Bedingungen aufweisen, muss an solchen Standorten mit hohen Ausfallquoten gerechnet werden. Standorte alter Vegetation müssen jedoch nicht zwingend ungeeignet sein. In Bereichen mit hoher Hydrodynamik (z.B. Ufer, durchflossene Altarme, Flutrinnen) sind alte und junge Vegetation auf sehr ähnlichen Standorten zu finden und somit sind solche Standorte für Anpflanzungen geeignet. Als Indikatoren für geeignete Pflanzungsbedingungen können im Gelände bestehende Jungbestände, soweit vorhanden, genutzt werden. Da im Bereich des Untersuchungsgebiets solche Bestände jedoch nur noch sehr eingeschränkt auftreten, sind für eine großflächigere Auswahl von Pflanzungsflächen die modellierten GIS-Extrapolationen unumgänglich.

3.3.2. Bedeutung von Wasserstandsschwankungen

Ein weiteres, wichtiges Ergebnis ist die Bedeutung der Interaktion zwischen mittlerem Grundwasserflurabstand und den Wasserstandsschwankungen, die für die strauchartige Weichholzaue, sowohl für die alte, als auch für die junge Vegetation festgestellt werden konnte (Abbildung 3.8). In Bereichen hoher Wasserstandsschwankungen (nah am Flussufer oder im Bereich von angebundenen Altarmen) weisen sowohl alte als auch junge Strauchweiden eine größere Nische in Bezug auf den mittleren Wasserstand auf. Bei den alten Strauchweiden ist hierbei festzustellen, dass sie nah am Fluss zusätzlich höhere Bereiche einnehmen können, während bei den jungen Strauchweiden sowohl höhere als auch niedrigere Standorte besiedelt werden. Für die Baumweiden (jung/alt) konnte ein solcher Zusammenhang nicht identifiziert werden.

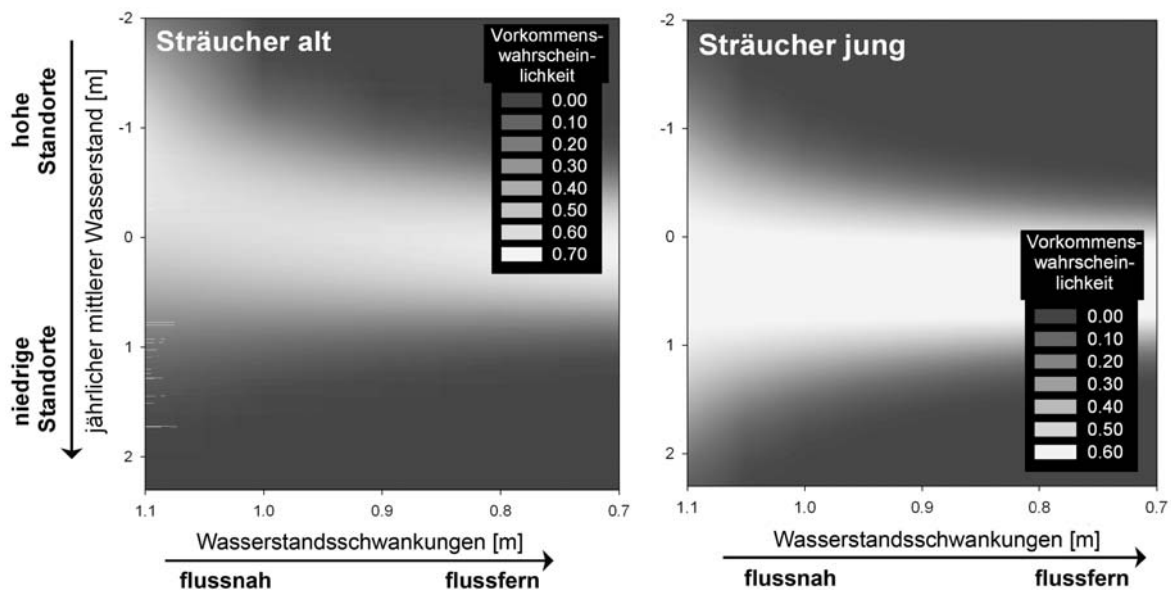


Abbildung 3.8: Zusammenhang der Interaktion zwischen Wasserstandsschwankungen (x-Achse) und mittlerem Wasserstand (y-Achse) und der Vorkommenswahrscheinlichkeit der alten (links) und der jungen (rechts) Strauchweiden.

Dies bedeutet für die Auswahl von Pflanzungsflächen:

- Eine Auswahl von Pflanzungsflächen weiter entfernt vom Fluss hat sorgfältiger zu erfolgen, da hier die Nische zumindest der Strauchweiden, schmaler ist, als auf Flächen nahe dem Fluss. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in größerer Distanz zum Fluss Flächen auf sehr hoch gelegenen Standorten zu trocken für Pflanzungen sind. Flächen sehr tiefer Standorte sind hingegen vermutlich zu feucht, da hier durch die gedämpften Wasserstandsschwankungen relativ konstante Wasserstände erreicht werden, die dann zu eher dauervernässten Bedingungen führen. Dieser Sachverhalt spiegelt sich häufig in Bereichen der Altaue wieder. Dort findet man auf den durch die minimierten Schwankungen sehr feuchten, oftmals dauervernässten Standorten eher Arten wie die Grau-Weide (*Salix cinerea*) oder die Lorbeer-Weide (*Salix pentandra*).

- Im Gegensatz zu den flussfernen Bereichen findet man in direkter Nähe des Flusses eine größere Auswahl an geeigneten Flächen, da durch die hohen Wasserstandsschwankungen sowohl höher liegende Standorte immer wieder mit Wasser versorgt werden als auch niedriger liegende Standorte keine Dauervernässung erfahren. In diesen Bereichen dürfte es also leichter fallen, geeignete Pflanzungsstandorte zu identifizieren.

Schlussfolgerungen:

Zusammengefasst sollen hier nun nochmals die wichtigsten Erkenntnisse für die Identifizierung geeigneter Weichholzauenstandorte aufgeführt werden, die vor allem dann berücksichtigt werden sollten, wenn keine Identifizierung von Anpflanzungsstandorten auf Basis von Modellrechnungen erfolgen kann:

- 1) Bei der Auswahl von Anpflanzungsflächen sollte unbedingt die Zonierung der Weichholzauenarten berücksichtigt werden. Höher gelegene Flächen eignen sich eher für Baumweiden, tiefer gelegene für Strauchweiden. Mittlere Höhen stellen Standorte dar, die sich für beide Vegetationstypen eignen.
- 2) Prinzipiell sollten bei der Auswahl von Anpflanzungsflächen die Bedürfnisse der unterschiedlichen Alterstadien Berücksichtigung finden. Generell sind die Standorte der Jungvegetation als Indikator für geeignete Anpflanzungsflächen zu betrachten. Sind keine Jungbestände in der Nähe der Anpflanzungsflächen im Gelände zu identifizieren, ist eine Auswahl auf Basis von Modellierungsergebnissen sinnvoll, um eine möglichst hohe Erfolgsrate der Pflanzungen erzielen zu können. Pflanzungsflächen auf Höhe von Altbeständen in der Aue können hingegen als ungeeignet erachtet werden.
- 3) Für die Pflanzungen von strauchförmiger Weichholzauenvegetation ist zu bedenken, dass flussnah ein größerer Höhengradient für Pflanzungen zu Verfügung steht als weiter entfernt vom Fluss. Dieser Umstand ist in besonderem Maße bei Anpflanzungen binnendeichs zur berücksichtigen, da hier die Wasserstandsschwankungen des Grundwassers nur noch sehr gedämpft in Abhängigkeit des Flusswassers auftreten. Dadurch weisen hoch gelegene Flächen gleicher Höhenlage im Binnendeichsbereich trockenere Standortbedingungen auf als im Außendeichsbereich. Tief liegende Flächen sind im Binnendeichsbereich dagegen häufig dauernass.

3.3.3. Quantifizierung geeigneten Habitats

Insgesamt sind die Flächen, die von Altvegetation eingenommen werden könnten, größer als für die jeweilige Jungvegetation. Dies erklärt sich durch die Auflandung der Aue über die Jahrzehnte und das Fehlen von morphodynamischen Erosionsprozessen. So sind weite Teile der Aue für die auf höheren Standorten zu findenden älteren Bestände geeignet, die jungen Bestände, welche niedrigere Standorte benötigen, können hier jedoch nicht persistieren. Diese Bereiche sind überwiegend Standorte für Hartholzauenpflanzungen.

Bezogen auf die Vegetationstypen zeigt sich, dass prinzipiell mehr Habitat für die baumförmige Vegetation vorhanden ist als für die strauchförmige. Dieser Umstand ist durch das bereits beschriebene Auflandungsphänomen zu erklären.

Strauchweiden, die niedrigere Standorte einnehmen als Baumweiden, sind hierdurch benachteiligt, da tiefere Bereiche in der flussfernen Aue eher selten auftreten. Dadurch beschränken sich die geeigneten Habitate für Strauchweiden auf die ufernahen, tief liegenden Bereiche sowie Altarm-, Flutmulden- und Flutrinnenbereiche der flussfernen Standorte. Trotz einer deutlichen Einnischung von Baum- und Strauchweiden zeigt sich aber auch, dass sich die potentiellen Flächen dieser beiden Vegetationstypen bedingt überlagern können. Im Untersuchungsgebiet an der Mittelelbe ist zu beobachten, dass vor allem bei Beständen in größerer Distanz zum Hauptgerinne eine deutliche Zonierung von Baum- und Strauchweiden fehlt, d.h. dass beide Vegetationsformen auf den gleichen Standorten vorkommen. Im Gegensatz dazu nimmt die strauchförmige Vegetation an den Flussufern sowie an angebundenen Altarmen in der Regel tiefere Standorte als die baumförmige Vegetation ein. Neben der unterschiedlichen Überflutungstoleranz der Arten könnte hier die reduzierte Widerstandskraft der Bäume gegenüber mechanischen Belastungen während Hochwassersituationen eine Ursache sein (KARRENBERG et al. 2003).

Dieser Umstand sollte bei Anpflanzungen berücksichtigt werden. Befinden sich Pflanzungsflächen außerhalb von Bereichen erhöhter mechanischer Belastung können Baum- und Strauchweiden, soweit prinzipiell geeignet, auf dem gleichen Niveau gepflanzt werden. In Bereichen erhöhter mechanischer Belastungen (z.B. am Flussufer oder entlang von angebundenen Altarmen) sollten hingegen vor allem Strauchweiden für die Pflanzungen berücksichtigt werden.

4. Modul Hydrodynamisch-numerische Strömungs- und Wasserstandssimulation

4.1. Hochwasserentstehung

Während eines Hochwasserabflusses ergeben sich innerhalb flexibler Auenvegetationsstrukturen komplexe Strömungssituationen. Deren Prognose bereitet im Zusammenhang mit der Berechnung von Hochwasserspiegellagen den Planern in der Praxis oft Schwierigkeiten.

Kommt es bei Hochwasser zu einer Überflutung der Vorländer, so bewirken die dortigen Hindernisse (z.B. Bewuchs) einen Verlust an Fließenergie. Das Wasser muss die Hindernisse um- bzw. durchfließen. Um die Abflussleistung aufrecht zu erhalten, muss die Strömung im Bereich der Hindernisse beschleunigt werden – dafür benötigt das hydraulische System Energie. Diese Energie wird durch eine Erhöhung des Potentials vor dem Hindernis erzeugt, indem dort die Wasserstände und somit die Druckhöhe ansteigen. Die Größe des Aufstaus nach Oberstrom wird im Falle von durchströmtem Bewuchs von der Bewuchsdichte, der Auwaldzusammensetzung und der Kontur resp. Lage/Anordnung der durchströmten Fläche sowie der übergeordneten hydraulischen Situation des Gewässerbereiches beeinflusst.

Der Einfluss der Anströmgeschwindigkeit der Vegetationsfläche ist in Abbildung 4.1 dargestellt: Im linken Bild ist die Anströmgeschwindigkeit niedrig – die Vegetation bewirkt kaum einen oberstromigen lokalen Wasserstandsanstieg. Das rechte Bild zeigt durch- bzw. umströmten Bewuchs bei deutlich höherer Anströmgeschwindigkeit: insbesondere im Nahbereich der Vegetation ist der Aufstau nach Oberstrom gut zu erkennen.



Abbildung 4.1: Einfluss der Anströmgeschwindigkeit bei der Durchströmung von Auenbewuchs (Fotos: Lötsch, links; Bernhart, rechts)

Höhere Anströmgeschwindigkeiten bewirken höhere Fließverluste bei der Um- und Durchströmung der Vegetationswiderstände und damit einhergehend auch stärkere Wasserspiegelanhebungen im oberstromigen Bereich. Dabei ist zu beachten, dass die Anströmgeschwindigkeit in der Formel zur Berechnung der Strömungsverluste mit der zweiten Potenz eingeht. Dieser Effekt konnte auch mit durchgeführten Laboruntersuchungen aufgezeigt werden:

Abbildung 4.2 zeigt den Wasserspiegelanstieg hervorgerufen durch Bewuchs in Abhängigkeit der Anströmgeschwindigkeit in einem Laborgerinne auf. Die Graphik zeigt, dass bei höheren Anströmgeschwindigkeiten der Wasserspiegelanstieg durch Bewuchs deutliche höher ausfällt im Vergleich zu geringeren Anströmgeschwindigkeiten. Der Wasserspiegelanstieg der Untersuchungsreihe $v_{ref} = 0,41$ m/s, betrug 11,0 cm bei Hecken und 7,1 cm bei belaubten Weiden. Im Vergleich hierzu lag der Aufstau für die Untersuchungsreihe mit einer Anströmgeschwindigkeit von $v_{ref} = 0,33$ m/s für die Hecken bei 6,6 cm und den Weiden bei 4,3 cm.

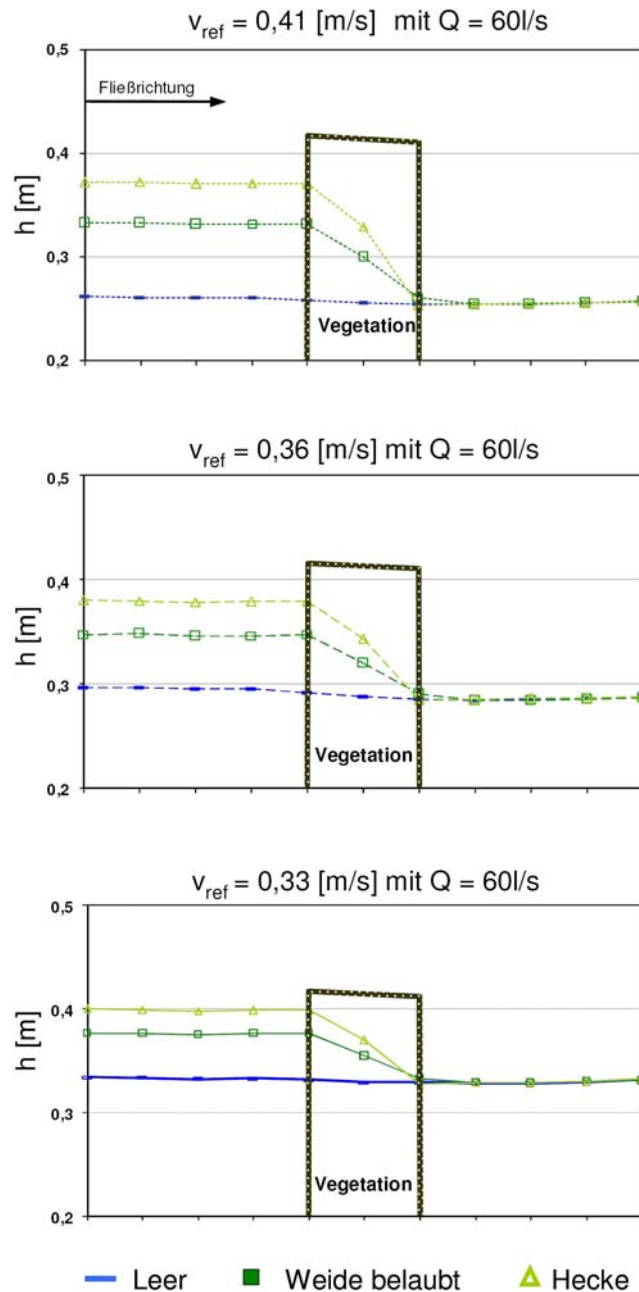


Abbildung 4.2: Wasserspiegelanstieg infolge von Weiden- und Heckenbewuchs bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten; h beschreibt die Wassertiefe, v_{ref} beschreibt die mittlere Fließgeschwindigkeit ohne Vegetation, die geschachtelten Rauten beschreiben die Länge und Höhe der Weiden- und Heckenvegetation (verändert nach SCHNEIDER 2010).

4.2. Typen hydrodynamisch-numerischer Simulationsmodelle

Mittels hydraulischer Untersuchung ist in kulturtechnisch geprägten Landschaften die Auswirkung eines solchen Aufstaus auf die Hochwassersicherheit angrenzender Bereiche zu prognostizieren und zu bewerten. Hierzu kommen beim derzeitigen Stand der Technik hydrodynamisch-numerische Simulationsmodelle (HN-Modelle) und/oder physikalische Modelle zum Einsatz.

Für die Umsetzung der Simulationsrechnungen stehen 1D-, 2D- und 3D-HN-Berechnungsmodelle zur Verfügung:

- Das 3D-HN-Modell ermöglicht eine hoch aufgelöste räumliche Simulation des Strömungsverhaltens. Basis hierfür stellt ein räumliches Berechnungsgitter des Untersuchungsgebietes dar, an dessen Knotenpunkten komplexe hydrodynamische Gleichungen (sog. Navier-Stokes-Gleichungen) iterativ gelöst werden. 3D-HN-Modelle sind daher sehr rechenintensiv und kommen derzeit vor allem zur Simulation des Strömungsverhaltens im Nahbereich von Bauwerken oder zur Darstellung von lokalen komplexen Strömungsstrukturen zum Einsatz.
- Das 2D-HN-Modell geht von der Annahme aus, dass zur Abbildung der Strömung deren vertikale Bewegungskomponente vernachlässigt werden kann. Grundlage der 2D-HN-Strömungssimulation bildet daher ein flächiges Berechnungsgitter, an dessen Knotenpunkten wiederum entsprechende hydrodynamische Gleichungen iterativ gelöst werden (sog. Flachwassergleichungen, welche eine Vereinfachung und Kürzung der Navier-Stokes-Gleichungen darstellen). 2D-HN-Modelle kommen überwiegend zur Strömungsprognose in Flusssystemen zum Einsatz, da hier infolge der relativ geringen Wassertiefen die vertikale Bewegung der Strömung tatsächlich nahezu vernachlässigt werden kann.
- 1D-HN-Modelle stellen eine weitere Vereinfachung der Flachwassergleichungen dar. Mittels einem 1D-Ansatz können nur Mittelwerte einer Strömung (Fließgeschwindigkeit und Wasserstand) innerhalb eines durchflossenen Fließquerschnittes berechnet werden. Aussagen zum konkreten lokalen Strömungsverhalten sind mit 1D-HN-Modellen daher nicht möglich. In der Praxis kommen 1D-Modelle überwiegend zur Berechnung von Wasserständen entlang von Flussläufen zum Einsatz.

Die Güte der Ergebnisse eines HN-Modells hängt stark von der Genauigkeit der Eingangsdaten ab (vgl. LFU 2003). Eine hoch aufgelöste 3D-Berechnung von Strömungen führt nur dann zu belastbaren Ergebnissen, wenn auch eine entsprechend hoch aufgelöste Dichte an Eingangsdaten vorliegt.

Der Wasserstand auf den Überflutungsflächen unterliegt lokalen Schwankungen, hervorgerufen durch die unterschiedlichen Widerstände der Vegetation wie Gras, Hochstauden, Weiden oder Bäumen. Die Verwendung eines 3D-HN-Ansatzes liefert theoretisch die höchste Genauigkeit. Jedoch werden in den zurzeit kommerziell erhältlichen HN-Modellen Weichholzauenstrukturen (d.h. die Widerstände infolge von durchströmten Strauch- und Baumstrukturen) bisher noch nicht adäquat in den mathematischen Ansätzen berücksichtigt. Daher wird, aus heutiger

Sicht, für die Identifizierung geeigneter Weichholzauestandorte die Verwendung eines 2D-HN-Ansatzes empfohlen.

In **Anlage 5** sind als Hintergrundinformation der Aufbau und die Funktionsweise des empfohlenen 2D-HN-Modellansatzes erläutert.

4.3. Modellerstellung und Visualisierung der Ergebnisse

Zweidimensionale HN-Modelle bauen auf ebene Berechnungsgitter auf, bei denen an jedem Gitterknotenpunkt mittels iterativer numerischer Verfahren hydrodynamische Gleichungen gelöst werden (vgl. **Anlage 5**). Zur Gittergenerierung wird ein Digitales Geländemodell (DGM) benötigt und es kommt spezielle Software zum Einsatz. Des Weiteren ist zur Modellerstellung (Preprocessing) und Visualisierung der Ergebnisse (Postprocessing) eine Anbindung an ein Geoinformationssystem erforderlich, um die jeweiligen örtlichen Berechnungsergebnisse georeferenziert abbilden zu können.

Ergebnisse des 2D-HN-Modells sind Fließgeschwindigkeiten (und somit auch Durchflüsse), die eine wichtige Eingangsgröße für das weitere Vorgehen zur Identifizierung von geeigneten Pflanzflächen darstellen sowie Wasserspiegellagen (und damit auch das Wasservolumen), auf deren Basis Neuanpflanzungen hydraulisch bewertet werden. Die Modellergebnisse werden in Form von Längsschnitten (Diagrammen) sowie zweidimensionalen Lageplänen dargestellt.

Die Belastbarkeit der Modellergebnisse ist dann gegeben, wenn das Modell anhand von Naturdaten kalibriert wird. Diese Kalibrierungsdaten umfassen Pegelaufzeichnungen, Wasserspiegelfixierungen, Geschwemmsellinien und Luftbilder abgelaufener Abflussereignisse insbesondere im Hochwasserfall. Durch Einstellung und Veränderung der modellintern verwendeten hydraulischen Widerstandsparameter (vgl. **Anlage 6**) wird im Rahmen der Kalibrierung versucht, abgelaufene Naturereignisse möglichst optimal abzubilden.

Eine Kalibrierung ist nicht möglich, wenn keine Naturdaten vorliegen bzw. wenn im Modell ein Zustand untersucht wird, der so in der Natur nicht vorhanden war. Hier ist der Modellierer dann gefordert, für die modellinternen hydraulischen Widerstandsbeiwerte Erfahrungswerte einzusetzen. Eine Plausibilisierung der Modellergebnisse kann dann nur noch im Rahmen der Analyse der Auswirkung unterschiedlich eingesetzter Widerstandsbeiwerte erfolgen – hierfür ist Expertenwissen notwendig.

Daraus wird die Bedeutung der hydraulischen Widerstandsbeiwerte für die Simulation um- und durchströmter Weichholzaunen ersichtlich: Im Rahmen der Untersuchungen zur Etablierung neuer Auwaldflächen auf Flussvorländern stehen kaum Kalibrierungsdaten zur Verfügung. Daher wurden im KoWeB-Projekt auf Basis von Naturerhebungen umfangreiche Laborversuche zur Ableitung entsprechender weichholzspezifischer Widerstandsbeiwerte durchgeführt. Hintergrundinformationen hierzu sind in **Anlage 6** zusammengefasst.

4.4. Vegetationsspezifische Widerstandsbeiwerte für die HN-Modellierung

Im Folgenden werden für die Ansätze nach Gauckler-Manning-Strickler und Darcy-Weisbach die entsprechenden Beiwerte für Hecken-, Strauch- und Baumvegetation dargestellt. Die Beiwerte stammen aus physikalischen Modelluntersuchungen, die auf Basis von zuvor durchgeführten Vegetationskartierungen entlang der Mittelelbe aufgebaut worden sind (vgl. **Anlage 6**). Im Folgenden werden die wesentlichen Erkenntnisse dieser Untersuchungen kurz zusammengefasst. Weitere Hintergrundinformationen zu den Laboruntersuchungen finden sich in SCHNEIDER (2010).

Zu beachten ist, dass natürlich vorkommende Weichholzaunenbestände durch einen Mix aus unterschiedlichen überflutungstoleranten Strauch- und Baumarten gekennzeichnet sind. In deren Freiflächen kommen, sofern die Lichtverhältnisse es zulassen, Krautfluren auf. Somit sind die k_{st} -Beiwerte in Tabelle 4.1 und die λ -Werte in Abbildung 4.3 als Empfehlungen für die Abbildung der Weichholzaunenstrukturen im HN-Modell anzusehen.

Die Wahl des Widerstandsbeiwertes der unterschiedlichen Rauheitsstrukturen ist die zentrale Stellgröße für die Berechnung der Wasserspiegellagen im HN-Modell. Daher wird, um eine möglichst exakte Abschätzung des Vegetationsbestandes gewährleisten zu können, stets eine Vor-Ort Begehung im Untersuchungsgebiet empfohlen.

k_{st} -Werte für Weichholzaunenvegetation

Der k_{st} -Beiwert kann in der Praxis für die Beschreibung von Vegetationsbeständen einen Wert zwischen $1 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ und ca. $60 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ annehmen. Je höher der Wert, desto geringer ist der Einfluss der Vegetation auf die Strömung. In Tabelle 4.1 sind k_{st} -Werte aufgeführt, die speziell für Weichholzaunen ermittelt worden sind (vgl. **Anlage 6**).

Dabei ist Tabelle 4.1 wie folgt zu lesen: In der Horizontalen sind die Pflanzenarten aufgetragen. Für die Weiden erfolgt eine weitere Unterteilung entsprechend der jahreszeitlichen Unterschiede, da der Belaubung ein wesentlicher Einfluss auf den resultierenden k_{st} -Wert zuzuschreiben ist. Die Bezeichnung Hecken schließt sowohl sehr dichtes Aufkommen von Jungweiden, z.B. infolge des Einbaus von lebenden Faschinenwalzen zur Ufersicherung als auch Gebüschstandorte mit ein. In der Vertikalen erfolgt die Einteilung nach der Dichte des Bestandes unterteilt in dicht, Übergang und licht. Die Tabelle ist so sortiert, dass die Pflanzenart mit dem kleinsten k_{st} -Wert links oben und rechts unten die Pflanzenart mit dem größten k_{st} -Wert aufgetragen ist. Dazwischen sind die Übergangsformen dargestellt. Die Form der Darstellung ermöglicht das leichte Abgreifen von k_{st} -Werten für Bestände, die eine Mischform aus Weiden und Hecken bilden, da die Sortierung einen graduellen Übergang der Werte in der Vertikalen und Horizontalen sowie der Diagonalen berücksichtigt.

Tabelle 4.1: Übersicht von k_{st} -Beiwerten für verschiedene, durch- und überströmte Weichholzauenstrukturen (verändert nach SCHNEIDER 2010)

	Hecken, Sträucher, dichtes Unterholz, (z.B. als Austrieb von Faschinenwalzen) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	Weichholzauen (Sommer, belaubt) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	Weichholzauen (Winter, unbelaubt) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	
dicht	4-7	7-10	13-15	durchströmt
	8 +	11 +	16 +	überströmt
Übergang	8-10	11-13	16-19	durchströmt
	11+	14 +	20 +	überströmt
licht	10-13	14-16	20-25	durchströmt
	14 +	16 +	26 +	überströmt

Bei der Einsetzung der k_{st} -Beiwerte im HN-Modell ist zu beachten, dass dem k_{st} -Beiwert grundsätzlich ein wassertiefenabhängiger Charakter anhaftet. Die Auswertung der Daten holziger Bewuchsbestände zeigen jedoch einen nahezu gleich bleibenden k_{st} -Beiwert in Abhängigkeit der Pflanzenart und Besatzdichte (SCHNEIDER 2010), sofern der Pflanzenbestand durchströmt ist. Sobald der Pflanzenbestand überströmt wird, tritt der wassertiefenabhängige Verlauf der k_{st} -Beiwerte wieder zutage.

Für die Praxis hat dieser k_{st} -Verlauf der Weiden und Hecken folgende Bedeutung. Sind die Pflanzen im HN-Modell als Mittel- und Großbewuchs zu simulieren, kann der k_{st} -Beiwert als konstant angesehen werden. Sobald eine Überströmung erfolgt, muss der k_{st} -Beiwert der Wassertiefe angepasst werden. Hydraulisch gesehen verhält sich der Bewuchs, sobald er überströmt wird, als Kleinbewuchs und die Rauheitswirkung sinkt mit steigender Überströmung.

λ -Werte für Weichholzauenvegetation

Ausgehend von den Laboruntersuchungen nimmt der λ -Beiwert für Weichholzauen einen Wert zwischen 0,2 und 6,0 an. Analog der Einteilung in Tabelle 4.1: Übersicht von k_{st} -Beiwerten für verschiedene, durch- und überströmte Weichholzauenstrukturen sind in Abbildung 4.3 die λ -Beiwerte für dichte und lichte Hecken- sowie belaubte und unbelaubte Weidenbestände aufgetragen.

Die durchgezogenen Trendlinien zeigen den Kurvenverlauf der λ -Beiwerte für unbelaubte und belaubte Weiden sowie Hecken für dichte Bestände auf. Die gestrichelten Trendlinien repräsentieren lichte Bestände. Der λ -Beiwert nimmt von den Hecken über die belaubten Weiden bis hin zu den unbelaubten Weiden stetig ab. In Abhängigkeit der Dichte des Bestandes sowie unter Berücksichtigung der Jahreszeit verschiebt sich die Kurvenschar jeweils nach oben bzw. unten.

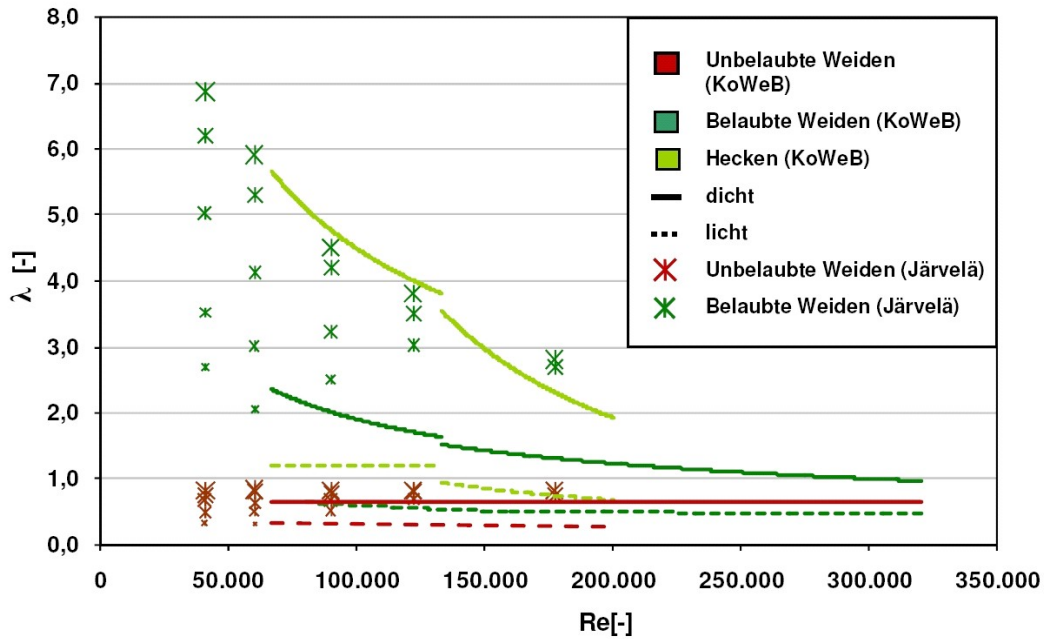


Abbildung 4.3: Übersicht von λ -Bewerten, aufgetragen über die Reynoldszahl für unterschiedliche Weichholzauenstrukturen (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Auffällig ist die starke Abhängigkeit der λ -Bewerte von der Reynoldszahl für belaubte Weiden und Hecken. Ursache ist die mit steigender Wassertiefe zunehmende stromlinienförmige Ausrichtung der Vegetation sowie die sich ändernden Ablösepunkte und Wirbelbildungen an den Blättern und Ästen während der Durchströmung. Die stromlinienförmige Ausrichtung der Pflanzen führt bei unbelaubten Weiden zu keiner weiteren, nennenswerten Reduktion der Anströmfläche, sodass der λ -Bewerte einen konstanten und damit wassertiefenunabhängigen Verlauf aufzeigt.

Die mit einem Stern markierten Werte sind Messungen aus der Veröffentlichung von JÄRVELÄ (2004). Die belaubten Weidenuntersuchungen von JÄRVELÄ wurden in Kombination mit Seggen durchgeführt. Daraus ergeben sich insgesamt höhere λ -Werte für belaubte Weiden im Vergleich zu den im Rahmen der KoWeB-Untersuchung ermittelten Werten.

Hinweis: Das von DVWK (1999) vorgeschlagene und in der Praxis weit verbreitete Verfahren zur Bestimmung des vegetativen Widerstandsbeiwertes λ_{veg} basiert auf den Eingangsgrößen des mittleren Astdurchmessers d_{veg} und den so genannten Abstandsparemtern a_x und a_y . Dieses Verfahren eignet sich für unbelaubte Weiden, denn hierfür ist, wie bereits erwähnt, die geforderte Reynoldsunabhängigkeit gegeben. Je nach Jahreszeit spielt die Belaubung eine wichtige Rolle bei der Bestimmung des λ_{veg} -Beiwertes. In dem Berechnungsverfahren nach DVWK (1991) und BWK (2000) ist die Belaubung jedoch nicht berücksichtigt, was in der Folge zu erheblichen Fehleinschätzungen bezüglich des Widerstandsverhaltens führen kann. Diese potentielle Fehleinschätzung lässt sich in Abbildung 4.3 durch den Vergleich der λ_{veg} -Beiwerte für unbelaubte und belaubte Weiden zeigen. Für gleiche mittlere Astdurchmesser und Abstandsparemeter fallen die λ_{veg} -Beiwerte aufgrund der Belaubung sehr unterschiedlich aus. Dies zeigt sich auch im Ver-

gleich der λ -Werte der durchgezogenen Linie der belaubten Weiden in grün mit der durchgezogenen Linie der unbelaubten Weiden in braun. Anstelle des Abgreifens der entsprechenden λ -Beiwerte aus Abbildung 4.3 kann der vegetationsbedingte λ -Beiwert auch rechnerisch auf Basis von in der Natur erhobenen Daten ermittelt werden. Ausführliche Erläuterungen zur Bestimmung von λ -Beiwerten für Weichholzaunenvegetation sowie eine Empfehlung für eine Erhebung der Naturdaten finden sich in **Anlage 6**.

4.5. HN-Modell für das Modellgebiet „Bälow-Rühstädter Bogen“

Im Rahmen der KoWeB-Untersuchung wurde für die Elbe in der Region „Bälow-Rühstädter Bogen“ ein hoch aufgelöstes zweidimensionales hydrodynamisch-numerisches Modell errichtet, um geeignete Weichholzaunenstandorte zu identifizieren. Im Folgenden werden die wichtigsten Daten für die Modellerstellung erläutert.

Dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) steht mit dem Programmpaket FLUMEN (vgl. www.fluvial.ch) ein zweidimensionales (2D) hydrodynamisch-numerisches (HN) Verfahren zur Verfügung, welches detaillierte Aussagen über die lokalen Verteilungen von Fließgeschwindigkeit, Wasserstand und weiteren abhängigen hydraulischen Größen im Modellgebiet ermöglicht.

Die topographische Datengrundlage lieferte das von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) im Herbst 2007 zur Verfügung gestellte aktuelle digitale Geländemodell (DGM). Die Geometrie des Flusslaufes wurde durch Flächenpeilungen integriert. Die Kalibrierung der im Modell verwendeten hydraulischen Widerstandsbeiwerte für den Ist-Zustand (ohne zusätzliche Anpflanzungen) erfolgte anhand von Wasserstandspeilungen, die im Auftrag der BAW durchgeführt wurden. Verwendet wurden Datensätze für unterschiedliche Mittel- und Hochwasser-Abflusszustände für die Jahre 2001 bis 2006. Der Bemessungsabfluss war zu $Q = 3939 \text{ m}^3/\text{s}$ festgesetzt.

Da die Software FLUMEN auf die empirische Fließformel nach Gauckler-Manning-Strickler aufbaut, wurden zur Simulation der Strömungswiderstände infolge der neuen Vegetationsflächen k_{st} -Werte verwendet.

Tabelle 4.2 gibt einen Überblick der im Rahmen der Modellkalibrierung durch Vergleich beobachteter und berechneter Wasserspiegellagen gewählten k_{st} -Verteilung. Der k_{st} -Wert für die neu anzulegenden Weichholzaunenpflanzungen wurde durch die eigenen physikalischen Untersuchungen ermittelt (vgl. **Anlage 6**). Um für die Hochwasserrisiko-Abschätzung auf der sicheren Seite zu sein, wurde ein Sicherheitszuschlag hinzugefügt und ein konservativer k_{st} -Beiwert von $4 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ angenommen. Zudem sind in der Tabelle die maximalen Zellgrößen der Verdichtungspolygone angegeben, welche für die Erstellung des Berechnungsnetzes verwendet wurden.

Tabelle 4.2: Gewählte k_{st} -Beiwerte und max. Zellgrößen

k _{st} -Verteilung [m ^{1/3} /s]						max. Zellgröße [m ²]			Anzahl
global	Polygone					Polygone			
Vorland	Fluss-schlauch	Sied-lungen	lichte Strauch- und Baumve-getation	Seiten-/ Altarme	Potentielle Anpflanzungen	Umhüll-ende	Fluss-schlauch	Potentielle Auen	Zellen
20	34	10	12	25	4 (aus phys. Untersuchung)	1000	100	100	116320

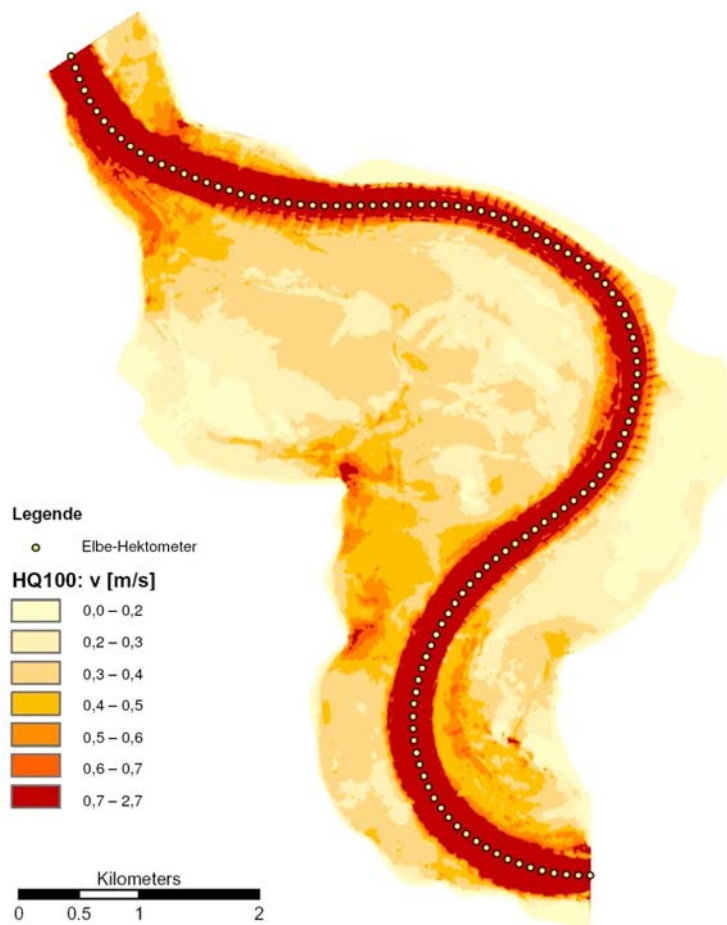


Abbildung 4.4: Ergebnis des 2D-HN-Modells - Fließgeschwindigkeiten für ein einhundertjähriges Hochwasserereignis im Bereich des Bälöw-Rühstädter Bogens.

Abbildung 4.4 zeigt die Fließgeschwindigkeitsverteilung beim HQ₁₀₀ für das Modellgebiet ohne Neuanpflanzungen (Status-quo). Die Daten basieren auf der durchgeführten 2D-HN-Modellierung. Diese Daten sind wichtige Eingangsdaten für das weitere Vorgehen zur Identifizierung von ökologisch und hydraulisch geeigneten Pflanzflächen. Die Wasserspiegellagen des Status-quo werde im Folgenden immer als Vergleichsdaten herangezogen, um den Wasserspiegelanstieg der einzelnen Auwaldpflanzungen bewerten zu können (vgl. Kapitel 5).

5. Identifizierung ökologisch und hydraulisch geeigneter Bereiche zur Weichholzaunen-Etablierung

Eine Implementierung von Weichholzaunen entlang der Fließgewässer kann nur an den Stellen erfolgen, an denen die Hochwasserverträglichkeit für den Bemessungsabfluss nach der Neuanpflanzung von Weichholzaunenflächen noch gegeben ist. Um solche Stellen zu identifizieren, wurde im Rahmen des KoWeB-Projektes eine Verfahrenstechnik entwickelt, die auf der Verschneidung einer Habitatprognose- mit einer zweidimensionalen Strömungs- und Wasserstands-Modellierung (sog. 2D-HN-Modell) basiert. Sie ermittelt über einen iterativen Prozess, bei dem verschiedene Soll-Zustände mit unterschiedlicher Zahl und Größe von Neuanpflanzungsflächen hydraulisch bewertet werden, ein Optimal-Szenario. Dieses zeigt Lage, Zahl und Größe von Flächen auf, die bepflanzt werden können, ohne die Hochwassergefahr zu verschärfen. Eingangsdaten bei diesem mehrstufigen Prozess sind die Ergebnisse der Habitatmodellierung (vgl. Kapitel 3) und die Fließgeschwindigkeitsprognosen des 2D-HN-Modells (vgl. Kapitel4).

Kapitel 5.1 beschreibt das Vorgehen zur Identifizierung des Optimal-Szenarios und in Kapitel 5.2. werden einzelne Schritte dieses Ansatzes am Beispiel des Modellgebietes „Bälw-Rühstädter Bogen“ erläutert. Darüber hinaus wird in Kapitel 5.3 der Einfluss der Anströmgeschwindigkeit auf den lokalen Aufstau an drei Beispielen aufgezeigt. Hieraus wird ersichtlich, dass mit der im KoWeB-Projekt erarbeiteten Methode sehr detaillierte Aussagen gemacht werden können.

5.1. Methode zur Identifizierung geeigneter Pflanzflächen

Notwendige Grundlagen sind ein Habitat-Prognose-Modell zur Identifizierung ökologisch geeigneter Flächen für Weichholzaunen-Pflanzungen und ein hoch aufgelöstes 2D-HN-Modell zur hydraulischen Bewertung der Pflanzflächen. Die Rastergröße der Modelle bestimmt die Ergebnisgenauigkeit und leitet sich aus der Datendichte der zugrunde liegenden Eingangsdaten ab. Eine metergenaue Angabe über die Pflanzungsflächen setzt bspw. eine Auflösung des 2D-HN-Modells und des Habitat-Prognose-Modells von kleiner einem Meter voraus. Des Weiteren ist dabei zu beachten, dass sich mit steigender Auflösung auch die jeweiligen Rechenzeiten verlängern.

Abbildung 5.1 zeigt die anzuwendende Vorgehensweise auf, die im Folgenden Schritt für Schritt beschrieben werden soll.

5.1.1. Stufe 1 - Daten-Input und Verschneidung

- 1) Identifizierung geeigneter Pflanzungs-Flächen aus ökologischer Sicht mittels Habitatprognosemodell und Darstellung in einem Geo-Informationssystem (GIS).

- 2) Berechnung der Fließgeschwindigkeitsverteilungen auf Basis des Bemessungsabflusses (i.d.R. HQ_{100}) für den Ist-Zustand (Zustand ohne die potentiellen Neuanpflanzungsflächen) mit dem 2D-HN-Modell und Darstellung im GIS.
- 3) Verschneidung der beiden Informationen im GIS zur Identifikation aller ökologisch geeigneten Flächen, bei denen die lokalen Fließgeschwindigkeiten beim Bemessungsereignis für den Ist-Zustand nicht größer als ein vorab festgelegter Wert sind (Werte von bis zu 0,5 m/s sind empfehlenswert).

Da der Fließwiderstand und damit einhergehend der Aufstau proportional zum Quadrat der Fließgeschwindigkeit ansteigen, sollten Pflanzungen nur im Bereich niedriger Fließgeschwindigkeiten durchgeführt werden, um eine nachteilige Beeinträchtigung der Hochwassersituation zu verhindern. Im Umkehrschluss kann davon ausgegangen werden, dass Flächen in Bereichen großer Fließgeschwindigkeiten im Bepflanzungsfall nicht hochwasserverträglich sind.

5.1.2. Stufe 2 – Flächenauswahl

- 4) Manuelle Auswahl und Formgebung der in Arbeitsschritt (3) identifizierten Pflanzflächen

Folgende Empfehlungen sind zu beachten:

- Die tatsächlich in die Auswahl eingehenden ökologisch und hydraulisch geeigneten Flächen sollten eine bestimmte Größe nicht unterschreiten, um zumindest einige ökologische Funktionen von Auwäldern zu gewährleisten.
 - Es sollten Flächen bevorzugt werden, deren Eigentumsverhältnisse resp. Verfügbarkeit eine Umsetzung realistisch erscheinen lassen.
 - Eine strömungsgünstige Konturgebung der Flächen wird empfohlen. Durch die Anpflanzungen dürfen keine Querriegel senkrecht zur Hauptströmungsrichtung entstehen, die Flächenformen sind stromlinienförmig, länglich gestreckt und möglichst parallel zur Hauptströmungsrichtung des Bemessungsabflusses anzulegen. Runde Konturen (z.B. Tropfenformen) sind im Vergleich zu eher eckigen Konturen zu bevorzugen, um ungünstige Strömungsumlenkungen und -ablösungen zu vermeiden.
- 5) Zuweisung von Strömungswiderstandsbeiwerten für die ausgewählten Pflanzflächen nach den Empfehlungen in Kapitel 4.

5.1.3. Stufe 3 - Hydraulische Bewertung zusätzlicher Pflanzungen

- 6) Berechnung der Wasserspiegellagen für den Bemessungsabfluss im Soll-Zustand, d.h. unter Berücksichtigung der simulierten zusätzlichen Pflanzflächen, mit dem 2D-HN-Modell.
- 7) Darstellung eines Differenzenbildes der Wasserspiegellagen zwischen dem Ist- und dem Soll-Zustand im GIS. Daraus werden die lokalen Wasserstandsänderungen infolge potentieller Weichholzflächen im unmittelbaren und mittelbaren Umfeld der Flächen bzw. im Bereich gefährdeter Objekte ersichtlich, was als Grundlage für die Hochwasserverträglichkeitsprüfung dient.
- 8) Hochwasserverträglichkeitsprüfung

Hier sind folgende Fälle zu prüfen:

- a) Die im Soll-Zustand simulierten Pflanzflächen führen im 2D-HN-Modell zu keinem signifikanten Wasserspiegelanstieg. Die Hochwasserverträglichkeit ist gegeben! Um das volle hydraulische Potenzial des Systems auszunutzen, können nun weitere potentielle Flächen in den Soll-Zustand einmodelliert werden. Hierfür kann der Wert, den lokale Fließgeschwindigkeiten auf potentiellen Pflanzflächen nicht überschreiten sollten, z.B. um 0,05 m/s angehoben werden. Das Verfahren läuft nun ab Arbeitsschritt (3) erneut ab.
 - b) Es entsteht ein Wasserspiegelanstieg, der zu einer Gefährdung der umliegenden Infrastruktur im Hochwasserfall führt, d.h. die Hochwasserverträglichkeit ist nicht gegeben. In diesem Fall müssen die Flächenzahl, -größe und/oder -konturen im Soll-Zustand angepasst werden. Hierfür kann der Wert, den lokale Fließgeschwindigkeiten auf potentiellen Pflanzflächen nicht überschreiten sollten, z.B. um 0,05 m/s abgesenkt werden. Das Verfahren läuft nun ab Arbeitsschritt (3) erneut ab.
- 9) Identifizierung des Optimum-Szenarios, das die Lage, Zahl und Größe von Flächen aufzeigt, die bepflanzt werden können, ohne die Hochwassergefahr zu verschärfen.

Identifizierung ökologisch und hydraulisch geeigneter Bereiche zur Weichholzaunen-Etablierung

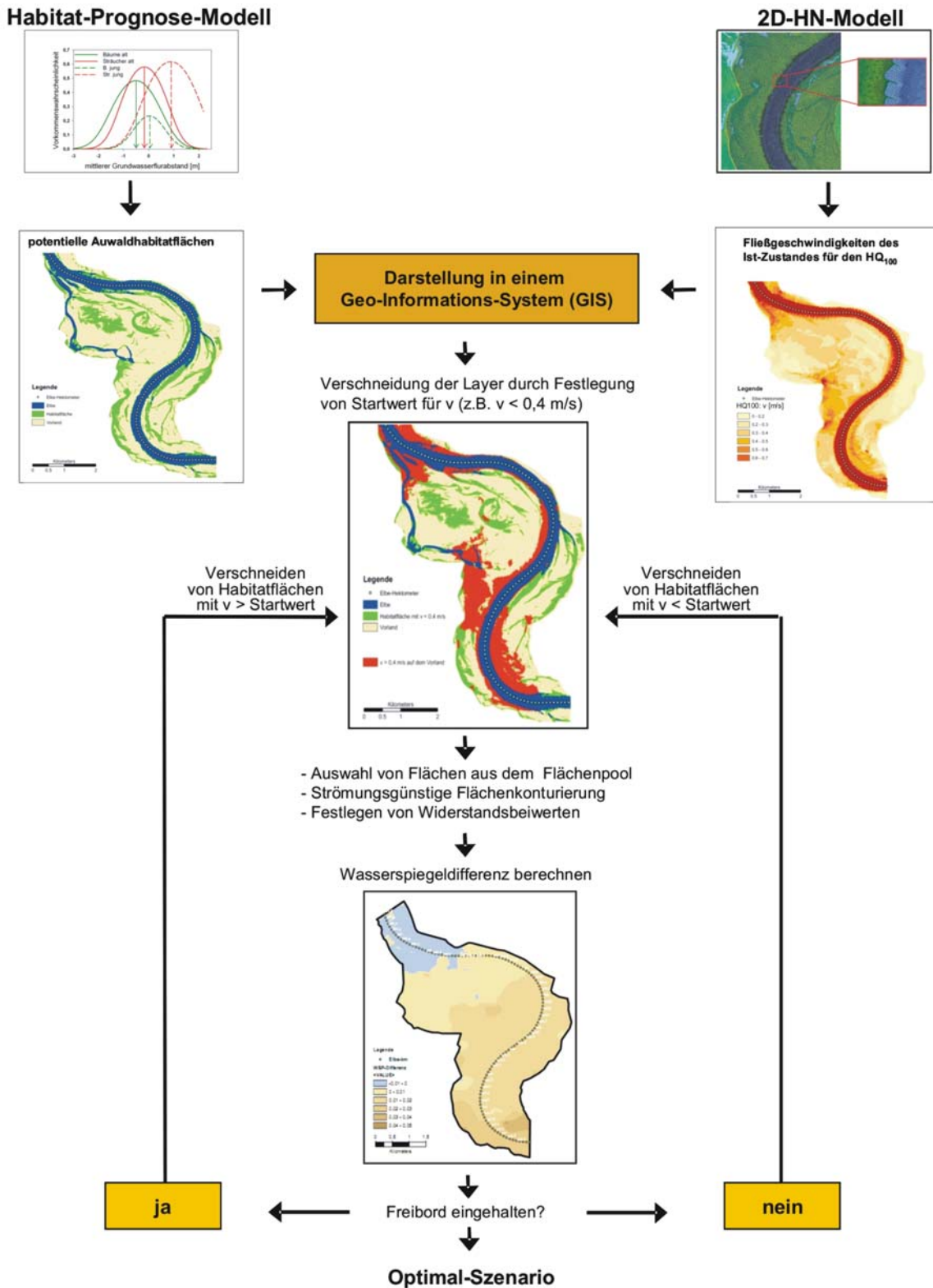


Abbildung 5.1: Fließdiagramm zur Identifizierung von Weichholzaunenstandorten aus ökologischer und hydraulischer Sicht (verändert nach SCHNEIDER 2010).

5.2. Identifizierung von Weichholzaunen-Etablierungsflächen am Beispiel des Modellgebietes „Bälów-Rühstädter Bogen“

Im Folgenden soll das in Kapitel 5.1 vorgestellte Verfahren zur Identifizierung ökologisch und hydraulisch geeigneter Pflanzflächen am Beispiel des Modellgebietes „Bälów-Rühstädter Bogen“ erläutert werden. Hier wurden mit dem Ziel, potentielle Anpflanzungsflächen aufzuzeigen, verschiedene Pflanz-Szenarien im hydrodynamisch-numerischen Modell analysiert und hinsichtlich ihrer Hochwasser-Effekte bewertet.

Der Bälów-Rühstädter Bogen zeichnet sich zum einen durch vergleichsweise große Vorländer aus, was für eine Weichholzaunen-Etablierung aus hydraulischer Sicht per se günstig ist. Zum anderen sind in diesem Gebiet praktisch keine Weichholzaunenbestände mehr vorhanden, weshalb es auch aus naturschutzfachlicher Sicht große Relevanz besitzt.



Abbildung 5.2: Luftbild des Bälów-Rühstädter Bogens. Aufnahme: Leyer.

Zunächst werden die auf das Gebiet angewendeten Verfahrensschritte und die daraus resultierenden Ergebnisse exemplarisch für eine angedachte Anpflanzungsfläche von 32 ha erläutert. In einem weiteren Szenario werden die Effekte von 49 ha Pflanzfläche analysiert. Auf eine genaue Darstellung der Generierung der ökologischen und hydraulischen Inputdaten wird verzichtet - diese Informationen sind den Kapiteln 3 und 4 zu entnehmen.

5.2.1. Stufe 1 - Daten-Input und Verschneidung (Schritte 1-3)

Die Ergebnisse der Habitatprognosemodelle lassen ein großes Potential für Weichholzaunen-Anpflanzungen im Bereich des Bälów-Rühstädter Bogens erkennen. Insgesamt sind dafür über 350 ha Fläche aus ökologischer Sicht geeignet (vgl. Kapitel 3, Abbildung 3.6). Die Informationen zu den ökologisch geeigneten Flächen wurden als Eingangsdaten für das weitere Vorgehen verwendet (Arbeitsschritt 1, Abbildung 5.3).

Als Ergebnis der Anwendung des HN-Modells für das Modellgebiet ließen sich für den Ist-Zustand (ohne zusätzliche Pflanzungen) große Flächen mit relativ geringen Fließgeschwindigkeiten ($v < 0,4$ m/s) basierend auf einem HQ_{100} von 3939 m^3/s identifizieren (vgl. Kapitel 4, Abbildung 4.4). Die Fließgeschwindigkeitsverteilungen wurden als hydraulische Eingangsdaten für das weitere Vorgehen verwendet (Arbeitsschritt 2, Abbildung 5.3).

Im Arbeitsschritt 3 wurden alle gemäß Habitatprognose-Berechnung ökologisch geeigneten Flächen mit den Flächen verschritten, deren Fließgeschwindigkeiten in der HN-Berechnung für den HQ_{100} Werte bis zu 0,4 m/s aufwiesen. Dieser Pool an Flächen ist in Abbildung 5.3 rechts dargestellt.

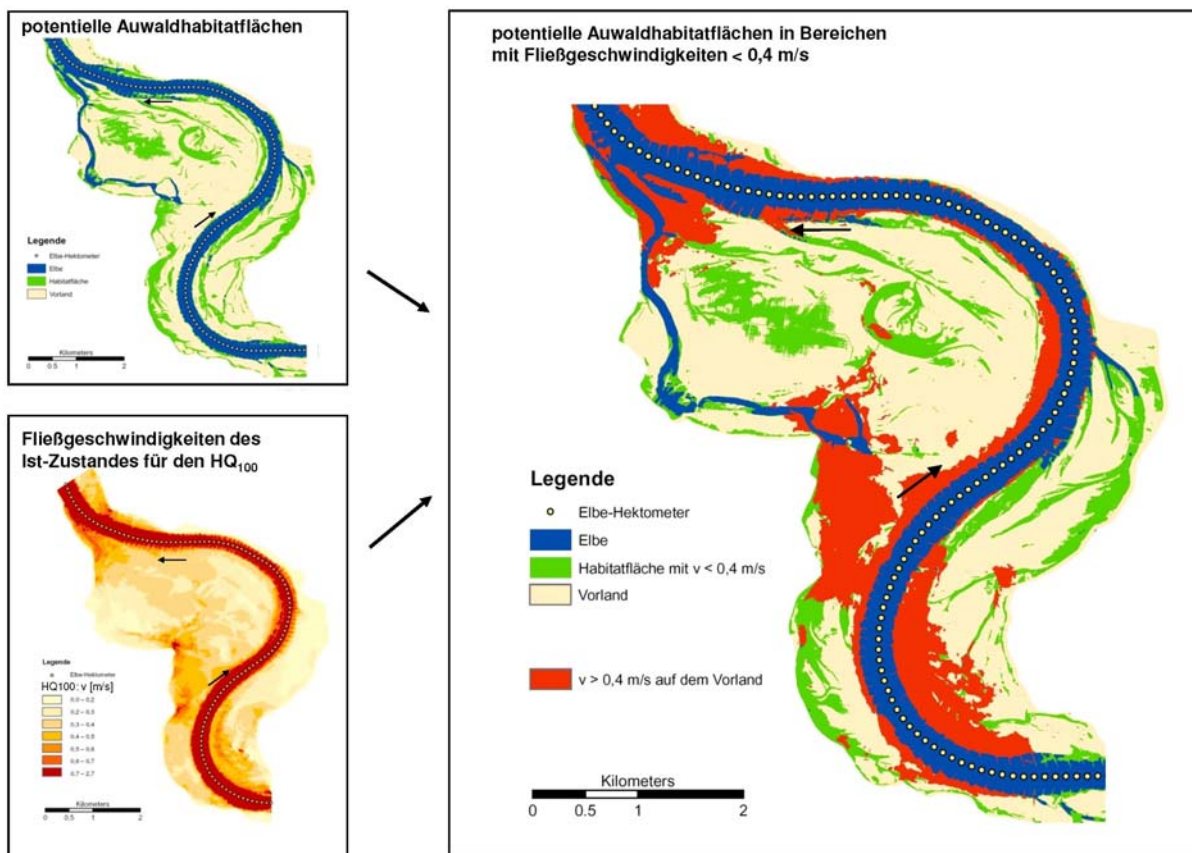


Abbildung 5.3: Input-Daten zu der ökologischen Eignung des Modellgebietes für Weichholzaunenpflanzungen (links oben) und den Fließgeschwindigkeitsverteilungen beim HQ_{100} (links unten) sowie Pool an Anpflanzungsflächen nach der Verschneidung (rechts).

5.2.2. Stufe 2 - Flächenauswahl (Schritte 4-5)

Die Mindestgröße für Pflanzflächen wurde auf 1,5 ha festgelegt, um zu gewährleisten, dass die potentiellen Pflanzungen zumindest einen gewissen Auwaldcharakter besitzen.

Im dargestellten Szenario wurden 32 ha Pflanzflächen ausgewählt. Nach Auswahl der Flächen wurden diese strömungsgünstig konturiert (Abbildung 5.4). Die Pflanzflächen wurden mit einem k_{st} -Wert von $4 m^{1/3}/s$ belegt. Grundlage hierfür

waren die eigenen physikalischen Untersuchungen im wasserbaulichen Labormodell (Kapitel 4.5).

Die Berechnung im HN-Modell zeigte, dass diese neuen Anpflanzungsflächen einen lokal begrenzten Aufstau von max. 3 cm direkt im Anströmbereich vor der jeweiligen Fläche selbst verursachen würden. Abbildung 5.4 zeigt die Lage der gewählten Flächen.

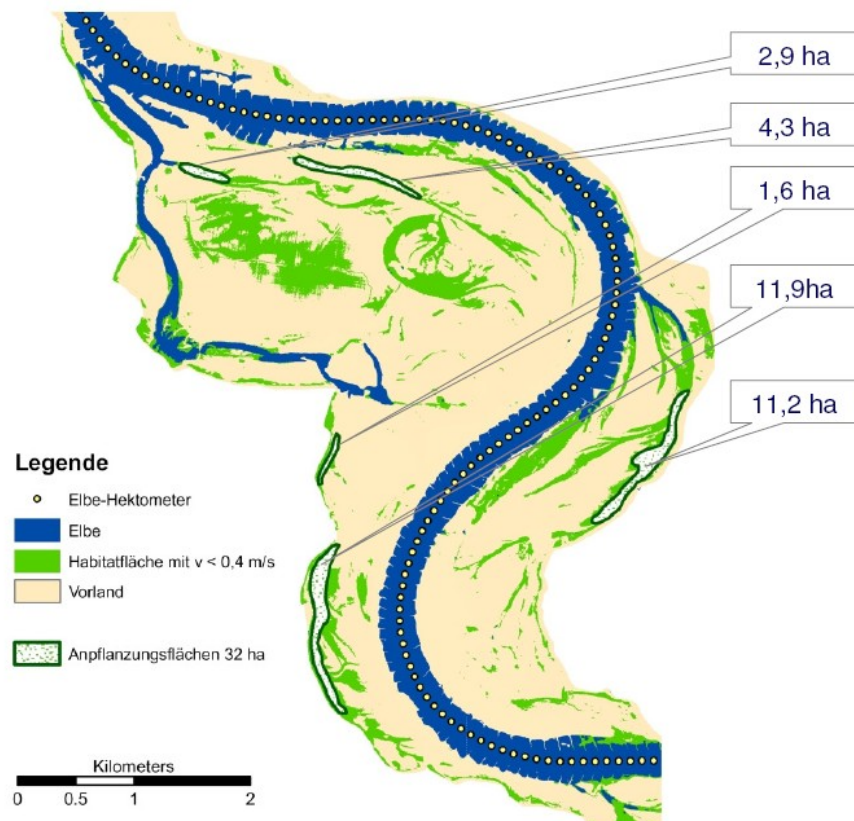


Abbildung 5.4: Lage, Größe und Kontur der Flächen im 32 ha-Szenario.

Im zweiten Szenario mit insgesamt 49 ha Pflanzfläche wurden zusätzlich drei weitere Flächen ausgewählt und entsprechend strömungsgünstig konturiert.

Hierbei wurde eine Fläche im Süden des Untersuchungsgebietes implementiert, die sich im Besitz des Naturschutzfonds Brandenburg befindet. Der Naturschutzfonds hat im KoWeB-Projekt die Bereitschaft signalisiert, seine bisher noch extensiv genutzten Weideflächen in einen Auenwald zu überführen. Daher wurde die ökologisch geeignete Naturschutzfondsfläche in diesem Szenario mit einbezogen, obwohl andere Flächen strömungsgünstiger gelegen sind (Abbildung 5.5).

Hiermit kann demonstriert werden, wie das Verfahren reagiert, wenn man die Lage von Anpflanzungsflächen in Bereiche mit Anströmgeschwindigkeiten von über 0,4 m/s positioniert.

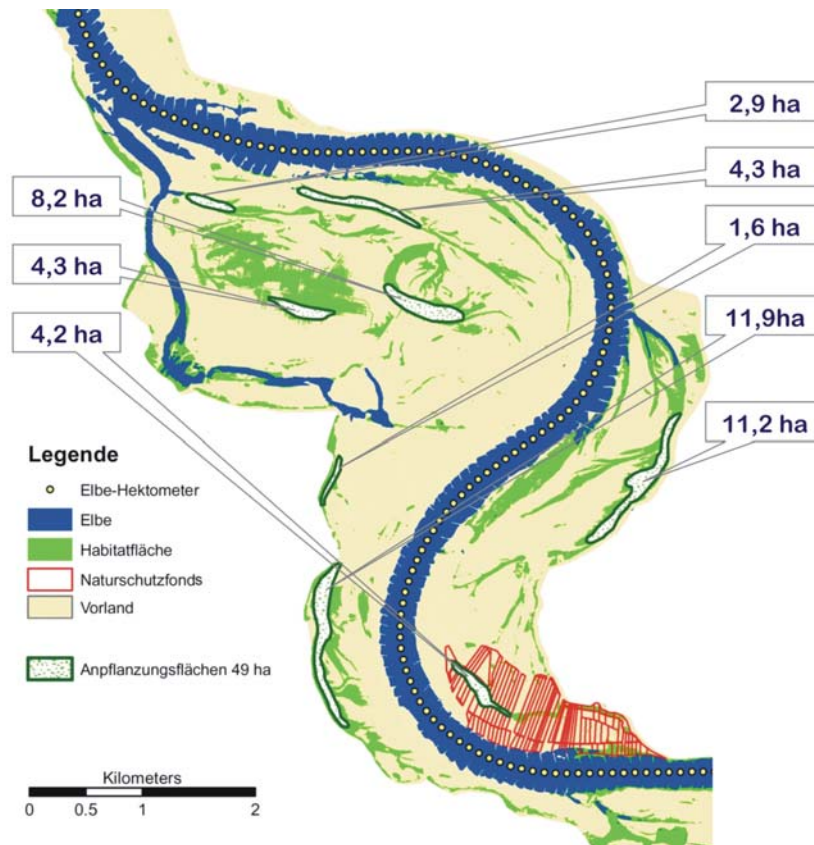


Abbildung 5.5: Lage, Größe und Kontur der einzelnen Anpflanzungsflächen im 49 ha-Szenario.

5.2.3. Stufe 3 - Hydraulische Bewertung zusätzlicher Pflanzungen (Schritte 6-9)

Mit Hilfe des 2D-HN-Modells wurden die Wasserstände im Modellgebiet für die beiden Szenarien (mit den ausgewählten Pflanzflächen) berechnet (Arbeitsschritt 6) und mit dem Ist-Zustand verglichen. Dafür wurde im GIS durch Überlagerung eine Differenzberechnung der Wasserstände von Ist- und Soll-Zustand durchgeführt (Arbeitsschritt 7).

Die Differenzbildung zwischen Ist-Zustand und dem Szenario mit 32 ha Anpflanzungsfläche (Abbildung 5.6) ergab für die im Modellgebiet liegenden Bauwerke (wie z.B. Bauernhöfe) bzw. Deiche im oberstromigen Nahbereich der Maßnahmen ein Wasserstandsanstieg von rechnerisch maximal 3 cm.

Die Differenzbildung zwischen Ist-Zustand und dem erweiterten Szenario mit 49 ha Anpflanzungsfläche (Abbildung 5.7) ergab lokal begrenzte Wasserspiegelanstiege von maximal 5 cm im Nahbereich der angedachten Pflanzfläche des Naturschutzfonds. Für die im Modellgebiet liegenden Bauwerke (wie z.B. Bauernhöfe) bzw. Deiche im oberstromigen Nahbereich der Maßnahmen ergab sich ein Wasserstandsanstieg von rechnerisch maximal 4 cm.

Die beiden gezeigten Szenarien können als hochwasserverträglich eingestuft werden, da die berechneten Wasserspiegelanstiege sehr gering ausfallen und sich zudem nur lokal auswirken. Letztendlich müssen jedoch für eine praktische Umsetzung von Anpflanzungen die ortsspezifischen Erfahrungen bei Hochwasser-

ereignissen berücksichtigt werden. Daher kann der tolerierbare Wasserspiegelanstieg infolge von Pflanzungen nur in enger Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachbehörden festgelegt werden.

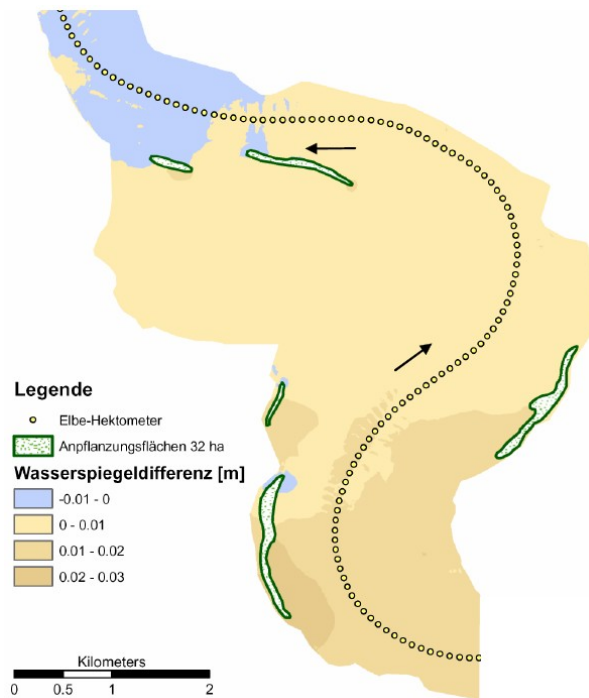


Abbildung 5.6: Wasserspiegeländerung zwischen Ist-Zustand und dem Szenario mit 32 ha Anpflanzungsfläche beim HQ_{100} . Positive Werte zeigen eine Wasserstandserhöhung.

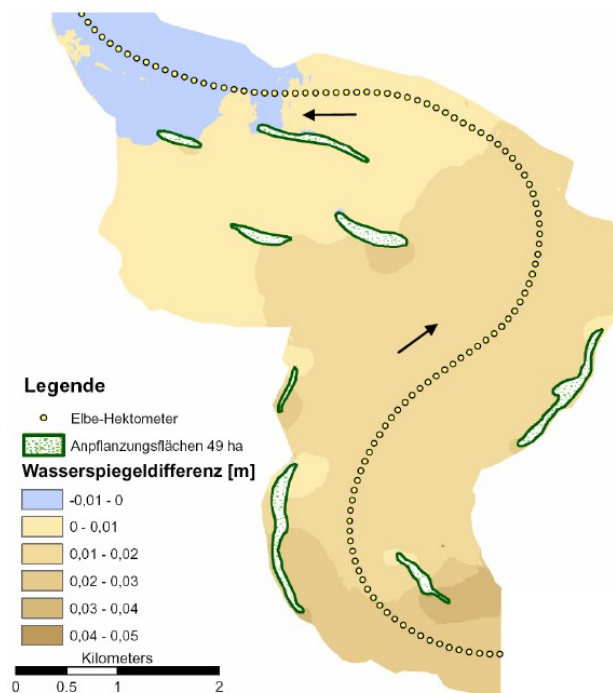


Abbildung 5.7: Wasserspiegeländerung zwischen Ist-Zustand und dem Szenario mit 49 ha Anpflanzungsfläche beim HQ_{100} . Positive Werte zeigen eine Wasserstandserhöhung.

5.3. Einfluss der Anströmgeschwindigkeit auf den Wasserspiegelanstieg

Im Kapitel 4.1 wurde bereits die Bedeutung der Anströmgeschwindigkeit auf sich einstellende Wassertiefen oberstrom eines Vegetationsbestandes erläutert. Diese Interaktion wird im Folgenden anhand der hydraulischen Berechnungsergebnisse im Detail diskutiert.

5.3.1. Fall 1: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,3 m/s

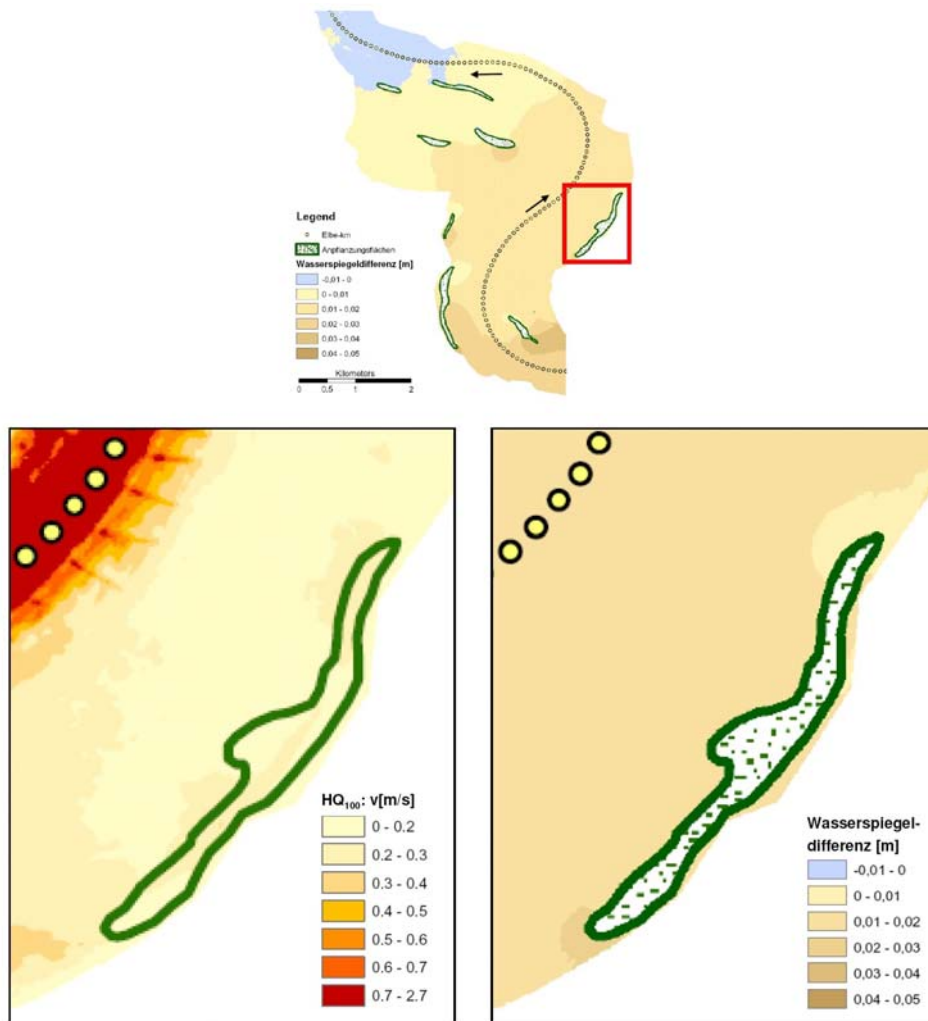


Abbildung 5.8: Fließgeschwindigkeiten des Ist-Zustandes (HQ_{100}) und Wasserspiegeldifferenz durch Auwaldpflanzungen jeweils überlagert mit der Lage der Auwaldfläche von 11,2 ha (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Der rote Rahmen in Abbildung 5.8 (oben) markiert die Lage der 11,2 ha großen Weichholzaunenetablierungsfläche im Untersuchungsgebiet. Das Bild unten links zeigt den Bereich der dortigen Fließgeschwindigkeiten für den Ist-Zustand ohne Bewuchs. Die dortige, neu angedachte Auenwaldfläche liegt in einem Bereich mit Fließgeschwindigkeiten bis zu 0,3 m/s. Das rechte Bild veranschaulicht die

lokalen Wasserspiegeländerungen infolge der Weichholzaunenetablierung. Folgendes wird daraus ersichtlich:

- Alle Anpflanzungsflächen bewirken im Vergleich zur Wasserspiegellage beim HQ_{100} ohne Anpflanzungen (Ist-Zustand) eine Erhöhung der Wasserstände nach Oberstrom. In Abbildung 5.7 ist dies gut an den Farbschattierungen zu erkennen.
- Um die Auswirkung der Anpflanzungsfläche in Abbildung 5.8 auf die Wasserstände diskutieren zu können, muss eine Relativbetrachtung der im Ausschnitt angezeigten Wasserstandsänderungen zum mittleren Wasserstand der dortigen Umgebung – welcher ja bereits durch die weiter stromabwärts platzierten Anpflanzungsflächen beeinflusst ist – erfolgen.
- Demnach verursachen die vier Anpflanzungsflächen, welche stromabwärts der in Abbildung 5.8 betrachteten Fläche liegen, bereits einen (Umgebungs-) Wasserspiegelanstieg von ca. 1 bis 2 cm.
- Die Relativbetrachtung der Wasserspiegeländerungen der Anpflanzungsfläche in Abbildung 5.8 ergibt somit im oberstromigen Anströmungsbereich einen durch diese Fläche verursachten lokalen Aufstau von ca. 1 cm. Mit Berücksichtigung der vier unterstromig platzierten Flächen ergibt sich insgesamt ein lokaler Aufstau von ca. 3 cm.

5.3.2. Fall 2: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,4 m/s

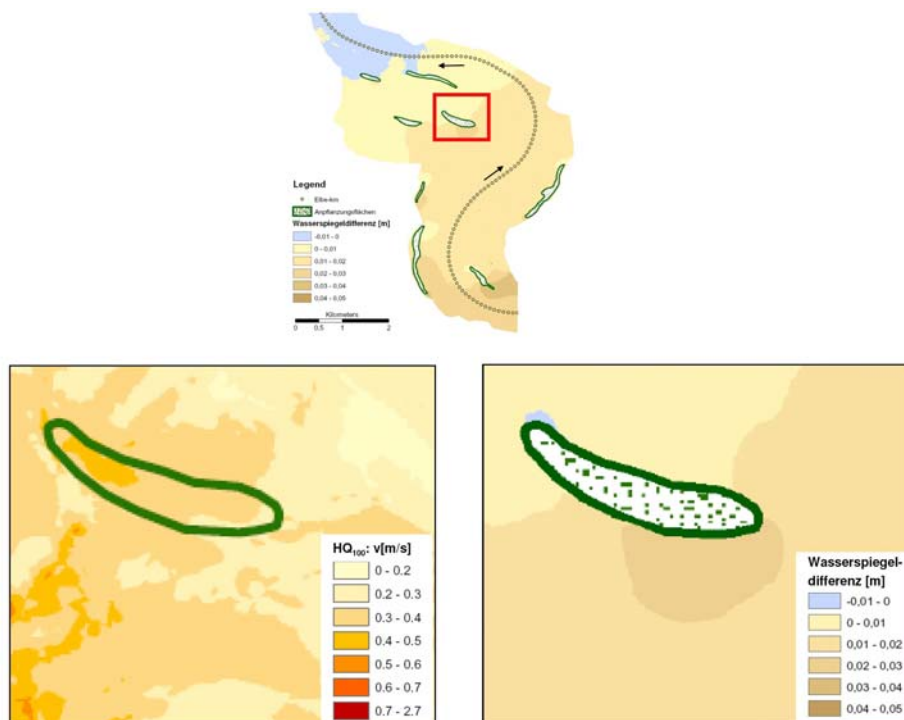


Abbildung 5.9: Fließgeschwindigkeiten des Ist-Zustandes (HQ_{100}) und Wasserspiegeldifferenz durch Auwaldpflanzungen jeweils überlagert mit der Lage der Auwaldfläche von 8,2 ha (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Die 8,2 ha große Auwaldfläche befindet sich hauptsächlich in einem Bereich mit Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,2 m/s und 0,5 m/s. Lokal treten im unterstromigen Vegetationsbereich Fließgeschwindigkeiten von über 0,4 m/s auf. Das rechte Bild in Abbildung 5.9 verdeutlicht den relativen Wasserspiegelanstieg. Die 8,2 ha große Auenwaldfläche bewirkt am unterstromigen Ende der Vegetationseinheit eine relative Wasserspiegelabsenkung von 1 cm und einen relativen Wasserspiegelanstieg von 2 cm am oberstromigen Ende der Vegetationseinheit.

5.3.3. Fall 3: Pflanzflächen im Bereich von Anströmgeschwindigkeiten bis 0,7 m/s

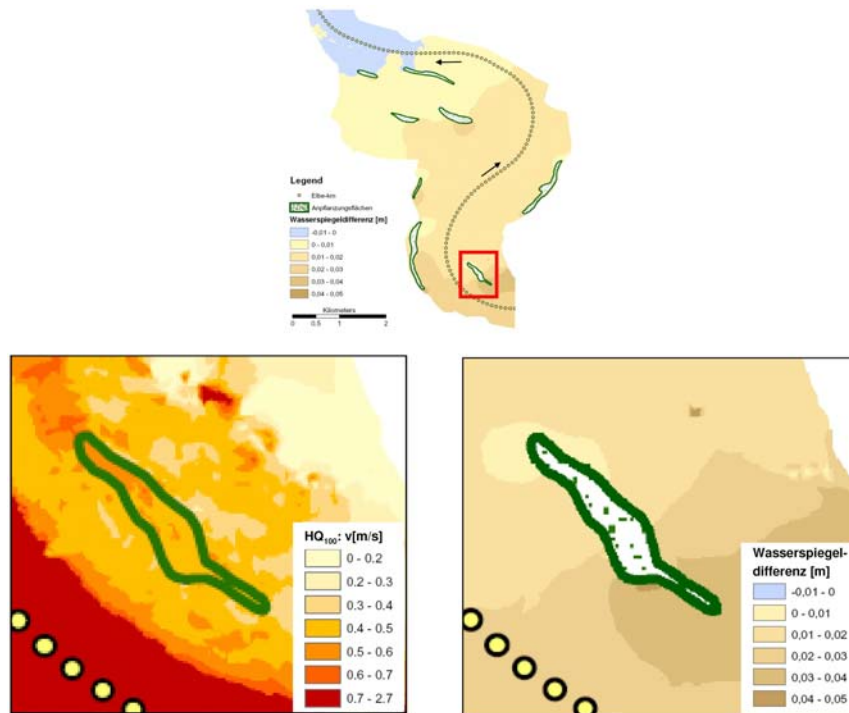


Abbildung 5.10: Fließgeschwindigkeiten des Ist-Zustandes (HQ₁₀₀) und Wasserspiegeldifferenz durch Auwaldpflanzungen jeweils überlagert mit der Lage der Auwaldfläche von 4,2 ha (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Die 4,2 ha große Auwaldfläche bewirkt ebenfalls am unterstromigen Ende der Vegetationseinheit eine lokale relative Wasserspiegelabsenkung von 1 cm und einen relativen Wasserspiegelanstieg von lokal insgesamt 3 cm am oberstromigen Ende der Vegetationseinheit. Der absolute Wasserspiegelanstieg unter Berücksichtigung aller weiteren unterstromigen Flächen beträgt hier lokal sogar 5 cm.

Die drei dargestellten Beispiele veranschaulichen, dass nicht die Flächengröße der Auwaldfläche für den Wasserspiegelanstieg sondern vor allem die vorherrschende mittlere Fließgeschwindigkeit des Ist-Zustandes verantwortlich ist. Der limitierende Faktor für die Flächengrößen geeigneter Auwaldetablierungsstandorte bildet somit die Fließgeschwindigkeit des Ist-Zustandes, denn bei der in Fall 3 dargestellten Situation führt eine um fast zwei Drittel kleinere Fläche im Vergleich zu Fall 1 zu einem um ein Zentimeter höheren relativen Wasserspiegelanstieg.

6. Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten

Im folgenden Kapitel werden die populationsgenetischen Grundlagen zur Auswahl von Pflanzmaterial für die Etablierung von Weichholzaunen dargestellt. Kapitel 6.1. erläutert zunächst die wissenschaftlichen Aspekte genetischer Vielfalt und endet mit den im Rahmen von KoWeB bearbeiteten Fragen. In Kapitel 6.2 werden das konkrete methodische Vorgehen sowie die Ergebnisse der Analysen vorgestellt. Im dritten Teil (6.3) werden auf Basis der erzielten Erkenntnisse allgemeine Hinweise zur Werbung von Pflanzmaterial gegeben, wenn keine populationsgenetischen Informationen zur Auswahl von Pflanzmaterial zur Verfügung stehen. Der letzte Teil (6.4) stellt ein Glossar für Kapitel 6 dar. Alle Begriffe, die mit einem Pfeil gekennzeichnet sind, sind dort näher erläutert.

6.1. Warum genetische Untersuchungen?

Ziel der Pflanzungen von Weichholzaunenbeständen sollte es sein, die Bestände genetisch ausreichend divers zu gestalten, da die genetische Konstitution von Individuen und →Populationen eine wichtige Rolle für die Erhaltung einer Art spielt (FRANKHAM et al. 2005). Genetische Vielfalt (d.h. die genetische Variabilität in Populationen oder Arten) ist damit als ein wesentlicher Aspekt von Biodiversität definiert (Convention on Biological Diversity, 1992). Die genetische Vielfalt ist Ursache und Resultat von Evolution und damit Grundlage und Voraussetzung für Anpassungsprozesse. Genetische Vielfalt wird vor allem durch Faktoren wie kleine Populationen und fragmentierte Lebensräume bedroht. Folge dieser Umstände kann eine Begünstigung von Verwandtschaftspaarung sein (→Inzucht), die im Extrem zur Inzuchtdepression führt. Diese stellt einen Fitnessverlust (z.B. verminderte Krankheitsresistenz oder Fruchtbarkeit) bei den aus Inzucht hervorgegangenen Individuen dar, der im schlimmsten Fall zur Dezimierung der Population bis zum Aussterben führen kann (PRIMACK 2010)

Obwohl es bezüglich des Maßes an ausreichender genetischer Diversität von Populationen bisher keine eindeutige Aussage gibt, sollte dieser Aspekt bei Renaturierungsmaßnahmen wie Pflanzungen berücksichtigt werden (Vorsorgeprinzip). Es kann davon ausgegangen werden, dass das Verkleinern bzw. Auslöschen einzelner Populationen sowie die zunehmende Fragmentierung von Beständen verstärkt zu einem Verlust genetischer Diversität führt, dem es entgegenzuwirken gilt. Daher sollte im Rahmen von Pflanzungsmaßnahmen, bei denen zumeist auf Steckreiser zurückgegriffen wird, eine hohe genetische Diversität in die Bestände gebracht werden und nicht nur →Rameten eines →Klons bzw. weniger Klone angepflanzt werden.

Die typischen Weichholzaunenarten mitteleuropäischer Tieflandflüsse (Schwarzpappel, Silber-Weide, Fahl-Weide, Korb-Weide, Mandel-Weide) sind in ihren Beständen durch den Aus- und Umbau der Flüsse sowie die landwirtschaftliche Nutzung im Bereich der rezenten Aue stark zurückgedrängt. So zeigte sich im Untersuchungsgebiet, dass es nur noch sehr wenige größere Bestände gibt (siehe Kapitel 3) und dass die meisten Bestände eher aus lückigen Baum- und/oder

Strauchansammlungen bestehen als aus echten „Waldbeständen“. Diese Fragmentierung könnte dazu geführt haben, dass nur noch ein eingeschränkter →Genfluss zwischen den Beständen herrscht. Daraus könnte wiederum sowohl eine genetische Differenzierung der Bestände als auch eine Reduktion der genetischen Vielfalt hervorgerufen worden sein.

Zusätzlich ist die natürliche Regeneration über Samen (sog. generative Vermehrung) in weiten Teilen der rezenten Aue aufgrund fehlender, geeigneter Etablierungsflächen (sog. Rohbodenstandorte, die für die Keimlinge der Weichholzaue konkurrenzfreie Bedingungen bieten) kaum noch möglich. Jedoch sind vor allem die Weidenarten der Weichholzaue auch zu →vegetativer Ausbreitung in Form von Astabbrüchen in der Lage. Vegetatives Ausbreitungsmaterial ist bezüglich der Wachstumsbedingungen wesentlich unempfindlicher als junge Keimlinge. So ist vegetativer Aufwuchs zumindest an geeigneten Standorten im Bereich der Bühnenfelder häufiger zu beobachten und scheint den Arten damit ein gewisses Ausbreitungs- und Regenerationspotential zu bieten. Nachteile ergeben sich aus dieser vegetativen Ausbreitungsweise insofern, dass die aus Astmaterial etablierten Pflanzen genetisch identische Abkömmlinge ihrer Mutterpflanze darstellen und somit als Klone kein neues, genetisches Material (entstanden durch Rekombination bei der Paarung) in die Population einbringen. Darüber hinaus ist zu vermuten, dass die klonale Ausbreitung ungleiche Geschlechterverhältnisse, wie sie bei zwei der vier Weidenarten im Untersuchungsgebiet vorliegen (*Salix x rubens*: ♀ < ♂, *Salix viminalis*: ♀ > ♂; JÄGER 2003), noch zusätzlich forciert. Eine Ausweitung ungleicher Geschlechterverhältnisse kann im Extrem dazu führen, dass in einzelnen Beständen nur jeweils ein Geschlecht auftritt. Da zumindest die Weidenarten (im Gegensatz zur Schwarz-Pappel) weitestgehend auf Insektenbestäubung angewiesen sind, könnte dies zu einer fehlenden Bestäubung und damit Samenproduktion führen. Vermehrungs- und Ausbreitungsprozesse wären dadurch stark eingeschränkt.

Aus diesen Aspekten ergeben sich drei wesentliche Ziele für die Auswahl von Pflanzungsmaterial:

- 1) Es sollte vermieden werden, dass Bäume/Sträucher beworben werden, die genetisch ein und denselben Klon darstellen. Zielstellung muss sein, Pflanzungsmaterial von möglichst vielen, genetisch verschiedenen Bäumen/Sträuchern zu nutzen.

Um dieses Ziel zu erreichen, muss entweder die Verschiedenheit der zu bewerbenden Pflanzen sichergestellt sein (→genetischer Fingerabdruck) oder aber andere Strategien zur Verfügung stehen, die ein irrtümliches Bewerben von Klonen weitestgehend ausschließen.

- 2) Es sollte eine ausreichend hohe genetische Diversität im Pflanzmaterial enthalten sein, um diese in die Pflanzbestände auszubringen.

Zu berücksichtigen ist, dass sich durch Prozesse wie Fragmentierung und Zerstörung von Habitaten Populationen genetisch voneinander entfernen, d. h. sich genetisch differenzieren können. Soll das vorhandene genetische Potential einer Art in einem Gebiet erhalten werden, erfordert dies die Berücksichtigung der einzelnen, voneinander unterschiedlichen Populationen / Bestände. Daher muss festgestellt werden, inwieweit genetische Differenzie-

rung zwischen den Populationen/Beständen vorliegt, d.h. ob räumliche Muster genetischer Diversität vorhanden sind.

- 3) In Anpflanzungen sollten genau so viele weibliche, wie männliche Pflanzen ausgebracht werden.

Natürlicherweise ist zwischen Weidenbeständen eine gewisse Variabilität im Geschlechterverhältnis festzustellen (JÄGER 2003). Rückschlüsse auf das mittlere „natürliche“ Verhältnis sind daher schwierig. Festzuhalten ist, dass ein Geschlechterverhältnis nahe 1:1 für Pflanzungen das sinnvollste Verhältnis darstellt, da so kein Geschlecht im (vielleicht „falschen“) Extrem gefördert wird.

In den meisten Fällen, in denen Anpflanzungen von Weichholzaunen geplant werden, sind wegen der Kosten und dem notwendigen Fachwissen keine populationsgenetischen Analysen durchführbar. Zielstellung der genetischen Untersuchungen von KoWeB war daher neben der Auswahl von geeignetem Pflanzmaterial für projekteigene Pflanzungen, Richtlinien zu erstellen, mit deren Hilfe die Auswahl von geeignetem Pflanzmaterial auch ohne genetische Untersuchungen möglich wird. Zu diesem Zweck wurden folgende Fragen zu den genetischen Populationsstrukturen von Weichholzaunenarten untersucht:

- 1) Welche der untersuchten Sträucher/Bäume stellen Klone dar?
- 2) Zeigen die klonalen Muster eine räumliche Struktur, die es erlaubt, mit hoher Wahrscheinlichkeit Individuen (d.h. genetisch verschiedene Pflanzen) ohne populationsgenetische Untersuchungen auszuwählen?
- 3) Gibt es eine verallgemeinerbare räumliche Struktur der genetischen Diversität?
 - a) Lassen sich auf Basis der populationsgenetischen Daten Populationen/Bestände gegeneinander abgrenzen?
 - b) Gibt es Unterschiede in der genetischen Diversität zwischen Beständen unterschiedlicher Standorte in der Aue?

6.2. Populationsgenetische Untersuchungen

6.2.1. Auswahl der untersuchten Art, Probennahme und genetische Analysen

Um die oben gestellten Fragen zu beantworten, müssen populationsgenetische Untersuchungen durchgeführt werden. Da genetische Untersuchungen mit viel Aufwand und Kosten verbunden sind (Sammlung des Probenmaterials, gegebenenfalls Entwicklung der genetischen Marker (vgl. **Anlage 7**), Chemikalien/ Gerätschaften für die Analysen, Auswertung der Daten) beschränken sich diese meist nur auf eine einzelne Art. Im Falle von KoWeB wurde die Korb-Weide (*Salix viminalis*) für die populationsgenetischen Untersuchungen ausgewählt. Die Auswahl der Korb-Weide basierte auf folgenden Grundlagen: (1) die Korb-Weide ist →diploid, (2) die Korb-Weide ist im Untersuchungsgebiet von einem stark unausgeglichenen Geschlechterverhältnis betroffen, wobei sehr viel mehr Weibchen als Männchen zu finden sind und (3) die Korb-Weide weist entlang der Mittelalbe die

geringste Verbreitung auf, was sich in der geringen Anzahl an Beständen im Untersuchungsgebiet widerspiegelt (vgl. Kapitel 3).

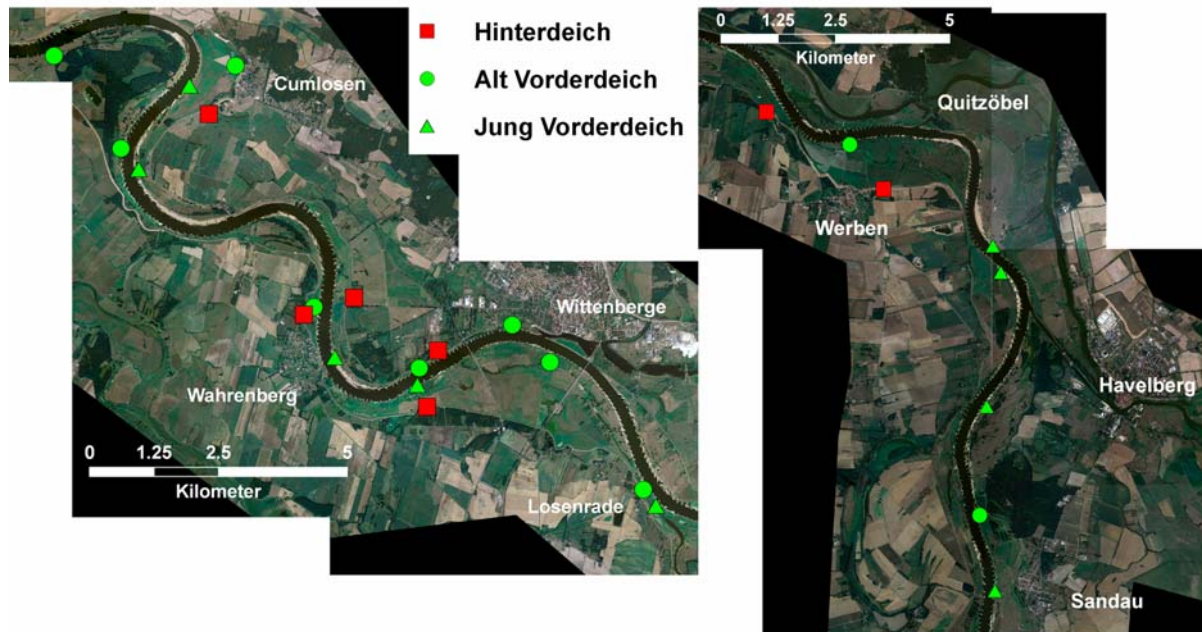


Abbildung 6.1: Untersuchte Bestände im Untersuchungsgebiet, unterschieden nach Bestandstypen.

Um zu guten Abschätzungen der populationsgenetischen Struktur der untersuchten Art zu gelangen, sollte eine ausreichend hohe Anzahl von Beständen sowie Pflanzen pro Bestand untersucht werden. Maßgebend für die tatsächliche Anzahl der zu untersuchenden Pflanzen sind zum einen die Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet (Anzahl und Größe der Bestände) als auch die verfügbaren Mittel (Laborkosten einer Probe \sim 5-10 €) für die Analysen. Um fundierte Aussagen zu Bestandsstrukturen treffen zu können, sollte eine Mindestanzahl von 10-15 Einzelpflanzen innerhalb eines Bestands (\rightarrow räumlich abgrenzbare Einheit von Pflanzen) beprobt werden, maximal 50. Bestände mit weniger als zehn Einzelpflanzen sollten generell nicht berücksichtigt werden. Stehen nur begrenzte Mittel zur Verfügung, sollte die Anzahl der untersuchten Einzelpflanzen auf 30 pro Bestand beschränkt werden und stattdessen die Anzahl der untersuchten Bestände erhöht werden. In KoWeB wurden insgesamt 26 Bestände mit insgesamt 1075 Einzelpflanzen untersucht (Abbildung 6.1 und Tabelle 6.1).

Um zu Aussagen über zeitliche und räumliche Dynamiken im Untersuchungsgebiet zu gelangen, wurden verschiedene Bestandstypen berücksichtigt. So wurden zum einen ältere und jüngere Bestände im Vorderdeichsbereich untersucht (Kapitel 3), zum anderen wurden auch Bestände in der Altaue (sog. Hinterdeichsbestände) miteinbezogen. Eine Unterteilung in alte und junge Bestände war hinterdeichs nicht möglich, da die Anzahl der einzelnen Bestandstypen für einen Vergleich nicht ausreichend hoch war und darüber hinaus einige Bestände eine Mischung von alten und jungen Pflanzen aufwiesen. Generell sollten angepflanzte Bestände nicht mit ausgewählt werden, da diese keine natürlichen genetischen Populationsstrukturen aufweisen.

Für die genetischen Untersuchungen muss Material von den zu untersuchenden Einzelpflanzen gesammelt werden, das möglichst leicht zu gewinnende →DNA enthält. Für die Analysen ist 1 cm² getrockneten Blattmaterials ausreichend. Beim Sammeln des Materials (keine Blätter vom Boden aufsammeln, sondern immer nur direkt von der Pflanze pflücken!) sollte jede Probe einer Einzelpflanze einzeln verwahrt werden, um Verunreinigungen zu verhindern. Die Proben können entweder direkt weiterverarbeitet und die DNA extrahiert werden (frisches Material muss mit Flüssigstickstoff behandelt werden) oder aber für spätere Analysen getrocknet werden. Zur Trocknung eignet sich Silicagel, die Aufbewahrung in einem Trockenschrank bei 30°C für mind. 48 Stunden oder aber ein mehrtägiges Trocknen zwischen Zeitungspapier. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass keine Schimmelbildung erfolgt.

Die Extraktion der DNA sollte entweder mittels fertiger Extraktionskits oder nach Standardprotokollen erfolgen. Im Rahmen von KoWeB wurden die Proben nach einem modifizierten Protokoll nach der Methode von DUMOLIN et al. (1995) extrahiert.

Tabelle 6.1: Größenkennwerte zu den untersuchten Beständen, unterschieden nach Bestandstyp.

Bestandstyp	Altbestände vorderdeichs	Jungbestände vorderdeichs	Bestände hinterdeichs
Anzahl untersuchter Bestände	9	9	7
Mittelwert untersuchter Einzelpflanzen pro Bestand	42,8	37,1	50,9
Minimum untersuchter Einzelpflanzen pro Bestand	22	12	41
Maximum untersuchter Einzelpflanzen pro Bestand	51	52	59

Für die Durchführung populationsgenetischer Analysen stehen verschiedene sog. genetische Markersysteme zur Verfügung (FREELAND 2006). Nicht alle verfügbaren Markersysteme eignen sich für jede Fragestellung, weswegen der richtige Einsatz nur auf Basis von fundierten molekularbiologischen Kenntnissen erfolgen kann (über die verschiedenen Einsatzmöglichkeiten der unterschiedlichen Markersysteme, siehe FREELAND (2006), LOWE et al. (2006)).

Die in KoWeB eingesetzten →Mikrosatelliten (siehe auch **Anlage 7**: „Mikrosatelliten – ein genetisches Markersystem“) eignen sich für populationsgenetische Analysen, die sich mit der rezenten Populationsstruktur und –entwicklung beschäftigen, d.h. mit Prozessen, die sich in wenigen Generationen abspielen bzw. abgepielt haben. Darüber hinaus sind sie geeignet, klonale Strukturen aufzudecken (→genetischer Fingerabdruck).

Bevor ein Markersystem für die Analyse des kompletten Probensatzes herangezogen wird, muss im Vorhinein auf Basis einer Auswahl von Proben ermittelt werden, inwieweit das Markersystem geeignet ist. Diese Aspekte sind näher in **Anlage 7** erläutert.

Erweist sich das Markersystem als geeignet, erfolgt die vollständige Analyse aller Proben auf Basis der mittels der Marker ausgewählten Loci. Die daraus produzierten Rohdaten werden dann weiter für die statistischen Analysen der populationsgenetischen Daten verwendet. Dabei liefert jede Probe für jeden untersuchten Locus zwei Werte bei diploiden Organismen; die Werte können gleich (→homozygot) oder verschieden (→heterozygot) sein.

6.2.2. Auswertungen zu klonalen Mustern und zur genetischen Diversität

Im Folgenden werden am Beispiel der in KoWeB analysierten Bestände der Korb-Weide (*S. viminalis*) die in Kapitel 6.1 zugrunde gelegten Fragen auf Basis von populationsgenetischen Analysen erläutert. In ersten Teil werden Analysen und Ergebnisse zu den klonalen Strukturen sowie daraus ableitbare Interpretationen beschrieben. Im zweiten Abschnitt folgen dann Analysen und Erläuterungen zur populationsgenetischen Struktur.

Bestimmung von klonalen Mustern

Eine erste Analyse der klonalen Strukturen ergab, dass zwei der älteren Hinterdeichpopulationen einen sehr hohen Anteil an Rameten eines Klons aufwiesen (Cumlosen hinterdeichs sowie Wittenberge Nord hinterdeichs). Wegen der räumlichen Anordnung der Klone (sehr weit auseinander stehende, kleinere Gruppen desselben Klons), kann davon ausgegangen werden, dass diese Bestände gepflanzt wurden. Daher wurden diese Bestände nicht weiter für die Analysen berücksichtigt. Zusätzlich wurde ein älterer Vorderdeichsbestand bei Sandau mit nur einem Klon (aus fünf Rameten) aus den nachfolgenden Auswertungen ausgeschlossen.

Die weitere Analyse der klonalen Strukturen in den verbleibenden Beständen ergab einen vergleichsweise hohen Anteil von 20,5% an klonalen Pflanzen (Tabelle 6.2), d. h. jedes fünfte Individuum stellte einen Rameten eines Klons dar. Insgesamt traten 82 Klongruppen auf, wovon 60 Klongruppen aus nur zwei Rameten bestanden, 14 Gruppen aus drei Rameten, fünf Gruppen aus vier, eine Gruppe aus fünf und zwei Gruppen aus sechs Rameten.

Tabelle 6.2: Übersicht zu klonalen Strukturen (Klongruppengrößen, Anzahl Rameten) in den unterschiedlichen Bestandstypen (N = Anzahl der Bestände)

Bestandstyp	Anzahl Klongruppen insgesamt	Mittlere Anzahl Klongruppen pro Bestand	Anzahl Rameten insgesamt	Mittlere Anzahl Rameten pro untersuchten Bestand
alt (N=9)	51	5,44	126	15,75
jung (N=9)	28	3,5	67	9,57
hinterdeichs (N=5)	3	0,6	6	1,2

Für eine differenzierte Betrachtung der Häufigkeit der Klone nach Bestandstyp zeigte sich die größte Anzahl von Klonen bei den alten Vorderdeichsbeständen,

gefolgt von den jungen Vorderdeichsbeständen mit etwa der Hälfte an Klonen. Die geringste Anzahl von Klonen wurde dabei bei den Hinterdeichsbeständen (nach Ausschluss der vermutlich angepflanzten Bestände) identifiziert. Ein ähnliches Bild zeigte sich auch für die mittlere Größe der Klone (mittlere Anzahl Rameten) pro Population. Generell waren größere Klongruppen (Klone mit mehr als zwei Rameten) fast ausschließlich bei den Altbeständen zu finden (Abbildung 6.2). Insgesamt bestand dennoch die größte Zahl der Klongruppen aus zwei Rameten.

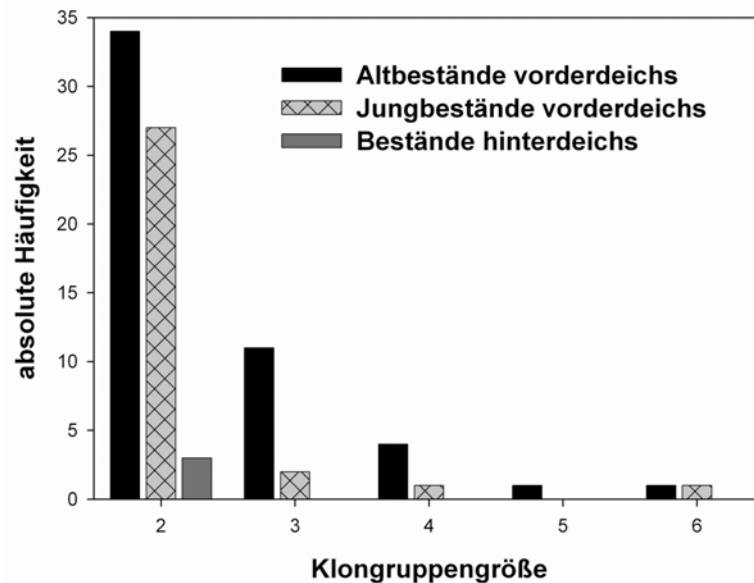


Abbildung 6.2: Absolute Häufigkeit unterschiedlicher Klongruppengrößen je Bestandstyp.

Die Zahl der Geneten im Verhältnis zur Gesamtzahl der beprobten Einzelpflanzen war bei den Vorderdeichsbeständen am geringsten (Abbildung 6.3). Bei den Jungbeständen war die Zahl der Geneten am Gesamtbestand höher. Zwar besaßen drei Jungbestände einen recht hohen Anteil an klonalen Pflanzen, jedoch lässt sich hier zum einen das Vorkommen von Bibern als mögliche Erklärung anführen (Losenrader Bestand), zum anderen eine hohe morphodynamische Aktivität (Sandau, Havelberg), die Astabrisse und Verdriftungen erklären könnte. Für eine mögliche Biberaktivität bezogen auf den Bestand in Losenrade spricht auch die hohe Anzahl an klonalen Pflanzen im unmittelbar angegliederten Altbestand. Die mit Abstand meisten Geneten in Relation zum Gesamtbestand zeigten die Bestände hinterdeichs (unter Ausschluss der vermeintlich gepflanzten Bestände), was sich auch in den anderen Kennwerten zu den klonalen Strukturen deutlich widerspiegelt.

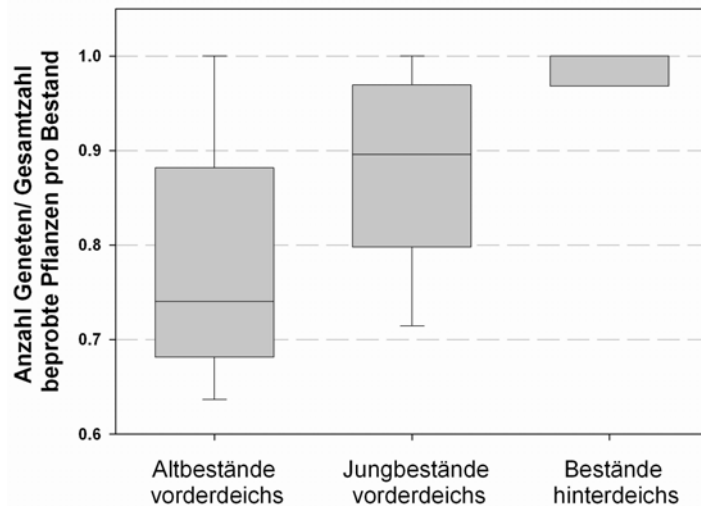


Abbildung 6.3: Box-Whisker-Plots zum Verhältnis der Anzahl der Geneten zur Anzahl der beprobten Einzelpflanzen pro Bestand, unterschieden in die drei Bestandstypen.

In Abbildung 6.4 sind verschiedene Anordnungen von Klonen dargestellt. Die Abstände der Rameten eines Klons erreichten meist nur wenige Meter (1 m - 20 m), aber auch größere Distanzen (> 200 m) traten auf. Die größte Distanz, die zwischen zwei Rameten eines Klons gefunden werden konnte, lag bei ca. 1,4 km Luftlinie (Abbildung 6.5).

Ein Großteil der klonalen Strukturen war über Distanzen von weniger als zehn Metern ausgebildet (Abbildung 6.6). Dieses Muster war in den Altbeständen wesentlich deutlicher sichtbar, als bei den Jungbeständen bei einer Gesamtstichprobenzahl von 385 beprobten Pflanzen in den Altbeständen und 334 in den Jungbeständen. Bei den auf den Hinterdeichsflächen gefundenen Klonen wurden Distanzen größer zehn Meter zwischen den Rameten identifiziert. Bei genauerer Betrachtung handelte es sich hierbei jedoch um Altpflanzen in ansonsten homogenen, jungen Beständen. Da die entsprechenden Bestände zudem unmittelbar an besiedelte Grundstücke angrenzten, kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den Hinterdeichsklonen ebenfalls um einzelne, gepflanzte Korb-Weiden handelt. Unter den jüngeren, hinterdeichs wachsenden Weiden konnten keine Klone gefunden werden.

Weiterhin konnten in drei Fällen klonale Strukturen zwischen Beständen unterschiedlichen Alters, also Klone mit alten und jungen Rameten in unterschiedlichen Beständen, identifiziert werden. Die räumliche Lage der Klone mit den jungen Rameten flussabwärts der alten Rameten (Abbildung 6.5) legt nahe, dass es sich hier tatsächlich um eine erfolgreiche vegetative Ausbreitung handelt. Erstaunlich ist, dass solche Strukturen nicht häufiger identifiziert werden konnten, da im Allgemeinen angenommen wird, dass die vegetative Ausbreitungsstrategie heutzutage die eher vorherrschende Ausbreitungsform für Weichholzaunenweiden in der rezenten Aue ist und in anderen Untersuchungen die herausragende Rolle dieser Ausbreitungsform unterstrichen wird (LIN et al. 2009; BUDDE et al. 2011).

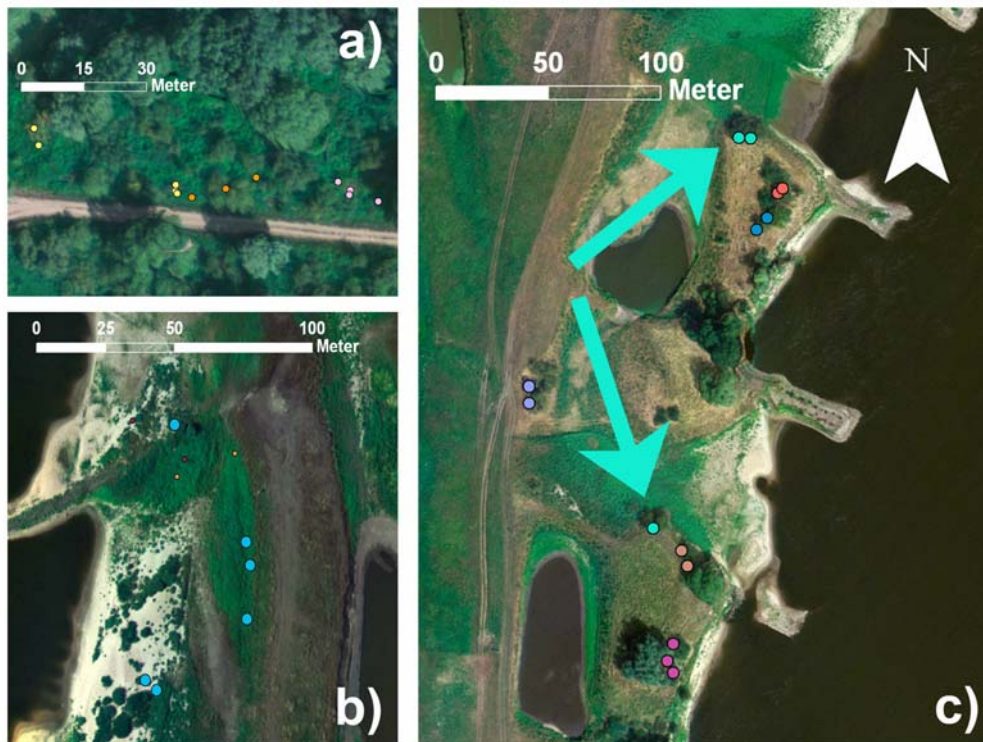


Abbildung 6.4: Klonale Muster unterschiedlicher Klone und ihrer Rameten im Untersuchungsgebiet. Rameten eines Klons sind in gleicher Farbe dargestellt, unterschiedliche Klone in unterschiedlichen Farben. a) kleinräumige Verbreitung im Altbestand Cumlosen vorderdeichs, b) mesoskalige Verbreitung von Rameten im Jungbestand Sandau vorderdeichs und c) im Altbestand Hohe Garbe Ost vorderdeichs.

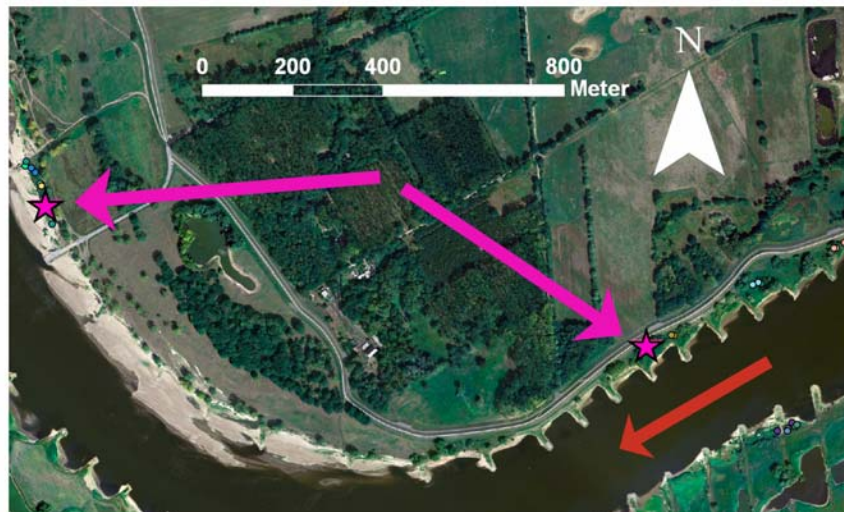


Abbildung 6.5: Klongruppe mit der größten identifizierten Distanz zwischen den Rameten im Untersuchungsgebiet (rosa Pfeile). Bei dem östlichen Rameten handelt es sich um eine Korb-Weide in einem Altbestand, bei dem westlichen um einen Strauch in einem Jungbestand. Der rote Pfeil markiert die Fließrichtung der Elbe.

Ähnlich wie bei der generativen Ausbreitung, benötigt auch vegetatives Material (abgebrochene Äste) bestimmte Bedingungen (ausreichend Feuchte und konkurrenzfreie bzw. konkurrenzschwache Bedingungen), um sich etablieren zu können. Dies konnte in experimentellen Untersuchungen bereits belegt werden (RADTKE 2008). Vor diesem Hintergrund scheint eine vegetative Ausbreitung, die zu einer dauerhaften Etablierung ganzer Bestände im Bereich der rezenten Aue führt, ein eher unwahrscheinliches Ereignis zu sein. Viel mehr kann erwartet werden, dass sich vegetatives Material in Einzelereignissen an geeigneten Standorten etabliert und nachfolgend einzeln stehende Rameten oder kleinere Rametengruppen eines Klons entstehen.

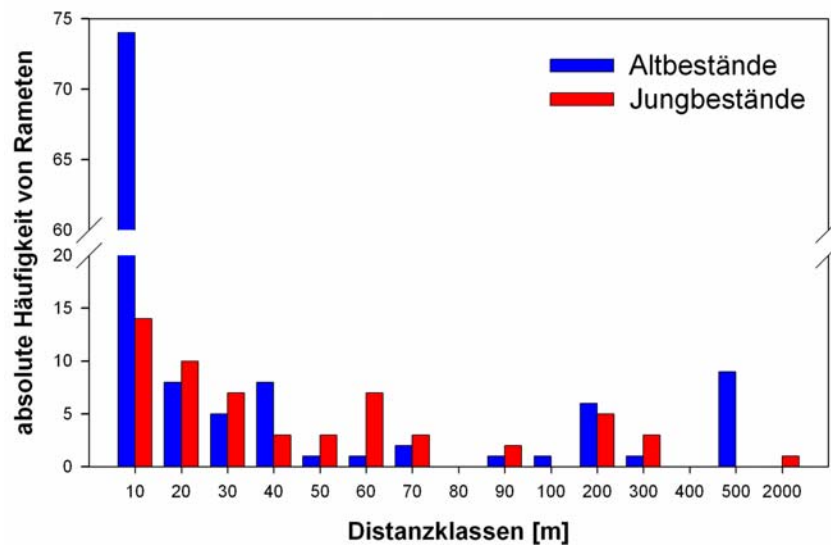


Abbildung 6.6: Absolute Häufigkeit der Rameten aller identifizierten Klone in Abhängigkeit der Distanz der Rameten eines Klons zueinander. Dargestellt sind Rameten unterschieden nach Jung- und Altbeständen. Distanzklassen stellen Intervalle dar (0-10, 10-20, 20-30, usw.).

Muster genetischer Diversität

Um im Rahmen von Anpflanzungen den Erhalt der bestehenden genetischen Diversität zu garantieren, ist die Analyse der geographischen Muster genetischer Diversität zur Auswahl von geeignetem Pflanzmaterial eine wichtige Voraussetzung.

Daher wurde die Populationsstruktur aller untersuchten Bestände überprüft, um festzustellen, ob sich auf Basis des untersuchten Genpools unterschiedliche Populationen mit distinkter genetischer Ausstattung voneinander abgrenzen lassen. Dabei wurde die Populationsstruktur über ein bayesisches Verfahren mittels des Programms Structure 2.3.1 analysiert (PRITCHARD et al. 2000). Um die Analysen zu vereinfachen, wurde der Datensatz in die drei verschiedenen Bestandstypen unterteilt (Alt- und Jungbestände vorderdeichs, Hinterdeichsbestände), da eine Vermischung der unterschiedlichen Altersstadien und Ausbreitungstypen (hinterdeichs findet keine Ausbreitung durch Astverdrift statt) die Interpretation der Ergebnisse erschwert. Die daraufhin durchgeführte Structure-Analyse ließ keinerlei Strukturierung in verschiedene Populationen erkennen. Dies ist als ein Hinweis darauf zu interpretieren, dass keine räumliche Differenzierung auftritt und somit

die Bestände entlang des untersuchten Flussabschnitts als eine Population definiert werden müssen.

Um die in der Structure-Analyse erzielten Ergebnisse zu überprüfen und etwaige räumliche Muster in den genetischen Daten aufzudecken, wurde eine Hauptkoordinatenanalyse (PCoA-Principal Coordinate Analysis; LEYER & WESCHE 2007) auf Basis der genetischen Distanzen der Einzelpflanzen durchgeführt. Die ersten drei Hauptkomponenten konnten ca. 57 % der Gesamtvariabilität erklären (Hauptachse 1: 21,46 %, Hauptachse 2: 19,11 %, Hauptachse 3: 16,74 %). Die Visualisierung der Ergebnisse in einem Sampleplot zeigte keinerlei räumliche Struktur der Einzelbestände und auch keine Clusterbildung bezogen auf die drei unterschiedlichen Bestandstypen (Abbildung 6.7). Somit konnte auch die PCoA keinerlei räumliches Muster in der genetischen Populationsstruktur aufdecken: Alle Bestände müssen als eine zusammenhängende, im genetischen Austausch befindliche Population definiert werden.

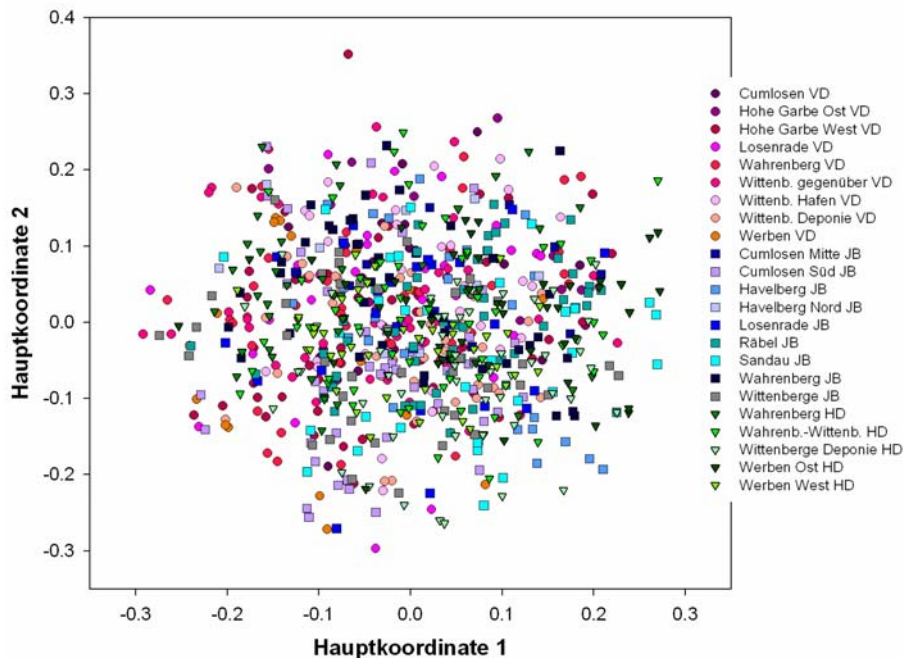


Abbildung 6.7: PCoA der genetischen Distanzen der EPs aller 23 Bestände. Dargestellt sind 1. und 2. Hauptkoordinate (Altbestände vorderdeichs = Kreise; Jungbestände vorderdeichs = Quadrate; Bestände hinterdeichs = Dreiecke).

Abschließend wurden die einzelnen Bestandstypen bezogen auf ihre Diversitätsparameter (→Allelic Richness AR, →beobachtete und erwartete Heterozygotie (HO & HE) und Inzuchtkoeffizient FIS) verglichen, um etwaige Unterschiede aufzudecken (Abbildung 6.8). Hierfür wurde auf Basis der genannten Kennwerte für die Gruppen „Altbestand vorderdeichs“, „Jungbestand vorderdeichs“ und „Hinterdeichsbestand“ eine Varianzanalyse (ANOVA) für die unterschiedlichen Kennwerte berechnet. Es zeigten sich keinerlei signifikante Unterschiede, was den Rückschluss erlaubt, dass alle Bestandstypen bezogen auf die genetischen Diversitätsparameter ähnlich sind.

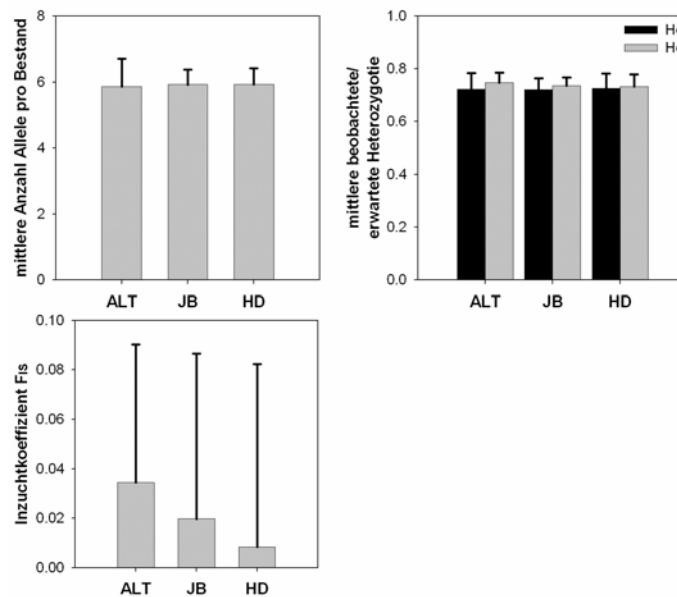


Abbildung 6.8: oben links: Mittlere Anzahl Allele pro Bestand (Allelic Richness nach Rarefaction), oben rechts: mittlere beobachtete und erwartete Heterozygotie und unten links: mittlerer Inzuchtkoeffizient F_{IS} im Vergleich zwischen den drei Bestandstypen (ALT = Altbestände vorderdeichs; JB = Jungbestände vorderdeichs; HD = Bestände hinterdeichs).

6.3. Empfehlung zur Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten

Die vorliegenden Untersuchungen zur populationsgenetischen Struktur der Korb-Weide haben gezeigt, dass entlang des untersuchten Abschnitts der Mittelelbe keinerlei Hinweise auf Inzucht oder sonstige Effekte von Fragmentierung und kleinen Beständen auf Basis der ermittelten populationsgenetischen Parameter zu identifizieren sind. Gleichzeitig konnte demonstriert werden, dass eine ausgeprägte klonale Struktur vorliegt, die sich vor allem in den alten Vorderdeichsbeständen manifestiert. Auch in den Jungbeständen sind klonale Strukturen nachweisbar, wenn auch weniger häufig. Hinterdeichsbestände zeichnen sich im Gegensatz dazu als klonarme Bestände aus, wobei hier besonders junge Hinterdeichsbestände hervorzuheben sind, bei denen Anpflanzungen ausgeschlossen werden können. Auf Basis der Ergebnisse lässt sich vermuten, dass diese Bestände aus Ansammlungen entstanden sind und aufgrund der fehlenden Verdriftungsprozesse durch Hochwasser die vegetative Ausbreitung nicht oder nur über kürzeste Strecken erfolgen kann, was zu der geringen Anzahl von Klonen in diesen Beständen führt.

Die fehlende genetische Differenzierung zwischen den Beständen weist darauf hin, dass offenbar noch ausreichend genetischer Austausch entlang des untersuchten Abschnitts zu besteht. Dieser Zustand ist vermutlich auf die Ausbreitung von Diasporen der Arten zurückzuführen. Sowohl die generative als auch die vegetative Vermehrung erlauben eine Vermischung des genetischen Potentials innerhalb des Gesamt-Genpools.

Obwohl in den vorliegenden Untersuchungen nur eine der vier vorkommenden Weidenarten untersucht wurde, wird vermutet, dass die anderen Arten ähnliche genetische Muster aufweisen, da auf allen Arten der gleiche Anpassungsdruck, bezogen auf den Lebensraum Aue, liegt (KARRENBURG et al. 2002) und sie ähnliche Lebenszyklusstrategien aufweisen.

Aus diesen Gründen sollten die Ergebnisse der Korb-Weide als Grundlage für alle vier Weidenarten genutzt werden, um Stecklingsmaterial für Anpflanzungen nach populationsgenetischen Aspekten auszuwählen, soweit nicht die Möglichkeit für weitere populationsgenetische Untersuchungen der anderen Weidenarten besteht.

Generell sind weitere populationsgenetische Untersuchungen zum Status von Weichholzaubenbeständen, besonders in anderen Flussgebieten bzw. Flussgebietsabschnitten wünschenswert, um naturschutzfachliche Maßnahmen, wie Anpflanzungen, optimal gestalten zu können. Da solche Untersuchungen jedoch einen hohen fachlichen und finanziellen Aufwand bedeuten, sind sie meist nicht durchführbar. Alternativ können die hier ermittelten Ergebnisse als Grundlage zur Optimierung für die Auswahl von Material für Pflanzungsmaßnahmen von Weichholzauben betrachtet werden.

Prinzipiell kann für die Auswahl von Pflanzungsmaterial Folgendes festgehalten werden:

1. Das Ausbringen von möglichst viel genetisch unterschiedlichem Material sollte Grundlage für die Auswahl des Pflanzungsmaterials sein. Beschränkend ist hierbei vor allem der Arbeitsaufwand, der zur Werbung und Ausbringung erbracht werden kann sowie die Flächengröße der Pflanzung, die die Anzahl der gepflanzten Stecklinge begrenzt. Es gilt, dass aufbauend auf den bestehenden Beständen eine möglichst hohe genetische Diversität für die Pflanzungen erreicht werden sollte. Konkrete Aussagen zu der notwendigen Anzahl von Individuen hierfür sind schwierig, da im Rahmen von KoWeB nur eine geringe Anzahl von Loci (bezogen auf das gesamte Genom) untersucht wurde. Darüber hinaus entstammen die untersuchten Mikrosatelliten keinen kodierenden DNA-Abschnitten, stellen also nicht die Diversität der DNA-Abschnitte dar, die adaptives Potential bieten. Generell kann festgehalten werden, dass es auch mit einer recht geringen Zahl von beworbenen Pflanzen nicht schwierig sein dürfte, häufige Allele der einzelnen Loci abzugreifen. Um jedoch seltene Allele zu erhalten, sind sehr viel höhere Zahlen an beworbenen Individuen notwendig¹. Daher wird ein Minimum von 150-200 Individuen als Grundlage für Pflanzungen empfohlen. Die Anlage von Mutterklonquartieren sollte mindestens die gleiche Zahl, wenn möglich, mehr enthalten. Sollen nur kleine Pflanzungen mit wenigen Stecklingen vorgenommen werden (<150), sollten möglichst nur Individuen ausgebracht werden und nicht Rameten eines oder weniger Klone.

¹ Nach GREGORIUS (1980) müssen bei diploiden Organismen mit Loci, deren Allele mit einer Frequenz von > 10% auftreten 51 Individuen beprobt werden, um alle Allele mit einer 95 % Wahrscheinlichkeit in dem Probenatz abzugreifen. Liegen die Allelfrequenzen bei >5%, bedarf es bereits 117 Individuen, bei Frequenzen von > 1% sind 754 Individuen notwendig.

2. Um das Risiko, Klone zu bewerben zu minimieren, sollte bei der Werbung von Pflanzmaterial eine Minimaldistanz von 10m, besser 20m zwischen den beworbenen Pflanzen eingehalten werden.
3. Um das Risiko, Klone zu bewerben zu minimieren, sollten für die Auswahl von Pflanzungsmaterial eher junge als alte Bestände herangezogen werden. Hinterdeichsbestände im Vergleich zu Vorderdeichsbeständen erweisen sich hier ebenfalls als günstiger (soweit ausgeschlossen werden kann, dass diese gepflanzt sind). Dennoch sollte aus Gründen der Diversität nicht nur in Hinterdeichsbeständen Pflanzungsmaterial gesammelt werden, sondern mindestens eine ausgeglichene Beprobung von Beständen vorderdeichs und hinterdeichs vorgenommen werden (siehe Punkt 4).
4. Um die genetische Diversität in den Anpflanzungen gegenüber den Ursprungsbeständen zu erhalten, müssen nicht alle vorhandenen Bestände für die Werbung des Pflanzmaterials berücksichtigt werden. Dennoch sollte eine Mindestanzahl von verschiedenen Beständen beprobt werden. Zum einen kann erwartet werden, dass, bezogen auf die verschiedenen Loci, nicht alle Allele in allen Beständen vorhanden sind. Darüber hinaus müssen die Punkte 1-3 zu erfüllen sein (z. B. bei 100 zu bewerbenden Individuen und Bestandsgrößen von 600 m², müssen mind. 6 Bestände beworben werden bei einer Minimaldistanz von 20m zwischen zwei beworbenen Individuen). Um diesen Umständen Rechnung zu tragen, erscheint eine Zahl von mindestens 7-10 Beständen (wenn möglich, mehr) plausibel.
5. Um sich verstärkende Fragmentierungseffekte zu vermeiden, sollten bei Pflanzungsmaßnahmen ausgeglichene Geschlechterverhältnisse angestrebt werden. Verhältnisse kleiner 3:7 (besser 4:6) sind ungünstig. Generell sollte den weiblichen Individuen wegen der Samenproduktion der Vorzug gegeben werden.
6. In Anpflanzungen, die alle vier Weidenarten beinhalten, sollten ähnliche Geschlechterverhältnisse für alle Arten angestrebt werden, um Fremdbestäubung und damit Hybridisierung zwischen den Arten zu vermeiden.

Eine weitere Empfehlung soll an dieser Stelle für die Silber-Weide ausgesprochen werden. Obwohl diese Art nicht Gegenstand der KoWeB-Untersuchung war, sind zusätzliche genetische Untersuchungen zum Artstatus der Silber-Weide durchgeführt worden (MÜLLER 2008). Nach JÄGER (2003) ist die Silberweide im Vergleich zu ihrem Hybrid, der Fahl-Weide (*Salix x rubens*), im Untersuchungsgebiet stark zurückgedrängt. Es wird ihr daher ein förderungswürdiger Status zuerkannt. Tatsächlich lässt die Untersuchung des genetischen Artstatus vermuten, dass die Art weitaus stärker zurückgedrängt ist, als es die Bestandserhebung auf Basis von morphologischen Merkmalen ermittelt. Obwohl die vorliegende Untersuchung nur einen geringen Teil der einzelnen Bestände, die von JÄGER (2003) beschrieben werden, erfasst hat, lässt sich folgendes festhalten: Von den Individuen, die auf Basis morphologischer Merkmale als Silber-Weide identifiziert wurden, konnte nur für etwas mehr als die Hälfte auch genetisch der Artstatus bestätigt werden. Für die übrigen Individuen wurde ein Hybridhintergrund auf Basis sog. Rückkreuzungen (Kreuzung der reinen Art mit einem Hybrid, also Kreuzung: *Salix alba* x *Salix x rubens*) ermittelt. Das einzige Bestimmungsmerkmal, dass nach JÄGER

(2000) eine zuverlässige Unterscheidung zwischen der Silberweide und der Fahlweide erlaubt, ist die sog. Knospenschuppe. Dieses Merkmal sollte unbedingt zur Bestimmung des Artstatus herangezogen werden. Zwar garantiert auch dieses Merkmal keine 100%-ige Sicherheit, dennoch lässt die Untersuchung von MÜLLER (2008) den Schluss zu, dass dieses Merkmal als das von den morphologischen am verlässlichsten erachtet werden kann.

Die hier aufgeführten Aspekte können als Hilfestellung für die Auswahl von Material für Pflanzungsmaßnahmen von Weichholzaunen dienen, wenn keine eigenen populationsgenetischen Untersuchungen durchgeführt werden können. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass die erzielten Erkenntnisse einer Einzelstudie entstammen, die nicht unbedingt die Situation von Weichholzaunen an anderen Flussabschnitten oder gar anderen Flüssen widerspiegeln muss. Die hier genannten Aussagen sind vor dem Hintergrund der populationsökologischen Zusammenhänge getroffen worden. Um die Ergebnisse auf andere Standorte zu übertragen, sollte auf Basis von Expertenwissen eine Abschätzung vorgenommen werden, inwieweit die betrachtete Population die gleichen Randbedingungen aufweist wie die KoWeB-Population. Ist eine Vergleichbarkeit gegeben, sind die hier gegebenen Hinweise sinnvoll anwendbar.

6.4. Fachbegriffe zur Populationsgenetik

Allel	Eine von zwei oder mehreren alternativen Formen eines Gens, eines Locus oder einer DNA-Sequenz.
Allelic Richness (AR)	Auch bekannt als Allelic Diversity (A); die mittlere Anzahl an Allelen pro Locus für eine Population oder Art (basierend auf Subpopulationen oder Beständen); da AR/A sensitiv gegenüber der Anzahl der beprobten Stichproben ist, lässt sich ein korrigiertes Maß mittels Rarefaction berechnen.
Basen	Auch Nukleinbasen. Sind der Bestandteil der Nukleotide (DNA-Bausteine), die in DNA und RNA für die Ausbildung von Basenpaaren verantwortlich sind. In DNA treten die vier Basen Adenin (A), Guanin (G), Cytosin (C) und Thymin (T) auf, diese werden deshalb auch als DNA-Basen bezeichnet.
beobachtete Heterozygotie	Anteil heterozygoter Individuen in einer Population.
diploid	Ein Organismus mit doppeltem Chromosomensatz. Bei haploiden Organismen liegt der Chromosomensatz nur einfach vor, bei polyploiden mehrfach (z.B. triploid = 3-fach, tetraploid = 4-fach).
DNA (engl. für DNS)	Desoxyribonukleinsäure; Träger der Erbinformation.
erwartete Heterozygotie	Anteil erwarteter heterozygoter Individuen nach dem Hardy-Weinberg-Gleichgewicht.

Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten

Genet (Klon)	Bezeichnet die Gesamtheit aller Rameten, die genetisch identisch sind. Unterschiedliche Geneten weisen demnach unterschiedliche genetische Muster auf.
genetischer Fingerabdruck	DNA-Profil eines Individuums bezeichnet, das für dieses in hohem Maße charakteristisch ist. Methode zur Identifizierung von Individuen.
genetischer Marker	Sequenzabschnitt in der DNS (oder auch im Protein), der sich aufgrund seiner Struktur dazu eignet, genetische Variation aufzudecken.
Genotyp	Allelische Komposition eines Locus eines Organismus; unterscheiden sich zwei Individuen in einem Allel an einem Locus, spricht man von unterschiedlichen Genotypen.
Genfluss	Transfer genetischen Materials von einer Population in eine andere als Folge von Ausbreitungsprozessen. Bei Pflanzen kann Genfluss durch die Ausbreitung von Pollen, Samen oder vegetativem Material stattfinden.
heterozygot	Ein Individuum mit (mind. im Falle von polyploiden) zwei unterschiedlichen Allelen an einem Locus.
homozygot	Ein Individuum mit zwei (oder mehreren im Falle von polyploiden) Kopien des gleichen Allels an einem Locus.
Inzucht	Reproduktion zwischen eng verwandten Individuen (schließt Selbstbestäubung mit ein).
Inzuchtkoeffizient FIS	Maß für die Fixierung von Allelen bzw. zur Beschreibung von Inzuchtprozessen in Subpopulationen; bei diploiden Organismen beschreibt es die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Allele eines bestimmten Locus bei einem Individuen von dem gleichen Vorfahren abstammen (also aus Inzucht entstanden sind).
Klon	Gesamtheit aller genetisch identischen Kopien eines Individuums (-> Genet).
kodominant	Ein Muster der Vererbung, bei dem heterozygote Individuen eine andere phänotypische Ausprägung zeigen als die beiden homozygoten Varianten. Im Falle eines genetischen Markers: Ein Marker, bei dem beide Allele abgebildet werden, wodurch sich homozygote von heterozygoten Individuen unterscheiden lassen.
Linkage Disequilibrium (LD)	LD besteht, wenn zwei Allele unterschiedlicher Loci auf dem selben Chromosom signifikant häufiger zusammen auftreten, als es von einer zufälligen Assoziation zu erwarten wäre.
Locus (pl. Loci)	Spezifischer Abschnitt im Genom bzw. auf einem Chromosom.

Auswahl von Pflanzmaterial nach populationsgenetischen Aspekten

Mikrosatellit	Kurze Tandemwiederholung von Basenabfolgen (typischerweise 2-4), die zufällig im Genom verteilt ist.
Nullallel	Allele, die bei der Polymerasekettenreaktion (PCR) nicht amplifiziert werden. Nullallele können fälschlicherweise zur Identifizierung von Homozygoten führen.
Population	Eine Gruppe von Individuen einer Art, die eine Fortpflanzungsgemeinschaft bilden und in einem beschränkten geographischen Raum leben.
Probability of Identity	Identitätswahrscheinlichkeit: Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig aus einer Population gezogene Individuen den gleichen Genotyp aufweisen, ohne miteinander verwandt zu sein.
Ramet (pl. Rameten)	Kloneschwister; kleinste, lebensfähige Einheit eines Geneten.
Rarefaction	Methode, um z.B. die Anzahl von Allelen unterschiedlicher Bestände miteinander zu vergleichen. Da die Anzahl der gefundenen Allele bis zu einem gewissen Grad abhängig von der Stichprobengröße ist, sind Allelzahlen unterschiedlich großer Bestände nicht direkt miteinander vergleichbar. Bei der Rarefaction-Methode wird so vorgegangen, dass in Abhängigkeit der kleinsten Bestandszahl K die anderen Bestände "künstlich" nach beprobt werden. Dabei werden aus jedem Bestand K Individuen zufällig gezogen und die Anzahl der gefundenen Allele bestimmt. Dies wird dann sehr häufig wiederholt, so dass für jeden Bestand eine mittlere Anzahl von Allelen ermittelt werden kann, die zwischen den unterschiedlichen Beständen dann vergleichbar ist.

7. Praktische Durchführung von Weichholzauenpflanzungen

Bei der Initialisierung von Weichholzauenwäldern sind aufgrund der sehr heterogenen Habitatbedingungen bei gleichzeitiger großer hydrologischer Dynamik besondere Kenntnisse von Nöten. Neben lang anhaltender Überflutung müssen die Pflanzen mit teils extremer sommerlicher Trockenheit zu Recht kommen. Eisschur im Winter sowie Schäden durch Mäuse, Biber und Rehwild können zusätzlich den Pflanzenerfolg gefährden.

Im Rahmen von KoWeB wurden insgesamt 5 ha Weichholzaue im Deichrückverlegungsgebiet bei Lenzen (Brandenburg) gepflanzt. Für eine weitere knapp 5 ha große Fläche im Bereich des Modellgebietes „Bälow-Rühstädter Bogen“ (Naturschutzfondsfläche, vgl. Kapitel 5, Abbildung 5.5) wurde eine Pflanzgenehmigung beantragt. Fußend auf den Ergebnissen des in Kapitel 5 vorgestellten Verfahrens konnte für diese Fläche die hydraulische Eignung nachgewiesen werden. Trotzdem wurde der Antrag von der Unteren Wasserbehörde des Kreises Prignitz vor allem mit dem Verweis auf einen Erlass des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) und auf noch ausstehende Planungen und Abstimmungsbedarf mit anderen Bundesländern abgelehnt. Der Erlass des MLUV als oberste Wasserbehörde Brandenburgs vom 09.07.2007 bezieht sich dabei auf Aspekte des Hochwasserschutzes in Deichvorländern. Hierbei werden Bewuchsmaßnahmen ohne Differenzierung abgelehnt, flächenhafter Bewuchs wird generell negativ bewertet.

Die Erfahrungen, die das Forstamt Kyritz, Oberförsterei Gadow in mehreren früheren Projekten und in KoWeB mit Auwald-Initialisierung gesammelt hat, werden zusammen mit Hinweisen und Empfehlungen im Folgenden kurz zusammengefasst. Bei den im Rahmen von KoWeB durchgeführten Pflanzungen wurden die Erkenntnisse zur Auswahl von ökologisch geeigneten Pflanzflächen (Kapitel 3.3) und zur Auswahl von genetisch geeignetem Pflanzmaterial (Kapitel 6.3) berücksichtigt. Für diese Informationen sei auf die entsprechenden Kapitel verwiesen.

7.1. Genehmigungen

Generell gilt, dass die Planung der Pflanzungen mit den zuständigen Behörden abgestimmt werden muss. Hierfür sind verschiedene Genehmigungen einzuholen.

- Die Erstaufforstung muss bei der Unteren Forstbehörde beantragt werden.
- Eine Genehmigung für Pflanzungen muss bei der Unteren Wasserbehörde beantragt werden. Dabei ist durch ein hinzuzufügendes hydraulisches Gutachten die Hochwasserverträglichkeit der Pflanzungen nachzuweisen. Ferner ist eine Erklärung der Eigentümer der Flächen vorzulegen, dass sie einer Aufforstung zustimmen.
- Weitere Genehmigungen zur Naturverträglichkeit müssen bei den Naturschutzbehörden und der Biosphärenreservatsverwaltung eingeholt werden.

Bei der Auswahl und Gewinnung des Vermehrungsgutes für die Auwaldinitiierung mit Schwarz-Pappeln sind forstrechtliche Bestimmungen zu beachten. Da die Gattung *Populus* in Deutschland dem Forstvermehrungsgutgesetz (FOVG vom 25.05.02) unterliegt, bedarf die Gewinnung von Vermehrungsgut einer rechtlichen Zulassung. Das Saatgut darf dabei nur aus zugelassenen Beständen entnommen werden, während vegetatives Vermehrungsgut in Deutschland zurzeit nicht zugelassen ist. Eine Nutzung von vegetativem Schwarz-Pappel-Material - wie es in KoWeB in Kombination mit Weidenmaterial zur Weichholzaunen-Etablierung genutzt wurde - ist nur mit einer zweckgebundenen Ausnahmeerlaubnis der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) möglich. Diese Genehmigung wurde für den Schwarz-Pappel-Bestand des Paschenwerders (Elbvorland bei Werben/Sachsen-Anhalt) beantragt. Er umfasst mehrere hundert Exemplare und gehört damit zu den großen Beständen der Mittelbe-Niederung. Im Rahmen einer Diplomarbeit der Marburger Projektpartner (GNEUSS 2006) wurde der Bestand genetisch untersucht, um reine Schwarz-Pappeln von Hybrid-Pappeln unterscheiden zu können. Die Untersuchung ergab, dass fast alle geprüften Bäume reine Schwarz-Pappeln sind. Das Geschlechter-Verhältnis ist ausgeglichen. Diese Bäume wurden mit Nummern markiert und mittels DGPS eingemessen. Die Eigentümer der Flurstücke, auf denen diese Schwarz-Pappeln vorkommen, haben ihr Einverständnis zur Werbung von Steckhölzern gegeben. Die BLE hat daraufhin für den Paschenwerder-Bestand zum Zweck der Pflanzungen im KoWeB-Projekt eine Ausnahmegenehmigung erteilt.

7.2. Werbung des Vermehrungsgutes

Die Werbung und Anzucht der Weiden und der Schwarz-Pappel über Saatgut ist im Vergleich mit vegetativem Vermehrungsgut sehr aufwendig und wurde daher nicht praktiziert.

Die verschiedenen Weidenarten (*Salix x rubens*, *S. alba*, *S. viminalis*, *S. triandra*) können unproblematisch als Steckhölzer gepflanzt werden und zeigen auch hohe Vitalität bei Begleitwuchs und anhaltender Trockenheit. Wichtigste Voraussetzung ist die Artenkenntnis und das Bestimmen der Geschlechter im Vorfeld der Werbung. Weiterhin gilt in Brandenburg der Erlass zur Verwendung von gebietsheimischen Gehölzen (Amtsblatt Nr. 43 vom 3. November 2004, S. 825). Als optimale Steckhölzer sind Längen von 60-100 cm und Durchmesser von 2-6 cm zu empfehlen. Das Material sollte am besten direkt nach der Werbung gesteckt werden. Ist dies nicht möglich, sollte die Lagerung im Wasser in einer Kühlzelle erfolgen, um den Laubaustrieb zu verhindern. Der günstigste Zeitpunkt zum Schneiden und Stecken sind die Monate März und April vor dem Laubaustrieb, wobei eine gewisse Flexibilität durch den ungewissen Zeitpunkt der Frühjahrs-hochwässer notwendig ist.



Abbildung 7.1: Waldarbeiter bei der Ernte von Mandelweiden-Steckhölzern.

Auch für die Schwarz-Pappel gilt, dass die Steckhölzer im März-April geerntet werden sollten. Sollte eine Lagerung nach der Ernte notwendig sein, sollte diese frostfrei bei 2-4 °C in einer Kühlzelle erfolgen.

Auf Basis jahrelanger Erfahrungen mit der Etablierung von Schwarz-Pappeln wird empfohlen, die Steckhölzer anders als bei den Weiden nicht direkt nach der Werbung auf die Aufforstungsfläche zu bringen. Die Begleitvegetation und die Witterungsverhältnisse (Hochwasser, Trockenheit) führen zu sehr hohen Ausfällen. Vielmehr sollten die erworbenen Steckhölzer auf eine Länge von 30 cm geschnitten und in der Baumschule verschult werden. Als ein- oder zweijährige bewurzelte Pflanzen können sie dann auf die Fläche gebracht werden. Es ist bei der Verschulung darauf zu achten, dass nur eine Knospe aus der Erde heraus schaut. Eine Kulturpflege und die Beregnung der Pflanzen bei anhaltender Trockenheit fördert das Wachstum.



Abbildung 7.2: Anzucht von bewurzelten Schwarz-Pappel-Steckhölzern.

7.3. Planung der Pflanzung

Um eine detaillierte Planung durchführen zu können, muss die Flächengröße, das Geländeprofil und das Aufforstungsziel (Naturverjüngung, Initialpflanzung, Erst-aufforstung) bekannt sein. Daraus ergeben sich die Baumartenzusammensetzung, das Pflanzverfahren und die Flächenform. Die Planung sollte rechtzeitig fertig sein, um im Frühjahr vor dem Hochwasser die Pflanzung rechtzeitig beginnen zu können.

Im KoWeB-Projekt konnten die Ergebnisse der Habitatmodellierung genutzt werden, um im Pflanzplan geeignete Plätze für Weiden und die Schwarz-Pappel festlegen zu können (Abbildung 7.3). Die Pflanzverbände richten sich nach dem Aufforstungsziel, der Pflanzengröße und der vorhandenen Vegetation.

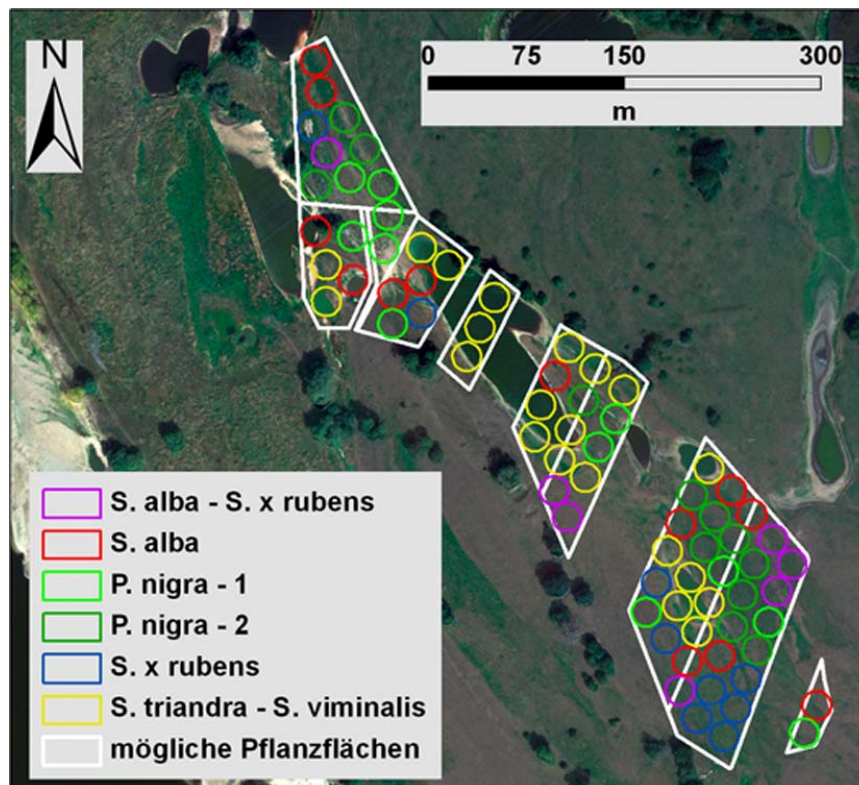


Abbildung 7.3: Pflanzplan für die geplante Weichholzaue-Etablierung im Modellgebiet „Bälw-Rühstädter Bogen“. *P. nigra* – 1,2 bezieht sich auf Schwarz-Pappel-Pflanzverbände mit begleitenden Baumweiden bzw. Strauchweiden.

Der Pflanzverband der Schwarz-Pappeln beträgt bei bewurzelten Steckhölzern 4m x 4m. Die Weiden sollten je nach Wasseranspruch horst- und gruppenweise und artenspezifisch als eigene Pflanzkreise oder kreisförmig um die Schwarz-Pappel in einem Pflanzverband von 2m x 2m gepflanzt werden (Abbildung 7.4). Letzteres empfiehlt sich, um die für Eisschur anfällige Schwarz-Pappel zu schützen. Die Anlage der Pflanzkreise sollte im Hinblick auf die in den Folgejahren durchzuführende Pflege gassenförmig erfolgen.

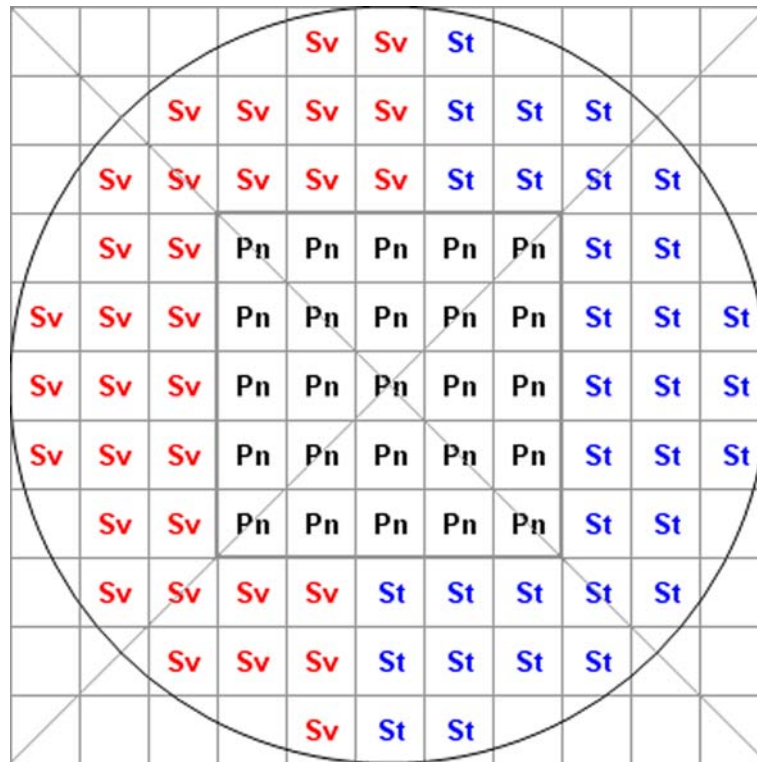


Abbildung 7.4: Pflanzkreis für einen Schwarz-Pappel-Pflanzverband 2m x 2m (Typ 1, siehe Abbildung 7.3)

7.4. Pflanzverfahren

Die Pflanzverfahren hängen von der Vegetation, den Bodenverhältnissen und der Pflanzengröße ab. Bei starker Bewurzelung sollte immer mit dem Pflanzbohrer gearbeitet werden. Wenn der Boden stark vergrast ist, was meistens der Fall ist, sollten alle Flächen vorher gemulcht werden. Das vorhandene gemulchte Gras verringert die Ausbreitung der nachfolgenden Vegetation und gewährleistet einen Verdunstungsschutz. Von der Bodenbearbeitung mit in den Mineralboden eingreifender Technik wird aufgrund der Zerstörung des Bodengefüges abgeraten.

Bei den angelegten Weichholzaue-Pflanzungen wurden einjährige bewurzelte Schwarz-Pappel-Steckhölzer (60-80 cm) und Weidensteckhölzer (Durchmesser 2-6 cm und Länge 60 cm-120 cm) verwendet. Die Pflanzen wurden mit einem Pflanzfuchs, der Löcher bis zu einer Tiefe von ca. 80 cm bohrt, gepflanzt. Die Tiefe der Löcher und die Länge der Steckhölzer hängen dabei vom vorhandenen Grundwasserstand ab. Man sollte versuchen, die Steckhölzer in Grundwassernähe zu platzieren. Das Pflanzmaterial sollte so frisch wie möglich verwendet werden. Oft ist der Zeitpunkt zwischen dem Werben der Weiden und dem nahenden Hochwasser sehr knapp. Daher müssen rechtzeitig Vorbereitungen getroffen und genügend erfahrene Pflanzkräfte mobilisiert werden. Besonders im ersten Jahr ist bei lang anhaltender Trockenheit mit Ausfällen zu rechnen. Daher sollte die Pflanzung bei Trockenheit bewässert werden, wenn die finanzielle Lage es erlaubt.

7.5. Schutz und Pflege der Pflanzung

Die vorhandene Pflanzung ist ein Leckerbissen für Rehwild, Hase und Biber. Neben dem Verbiss treten besonders Schäl- und Fegeschäden auf. Weiterhin sind Gefährdungen durch ausgebrochenes Weidevieh an der Tagesordnung. Aus diesem Grund ist eine Zäunung fast immer notwendig (Abbildung 7.5). Der Einzelschutz ist zu aufwendig und kostenintensiv, so dass vorwiegend Knotengeflecht (160/20/20) genutzt werden sollte.

Beim Verbauen im Überflutungsbereich ist entweder der Zaun bei Hochwasser abzubauen oder so stabil in Form und Qualität anzulegen, dass er dem Hochwasser und dem Eisgang standhält. Eine Genehmigung für den Zaunbau ist bei der Wasserbehörde einzuholen. Ein nicht zu unterschätzender Faktor sind die Mäuseschäden, die durch hohe Bodenvegetation und hohe Schneelagen hervorgerufen werden. Bei starker Schädigung kann man auf Hochwasser warten oder sonst Mäusegift ausbringen. Auch durch die massive Vermehrung des Bibers im Bereich der Mittelelbe treten in den letzten Jahren vermehrt Schäden auf. Dies ist nur durch stabilen Zaunschutz zu verhindern.



Abbildung 7.5: Zaunbau im Elbvorland

Die Pflanzungen sind neben der Begleitvegetation besonders durch das angeschwemmte Material bei Hochwasser gefährdet. Durch die Ablagerung von Schlamm und Schlick sind die Pflanzen meistens heruntergedrückt und werden im Anschluss durch die Begleitvegetation überwachsen. Je größer die Pflanzen oder Steckhölzer um so geringer die Gefährdung. Es wird empfohlen, nach dem Frühjahrshochwasser eine Pflege mit Zaunkontrolle und je nach Bedarf eine weitere Pflege durchzuführen. Wenn die Kultur aus dem Äser des Wildes entwachsen ist, sollte der Zaun schnellstmöglich abgebaut werden.

8. Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse im KoWeB-Projekt zeigen auf, dass Auwälder – in geeigneten Bereichen platziert - im Einklang mit dem Hochwasserschutz etabliert werden können. Der vorliegende Leitfaden beschreibt die wissenschaftliche Basis und das konkrete Vorgehen, um geeignete Bereiche im Vorland von Bundeswasserstraßen identifizieren zu können. Für das Modellgebiet der Elbe konnte dabei ein beträchtliches Weichholzaunen-Entwicklungspotenzial ermittelt werden. Das hier für Weichholzaunwälder angewendete Verfahren lässt sich aber auch auf Hartholzaunwälder übertragen, wenn angepasste Habitatprognosemodelle und Widerstandsbeiwerte implementiert werden.

Weitere nachhaltige Möglichkeiten, Hochwasserschutz und Auwaldregeneration miteinander zu verbinden, bestehen darin, neue Retentionsräume z.B. durch Deichrückverlegungen zu schaffen. Auch Abgrabungen und die Anlage von Nebenrinnen im Vorland von Flüssen können in bestimmten Bereichen geeignete Maßnahmen sein, um den Retentionsraum zu vergrößern und Auwaldentwicklung ohne negative hydraulische Effekte zu ermöglichen. Solche Auen-Revitalisierungs-Maßnahmen werden zunehmend neben technischen Maßnahmen bei Programmen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes in Europa eingesetzt (z.B. ECCR 2010, BMU & BfN 2009).

In den Niederlanden hat sich dieser Paradigmenwechsel von ausschließlich technischem Hochwasserschutz („Strategie der Erhöhung der Deiche“) hin zu Konzepten, den Auen mehr Raum zu geben („Room for the rivers“) bereits in staatlichen Planungen niedergeschlagen (VAN STOKKOM et al. 2005). Der Zustandsbericht zu den Flussauen in Deutschland (BMU & BfN 2009) zeigt auf, dass auch in den intensiv genutzten deutschen Auenlandschaften einiges Potential zur naturnahen Auenentwicklung unter Hochwasserschutzaspekten vorhanden ist.

Die Umsetzung solcher Maßnahmen verlangt dabei ein hohes Maß an interdisziplinärer Zusammenarbeit, eine gute Koordination über Verwaltungsgrenzen hinweg auf Basis von Flusseinzugsgebieten sowie den politischen Willen von Bund, Ländern und Kommunen, sich auf neue, nachhaltige Wege im Flussgebietsmanagement einzulassen. Der Gewinn wäre ein verbesserter Hochwasserschutz bei einer naturnäheren Entwicklung unserer Auenlandschaften. Das im KoWeB-Projekt entwickelte Verfahren kann dabei als Instrument des Auwaldmanagements einen Beitrag zu diesen Zielen leisten.

Literatur

Kapitel 1

FISCHENICH (2001) Environmental Considerations for Vegetation in Flood Control Channels. Engineer Research and Development Center Vicksburg MS Costal and Hydraulicslab. Vicksburg.

HENRICHFREISE, A. (1996) Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. *Natur und Landschaft* 71, 246-248.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. (1998) Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG). Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 53.

RIEKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A. (1994) Rote Liste der gefährdeten Biotoypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 41.

Kapitel 2

AMLIN, N.A., ROOD, S.B. (2001) Inundation tolerances of riparian willows and cottonwoods. - *Journal of the American Water Resources Association* 37, 1709-1720

AMLIN, N. M., ROOD, S.B. (2002) Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline. *Wetlands* 22, 338-346.

DISTER, E. (1981) Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen auf lehmigen Standorten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 10, 325-336

JÄGER, U. (2003) Managementkonzept für die Weichholzaue im Bereich des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Abschlussbericht, 03/99/BRME.

Kapitel 3

DISTER, E. (1980) Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. PhD University of Göttingen.

DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., AND SÖNDGARTH, D. (2004) Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., and SÖNDGARTH, D., Leipzig, UFZ - Berichte.

ELITH, J., GRAHAM, C.H. (2009) Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32, 66-77.

ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., OVERTON, J.M., PETERSON, A.T., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K.,

- SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERON, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- ELITH, J. & LEATHWICK, J.R. (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40, 677-697.
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R. & HASTIE, T. (2008) A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77 802-813.
- FRANCIS, R.A., GURNELL, A.M., PETTS, G.E., EDWARDS, P.J. (2005) Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management* 210, 291-301.
- GUISAN, A., EDWARDS, T.C., HASTIE, T. (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157, 89-100.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E., ELITH, J., GRAHAM, C.H., PHILLIPS, S., PETERSON, A.T. (2007) What matters for predicting the occurrences of trees: Techniques, data, or species' characteristics? *Ecological Monographs* 77, 615-630.
- KARRENBERG, S., BLASER, S., KOLLMANN, J., SPECK, T., EDWARDS, P.J. (2003) Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment. *Functional Ecology* 17, 170-177.
- KARRENBERG, S., EDWARDS, P.J., KOLLMANN, J. (2002) The life history of *Salicaceae* living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47, 733-748.
- LEYER, I. (2005) Predicting plant species' responses to river regulation: the role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42, 239-250.
- LIU, C.R., BERRY, P.M., DAWSON, T.P., PEARSON, R.G. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28, 385-393.
- NAKAMURA, F., SHIN, N., INAHARA, S. (2007) Shifting mosaic in maintaining diversity of floodplain tree species in the northern temperate zone of Japan. *Forest Ecology and Management* 241, 28-38.
- NESTMANN, F. & BÜCHELE, B. (2002) Morphodynamik der Elbe - Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH).
- SCHRÖDER, B. (2001) Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In GNAUCK, A., (ed), *Theorie und Modellierung von Ökosystemen - Workshop Kölpinsee 2000*, 201-224. Shaker, Aachen.
- STEIGER, J., TABACCHI, E., DUFOUR, S., CORENBLIT, D., PEIRY, J.L. (2005) Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-

floodplain river systems: A review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21, 719-737.

VAN COLLER, A.L., ROGERS, K.H., HERITAGE, G.L. (2000) Riparian vegetation-environment relationships: complementarity of gradients versus patch hierarchy approaches. *Journal of Vegetation Science* 11, 337-350.

VAN SPLUNDER, I., COOPS, H., VOESENEK, L.A.C.J., BLOM, C.W.P.M. (1995) Establishment of alluvial forest species in floodplains - the role of dispersal timing, germination characteristics and water-level fluctuations. *Acta Botanica Neerlandica*, 44, 269-278.

VAN SPLUNDER, I., VOESENEK, L.A.C.J., COOPS, H., DEVRIES, X.J.A., BLOM, C.W.P.M. (1996) Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique* 74, 1988-1995.

Kapitel 4

BWK (2000) *Hydraulische Berechnung von naturnahen Fließgewässern – Teil 2*, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK e.V.), Pfullingen.

DVWK (1999) *Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern*, DVWK-Schriften, GFA.

DVWK (1991) *Hydraulische Berechnungen von Fließgewässern*. (Merkblatt 220/1991) Hamburg.

JÄRVELÄ, J. (2004) Determination of flow resistance caused by non-submerged woody vegetation. *International Journal of River Basin Management* 2, 61-70.

LFU - LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2003) *Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 4: Numerische Modelle zur Strömungssimulation*. Karlsruhe (Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Heft 79).

SCHNEIDER, S. (2010) *Widerstandsverhalten von holzigen Auenpflanzen - Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen an Fließgewässern-*. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie.

Kapitel 5

SCHNEIDER, S. (2010) *Widerstandsverhalten von holzigen Auenpflanzen - Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen an Fließgewässern-*. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie.

Kapitel 6

BUDDE, K.B., GALLO, L., MARCHELLI, P., MOSNER, E., LIEPELT, S., ZIEGENHAGEN, B., LEYER, I. (2011) Wide spread invasion without sexual reproduction? A case study on European willows in Patagonia, Argentina. *Biological Invasions* 13, 45-54.

- DUMOLIN, S., DEMESURE, B., PETIT, R.J. (1995) Inheritance of chloroplast and mitochondrial genomes in pedunculate oak investigated with an efficient PCR method. *Theoretical and Applied Genetics* 91, 1253-1256.
- FRANKHAM, R., BALLOU, J.A., BRISCOE, D.A. (2005) *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FREELAND, J. (2006) *Molecular Ecology*. John Wiley & Sons, West Sussex.
- GREGORIUS, H.R. (1980) The probability of losing an allele when diploid genotypes are sampled. *Biometrics* 36, 643-652.
- JÄGER, U. (2000) Bestimmung von Weiden (*Salix* L.) und deren Hybriden in Sachsen-Anhalt. *Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt* 5, 139-159.
- JÄGER, U. (2003) Managementkonzept für die Weichholzaue im Bereich des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Abschlussbericht, 03/99/BRME.
- KARRENBERG, S., EDWARDS, P.J., KOLLMANN, J. (2002) The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47, 733-748.
- LIN, J., GIBBS, J.P., SMART, L.B. (2009) Population Genetic Structure of Native Versus Naturalized Sympatric Shrub Willows (*Salix*; Salicaceae). *American Journal of Botany* 96, 771-785.
- LOWE, A., HARRIS, S., ASHTON, P. (2006) *Ecological Genetics*. Blackwell Publishing, Malden.
- LEYER, I., WESCHE, K. (2007) *Multivariate Statistik in der Ökologie - eine Einführung*. Springer Verlag, Heidelberg.
- MÜLLER, U. (2008) Taxonomischer Status eines *Salix*-Hybrid Komplexes: Morphologische und molekulargenetische Bestimmungsmethoden im Vergleich. Bachelorarbeit, Fachbereich Biologie, Universität Marburg.
- PRIMACK, R.B. (2010) *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- PRITCHARD, J.K., STEPHENS, M., DONNELLY, P. (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945-959.
- RADTKE, A. (2008) Vegetative reproduction capacities of woody floodplain species - Cutting response to competition, herbivory and soil properties. Diplomarbeit, AG Naturschutzbiologie, Philipps-Universität Marburg.

Kapitel 7

- GNEUSS, S. (2006) Genetische Diversität eines Bestands Eurasischer Schwarzpappeln (*Populus nigra* L.) an der Elbe bei Werben. Diplomarbeit AG Naturschutzbiologie, Philipps-Universität Marburg.

Kapitel 8

BMU & BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz) (2009). Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/auenzustandsbericht_bf.pdf

ECCR (European Centre for River Restoration) (2010) Sustainable development of floodplains.

http://www.eccr.org/sdfproject/brochures/SDF_Floodplains_English.pdf

VAN STOKKOM, H.T.C., SMITS, A.J.M., LEUVEN, R.S.E. (2005) Flood Defense in The Netherlands - A New Era, a New Approach. *Water International* 30, 76-87.

Anlage 1

CRAWLEY, M. (2002) *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis Using S-Plus*. John Wiley & Sons.

DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDGARTH, D. (2004) *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen*. Dormann, C. F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B., and Söndgarth, D. 2004. Leipzig, UFZ - Berichte.

ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., OVERTON, J.M., PETERSON, A.T., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERON, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.

FIELDING, A.H., BELL, J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24, 38-49.

GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.

HETTRICH, A., ROSENZWEIG, S. (2003) Multivariate statistics as a tool for model-based prediction of floodplain vegetation and fauna. *Ecological Modelling* 169, 73-87.

LIU, C.R., BERRY, P.M., DAWSON, T.P., PEARSON, R.G. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28, 385-393.

VON DEM BUSSCHE, J., SPAAR, R., SCHMID, H., SCHRODER, B. (2008) Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) and Blackbird (*T. merula*) in Switzerland. *Journal of Ornithology* 149, 529-544.

Anlage 3

BÜCHELE, B., BUREK, P., BAUFELD, R., LEYER, I. (2006) Modelling flood plain vegetation based on long-term simulations of daily river-groundwater dynamics. IAHS Publ. 303, 318-333.

ELLENBERG, H. (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 4. Auflage, Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

DIN 4049-1(1992) Hydrologie; Grundbegriffe. DIN: Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DIN 4049-3 (1994) Begriffe zur quantitativen Hydrologie. . DIN: Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DVGW (2003) Messnetze zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Wassergewinnungsgebieten. Arbeitsblatt W 108. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

SIVAPALAN, MURUGESU, TAKEUCHI, K., FRANKS, S.W., GUPTA, V.K., MCDONNELL, J.J., MENDIONDO, E.M., O'CONNELL, P.E., OKI, T., POMEROY, J.W., SCHERTZER, D., UHLENBROOK, S. & ZEHE, E. (2003) IAHS Decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003-2012: Shaping an exciting future for the hydrological sciences. Hydrological Sciences Journal, 48, 867-880.

VOSE, D. (2000) Risk Analysis: A Quantitative Guide, 2nd ed., 430 S. Wiley

Anlage 4

MONTENEGRO, H. & HOLFELDER, T.W.B. (1999) Untersuchung der Wechselwirkung zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser in Flussauen. Auenreport, Sonderband 1, 27-40.

Anlage 6

BRAHMS, A. (1767) Anfangs-Gründe der Deich- und Wasserbaukunst, Teil 1 und 2, Unveränderter Nachdruck der Ausgabe Aurich, 1767; Verlag Schuster, 1989, Leer.

BRETSCHNEIDER, H., SCHULZ, A. (1985) Anwendung von Fließformeln bei naturnahem Gewässerausbau. - Schriftenreihe des DVWK, Heft 72, Verlag Paul Parey, Hamburg.

BWK (2000) Hydraulische Berechnung von naturnahen Fließgewässern – Teil 2, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK e.V.), Pfullingen.

COLEBROOK, C.F., WHITE, C.M. (1937) Experiments with fluid friction in roughened pipes. Proceedings of the Royal Society of London Series A 161, 367-387.

DVWK (1991) Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Merkblätter Heft 220, Hamburg.

KEULEGAN, G.H. (1938) Laws of turbulent flow in open channels. Journal of Research of the National Bureau of Standards 21, Research Paper RP1151, pp. 707-741.

LINDNER, K. (1982) Der Strömungswiderstand von Pflanzenbeständen. Mitteilung des Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Heft 75, Braunschweig.

OPLATKA, M. (1998) Stabilität von Weidenverbauungen an Flussufern. Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Heft 156, Zürich.

PASCHE, E. (1984) Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematischen Erfassung. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft RWTH, Heft 24, Universität Aachen.

PETRYK S., BOSMAJIAN, G. (1975) Analysis of flow through vegetation. J. Hydr. Div. ASCE, 101, 871-884.

SCHNEIDER, S. (2010) Widerstandsverhalten von holzigen Auenpflanzen - Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen an Fließgewässern-. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie.

WEISBACH, J. (1850) Lehrbuch der Ingenieur- und Maschinen-Mechanik. Friedrich Vieweg und Sohn, 2. Auflage, Braunschweig.

Anlage 7

BARKER, J.H.A., PAHLICH, A., TRYBUSH, S., EDWARDS, K.J., KARP, A. (2003) Microsatellite markers for diverse *Salix* species. Molecular Ecology Notes 3, 4-6.

EL MOUSADIK, A., PETIT, R.J. (1996) High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree [*Argania spinosa* (L) Skeels] endemic to Morocco. Theoretical and Applied Genetics 92, 832-839.

FREELAND, J. (2006) Molecular Ecology. John Wiley & Sons, West Sussex.

HANLEY, S., BARKER, J.H.A., VAN OOIJEN, J.W., ALDAM, C., HARRIS, S.L., AHMAN, I., LARSSON, S., KARP, A. (2002) A genetic linkage map of willow (*Salix viminalis*) based on AFLP and microsatellite markers. Theoretical and Applied Genetics 105, 1087-1096.

LOWE, A., HARRIS, S. & ASHTON, P. (2006) Ecological Genetics. Blackwell Publishing, Malden.

Anlage 1: Grundlagen der Habitatprognosemodellierung

Datengrundlage – Auswahl und Erhebung

Die Datengrundlage für die Erstellung von Habitatprognosemodellen basiert auf zwei unterschiedliche Komponenten: den Daten der sog. Antwortvariablen (Vorkommen bzw. Abwesenheit der Arten) sowie den Daten für die Prädiktorvariablen, den erklärenden Umweltvariablen. Prinzipiell können diese Informationen entweder aus bestehenden Datensätzen erhoben bzw. geschätzt werden (z.B. Verbreitungskarten von Arten, Boden- und topographische Karten, Geoinformationssysteme inkl. ihrer Auswertungsmethoden) oder aber im Gelände direkt aufgenommen werden.

Bei der Auswahl der Prädiktorvariablen, die letztlich Eingang in den Modellierungsprozess nehmen, sollte prinzipiell verfügbares Expertenwissen genutzt werden, um eine Vorauswahl zu treffen und nicht hunderte von möglichen Prädiktoren einzusetzen. Dieses Vorgehen ist auch deshalb sinnvoll, da bei Habitatprognosemodellen lediglich mit Korrelationen gearbeitet wird, diese aber nicht notgedrungenen Maßen einen direkten kausalen Zusammenhang zwischen Prädiktor und Artvorkommen besitzen.

Bei der anschließenden Erhebung bzw. Ermittlung der Daten sind zwei Aspekte von wesentlicher Bedeutung:

- 1) In Abhängigkeit der Fragstellung ist die Wahl der räumlichen Skala wichtig. So ist z.B. bei der Beantwortung der Frage, wieso eine Art im Westen Europas vorkommt, nicht aber im Osten, auf einer großräumigen Skala zu untersuchen. Die Frage, wieso eine Art auf einer Feuchtwiese vorkommt, nicht aber im angrenzenden Wald, muss auf einer kleinräumigen Skala analysiert werden. Vergegenwärtigt man sich die möglichen Mechanismen, die zur Verteilung von Arten auf diesen unterschiedlichen Skalen führen, so wird man schnell zu der Erkenntnis gelangen, dass hier verschiedene Mechanismen wirken. Im Falle der großräumigen Skala wird z.B. die mittlere Jahrestemperatur eine Rolle spielen, genauso wie der mittlere jährliche Niederschlag. Im Falle der lokalen Skala könnten eher solche Faktoren wie der Boden, die Beschattung, die Nutzung, etc. zur Erklärung des Artvorkommens beitragen. Bei der Erstellung der Datengrundlage ist es also wichtig, auf die richtige räumliche Skala zu achten und diesen Aspekt auch in der Auflösung des Probennahmerasters zu berücksichtigen.
- 2) Ein weiterer, sehr wichtiger Punkt ist die Berücksichtigung der Gradientenlänge der untersuchten Umweltparameter. Generell zeigen Arten in Relation zu Umweltparametern wie Temperatur, Niederschlag, pH-Wert etc. unimodale bzw. sigmoide Art-Antwortkurven (siehe Abbildung A-1). Eine unimodale Art-Antwort mit einem definierten Art-Optimum ist im Prognosemodell nur dann nachweisbar, wenn die Daten den entsprechenden Umweltgradienten auch ausreichend abdecken. Dieser Umstand und die Tatsache, dass man meist keine konkreten Informationen zu den Korrelationen zwischen Arten und Umweltfaktoren besitzt, unterstreichen die Relevanz eines sorgfältig zu entwickelnden Probennahmedesigns. Hier ist eine Auswahl der Probenflächen nach

einem stratifizierten Zufallsdesign empfehlenswert (HETTRICH & ROSENZWEIG 2003; DORMANN et al. 2004). Dabei werden abgrenzbare Vegetationsformationen gemäß der Hauptgradienten festgelegt. Innerhalb jeder erfolgt eine Zufallsauswahl der einzelnen Probeflächen. Dabei sind eine ausreichende Wiederholung sowie eine räumliche Mindestdistanz zwischen den Probennahmeflächen einzuhalten, um statistische Schwierigkeiten wie eine zu geringe Zahl von unabhängigen Stichproben gegenüber der im Modell zu schätzenden Parameter (Stichwort „Freiheitsgrade“) oder räumliche Autokorrelation zu vermeiden.

Prinzipiell sollte die Auswahl und Erhebung der Datengrundlage mit viel Sorgfalt hinsichtlich der zugrunde gelegten Umweltvariablen und unter Verwendung statistischer Grundsätze (zufällige Auswahl, Größe der Stichprobe, Verteilung der Stichproben entlang der Umweltgradienten etc.) erfolgen, da hiervon eine erfolgreiche Habitatprognosemodellierung in höchstem Maße abhängig ist (DORMANN et al. 2004; GUIBAN & ZIMMERMANN 2000).

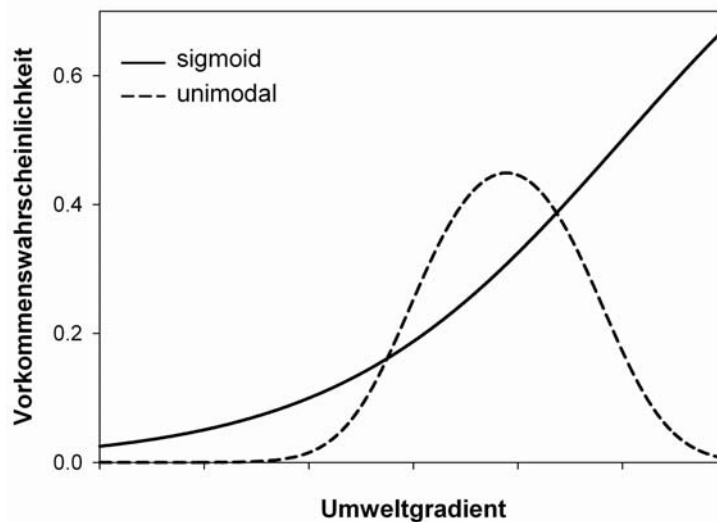


Abbildung A-1: Sigmoides vs. unimodales Antwortverhalten der Vorkommenswahrscheinlichkeit z.B. einer Art entlang eines Umweltgradienten. Die unimodale Art-Antwortkurve wird auch Optimumskurve genannt.

Statistische Methodik

Mittlerweile besteht eine große Vielfalt an verschiedenen Methoden zur Erstellung von Habitatmodellen, wobei das Gros der Verfahren der Statistik entstammt (DORMANN et al. 2004). Für die Vielzahl der verschiedenen Methoden (z.B. generalized linear models (GLM), generalized additive models (GAM), boosted regression trees (BRT), etc.) sei hier auf die umfangreiche Literatur verwiesen (GUIBAN & ZIMMERMANN 2000; DORMANN et al. 2004; ELITH et al. 2006). An dieser Stelle soll kurz die prinzipielle Vorgehensweise der statistischen Habitatmodellierung erläutert werden.

Als erster Schritt in der Habitatmodellierung erfolgt die Variablenselektion der Prädiktorvariablen. Eine erste Vorauswahl wird über Expertenwissen vorgenommen (→ von welchen Umweltvariablen im untersuchten System ist bekannt, dass

sie die Verteilung der untersuchten Arten/Vegetationseinheiten/Biototypen beeinflussen?) bzw. über die Verfügbarkeit von Daten.

Hat man sich für eine Auswahl von Variablen entschieden (die theoretisch durchaus Hunderte von Variablen beinhalten kann, wenn nicht klar ist, welche die Verbreitung der Zielart bestimmen, vgl. von dem BUSSCHE (2008)), wird zunächst eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Dabei werden jene Variablen, die eng mit anderen Variablen, die in das Modell eingehen sollen, korreliert sind und somit keinen zusätzlichen Erklärungswert bringen, ausgeschlossen (z. B. Überflutungsdauer in der Vegetationsperiode vs. Überflutungsdauer über das gesamte Jahr). Dabei wird jene Variable beibehalten, die als alleinige Prädiktorvariable den größten Anteil an Erklärung besitzt.

Hat man auf diese Weise alle „überflüssigen“ Variablen eliminiert, wird zunächst ein statistisches Modell mit allen übrigen Variablen aufgestellt.

Im Anschluss werden über das Verfahren der schrittweisen Rückwärtsselektion all jene Variablen, die keinen signifikanten Erklärungsanteil im Modell liefern, entfernt. Dabei wird Schritt für Schritt eine Variable aus dem Modell entfernt und im Anschluss geprüft, ob das neu entstandene, reduzierte Modell statistisch den gleichen Erklärungswert liefert wie das komplexere Modell. Ist dies der Fall, wird das vereinfachte Modell beibehalten und die nächste Variable wird geprüft. Stellt sich heraus, dass das Modell nach Entfernung der Variablen einen signifikant geringeren Erklärungsanteil liefert, muss die Variable wieder in das Modell aufgenommen werden. Nun verfährt man mit allen Prädiktorvariablen auf die gleiche Weise, bis das Modell nur noch Variablen enthält, die einen signifikanten Erklärungsanteil am Vorkommen der Zielart besitzen.

Das so ermittelte Modell stellt das Optimum bezogen auf Erklärungsanteil und Modellkomplexität dar. Diesen ersten Schritt nennt man auch Parametrisierung bzw. Modellanpassung.

Nach der Modellparametrisierung muss im zweiten Schritt die Modellgüte ermittelt werden, d.h. wie gut das Modell die beobachteten Daten tatsächlich abbildet. Hierfür wird die Übereinstimmung der tatsächlichen Präsenz-/Absenzdaten mit dem vorhergesagten Vorkommen statistisch verglichen. Zu berücksichtigen ist, dass die meisten Modellierungstechniken in der Habitatprognosemodellierung, die heutzutage Anwendung finden (z.B. GLMs, GAMs, BRTs, etc.) keine Präsenz/Absenz-Vorhersagen berechnen, sondern Vorkommenswahrscheinlichkeiten, die mittels verschiedener Kennwerte in Präsenz/Absenz-Vorhersagen umgewandelt werden müssen. Dabei wird der Schwellenwert für die Unterteilung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Präsenz und Absenz auf Basis der Kennwerte ausgewählt. Prinzipiell ist die Auswahl der Kenngrößen willkürlich, es haben sich in den vergangenen Jahren aber vor allem die „Sensitivity-Specifity“-Methode sowie die „Maximum Kappa“-Methode durchgesetzt (LIU et al. 2005).

Für die Bestimmung der Modellgüte steht in der ökologischen Modellbildung eine Vielzahl möglicher Methoden zur Verfügung. Aufgrund des Umfangs und der Komplexität soll hier erneut auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen werden. Eine der am weitest verbreitetsten Methoden ist die sog. ROC-AUC-Technik (Area Under Curve of the Receiver Operating Characteristic; FIELDING & BELL

1997), die in die Kategorie „Schwellenwert unabhängig“ fällt. Da diese Methode im Gegensatz zu den „Schwellenwert abhängigen“ Methoden nicht auf der willkürlichen Auswahl der Kennwerte für den Schwellenwert beruht, wird sie als fundiertere Methode bewertet. Die AUC-Werte liegen im Bereich zwischen 0 und 1. Bei einem Wert unter 0,7 besitzen die Modelle keinen guten Erklärungswert, während ein Wert über 0,7 Modelle als akzeptabel beschreibt. Bei einem Wert über 0,8 werden Modelle als gut ausgewiesen, bei über 0,9 haben die Modelle eine sehr gute Fähigkeit, Präsenz und Absenzt zu unterscheiden. Aus diesem Grunde wird dieser Schritt auch als Modelldiskriminierung (Diskriminierung = Unterscheidung) bezeichnet.

Letzter Schritt bei der Modellierung ist die sog. Validierung. Die Modellvalidierung ist eine Überprüfung, in wie weit die erstellten Modelle sich auf andere Datensätze (andere Untersuchungsgebiete bzw. andere Aufnahmezeiträume) übertragen lassen, d.h. in wie weit sie eine gewisse Allgemeingültigkeit bzw. allgemeine Anwendbarkeit besitzen. Eine Modellvalidierung ist deswegen nötig, weil geprüft werden muss, wie gut die entwickelten Modelle sich auf andere Datensätze übertragen lassen.

Prinzipiell gibt es zwei unterschiedliche Methoden für die Modellvalidierung. Zum einen ist eine externe Validierung möglich. Hierbei verwendet man einen komplett neuen Datensatz, der beispielsweise in einem anderen Gebiet oder in einem anderen Zeitintervall aufgenommen wurde und überprüft, ob mittels der Modelle Präsenz-Absenzdaten der modellierten Art zuverlässig (auf Basis der ROC-AUC-Technik) vorhergesagt werden können. Leider sind oftmals solche unabhängigen Datensätze zur Überprüfung der Modelle nicht vorhanden, da es einen hohen Aufwand bedeutet, diese zusätzlich zu erstellen. Als Alternative bietet sich daher das Verfahren der internen Modellvalidierung an, bei dem ein „unabhängiger“ Datensatz durch bestimmte Verfahren aus dem bestehenden Datensatz kreiert wird. Die bekanntesten Verfahren sind hierbei das sog. „Bootstrapping“, ein sog. Resampling-Verfahren (CRAWLEY 2002) und die „Cross Validation“ (dt.: Kreuzvalidierung) (DORMANN et al. 2004). Mittels des ersten Verfahrens wird eine große Anzahl „neuer“ Datensätze aus den Trainingsdaten durch das „Bootstrappen“ geschaffen, um die Leistungsfähigkeit des Modells zu testen. Bei der „Cross Validation“ wird der bestehende Datensatz in einen Trainings- und einen Testdatensatz geteilt. Mittels des Trainingsdatensatzes werden die Modelle parametrisiert, mittels der Testdatensätze die Übertragbarkeit geprüft. Auch bei diesem Verfahren wird die Technik mehrmals verwandt, um die Leistung des Modells zu überprüfen.

Nur wenn die Validierung der Modelle ähnliche Resultate wie die Ausgangsmodelle bezogen auf die AUC-Werte erbringt, kann davon ausgegangen werden, dass die Modelle für die Vorhersage der Habitate der betrachteten Arten geeignet sind.

Anlage 2: Verallgemeinerte lineare Modelle als Modellierungstechnik

Verallgemeinerte lineare Modelle (engl. Generalized linear models = GLMs) finden in der Ökologie immer dann Anwendung, wenn den Antwortvariablen keine Normalverteilung zugrunde liegt. Bei der Habitatprognosemodellierung ist genau dies der Fall, da die Antwortvariable einen binären Datentypus (0/1 = Nichtvorkommen/Vorkommen einer Art/einer Vegetationseinheit) aufweist. Prinzipiell ist auch die Verwendung von Daten anderer Verteilungstypen möglich, wie z. B. Zählraten (Individuenzahlen pro Rasterzelle → Poissonverteilung) oder Frequenzdaten (Deckungswerte → Binomialverteilung).

Bei GLMs wird ähnlich wie bei der linearen Regression der Erwartungswert für die Antwortvariable Y aus einer Linearkombination der Prädiktoren geschätzt, jedoch wird im Falle von GLMs die Linearisierung der Prädiktoren durch eine Link-Funktion der Antwortvariablen hergestellt. Im Falle der logistischen Regression handelt es sich dabei um den Logit-Link (siehe Gleichung).

$$\text{logit} [P(Y)] = \ln\left(\frac{P(Y)}{1-P(Y)}\right) = \beta_0 + \beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_k * x_k$$

entspricht:

$$p(Y) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_k * x_k}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_k * x_k}} = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_k * x_k)}}$$

$p(Y)$: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art

x_{1-k} : Ausprägung der Umweltvariablen x_1 bis x_k

β_{1-k} : Regressionskoeffizienten

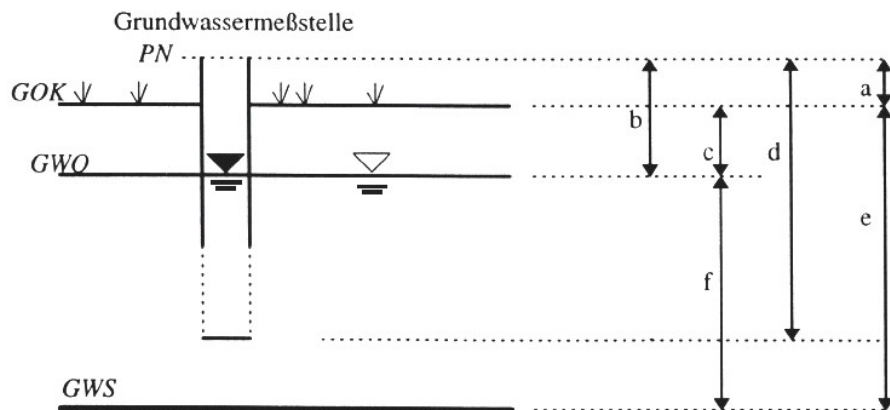
Des Weiteren ist zu beachten, dass die logistische Regression den Erwartungswert schätzt, was nicht in der Vorhersage von Vorkommen oder Nichtvorkommen resultiert, sondern in Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Um zu Aussagen über das Vorkommen der Art zu gelangen, müssen diese Vorkommenswahrscheinlichkeiten über Schwellenwerte in Präsenz-Absenz-Daten verwandelt werden.

Auf Basis der Regressionsgleichungen (zweiter Teil der Gleichung → $p(y)=...$) aus den fertigen Modellen lassen sich in ArcGIS mittels des Raster Calculators (Erweiterung Spatial Analyst) und der als Rasterlayer vorliegenden Umweltvariablen die räumlichen Extrapolationen der Habitatprognosemodelle erstellen, wobei die Extrapolation die Vorkommenswahrscheinlichkeit darstellt. Für die Umrechnung in Präsenz-Absenz-Vorhersagen müssen die bereits erwähnten Schwellenwerte angewendet werden.

Anlage 3: Ermittlung von Grundwasserflurabständen und Überflutungsdauern

Definitionen

Der Grundwasserflurabstand ist nach DIN 4049-3 (1994) der lotrechte Abstand zwischen einem Punkt der Erdoberfläche (Geländeoberkante, GOK) und der Grundwasseroberfläche (GWO) des ersten Grundwasserstockwerks (Abbildung A-2).



Beschreibung	Beschreibung
a Höhe PN über GOK	PN Pegelnull m ü NN
b Abstich	GOK Geländeoberkante müNN
c Grundwasserflurabstand	GWO Grundwasseroberflächen müNN
d Länge der Grundwassermessstelle	GWS Grundwassersohle müNN
e Mächtigkeit des Grundwasserleiters	
f Grundwassermächtigkeit	

Abbildung A-2: Beschreibung der Parameter einer Grundwassermessstelle (nach MÜLLER 1999)

Die Grundwasserflurabstände beeinflussen die Verteilung der Vegetation in der Aue maßgeblich (ELLENBERG 1996). Aus diesem Grund stellen sie als Umweltvariable eine wesentliche Eingangsgröße des Habitatprognosemodells dar.

Folgende Begriffsdefinitionen und Variablen spielen bei der Ermittlung der Grundwasserflurabstände eine Rolle:

Abflusskurve

Die Abflusskurve ist gemäß DIN 4049-3 die Bezugskurve zwischen den Wasserständen H und den zugehörigen Durchflüssen Q für einen bestimmten Gewässerquerschnitt. In Abbildung A-3 ist exemplarisch die Abflusskurve für den Pegel Wittenberge dargestellt.

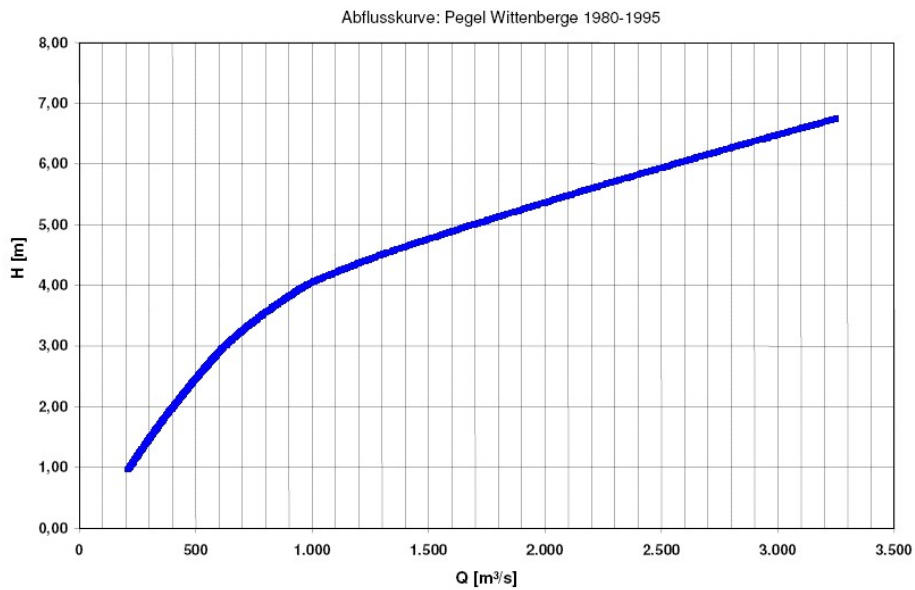


Abbildung A-3: Exemplarische Abflusskurve des Pegels Wittenberge/Elbe.

Dauerlinie

Die Dauerlinie ist die Darstellung von zeitäquidistanten Abfluss-Wasserständen einer bestimmten Zeitspanne in Abhängigkeit von der zugehörigen Unterschreitungsdauer bzw. Überschreitungsdauer (DIN 4049-1, 1992). Hierzu werden die Abflusswasserstände in der Reihenfolge ihrer Größe aufgetragen. In Abbildung A-4 ist eine Dauerlinie für ein Jahr exemplarisch dargestellt.

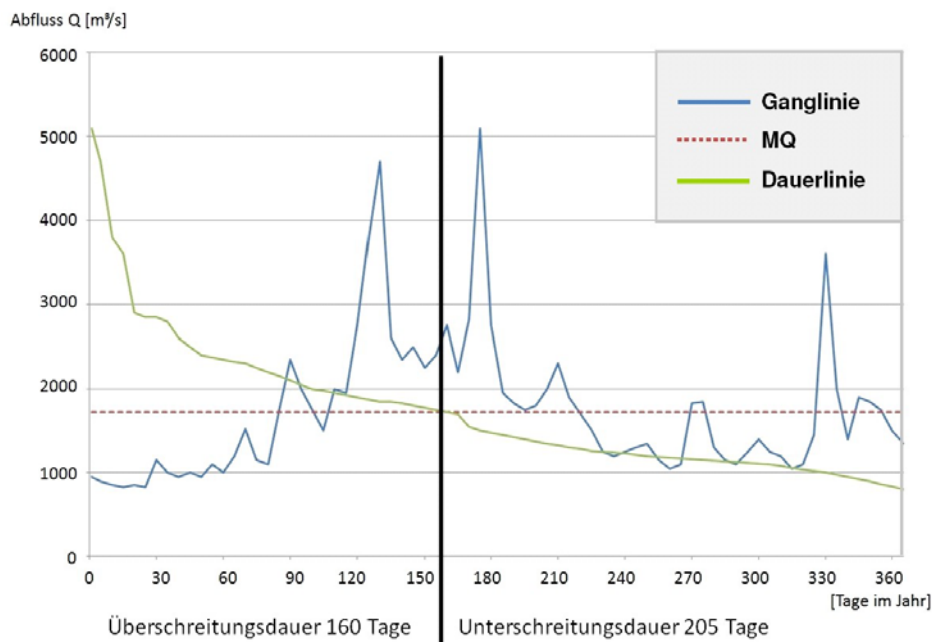


Abbildung A-4: Exemplarische Dauerlinie eines Jahres für ein Fließgewässer.

Dauerzahl

Die Dauerzahl beschreibt die Über- bzw. Unterschreitungsdauer eines Abflusswertes innerhalb eines Jahres. Für die Bestimmung der Dauerzahl wird die Darstellung der Dauerlinie als Mittelung über einen größeren Zeitraum, im Idealfall ≥ 30 Jahre, empfohlen. Die obere und untere Hüllkurve fasst die jeweils höchsten bzw. niedrigsten beobachteten Abflusswerte, ebenfalls aufsteigend sortiert nach der Größe zusammen. Sie werden auch als die Umhüllende der mittleren Dauerlinie bezeichnet.

Abbildung A-5 zeigt exemplarisch für den Pegel Wittenberge die Dauerlinie sowie deren untere und obere Hüllkurve. Der rote Punkt in der Abbildung entspricht der Dauerzahl 150; dabei ist dieser Wert wie folgt zu interpretieren: Der Abfluss von $512 \text{ m}^3/\text{s}$ wird an 150 Tagen im Jahr unterschritten bzw. an 215 Tagen im Jahr überschritten.

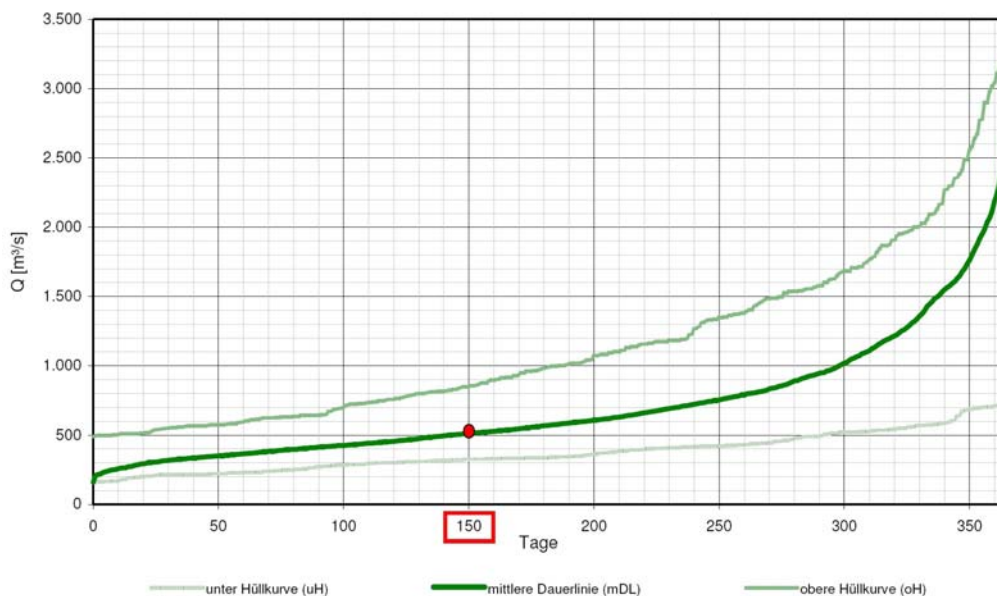


Abbildung A-5: Dauerlinie des Pegels Wittenberge.

Überflutungsdauer

Die Ermittlung der mittleren jährlichen Überflutungsdauer der Aueflächen erfolgt aus der Kombination der Daten der Abflusskurve und der Dauerlinie. Die Dauerlinie weist den Tagen Abflüsse zu (vgl. Abbildung A-5). Die Abflusswerte können anhand der Abflusskurve in entsprechende Wasserstände (H) umgerechnet werden (vgl. Abbildung A-3). Da der Pegelnullpunkt auf einen Bezugspunkt über Normalnull (m ü. NN) bezogen ist, lässt sich der Wasserstandswert (H) addiert mit dem Bezugspunkt in Meterwerte ü. NN umrechnen.

Die hydrodynamisch-numerische Berechnung (HN-Berechnung) liefert Wasserstandswerte für jede Rasterzelle des zugrunde gelegten Berechnungsgitters. Diese Wasserstandswerte werden anschließend in Bezug zum Pegelnullpunkt gesetzt. Im GIS können nun die Überflutungsdauern der Aueflächen durch die Verschneidung der Wasserstände relevanter Dauerzahlen resp. Durchflüsse bezogen

auf m.ü.NN mit den topografischen Daten ermittelt werden. Die Genauigkeit der Darstellung hängt hierbei wiederum von der Auflösung des GIS-Rasters ab.

Qualität der Eingangsdaten und Modellaussagen

Die Ermittlung der Grundwasserflurabstände hängt von der Variabilität und Unsicherheit der zur Verfügung stehenden Datenreihe ab:

Die *Variabilität* der Umweltvariablen (z.B. räumliche und zeitliche Schwankungen von Niederschlägen mit daraus resultierenden jährlich, veränderlichen Grundwasserständen) stellt Biologen und Hydrologen vor die Herausforderung diese Unsicherheiten durch interdisziplinäre Ansätze abzuschätzen (BÜCHELE et al. 2005). Eine exakte Grenze zwischen Variabilität und Unsicherheit eines Systems ist schwer zu bestimmen. Nach VOSE (2000) ist die Variabilität eine Funktion des Systems resultierend aus den Auswirkungen einer Veränderung.

Unsicherheit beschreibt die Unwissenheit des Anwenders über die Einflüsse der Variablen auf die ablaufenden physikalischen Prozesse des modellierten Systems. VOSE arbeitete des Weiteren heraus, dass die Gesamtunsicherheit eines Modells auf der Kombination und Interaktion zwischen Variabilität und Unsicherheit beruht.

Hydrologische sowie hydraulische Modelle sind nach SIVAPALAN et al. (2003) behaftet mit zwei Hauptarten von Unsicherheiten. Ein Teil der Unsicherheiten gehen einher mit der Abstraktion von Modellparametern, die in Zusammenhang mit Vermessungs- und Klimadaten stehen. Diese Unsicherheit kann durch eine hohe Datendichte, -auflösung und langen Zeitreihen von Messdaten reduziert werden. Der zweite Teil der Unsicherheit steht in Verbindung mit der Unvollkommenheit des verwendeten Modells. Dieser Grad der Unsicherheit (z.B. die empirische Gleichung des Umweltparameters im Habitatmodell, Verwendung von Widerstandsbeiwerten in HN-Modellen) wird durch den Vergleich zwischen Modellergebnis und Aufnahmen in der Natur reduziert.

Im mesoskaligen Bereich unterliegt ein hydrologisches System starken Schwankungen. Diese beziehen sich sowohl auf die jahreszeitlichen Schwankungen, als auch auf die Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren (vgl. Ganglinie der Elbe für die Abflussjahre 2001 bis 2006 in Abbildung A-6). Bei der Erstellung von Prognosen ist es deshalb wichtig, dass die Datenreihe eine ausreichend lange Aufzeichnungsspanne berücksichtigt.

Legt man z.B. für die Bestimmung der mittleren Grundwasserflurabstände eine Zeitreihe von wenigen, aber sehr feuchten Jahren zugrunde, liegt der mittlere Grundwasserstand für den betrachteten Zeitraum höher als im langjährigen Mittel. In diesem Fall werden im Habitatprognosemodell Flächen für eine Weichholzaunenentwicklung ausgewiesen, die eigentlich zu hoch und damit zu trocken liegen. Erfolgen die Neuanpflanzungen dann während einer eher trockeneren hydrologischen Periode, kann die Gehölzetaablierung aufgrund von Wassermangel scheitern.

Empfehlung für die Praxis:

Vor dem Hintergrund der Variabilität und Unsicherheit der hydrologischen Variablen wird für die praktische Umsetzung eine Datenreihe der Pegelstände von ≥ 30 Jahren als sinnvoll erachtet.

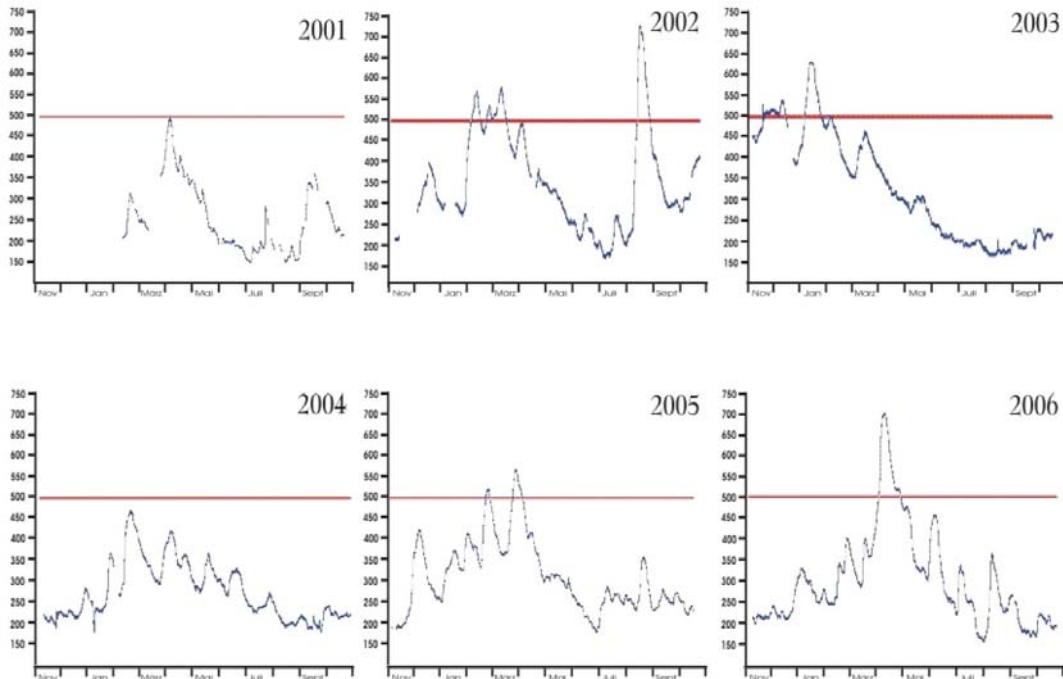


Abbildung A-6: Jahresganglinie der Elbe für den Pegel Wittenberge für die Jahre 2001 bis 2006. Deutlich sind die Unterschiede bzgl. der Abflussmaxima und –minima zu erkennen. Zum Vergleich: die roten Linien in den Diagrammen zeigen den Abfluss für die Dauerzahl 150 an (vgl. Abbildung A-5)

Methoden zur Ermittlung des Grundwasserflurabstandes

Im Folgenden werden drei Methoden zur Bestimmung des Grundwasserflurabstandes erläutert: Die Verwendung eines hydrologischen Modells (Methode 1) oder das Messen von Pegelständen (Methode 2) sind beides sehr zeit- und kostenintensive Verfahren. Im Rahmen des Forschungsvorhabens KoWeB wurde daher ein vereinfachtes Verfahren zur Ableitung der Grundwasserflurabstände angewandt (Methode 3).

Methode 1 – Hydrologisches Modell

Sofern die Datengrundlage es erlaubt, kann eine flächenhafte Darstellung der Grundwasserflurabstände mittels Verwendung eines hydrologischen Modells erfolgen.

Hydrologische Modelle stellen auf Basis statistisch-stochastischer Verfahren generell ein vereinfachendes Abbild der Niederschlags-Abfluss- und Wassermengenverteilungen für ein betrachtetes Gebiet dar. Sie ermöglichen eine Nachbildung der hydrologischen Prozesse, die in der oberen Meso- sowie der Makroskala Einfluss auf die Abflussbildung und den daraus resultierenden Grundwasserspiegel haben. Dabei werden aus punktuell vorliegenden Klima- und Niederschlags-

messwerten unter Verwendung unterschiedlicher Methoden die Daten flächendeckend regionalisiert.

Die räumliche Auflösung des hydrologischen Modells steht mit der zur Verfügung stehenden Eingangsdatenmenge und -güte im direkten Zusammenhang. Jedoch ist der zeitliche und damit verbundene kostenintensive Aufwand zur Erstellung eines hydrologischen Modells sehr hoch und damit nicht zu vernachlässigen.

Methode 2 – Feldmonitoring mittels Messung von Pegelständen

Eine weitere Möglichkeit zur Bestimmung der Grundwasserflurabstände ist das direkte Messen der Grundwasserpegelstände innerhalb des zu untersuchenden Gebietes. In DVGW (2003) werden die Richtlinien zur Erstellung einer Grundwassermessstelle und Betrieb eines Messnetzes aufgeführt.

In den meisten Fällen sind die von den Behörden installierten Grundwasserpegelmessstellen jedoch außerhalb des eingedeichten Flussschlauches. Das Habitatprognosemodell benötigt jedoch Grundwasserflurabstände der überfluteten Vorländer, sodass für die Erhebung der Grundwasserschwankungen meist zusätzliche Grundwassermessstellen im Überflutungsbereich errichtet werden müssen.

Methode 3 – Vereinfachtes Verfahren zur Ermittlung der Grundwasserflurabstände

Die Grundwasserstände eines Gewässervorlandes sind hydraulisch mit den Wasserständen im Gewässerbett gekoppelt (vgl. Abbildung A-7).

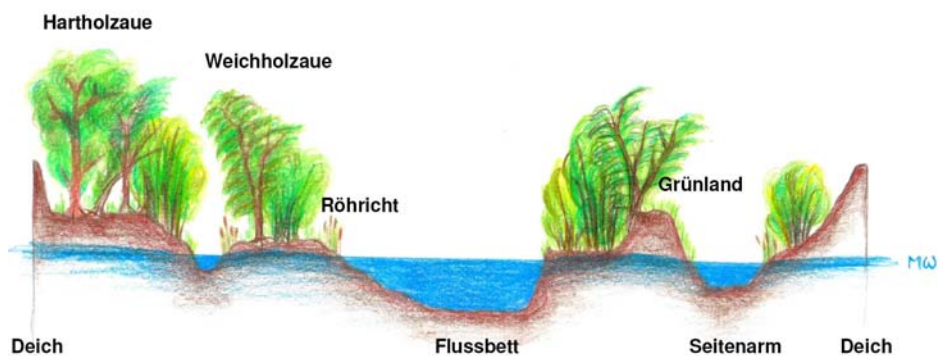


Abbildung A-7: Darstellung der Grundwasserhorizonte im Bereich zwischen Vorland und Gewässerbett. Infolge der Kopplung des Grundwasseraquifers mit dem Abfluss korrespondieren die Grund- und Gewässerwasserstände in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des Untergrundes und dem Grundwasserpotenzial.

Somit lassen sich Grundwasserflurabstände vereinfacht auch durch die Verschneidung der Wasserspiegellagen des Hauptgewässers mit der Geländetopographie der Vorlandbereiche ableiten. Dies ist eine relativ einfache Methode, die flächendeckend bei geeigneter Bodenbeschaffenheit der Vorländer eine akzeptable Genauigkeit liefert.

Hierzu werden die Daten der Abfluss- und der Dauerlinie von einem oder mehreren Pegeln herangezogen. Sind keine Pegelmessdaten im Untersuchungsgebiet vorhanden, wird auf den nächstgelegenen Pegel weiter ober- bzw. unterstrom ausgewichen und eine Datenextrapolation relativ zu den Einzugsgebietskenngrößen durchgeführt.

Die vereinfachte Ermittlung der Grundwasserflurabstände und deren tolerierbaren Schwankungsbereichen für Weichholzauen werden im Folgenden anhand der einzelnen Schritte erläutert:

1. Erstellung eines digitalen Geländemodells

Zuerst werden die digitalen Geländedaten (Lage und Höhe von Messpunkten) in ein Geo-Informationssystem (GIS) eingelesen. Im GIS kann dann durch geeignete Software mittels Dateninterpolation ein Digitales Geländemodell erstellt werden. Je höher die Dichte der Messpunkte, desto besser können Konturen und Geländebruchkanten im DGM abgebildet werden und umso genauer können im späteren Verlauf der Arbeiten die Konturen der zu etablierenden neuen Auenflächen im DGM abgebildet werden.

Es wird empfohlen, für das zu erstellende DGM eine Kachelgröße von 2 m x 2 m oder kleiner anzustreben.

2. Ermittlung und Projektion der lokalen Wasserstände

Die Wasserstände bei Mittelwasserabfluss werden für den gesamten Flussabschnitt ermittelt (sog. Wasserspiegelfixierung) und im DGM horizontal in die Vorländer extrapoliert (vgl. Abbildung A-7 Mitte).

Dies ist für die Flüsse mit sandigen Sohlen und Vorländern ein geeignetes Verfahren, da die gut wasserdurchlässigen Sande der Flusssohle in engem hydraulischem Kontakt mit dem Grundwasseraquifer stehen. Während Hochwasserphasen findet ein Einströmen von Flusswasser in die Vorlandfläche statt. Somit wird letztendlich beim vereinfachten Ansatz zur Ermittlung der Grundwasserflurabstände davon ausgegangen, dass auf den Vorländern der lokale Grundwasserflurabstand die Differenz aus der Höhe des betrachteten Geländepunktes und der Höhenlage des Mittelwasserstandes ist.

3. Verschneidung und Differenzenermittlung

Es erfolgt die Ermittlung der Differenzen zwischen der Geländeoberfläche der Vorlandflächen und der projizierten MQ-Wasserstandslinie. Positive Werte bedeuten, dass das Geländeniveau über der projizierten Wasserstandslinie liegt – die Differenz ist in diesem Fall der berechnete Grundwasserflurabstand. Negative Werte bedeuten, dass das Geländeniveau unterhalb der projizierten Wasserstandslinie liegt – hier handelt es sich um Bereiche, wo sich das Grundwasser mit freier Wasseroberfläche sammeln wird (z.B. Wasseransammlung in einer Geländemulde).

Anlage 4: Ermittlung von Wasserstandsschwankungen

Prinzipiell sind die Wasserstandsschwankungen in der Aue abhängig von (a) den Wasserständen des Flusses, so lange davon auszugehen ist, dass tiefere Substratschichten eine hohe Durchlässigkeit besitzen (MONTENEGRO & HOLFELDER 1999), und (b) von der Distanz der Standorte zum Fluss.

Dabei ist zu beobachten, dass flussnahe Standorte bei gleichen Substratbedingungen größere Schwankungen aufweisen als flussferne bzw. dass flussferne Standorte nur in gedämpfter Form die Schwankungen des Flusses widerspiegeln. Darüber hinaus weisen flussferne Standorte zum Flusswasserstand zeitlich verzögerte Schwankungen auf. Dies ist mit der Permeabilität (Wasserdurchlässigkeit) des Porenraumes im Boden zu begründen, da hieraus ein grundwasserhydraulischer Fließwiderstand resultiert.

Die Distanz zum Fluss kann als eine mögliche Ersatzvariable für die Wasserstandsschwankungen in Betracht gezogen werden. Allerdings ist davon auszugehen, dass zwischen den Wasserstandsschwankungen und der Distanz zum Fluss kein linearer sondern ein asymptotischer Zusammenhang besteht (Abbildung A-8).

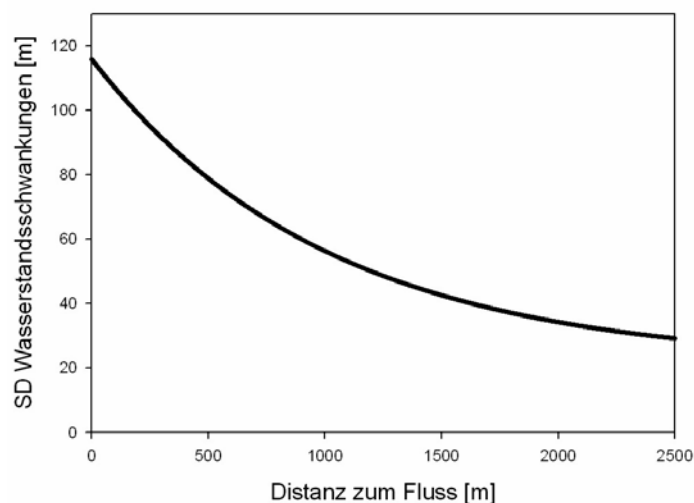


Abbildung A-8: Asymptotischer Zusammenhang zwischen der Distanz zum Fluss und den Wasserstandsschwankungen (dargestellt ist die Standardabweichung der Wasserstandsschwankungen (SD))

Die Wasserstandsschwankungen lassen sich aus Grundwasserpegelmessreihen längerer Zeiträume (mindestens 10 Jahre) feststellen, wobei die Messwerte vor allem von Messstellen des Vorderdeichbereichs entstammen sollten, da hier die Wasserstandsschwankungen im Vergleich zu Hinterdeichpegeln weit weniger Dämpfung aufweisen. Hinterdeichpegelinformationen können dann hinzugezogen werden, wenn sie mindestens drei Kilometer vom Fluss entfernt liegen.

Da Pegelmessreihen oftmals keine Tageswerte, sondern meist nur Wochen- oder Monatswerte aufweisen, ist die Entwicklung von kontinuierlichen Zeitreihen für die Beschreibung der Wasserstandsschwankungen aus diesen Zeitreihen notwen-

dig. Hierfür eignen sich polynomiale Regressionen zwischen Grundwassermesswerten als Antwortvariable und Flusswasserpegel-messwerten als Prädiktorvariable, die in der Regel als Tageswerte vorliegen.

Um eine möglichst hohe Übereinstimmung zwischen Prädiktorvariable und Antwortvariable zu erzielen (hohes R^2), müssen die Flusswassermesswerte transformiert werden. Grundlage hierfür ist die zunehmende Dämpfung der Wasserstandschwankungen mit zunehmender Distanz zum Fluss sowie die zeitliche Verschiebung von Hoch- und Tiefwerten der Grundwasserstände in Relation zu den Flusswasserständen. Als Dämpfungsfunktion eignet sich die Anwendung von gleitenden Mittelwerten, Kreuzkorrelationsfunktionen erzielen eine zeitliche Verschiebung.

Um den besten Fit zwischen Grundwassermesswerten und Flusswassermesswerten zu erzielen, müssen demnach die Flusswassermesswerte mittels o.g. Funktionen systematisch variiert werden, bis der beste Fit (= höchst mögliche R^2) in der polynomialen Regression erzielt wird. Die daraus ableitbar Polynomfunktion kann dann genutzt werden, um mit Hilfe der Originalwerte der Tagesmesswerte der Flusswasserstände kontinuierliche Zeitreihen der Grundwasserpegel zu erstellen (Abbildung A-9). Aus diesen Zeitreihen kann dann als Kennwert für die Wasserstandsschwankungen die Standardabweichung für einen bestimmten Zeitraum (z.B. 10 Jahre) berechnet werden.

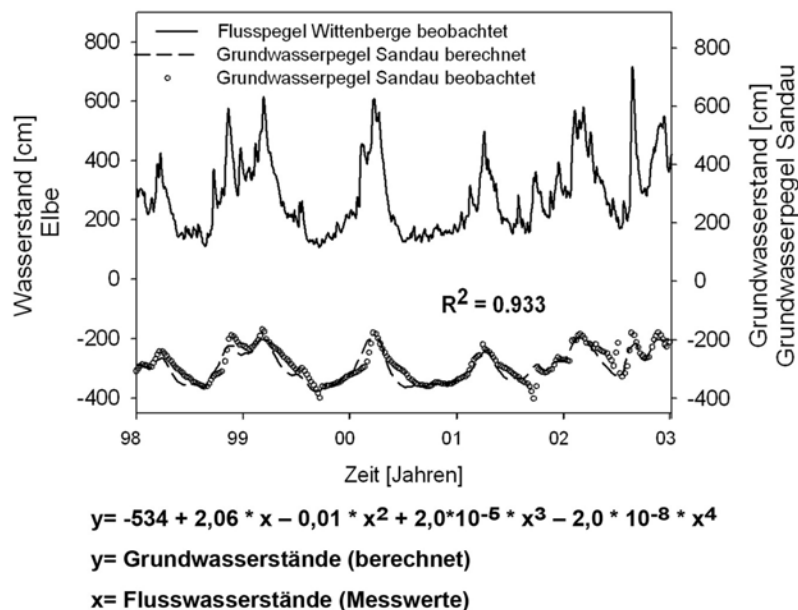


Abbildung A-9: Exemplarischer Ausschnitt der Flusswasserganglinie des Pegels Wittenberge und Messpunkte des Grundwasserpegels Sandau sowie aus der Flusswasserganglinie berechnete Grundwasserganglinie für den Grundwasserpegel Sandau. Angegeben ist die polynomiale Gleichung 4. Ordnung, mittels derer aus den Messwerten der Flusswasserstände die Grundwasserganglinie berechnet wurde.

Im nächsten Schritt werden dann die Standardabweichungen der kontinuierlichen Grundwasserganglinien gegen die Distanz des jeweils zugehörigen Grundwasserpegels zum Fluss getestet. Obwohl anzunehmen ist, dass der Zusammenhang einen asymptotischen Verlauf aufweist, sollte auf Basis verschiedener Modellty-

pen (z.B. lineares vs. quadratisches vs. asymptotisches) getestet werden, welcher Zusammenhang den Verlauf tatsächlich am besten beschreibt. Im letzten Schritt kann dann auf Basis der Funktion des so ermittelten Modells die Distanz zum Fluss in Wasserstandsschwankungen transformiert werden und so die Wasserstandsschwankungen in einem GIS flächig extrapoliert werden.

Im Falle der in KoWeB angewendeten Pegelmesswerte von insgesamt elf Grundwassermessstellen ergab sich nach oben beschriebener Methode der erwartete, asymptotische Zusammenhang mit einem $R^2=0,882$.

Bezüglich der erklärenden Umweltvariablen ist abschließend festzuhalten, dass die erstellten Daten nicht ohne weiteres auf andere Untersuchungsgebiete (andere Flüsse oder Flussabschnitte) übertragbar sind, da der Zusammenhang von Grundwasserflurabständen, Wasserstandsschwankungen und anderen hydrologischen Variablen abhängig von den lokal vorherrschenden Abflussbedingungen, dem Boden und morphodynamischen Gegebenheiten ist. Daher sind Modelle, die sich auf andere Standorte beziehen, sowohl von den Eingangsdaten als auch von der späteren Modellierung her neu aufzubauen.

Anlage 5: Aufbau und Funktionsweise eines 2D-HN Modells

Das Berechnungsgitter

Die Berechnung der Auswirkungen von Weichholzaunenpflanzungen auf die Wasserstände bei einem Bemessungsabfluss erfolgt unter Verwendung eines hoch aufgelösten zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modells. Die topographische Datengrundlage zur Erstellung des Berechnungsnetzes liefert ein digitales Geländemodell (DGM), indem die Geometrie des Flusslaufes und der überfluteten Vorlandflächen abgebildet ist.

Die Modellmethode

Das 2D-HN-Modell macht Aussagen über die lokalen Verteilungen von Fließgeschwindigkeit, Wasserstand und weiterer abhängiger hydraulischer Größen im Untersuchungsgebiet. Dabei kommen zum einen speziell angepasste hydrodynamische Gleichungsansätze und zum anderen numerische Lösungsverfahren zum Einsatz.

2D-HN-Modelle gewährleisten eine hohe Stabilität für ein breites Abflussspektrum bei voller Einhaltung der hydraulischen Erhaltungsgleichungen von Impuls und Kontinuität. Zur iterativen Lösung der hydrodynamischen Gleichungen verfügen 2D-HN-Modelle über ein Zeitschrittverfahren mit expliziter Zeitdiskretisierung.

Die Möglichkeit des instationären (zeitlich veränderlichen) Benetzens und Trockenfallens von Modellbereichen ist durch das „Konzept der gefrorenen Zellen“ gegeben: Dabei wird ab einem bestimmten unteren Grenzwert des Zellwasserstandes der Massen- und Impulsaustausch einer Zelle unterdrückt. Übersteigt der Wasserstand der Nachbarzellen ein bestimmtes Maß, nimmt die Zelle wieder am Abflussgeschehen teil. Damit kann auch das Strömungsverhalten komplexer Topographien simuliert werden.

Der hydrodynamische Gleichungsansatz

Aus den Navier-Stokes-Bewegungsgleichungen, welche die räumliche Strömung exakt beschreiben, entstehen durch die Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung die sog. Flachwassergleichungen. Die vertikalen Komponenten von Impuls und Kontinuität werden vernachlässigt und die horizontalen Komponenten unter Annahme eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils über die Tiefe integriert. Somit werden die Gleichungen auf zwei Dimensionen reduziert und die tiefengemittelten Flachwassergleichungen erzeugt. Diese sind für näherungsweise horizontale Strömungen in offenen Gerinnen mit im Verhältnis zur horizontalen Ausdehnung geringer Abflusstiefe gültig.

tiefengemittelten Flachwassergleichungen:

$$\frac{\partial}{\partial t} \begin{pmatrix} h \\ uh \\ vh \end{pmatrix} + \frac{\partial}{\partial x} \begin{pmatrix} uh \\ u^2h + \frac{gh^2}{2} \\ uvh \end{pmatrix} + \frac{\partial}{\partial y} \begin{pmatrix} vh \\ uvh \\ v^2h + \frac{gh^2}{2} \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} 0 \\ gh \frac{\partial z_b}{\partial x} + \frac{\tau_{bx}}{\rho} \\ gh \frac{\partial z_b}{\partial y} + \frac{\tau_{by}}{\rho} \end{pmatrix} = 0$$

h	Abflusstiefe [m]
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
u, v	Komponenten der Fließgeschwindigkeit [m/s]
z_b	Sohlkote [m]
τ_{bx}, τ_{by}	Sohlschubspannung [N/m ²]
ρ	Dichte von Wasser [kg/m ³]
t	Zeit [s]
x, y	kartesische Koordinaten [m]

Das numerische Lösungsverfahren

Basis der Finiten-Volumen-Methode ist ein unstrukturiertes, glattes Dreiecksgitter mit variablen Kantenlängen, in dessen einzelnen Zellen die Geländehöhe und der zugehörige Widerstandsbeiwert in Abhängigkeit von der Geländeform und dem Bewuchs vorgegeben werden (Abbildung A-10). Die Zellengröße kann dabei der Variabilität des Geländes derart angepasst werden, dass der Flussschlauch und andere charakteristische Geländestrukturen (z.B. Buhnen) mit kleinen Zellen detailliert abgebildet werden und bei einheitlichen Vorlandbereichen größere Zellen gewählt werden.

Die hydraulische Relevanz bestimmt die Größe der Dreiecke und somit den Grad der Auflösung und es entsteht eine variabel angepasste Dreiecksvermaschung. Durch Bruchkanten entlang derer sich die Dreiecke orientieren werden zudem Geländekanten und andere hydraulisch relevante Strukturen fixiert. Diese Flexibilität gewährleistet eine hohe Modellgüte bei einer optimalen Ausnutzung der Rechenkapazität. Die Flächen der einzelnen Zellen variieren von 3 m² für hoch aufgelöste Bereiche wie Flussschlauch, Uferbereiche und Buhnenstrukturen bis 1.000 m² für nicht abflusswirksame Vorlandbereiche.

Bei dem Finite-Volumen-Verfahren handelt es sich um ein Zellenmittelpunktverfahren, d.h. die Parameter werden jeweils für die Mitte (Schwerpunkt) der Gitterzelle ermittelt und sind für die gesamte Zelle gültig (vgl. Abbildung A-11). Der Vorteil dieses Verfahrens ist eine hohe numerische Stabilität bei Strömungen für unterschiedliche Abflusszustände.

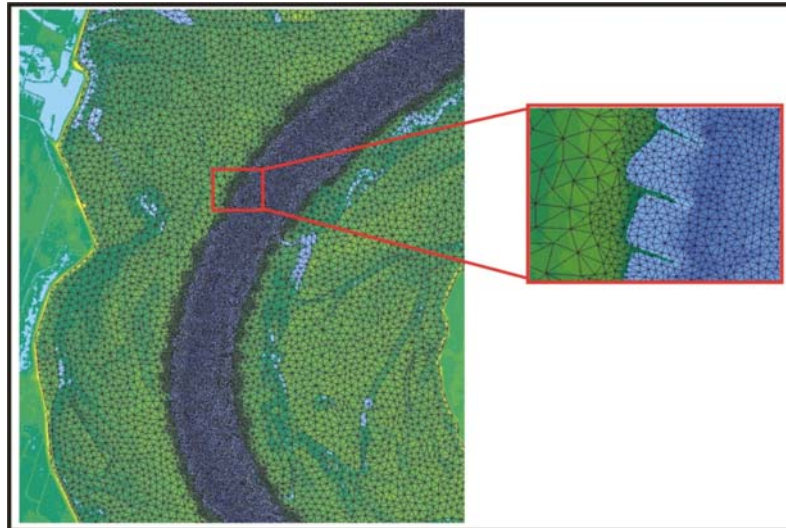


Abbildung A-10: Ausschnitt aus dem Gittermodell (links) für die Elbe im Bereich des Bälw-Rühstädter Bogens. Im Detailausschnitt im rechten Bild sind die unterschiedlichen Maschengrößen (engmaschig im Bereich der Buhnen, grobmaschig im Bereich der Wiesenflächen) erkennbar

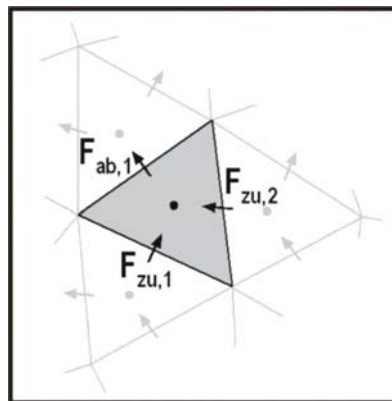


Abbildung A-11: Rechenzelle mit Lage der freien Parameter (Punkte) und der Flüsse (Pfeile)

Die Werte der Flüsse über die Zellränder ergeben sich durch Mittelung der Werte benachbarter Zellen. Die Werte der einzelnen Zellen werden für jeden Zeitschritt ausgehend von einem Anfangszustand über die diskrete Form der Bewegungsgleichungen ermittelt :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \sum \frac{f_{ab,x,i}}{\Delta x_i} - \sum \frac{f_{zu,x,i}}{\Delta x_i} + \sum \frac{f_{ab,y,i}}{\Delta y_i} - \sum \frac{f_{zu,y,i}}{\Delta y_i} + s = 0$$

t Zeit [s]

$\Delta x_i, \Delta y_i$ Abstände der Mittelpunkte benachbarter Zellen in kartesischen Koordinaten [m]

u Vektor der freien Parameter

$f_{zu,i}, f_{ab,i}$ Flussvektoren über die Zellseiten

s Term der Quellen und Senken

Anlage 6: Hydraulische Widerstandswerte für Vegetation

Fließformeln und Beiwerte zur Ermittlung von Fließgeschwindigkeiten

Ansatz nach Brahms/De Chezy

Die aktuell in der wasserwirtschaftlichen Ingenieurpraxis gebräuchlichen Berechnungsansätze zur Fließgeschwindigkeitsermittlung leiten sich aus der von BRAHMS & DE CHÉZY (DVWK 1991) formulierten allgemeinen Fließformel ab. Die Fließformel selbst ergibt sich aus einer Gleichgewichtsbetrachtung aller angreifenden Kräfte an einem talwärts fließenden Wasservolumen unter Voraussetzung einer stationären, gleichförmigen Strömung:

$$v_m = C \cdot \sqrt{r_{hy} \cdot I_E}$$

mit:

- v_m mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
- C empirischer Widerstandsbeiwert ($m^{1/2}/s$)
- r_{hy} hydraulischer Radius (m)
- I_E Energieliniengefälle (-)

Der dimensionsbehaftete Widerstandsbeiwert C ist als Summenparameter anzusehen, welcher die Einflüsse der Oberflächenrauheit, der Formwiderstände, der Linienführung und der Querschnittsform berücksichtigt. Aufgrund seiner Dimension kann C messtechnisch nicht auf direktem Wege erfasst werden.

Erweiterung nach Gauckler/Manning/Strickler

Der Ansatz nach GAUCKLER, MANNIG und STRICKLER (um 1850) liefert ein Verfahren zur Bestimmung des Widerstandsbeiwertes C . Eingesetzt in die Fließformel resultiert daraus die heute im zentraleuropäischen Bereich häufig verwendete modifizierte Fließformel nach Gauckler/Manning/Strickler (sog. GMS-Formel):

$$v_m = k_{st} \cdot r_{hy}^{2/3} \cdot \sqrt{I_E}$$

mit:

- v_m mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
- k_{st} empirischer Widerstandsbeiwert nach Strickler ($m^{1/3}/s$)
- r_{hy} hydraulischer Radius (m)
- I_E Energieliniengefälle (-)

Der k_{st} -Wert ist ebenfalls nicht dimensionsrein und berücksichtigt als hydraulisch äquivalentes Rauheitsmaß sämtliche einwirkenden Fließwiderstände in kumulierter Form. Die GMS-Formel lässt sich aufgrund des einfachen Aufbaus leicht anwenden und wird daher häufig verwendet.

Einzelwiderstände, zum Beispiel hervorgerufen von durch- oder überströmter Vegetation, müssen demnach als Summenparameter in der GMS-Formel berücksichtigt werden.

PETRYK & BOSMAJIAN veröffentlichten 1975 eine Methode, die es ermöglicht den k_{st} -Wert für den Fall eines durchströmten Feldes, welches mit zylindrischen, starren Widerstandskörpern symmetrisch besetzt ist, zu berechnen. Als notwendige Eingangsparameter werden die Fließtiefe, die Gerinnewandungsrauheit, die angeströmte Vegetationsfläche, der hydraulische Radius und spezielle Anordnungsparameter (i.d.R. Stababstände in und quer zur Strömungsrichtung) benötigt. Mit diesem Verfahren wollte man das Widerstandsverhalten durchströmter Vegetationsbestände (z.B. auf Flussvorländern im Hochwasserfall) hydraulisch beschreiben können. Der Ansatz von PETRYK & BOSMAJIAN berücksichtigt die Pflanzen jedoch als starre Stäbe. Der Einfluss der pflanzentypischen Eigenschaften der Biegung und Belaubung bleiben dabei unberücksichtigt.

Dimensionsreiner Ansatz nach Darcy/Weisbach

Parallel zur Entwicklung der (empirisch-dimensionsbehafteten) GMS-Formel beschäftigten sich Wissenschaftler mit der Entwicklung einer dimensionsreinen und somit universellen Fließformel, welche unabhängig von Randbedingungen und ohne Verwendung empirischer Beiwerte anwendbar sein sollte. Die von DARCY und WEISBACH ebenfalls um 1850 veröffentlichte und durch zahlreiche Untersuchung weiter angepasste Fließformel (DVWK 1991) stammt aus hydraulischen Ansätzen der Rohrhydraulik:

$$v_m = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} \cdot \sqrt{8 \cdot g \cdot r_{hy} \cdot I_E}$$

mit:

v_m	mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
λ	Widerstandsbeiwert (-)
g	Erdbeschleunigung (m/s ²)
r_{hy}	hydraulischer Radius (m)
I_E	Energieliniengefälle (-)

Die Fließformel kann auch auf Strömungen im offenen Gerinne angewendet werden. Da in diesem Fall jedoch - im Vergleich zur Rohrströmung - eine freie Wasserspiegeloberfläche und eine ungleichmäßige Rauheitsverteilung entlang der Gerinnewandungen vorhanden sind, sind zusätzliche vereinfachende Annahmen und Erweiterungen nötig. Zur Berechnung des dimensionslosen Beiwertes λ wurden aus Laborversuchen Widerstandsbeziehungen erarbeitet (z.B. COLEBROOK & WHITE 1937, KEULEGAN 1938). Speziell für den Fall durchströmter, regelmäßig angeordneter Stabelemente (im Sinne von Vegetationsanordnungen auf einem Flussvorland) lieferte LINDNER (1982) ein Verfahren zur Berechnung von λ . PASCHE (1984) ergänzte den Ansatz nach LINDNER durch ein halbempirisches Verfahren, bei dem der Widerstandsbeiwert c_{WR} iterativ über eine Nachlauflänge und Nachlaufbreite der Stabelemente berechnet wird:

$$\lambda_{veg} = \frac{4 \cdot A_{veg}}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR} = 4 \cdot H \cdot \frac{d_{veg}}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR}$$

mit:

- λ_{veg} Gesamtwiderstandsbeiwert der durchströmten Vegetation (-)
- A_{veg} in Hauptströmungsrichtung projizierte Vegetationsfläche (m²). Die Berechnung von A_{veg} erfolgt aus $A_{veg} = d_{veg} \cdot H$ mit d_{veg} = mittlerer Astdurchmesser aller umströmten Gehölzelemente (m) und H = mittlere Wassertiefe (m)
- a_x, a_y Abstand der Vegetationselemente in und quer zur Hauptfließrichtung (m)
- c_{WR} Formwiderstandsbeiwert der angeströmten Vegetationsfläche (-)

Der vegetative Widerstandsbeiwert (λ_{veg}) von Auen setzt sich jedoch sowohl aus der angeströmten Astfläche ($A_{veg} = h_{veg} \cdot d_{veg}$) als auch der in Abhängigkeit von der Jahreszeit vorhandenen Belaubung zusammen. Der Anteil der Belaubung wurde bisher in der Gleichung nicht berücksichtigt. Deshalb ist nach SCHNEIDER (2010) die angeströmte Astfläche durch die tatsächlich angeströmte Vegetationsfläche zu ersetzen. Ferner verringert sich die angeströmte Vegetationsfläche in infolge einer Durchströmung. Diese wird durch die Einführung des Flächenkontraktionsfaktors berücksichtigt. Um diese Effekte bei der Berechnung des Gesamtwiderstandes infolge von holziger Auwaldvegetation zu berechnen erweitert sich die Gleichung zu:

$$\lambda_{veg} = 4 \cdot H \cdot \frac{n_y \cdot a_x \cdot c_n}{a_x \cdot a_y} \cdot cf_v \cdot c_{WR}$$

mit:

- n_y Permeabilitätsfaktor: normierte Vegetationsflächenanteilsfaktor [-]
- c_n Korrekturfaktor für die Permeabilität
- cf_v Flächenkontraktionsfaktor [-]

Implementierung in 2D-HN-Modelle

Die durch Weichholzstrukturen verursachten Strömungswiderstände müssen im 2D-HN-Modell entsprechend berücksichtigt werden. In den mathematischen Ansätzen der Modelle kommen diese Strömungswiderstände durch die zwei unterschiedlichen Ansätze der Fließformel (GMS und Darcy-Weisbach) zum Ausdruck:

- Der Ansatz nach Gauckler-Manning-Strickler beschreibt den Strömungswiderstand durch den so genannten k_{st} -Beiwert. Der k_{st} -Beiwert ist ein kumulativer Wert, d.h. alle im System auftretenden Strömungswiderstände (z.B. Gerinnegeometrie, Linienführung, Vegetation) werden in Form eines Summenparameters berücksichtigt. Dieser Beiwert besitzt die Dimension [m^{1/3}/s] und ist

messtechnisch nicht auf direktem Wege erfassbar. Deshalb erfolgt die Ermittlung des k_{st} -Beiwertes aus rückgerechneten Labor- bzw. Naturmessdaten, oder durch Abschätzung.

- Der Ansatz nach Dary-Weisbach beschreibt die Strömungswiderstände durch den so genannten λ -Beiwert. Dieser setzt sich additiv aus den Teilwiderständen (z.B. Oberflächen-, Vegetations- und Interaktionswiderständen) zusammen. Der Beiwert ist dimensionslos. Dieser Ansatz verfolgt das Ziel, aus messtechnisch erfassbaren Größen die einzelnen Teilwiderstände zu berechnen und zu einem systemspezifischen Gesamtwiderstand aufzuaddieren.

Generell ist bei der Beschreibung von um- und durchströmter Vegetation zu beachten, dass die Pflanzen unterschiedliche Wuchshöhen aufweisen. Das Verhältnis der Pflanzenhöhe zur Wassertiefe hat einen entscheidenden Einfluss auf das sich einstellende Strömungsbild. BRETTSCHEIDER & SCHULZ (1995) teilen die Vorlandvegetation deshalb in drei Klassen ein (vgl. Abbildung A-12). Maßgebend ist hierbei die Höhe des Bewuchses h_{veg} im Verhältnis zur Wassertiefe H .

- Kleinbewuchs: Die Wuchshöhe ist deutlich kleiner als die Wassertiefe.
- Mittelbewuchs: Die Wuchshöhe entspricht in etwa der Wassertiefe.
- Großbewuchs: Die Wuchshöhe überragt deutlich die Wassertiefe.

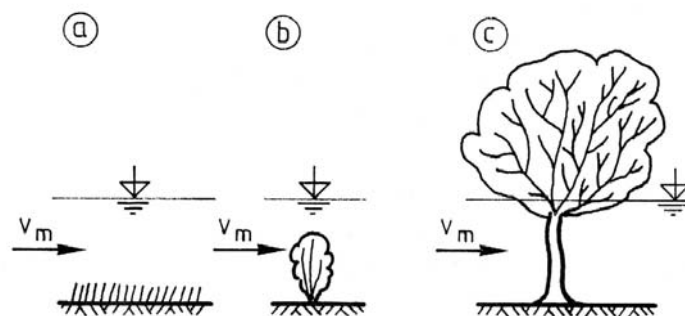


Abbildung A-12: Klassifizierung der Vegetation nach BRETTSCHEIDER & SCHULZ: a: Kleinbewuchs, b: Mittelbewuchs, c: Großbewuchs (Aus: DVWK 1991)

Der Widerstand des Kleinbewuchses auf die Strömung entspricht dem einer Sohl- bzw. Oberflächenrauheit. Mittel- und Großbewuchs wird durchströmt und ist als Formwiderstand anzusehen. Der vegetationsbedingte Formwiderstand der strauch- und baumartigen Auenvegetation hängt unter anderem von der Vegetationsdichte, dem Alter, der Flexibilität und dem Belaubungsgrad ab und ist als Mittel- bzw. Großbewuchs in den HN-Modellen zu berücksichtigen.

Der durch dichten Mittel- und Großbewuchs hervorgerufene Aufstau lässt sich am Anstieg des Wasserspiegels oberstrom der durchströmten Auenvegetation ablesen. In Abbildung A-13 ist exemplarisch der Wasserspiegelverlauf für die drei Vegetationsklassen belaubte und unbelaubte Weiden- sowie Heckenvegetation in einer Laborrinne dargestellt. Der Referenzwasserspiegel (leer), d.h. der Wasserspiegel der sich ohne vorhandener Vegetation einstellt, ist in blau dargestellt.

Die Graphik zeigt mehrere Strömungsphänomene auf: Zum einen ist der Wasserspiegelanstieg sehr stark von der Vegetationsdichte abhängig. Dichte Heckenvegetation verursacht einen deutlich höheren Aufstau als unbelaubte Weiden. Der Aufstau beginnt oberstrom der ersten Weiden-/Heckenanordnungen, die Höhe des Aufstau wird durch die Länge der Vegetationseinheit bestimmt². Sobald die Vegetation überströmt wird, d.h. der Klasse des Kleinbewuchses zuzuordnen ist, verringert sich die Aufstauhöhe. Dabei findet neben der Durchströmung auch eine Überströmung der Vegetation statt.

Der Verlauf der Fließgeschwindigkeitsprofile für Kleinbewuchs in Abbildung A-14 zeigt, dass sobald die Vegetation überströmt wird, die Fließgeschwindigkeit oberhalb der Vegetation deutlich ansteigt. Mit steigender Fließgeschwindigkeit sinkt der Anteil des Wasserspiegelaufstaus und damit der Einfluss des vegetativen Strömungswiderstandes auf die Strömung.

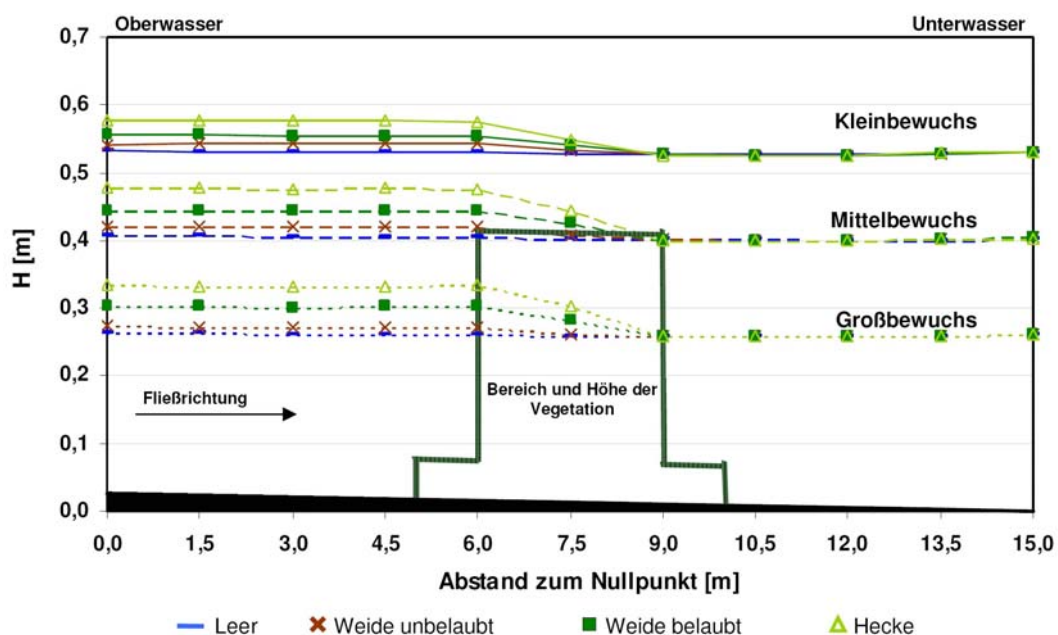


Abbildung A-13: Wasserspiegellagen für die vier Untersuchungsvarianten: leer, Weiden unbelaubt, Weiden belaubt und dichte Heckenvegetation (verändert nach SCHNEIDER 2010).

² Diese Aussage ist nur gültig, solange die Vegetation einen Rückstauereffekt hervorruft. Sobald sich innerhalb der Vegetationseinheit ein Normalabfluss eingestellt hat, ist die resultierende Aufstauhöhe nur noch von der Vegetationsart und -dichte abhängig.

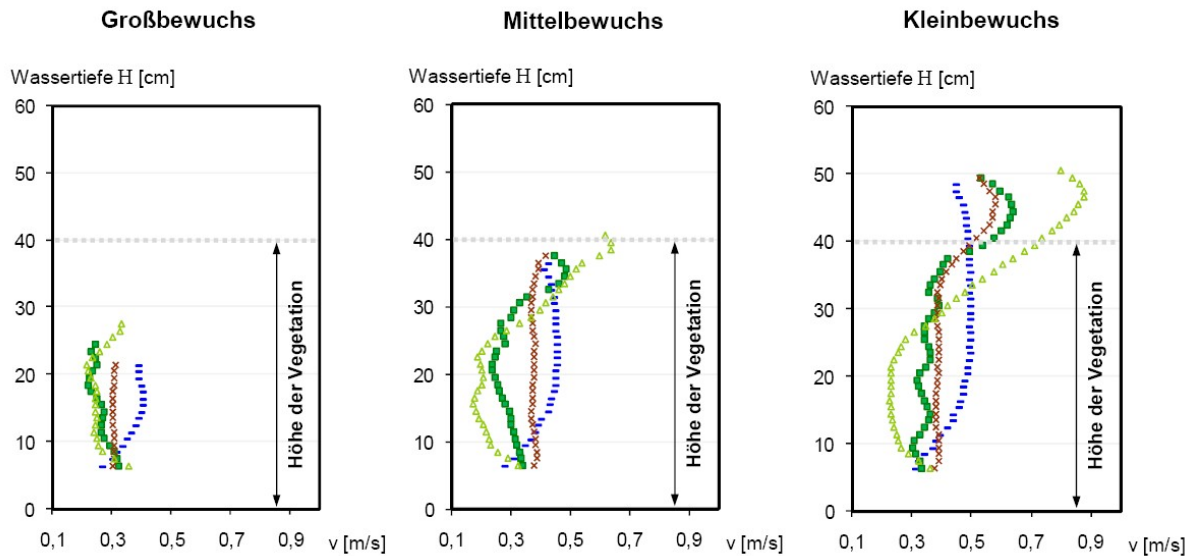


Abbildung A-14: Darstellung der Geschwindigkeitsprofile für Groß-, Mittel- und Kleinbewuchs.

Zur Ermittlung vegetationsspezifischer hydraulischer Widerstandsparameter mittels Feldmessungen und Literaturvorgaben

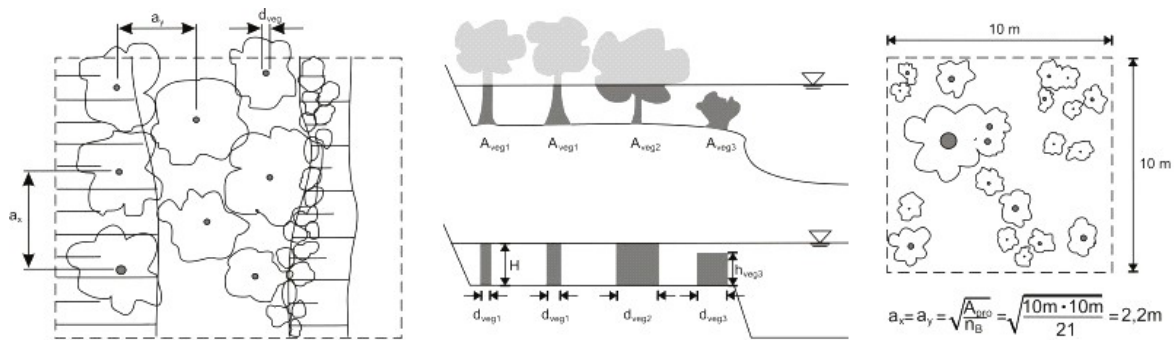
Eine Ermittlung vegetationsspezifischer hydraulischer Widerstandsdaten aus Feldmessungen ist gemäß den vorhergehenden Erläuterungen nur bei der Verwendung des Ansatzes nach DARCY-WEISBACH, LINDNER und PASCHE möglich. Hierzu sind letztendlich Aufmessungen von Vegetationsabständen und -dichten notwendig.

Ableitung des Vegetationswiderstandsbeiwertes aus Feldmessdaten

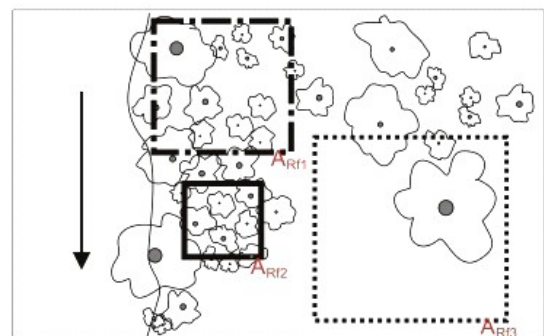
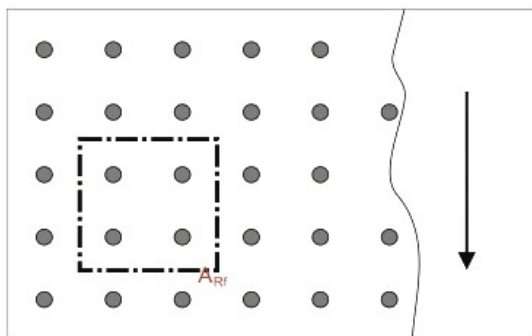
Diese Vegetationsparameter sind ursprünglich aus Laboruntersuchungen unter Verwendung von starren Stäben und definierten Abständen abgeleitet worden. Abbildung A-15 veranschaulicht die Schwierigkeiten bei der Erhebung solcher Vegetationsparameter im Freiland:

- Auf der linken Seite der Graphik ist eine laborkonforme ideale Vegetationsanordnung dargestellt. Dieser Bestandsaufbau ist in der Natur eher selten und aufgrund fehlender Strukturdiversität aus ökologischer Sicht nicht erstrebenswert. Für diese „hydraulische Idealvegetation“ lassen sich die für die Strömungsberechnungen benötigten mittleren Vegetationsparameter schnell und präzise erheben.
- Anders verhält es sich mit den in der Natur typischerweise vorkommenden eher chaotisch angeordneten Beständen. Die Wahl einer geeigneten Referenzfläche als Basis für die Datenerhebung erweist sich als deutlich schwieriger. Denn je nach Wahl der Referenzfläche ergeben sich unterschiedliche mittlere Vegetationsparameter. Die in Abbildung A-15 eingezeichnete Referenzfläche 1 (ARf1) gibt die mittleren Vegetationsparameter dieses Bestandes am Besten wieder. Referenzfläche 2 (ARf2) würde zu dichte Abstandparameter liefern. Die Folge wäre eine Überschätzung des vegetationsbedingten Strömungswiderstands. Referenzfläche 3 (ARf3) ermittelt zu lichte Werte, d.h. der Einfluss

des vegetativen Strömungswiderstands würde in diesem Fall unterschätzt werden.



$$d_{veg} = \frac{\sum d_{veg}}{n_B} \rightarrow a_x \cdot a_y = \frac{A_{pro}}{n_B} \rightarrow a_x = a_y = \sqrt{\frac{A_{pro}}{n_B}}$$



$A_{veg} = d_{veg} \cdot H$: Laborsituation: Pflanzen werden als symmetrisch angeordnete „starre“ Stäbe simuliert

$A_{veg} = d_{veg} \cdot H$: (= Blätter werden nicht mit berücksichtigt)

A_{veg} : aus Rasterbildauswertung, Flächenkontraktion in Abhängigkeit der Geschwindigkeit für flexible, belaubte Auenvegetation

Abbildung A-15: Vergleich der idealen Vegetationsanordnung (links) und einer typischen Weichholzaueanordnung (rechts); d_{veg} = mittlerer Ast-/Stammdurchmesser [m], H = Wassertiefe [m], n_B = Anzahl der Bewuchselemente, a_x, a_y = Bewuchsabstand in und senkrecht zur Fließrichtung [m], A_{pro} = Probeflächengröße [m²], A_{veg} = angeströmte Vegetationsfläche [m²] (Aus: SCHNEIDER 2010).

Für die exakte Bestimmung der charakteristischen Vegetationsparameter müsste eigentlich der gesamte Bestand kartiert werden. Dies ist aufgrund des sehr zeit-
aufwendigen Verfahrens in der Realität nicht durchführbar. Gleichzeitig veranschaulicht Abbildung A-15 die Spannbreite der Vegetationsparameter in Abhängigkeit von der Lage der Referenzfläche. Daher können, obwohl eine Vor-Ort-Kartierung durchgeführt wurde, die ermittelten mittleren Vegetationsparameter je nach Wahl der Referenzfläche unterschiedlich ausfallen.

Eine weitere Schwierigkeit stellt die Bestimmung der für die Widerstandsbeiwertberechnung nach Pasche benötigte angeströmten Vegetationsfläche dar: Die „Idealvegetation“ definiert die Vegetationsfläche A_{veg} aus dem Produkt von dem mittleren Ast-/Stammdurchmesser d_{veg} multipliziert mit der Wassertiefe H . Das Verfahren vernachlässigt jedoch den Einfluss von z.B. Querästen oder Blättern (vgl. Abbildung A-15 rechte Seite) und stellt den Anwender bei stark verästeltem strauchartigem Bewuchs bzgl. der Ermittlung von d_{veg} vor Probleme.

Einführung des Hilfsparameters Bedeckungsdichte

Aufgrund des aufwendigen Kartierverfahrens zur Bestimmung der Vegetationsparameter und der damit einhergehenden nicht zufrieden stellenden Beschreibung der angeströmten Vegetationsfläche A_{veg} für belaubte Weiden, wurde im Rahmen der KoWeB-Forschungsarbeit ein Rasteraufnahmeverfahren zur Ermittlung der Bedeckungsdichte entwickelt (vgl. Abbildung A-16). Die Bedeckungsdichte beschreibt das Verhältnis der vegetativen Anströmfläche im trockenen Zustand zur durchflossenen Querschnittsfläche. Die Ermittlung basiert auf einer digitalen Schwarz/Weiß- Rasterfotoauswertung.

Das Verfahren wurde an der Mittelelbe erfolgreich erprobt. Die Aufnahmen erfolgten mit einem 4,0 x 4,0 m großen Rahmen, bestehend aus Metallrohren. Diese wurden als verschraubbare Meterstücke gearbeitet (vgl. Abbildung A-16, links oben). Ziel war die Entwicklung eines Rahmens, der auch in einem PKW transportiert werden kann. Die Meterstücke wurden vor Ort verschraubt. Das 3,0 x 4,0 m große Leinentuch mit Laschen und einer Rasteraufteilung von 0,5 x 0,5 m wurde am Rahmen befestigt. Das Raster wurde direkt hinter die Vegetation gestellt (vgl. Abbildung A-17). Dabei ist zu beachten, dass lediglich eine Vegetationsreihe aufgenommen wurde, da sonst die Bedeckungsdichte mit dem Effekt der Besatztiefe überlagert würde.

Die Bedeckungsdichte beschreibt die vegetative Anströmfläche im trockenen Zustand im Verhältnis zum durchströmten Querschnitt, während die Besatztiefe den Abstandparameter a_x beschreibt. Die technischen Möglichkeiten erlauben inzwischen auch die Fotoaufnahmen von 3D-Bildern, d.h. neben der eigentlichen Projektionsfläche können auch die entsprechenden Projektionstiefen (a_x) aufgenommen werden. Die Rastereinteilung ermöglicht die Bestimmung der Größe der Naturvegetation.

Die Konvertierung der Farbfotos erfolgte mittels einer Graphiksoftware in eine Schwarz/Weiß-Graphik. Der vegetationsbedeckte Anteil wurde dabei schwarz und der vegetationsfreie Anteil weiß eingefärbt. Das Verhältnis der schwarzen Pixel (0 = weiß, 1 = schwarz) zur Gesamtpixelanzahl ergab die vegetationsbedeckten Flächenanteile. Die Schwarz/Weiß-Graphiken wurden mit der Software Matlab

(Math Work Deutschland) eingelesen und der Schwarzanteil bestimmt. Die Definition unterschiedlicher Wasserstände auf den Vorländern ermöglicht die Ermittlung der jeweiligen Bedeckungsdichten in Prozent in Abhängigkeit der Wassertiefe.



Abbildung A-16: Aufbau des Messrahmens: Verschrauben des Messrahmens (links oben), Aufziehen des Rasters (rechts oben), Transport des Rahmens im Gelände (links unten), Aufstellen des Rahmens hinter der Vegetation (rechts unten) (aus SCHNEIDER 2010).



Abbildung A-17: links: Rasteraufnahmen einer jungen Weide in der Natur als Farbfoto, rechts: konvertiertes Schwarz/Weiß-Bild (aus SCHNEIDER 2010).

Während des Hochwassers werden die Pflanzen durch- bzw. überströmt. Dabei kommt es zu einer Reduktion der angeströmten Fläche A_{veg} vor allem bei belaubten Weiden. Dies lässt sich durch den Flächenkontraktionsfaktor ausdrücken. Der Faktor berechnet sich aus dem Verhältnis der im Strömungsfall kontrahierten Fläche zur strömungsunbeeinflussten Vegetationsfläche. Er kann somit einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Je kleiner dieser Wert, desto größer ist die Kontraktion der Pflanzenfläche infolge der Strömung.

Diese Flächenkontraktion steht in direkter Abhängigkeit zur Fließgeschwindigkeit. In Abbildung A-18 sind die Flächenkontraktionsverhältnisse für unterschiedlich dicht angeordnete Weiden bei Fließgeschwindigkeiten von 0,2 m/s bis 4,0 m/s auf Grundlage eigener Untersuchungen sowie den Daten von OPLATKA (1998) dargestellt:

- Die Flächenkontraktion steht im direkten Zusammenhang zur Bedeckungsdichte. Lichte Anordnungen erfahren durch die Wasserströmung eine stärkere Flächenkontraktion als dichte Anordnungen.
- Bei dichten, belaubten Weidenanordnungen steigt der Einfluss der Vegetation auf die Strömungsgeschwindigkeit. Dies führt zu einer Reduzierung der mittleren Fließgeschwindigkeit innerhalb des Auwaldbestandes. Gleichzeitig sinkt die Strömungskraft auf die Blätter, die stromlinienartige Ausrichtung der Weidenblätter fällt geringer aus, was zu einer geringeren Reduzierung der Anströmfläche führt.

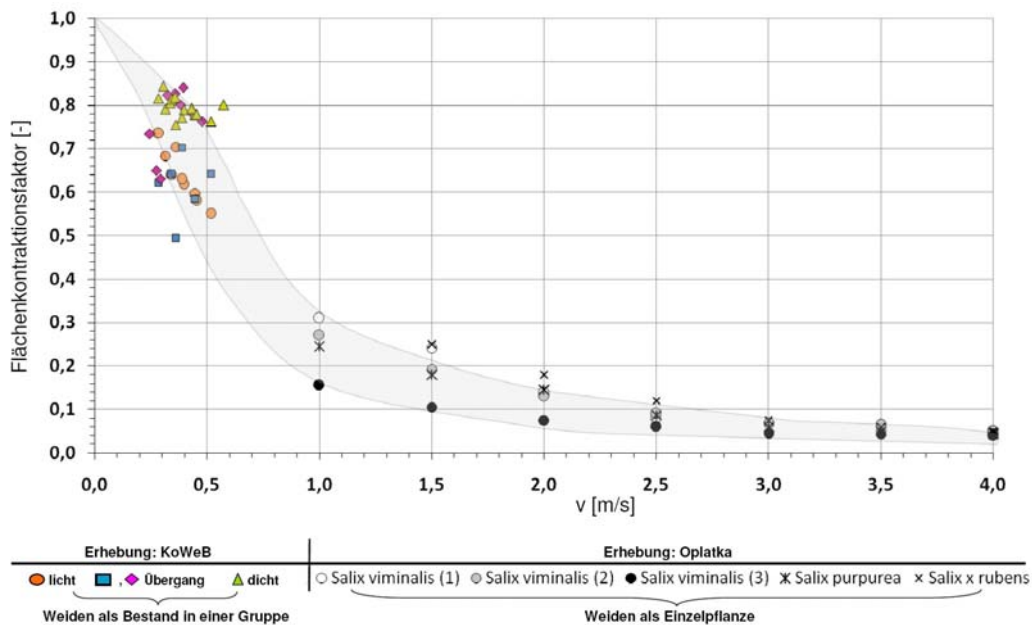


Abbildung A-18: Verlauf der Flächenkontraktion (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Probleme bei der Ableitung des Vegetationswiderstandsbeiwertes aus Literaturempfehlungen:

Zur Rückrechnung des vegetationsbezogenen λ -Beiwertes aus Naturdaten sind neben der angeströmten Vegetationsfläche A_{veg} auch die Abstände der Vegetationselemente in (a_x) und quer (a_y) zur Hauptfließrichtung notwendig. Die bisherigen Empfehlungen zu diesen Abstandsparemtern basieren auf den von der DVWK (1991) und BWK (2000) veröffentlichten Tabellen (vgl. Tabelle A-3). Diese weisen für Weichholzauenvegetation große Diskrepanzen bezüglich der Abstandsparemtern a_x und den möglichen Astdurchmessern d_p auf; die Empfehlungen des BWK reichen von 0,2 m bis 10,0 m.

Um diesen Schwankungsbereich weiter einzuengen, wurden im Rahmen des KoWeB-Projektes entlang der Elbe an über 300 Stellen die Abstandsparemtern der

Weichholzauenvegetation erhoben. Die Ergebnisse dieser Kartierung sind in den Abbildung A-19 und A-20 dargestellt.

Tabelle A-1: Vegetationsparameterbeschreibung nach BWK (2000):

Bewuchsort	Entwicklungsstand	d_p [m]	a_x [m]	a_y [m]
Röhricht	–	0,007	0,02	0,02
Sträucher	einjährig	0,03	0,3	0,3
	mehnjährig	0,045	0,2	0,2
Schilf	dicht	0,01	0,05	0,05
Büsche, gleichmäßiger Besatz	klein	0,3	1,5	1,5
	mittlere Größe	0,4	3,0	3,0
	groß	0,8	3,0	3,0
	aufgelockert	0,1	4,0	4,0
	in kleineren Gruppen	0,5	6,0	6,0
	in großen Gruppen mit Kronenschluß	1,0	7,0	7,0
Bäume	lockerer Besatz	0,5	10,0	10,0
	dichter junger Besatz	0,2	5,0	5,0
	mehnjähriger Besatz	0,4	5,0	5,0
	dichter mehrjähriger Besatz	0,8	5,0	5,0

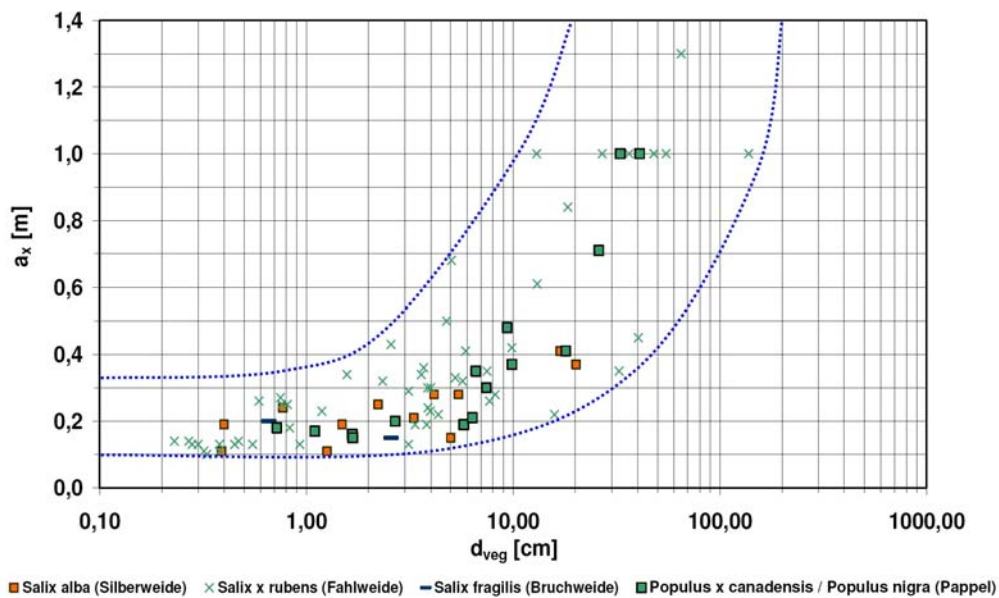


Abbildung A-19: Abstandsparemeter der baumartigen Vegetation mit deren Einhüllende (blau gepunktete Linien) (verändert nach SCHNEIDER 2010).

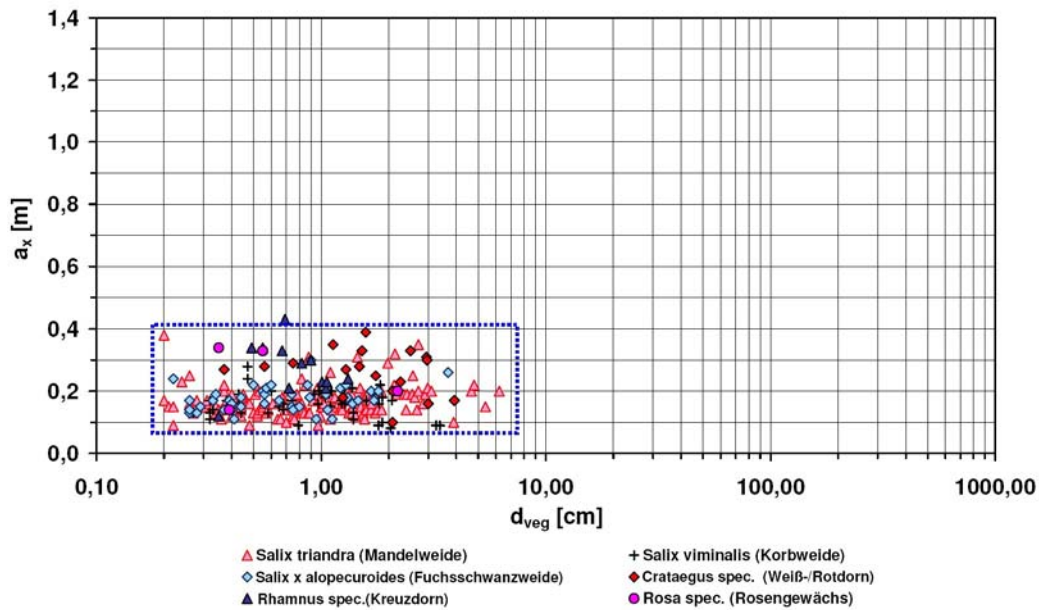


Abbildung A-20: Abstandsparemeter der strauchartigen Vegetation mit deren Spannweite (blau gepunkteter Rahmen) (verändert nach SCHNEIDER 2010).

Der Habitus, d.h. die äußere Erscheinungsform der Silber-, Fahl- und Bruchweide ist baumförmig. In Abbildung A-19 ist die Entwicklung der Vegetationsparameter für die Baumweiden und die Pappel dargestellt. Die blau gepunkteten Linien geben die obere und untere Hüllkurven für die Vegetationsparameter der baumartigen Salix-Arten an. Ein Vergleich der in Abbildung A-19 aufgeführten Vegetationsparameter mit den Werten nach BWK (vgl. Tabelle A-1) zeigt die Diskrepanz der Werte auf:

In der Tabelle sind z.T. weit größere Abstandsparemeter a_x angegeben, als an der Elbe für Weichholzaunenbestände erhoben wurden. Die Vegetationsparameter in der Natur variieren je nach Bestand und Alter. Die Verwendung der Werte nach BWK ist für Baumweiden ohne eine Vor-Ort-Kartierung nicht zu empfehlen. Ansonsten kann es zu einer Fehleinschätzung des Vegetationswiderstandes kommen.

Die strauchartigen Weidenarten sowie die Heckengewächse weisen im Vergleich zu den baumförmigen Arten einen ähnlichen Verlauf bezüglich der Vegetationsparameter auf. Auffällig ist hier die geringe Spannweite des Abstandsparemters a_x . Abbildung A-20 zeigt den über das Wuchsalter steigenden mittleren Vegetationsdurchmesser d_{veg} bei fast gleich bleibenden Abstandsparemetern.

Empfehlungen zur Bestimmung der vegetativen Anströmfläche:

Die Bestimmung der vegetativen Anströmfläche ist ein zeitaufwendiger Arbeitsschritt. Die durchströmte Anströmfläche kann sich je nach Vegetationstyp und Besatztiefe deutlich zu der im trockenen Zustand ermittelten Anströmfläche unterscheiden. Bei dichtem Bewuchs durch Hecken (z.B. *Crataegus spec.*) verändert sich auch bei hohem Strömungsangriff die Anströmfläche kaum.

Anders ist es bei Weidenbewuchs: Die Äste der Weiden sind deutlich biegsamer und passen sich damit besser der Strömung an. Die Flächenkontraktion steht im

direkten Zusammenhang zu den Fließgeschwindigkeiten. Dies belegen die im Rahmen von KoWeB durchgeführten Laboruntersuchungen sowie die Ergebnisse von OPLATKA (1998).

Generell ist zu empfehlen, dass die Reduktion der Anströmfläche aufgrund der Durchströmung im Hochwasserfall mit in die Berechnung eingehen. Als Hilfe zur Abschätzung der Flächenkontraktion kann Abbildung A-18 herangezogen werden.

Empfehlungen für die Bestimmung der vegetationspezifischen Anströmfläche:

- Dichte, belaubte Weidenbestände mit überwiegend biegsamen Astbeständen können mit einer Flächenkontraktion von 0,8 bei Fließgeschwindigkeiten von kleiner als 0,5 m/s angesetzt werden.
- Altwüchsige Weidenbestände können mit einer Flächenkontraktion von 0,65 bei Fließgeschwindigkeiten von kleiner 0,5 m/s angesetzt werden.

Eine Vor-Ort-Begehung ist damit für eine möglichst exakte Abschätzung des Widerstandsverhaltens von Weichholzauen unabdingbar.

Anlage 7: Mikrosatelliten – ein genetisches Markersystem

Mikrosatelliten, auch bekannt als SSRs (für engl. Simple Sequence Repeats) sind Bereiche der DNA in denen Wiederholungen von Basengruppen (z.B. AG oder CAT – siehe Abbildung A-21) auftreten. Wie hoch die Anzahl der Wiederholungen einer Basengruppe ist, ist oft von Individuum zu Individuum verschieden. Besitzt ein Individuum an einem bestimmten Locus (Plural: Loci) z.B. eine CAT-Gruppe, die 5x hintereinander auftritt (siehe Abbildung A-21: Allel A) und ein anderes Individuum besitzt diese Wiederholungseinheit nur 4 x (siehe Abbildung A-21: Allel B), so können diese beiden Individuen durch die unterschiedliche Anzahl der Wiederholungseinheit und durch den daraus resultierenden Längenunterschied des Mikrosatellits unterschieden werden. Im Umkehrschluss erlaubt die Verwendung von Mikrosatelliten auch die Identifizierung von Klonen. Des Weiteren können Populationen genetisch beschrieben und analysiert werden und räumlich genetische Muster aufgedeckt werden.

Da Mikrosatelliten-Loci kodominant vererbt werden, können mittels dieser Marker auch homo- und heterozygote Individuen unterschieden werden und Hinweise auf eventuelle Inzucht aufgedeckt werden.

In der Regel betrachtet man mehrere Mikrosatelliten-Loci, da damit sichergestellt werden kann, dass Individuen eindeutig voneinander unterschieden werden können (vgl. „Probability of Identity“, siehe unten). In Abbildung A-21 ist die Funktionsweise eines Mikrosatelliten-Locus mit der Wiederholungseinheit CAT dargestellt.

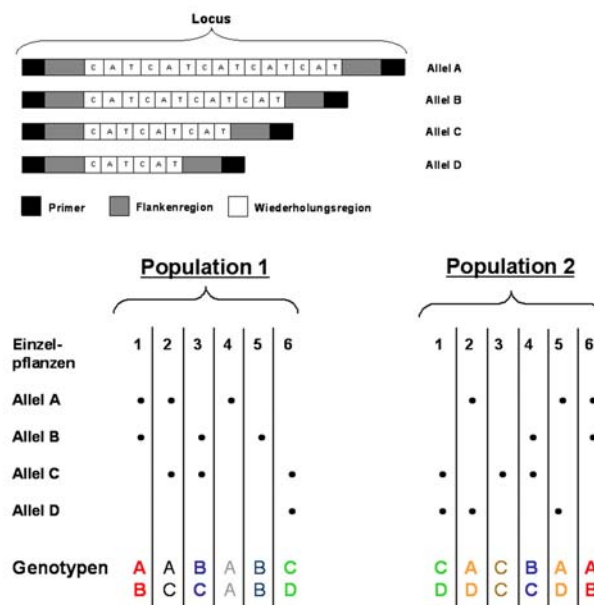


Abbildung A-21: Schematische Darstellung zum Aufbau eines Mikrosatelliten-Locus mit vier unterschiedlich ausgeprägten Allelen (oben) sowie Aufteilung der Allele auf zwei Populationen mit je sechs Einzelpflanzen. Gleiche Farben der Genotypen bedeuten Übereinstimmung im genetischen Muster.

Mikrosatelliten zählen zu den neutralen genetischen Markern. D.h. die DNA-Bereiche, in denen die Mikrosatelliten liegen, stellen nicht codierende Bereiche dar und sind damit keine Grundlage für die Proteinsynthese. Aufgrund der hohen Mutationsraten werden Mikrosatelliten dennoch als geeignete Marker zur Beschreibung genetischer Diversität betrachtet, auch wenn es sich bei der betrachteten Diversität nicht um adaptive Diversität handelt.

Voraussetzungen zur Nutzung von Mikrosatelliten für populationsgenetische Analysen

Um mittels Mikrosatelliten Aussagen zu klonalen Strukturen und populationsgenetischen Mustern treffen zu können, ist es notwendig, eine Vielzahl von unterschiedlichen DNA-Abschnitten, sog. Loci (Singular: Locus) zu untersuchen.

Wie hoch die Anzahl der Loci sein muss, hängt letztlich von deren Variabilität ab (d. h. wie viele verschiedene Allele (= Ausprägungen) der untersuchte DNA-Abschnitt hat). Ein Maß für die Leistungsfähigkeit der gewählten Loci ist die sog. Identitätswahrscheinlichkeit (engl. „Probability of Identity - PID). Sie beschreibt, mit welcher Wahrscheinlichkeit zwei zufällig aus einer Population ausgewählte Individuen den gleichen Genotyp aufweisen, ohne miteinander verwandt zu sein. Je geringer diese Wahrscheinlichkeit ist, desto besser ist das Markersystem in der Lage, zwischen Geneten und Rameten zu unterscheiden, d.h. desto „markanter“ ist der genetische Fingerabdruck. Um zu entscheiden, ob die verwendeten Marker und deren Anzahl ausreichend sind, erfolgt die Kalkulation der PID zunächst auf Basis eines Teils der zu untersuchenden Proben (ca. 100 EPs über alle ausgewählten Loci analysiert). Wird das Ergebnis der PID als ausreichend hoch berechnet (PID = Wert zwischen 0-1 x 10⁻⁷) kann das bestehende Markersystem für die weiteren Analysen der restlichen Proben verwendet werden.

Neben der Anzahl der ausgewählten Loci ist ein weiterer wichtiger Punkt, zu überprüfen, ob die Loci gekoppelt oder ungekoppelt vererbt werden (Test auf sog. „Linkage Disequilibrium“). Eine Kopplung zwischen Loci kann immer dann auftreten, wenn die Loci auf einem Chromosom sehr nah beieinander liegen und auf diese Weise, sozusagen „als Paket“, durch die Meiose in die nächste Generation weitergegeben werden (Stichwort: Rekombination). In diesem Fall erhält man bei der Betrachtung von zwei gekoppelten Loci dieselben Ergebnisse, wie bei der Untersuchung nur eines dieser beiden Loci. Es kommt also zu keinem Informationszugewinn durch das Hinzunehmen des zweiten Locus. Daraus können sich in der Auswertung Fehler ergeben, die es zu vermeiden gilt. Daher sollte, soweit diese Information nicht bereits in der Literatur erwähnt ist, getestet werden, ob die zu untersuchenden Loci gekoppelt sind. Im Falle von KoWeB lagen die Informationen aufgrund anderer wissenschaftlicher Untersuchungen bereits vor, so dass das „Linkage Disequilibrium“ nicht mehr getestet werden musste (siehe HANLEY et al. 2002).

Sind die grundlegenden Fragen zur Diskriminierungsfähigkeit des Markersystems (PID) und zur Kopplung beantwortet, kann auf Basis des gesamten Datensatzes die weitere Auswertung erfolgen.

Für weitere Informationen zur Verwendung von Mikrosatelliten-Markern und deren Auswertung wird an dieser Stelle auf die einschlägige Literatur verwiesen (FREELAND 2006; LOWE et al. 2006).

Kennwerte des Markersystems am Beispiel von KoWeB

Im Rahmen von KoWeB wurden die Einzelpflanzen an sechs verschiedenen Loci untersucht (SB24, SB80, SB93, SB194, SB349, SB904, siehe BARKER et al. 2003 und HANLEY et al. 2002). Die PID für das 6-Mikrosatellitensystem lag für den Gesamtdatensatz bei $1,27 \times 10^{-7}$, was der Wahrscheinlichkeit entspricht, unter ca. 16 Millionen Individuen zwei Individuen zu identifizieren, die ohne verwandtschaftliche Beziehung den gleichen Genotyp aufweisen. Zusätzlich wurden für die Klonidentifizierung zwei weitere Mikrosatelliten-Loci zur Absicherung hinzugenommen, SB38 und SB199. Für das Acht-Mikrosatelliten-System betrug die PID $1,88 \times 10^{-9}$ (zwei aus ca. einer Milliarde Individuen besitzen durch Zufall den gleichen Genotyp). Damit eignet sich das System in höchstem Maße, klonale Pflanzen eindeutig zu identifizieren.

Ein erster, grundlegender Auswertungsschritt ist die Überprüfung der Variabilität der untersuchten Loci. Diese lässt sich über die Anzahl der Allele beschreiben, wobei in Absolutanzahl (alle gefundenen Allele innerhalb der analysierten Proben), mittlere Allelzahl pro Bestand/Population (Mittelwert der pro Bestand gefundenen Allele nach Rarefaction; EL MOUSADIK & PETIT 1996) und mittlere Anzahl effektiver Allele pro Bestand (mittlere Anzahl Allele pro Bestand mit Wichtung der Allele nach ihrer Häufigkeit) unterschieden werden kann (Tabelle A-2).

Insgesamt wiesen alle Loci eine ausreichend hohe Anzahl von Allelen auf, was sich auch in der zuvor angesprochenen PID widerspiegelte. Die durchschnittliche Anzahl von Allelen pro Population betrug bei allen Loci um die 40% der Gesamtanzahl an gefundenen Allelen. Die Anzahl der effektiven Allele zeigte die teils recht unterschiedlichen Allelfrequenzen der einzelnen Loci an. Die beiden Loci SB93 und SB904 wiesen hierbei die niedrigsten Werte auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass SB93 ein besonders häufiges Allel aufwies, SB 904 zwei solche Allele.

Tabelle A-2: Übersicht zu Kennwerten der untersuchten Loci

Locus	Absolut Anzahl Allele	Ø Anzahl Allele pro Population^{a)}	Ø Anzahl effektiver Allele pro Population	H_O	H_E	F_{IS}
SB 24	18	7.3	4.9	0.785	0.787	0.025ns
SB 80	14	6.2	4.0	0.705	0.739	0.045ns
SB 93	12	5.3	2.3	0.549	0.529	-0.02ns
SB 194	19	8.0	5.3	0.746	0.803	0.075ns
SB 349	18	7.4	5.0	0.833	0.794	-0.03ns
SB 904	15	5.7	3.7	0.722	0.708	-0.01ns

a) nach Rarefaction

Alle Loci wiesen moderat hohe Werte von beobachteter (H_O) und erwarteter Heterozygotie (H_E) auf (Werte liegen zwischen 0 und 1, wobei 1 praktisch nie er-

reicht wird). Eine Ausnahme bildete hier der Locus SB93 mit etwas niedrigeren Werten: Diese Abweichung konnte auf die hohe Frequenz eines bestimmten Allels an diesem Locus zurückgeführt werden bzw. die niedrigere Anzahl von Allelen.

Der Inzuchtkoeffizient F_{IS} kann als ein Maß für Inzucht verstanden werden. Liegt Inzucht in einem Bestand/in einer Subpopulation vor, führt dies dazu, dass Allele über die erwartete Frequenz hinaus homozygot auftreten. Dementsprechend zeigt der Inzuchtkoeffizient einen Mangel ($F_{IS} > 0$) bzw. einen Überschuss ($F_{IS} < 0$) an Heterozygoten an. Im Falle des Markersystems kann F_{IS} herangezogen werden, um die Eignung und Vergleichbarkeit der einzelnen Loci zu gewährleisten bzw. um ein irreguläres Verhalten der Marker, z.B. das Auftreten von Nullallelen, aufzudecken. Die einzelnen F_{IS} -Werte in Tabelle A-2 für die sechs Marker lassen erkennen, dass bei keinem Marker ein signifikanter Mangel bzw. Überschuss an Heterozygoten vorliegt. Die Marker können somit als vergleichbar betrachtet werden und eignen sich für die weiteren populationsgenetischen Analysen.