



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Veränderungen des Auwaldcharakters des Natura-2000-
Gebietes Bangs-Matschels als Folge von
Flussregulierungen, Grundwasserabsenkung und
forstwirtschaftlicher Nutzung“

verfasst von

Christian Kuehs

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 444

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Ökologie

Betreut von:

Ass.-Prof. Mag. Dr. Karl Reiter

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG.....	8
1.1. Allgemeines und Zielsetzung.....	8
1.2. Das Hemerobiekonzept	10
1.3. Die Potentielle Natürliche Vegetation	11
1.4. Genese und Entwicklung von Auböden.....	12
1.5. Auwälder in Vorarlberg und den angrenzenden Gebieten	14
2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET	16
2.1. Übersicht.....	16
2.2. Schutzgut	18
2.3. Entstehung des Alpenrheintals im Raum Bangs-Matschels	20
2.4. Veränderung der Flusslandschaft durch den Menschen.....	22
2.4.1. Besiedlungs- und Nutzungsgeschichte	22
2.4.2. Hochwasserschutz	22
2.4.3. Ökologische Folgen der Flussregulierungen	24
2.4.4. Kraftwerksbau und Renaturierungen	26
2.4.5. Rezente Waldbewirtschaftung.....	29
2.5. Der Alpenrhein	32
2.6. Die Ill.....	34
2.7. Spirsbach und andere Augewässer	36
2.8. Grundwasserverhältnisse	37
2.9. Klima.....	40
3. METHODIK.....	41
3.1. Übersicht.....	41
3.2. Datenquellen und Software.....	41
3.3. Ermittlung der Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet	42
3.4. Sampling Design	45
3.5. Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten	47

3.5.1.	Typisierung der Grundwasserpegel.....	47
3.5.2.	Grenzwerte für einzelne Biotoptypen.....	47
3.6.	Erhebung der Bodenmerkmale	49
3.6.1.	Bodenart und Humustyp	50
3.6.2.	Skelettanteil	50
3.6.3.	Bodengefüge und Gründigkeit	51
3.6.4.	Bodentyp	51
3.7.	Vegetationsdaten	52
3.7.1.	Erhebung der Vegetationsdaten.....	52
3.7.2.	Auswertung der Vegetationsdaten.....	54
3.8.	Kartierung der Gießbäche und der bachbegleitenden Vegetation	56
3.9.	Methodik der Hemerobiebewertung.....	56
3.9.1.	Auswahl der Probeflächen	56
3.9.2.	Erhebung der Vegetationsdaten.....	56
3.9.3.	Erhebung der Bestandes- und Hemerobiekriterien	57
3.9.4.	Auswertung der Hemerobieaufnahme	61
4.	ERGEBNISSE.....	73
4.1.	Ermittlung der Grundwasserflurabstände.....	73
4.1.1.	Überprüfung der Voraussetzungen	73
4.1.2.	Vergleich der Kriging-Varianten.....	73
4.2.	Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten	76
4.2.1.	Typisierung der Grundwasserpegel.....	76
4.2.2.	Grenzwerte für einzelne Biotoptypen.....	79
4.3.	Ergebnisse der Bodenaufnahmen	83
4.4.	Auswertung der Vegetationsdaten	87
4.4.1.	Syntaxonomische Einordnung.....	87
4.4.2.	Liste der gefährdeten und geschützten Arten	94
4.4.3.	Zeigerwertanalyse.....	94
4.4.4.	Ordination der Vegetationsaufnahmen und Indirekte Gradientenanalyse.....	97

4.5.	Kartierung der Gießbäche und der bachbegleitenden Vegetation	101
4.6.	Ergebnisse der Hemerobiebewertung	102
4.6.1.	Vergleich der unterschiedlichen Ansätze	102
4.6.2.	Ergebnisse der Einzelkriterien	106
4.6.3.	Ergebnisse der aggregierten Kriterien	113
5.	DISKUSSION	116
5.1.	Ermittlung der Grundwasserflurabstände	116
5.2.	Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten	121
5.2.1.	Typisierung der Grundwasserganglinien	121
5.2.2.	Grenzwerte für einzelne Biotoptypen	122
5.3.	Diskussion der Bodenaufnahmen	123
5.4.	Analyse der Vegetationsdaten	125
5.4.1.	Syntaxonomische Einordnung	125
5.4.2.	Zur Verbreitung von <i>Ulmus glabra</i> und <i>Pinus sylvestris</i> in den Auwäldern Vorarlbergs ..	133
5.4.3.	Zeigerwertanalyse und Indirekte Gradientenanalyse	135
5.5.	Hemerobiebewertung	139
5.5.1.	Methodenreflexion	139
5.5.2.	Vergleich der unterschiedlichen Ansätze	143
5.5.3.	Vergleich des Ansatzes 3 mit den Ergebnissen der österreichweiten Hemerobiestudie ..	145
5.5.4.	Beurteilung der Naturnähestufen	146
5.5.5.	Repräsentanz der Untersuchungsflächen und Einstufung der restlichen Waldbestände.	148
6.	GESAMTÜBERBLICK	150
7.	LITERATURVERZEICHNIS	155
8.	ANHANG	164

GRAFIKVERZEICHNIS

Grafik 1: Das Untersuchungsgebiet	17
Grafik 2: Untergrundkarte im Mündungsbereich der Ill in 1 m Tiefe.....	21
Grafik 3: Lage der Talsohle des Rheins im Bereich der Illmündung von 1850 bis 197.....	23
Grafik 4: Verlauf und Mündung der Ill um 1500	24
Grafik 5: Matschels um 1857. Auszug Franziszeischer Kataster	25
Grafik 6: Baumartenverteilung der Nofler Au in %.....	30
Grafik 7: Baumartenverteilung der Meininger Au in %.....	31
Grafik 8: Durchschnittliche, jährliche Geschiebefracht des Alpenrheins in der Periode von 1975 bis 1995 sowie prognostizierte Sohlenveränderung in den nächsten 25 Jahren	33
Grafik 9: Abflussganglinie des Rheins und der Ill zwischen 2007 und 2011.....	35
Grafik 10: Zu- und Wegflüsse des Rheins. Abschnitt Kummaberg bis Rugell	39
Grafik 11: Monatliche Niederschlagssummen bei der Messstelle Feldkirch – Gisingen von 2005-2010	40
Grafik 12: Schema des Sampling Designs	45
Grafik 13: Schema der Vegetations- und Hemerobieaufnahme fläche	52
Grafik 14: Theoretisches Semivariogramm des Anisotropiemodells Krig_aniso	74
Grafik 15: Vergleich der Ergebnisse der Kreuz-Validierung für das Krig_default-(links), CoKrig-(Mitte) und das Krig_aniso-Modell (rechts)	75
Grafik 16: Korrelation der Abflussganglinie der Ill mit den Grundwasserganglinien der einzelnen Messstellen mit zunehmender Distanz der Messstellen zum Fließgewässer..	78
Grafik 17: Korrelation der Abflussganglinie des Rheins mit den Grundwasserganglinien der einzelnen Messstellen mit zunehmender Distanz der Messstellen zum Fließgewässer.....	78
Grafik 18: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.32.24.....	79
Grafik 19: Crossplot der Flurabstände von Mai 2007 bis April 2008.....	80
Grafik 20: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.32.38.....	82
Grafik 21: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.33.01.....	82
Grafik 22: Bodentypen und deren Korngrößenzusammensetzung.....	83
Grafik 23: Verteilung der Bodentypen in Abhängigkeit vom Flurabstand	85
Grafik 24: Verteilung des Merkmals „Verbraunung“ in Abhängigkeit vom Flurabstand	86
Grafik 25: Verteilung des Merkmals „Vergleyung“ in Abhängigkeit vom Flurabstand	86
Grafik 26: Mittlere Feuchtezahl für die Einheiten A bis D des Fraxino-Ulmetum sowie des Equiseto-Alnetum incanae.....	95
Grafik 27: Mittlere Stickstoffzahl für die Einheiten A-D des Fraxino-Ulmetum sowie des Equiseto-Alnetum incanae.....	96
Grafik 28: Mittlere Lichtzahl für die Einheiten A-D des Fraxino-Ulmetum sowie des Equiseto-Alnetum incanae.....	96
Grafik 29: Ordinationsdiagramm basierend auf den Aufnahmen sowie anschließender Post-hoc-Korrelation der Zeigerwerte und des Merkmals „Bodentyp“	97
Grafik 30: Ordinationsdiagramm basierend auf den Aufnahmen sowie anschließender Darstellung der Artenverteilung	98
Grafik 31: Korrelationsmatrix der Vektoren des Ordinationsdiagrammes	99
Grafik 32: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals "Vergleyung"	100
Grafik 33: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals "Verbraunung"	100
Grafik 34: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals „Bodentyp“	101
Grafik 35: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Baumartenkombination“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1	103
Grafik 36: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Bodenvegetation“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1.....	103
Grafik 37: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Vegetation“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1	103
Grafik 38: Differenz des Kriteriums „Artenreichtum“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1.....	103
Grafik 39: Differenz des Kriteriums „Bestandesstruktur“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1.....	104
Grafik 40: Differenz des Kriteriums „Artenzusammensetzung“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1.....	105
Grafik 41: Differenz der Hemerobiestufen der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1	105
Grafik 42: Bewertung des Kriteriums "Naturnähe der Baumartenkombination"	107

Grafik 43: Baumartenanteile an der Gesamtüberdeckung	107
Grafik 44: Abweichung der Baumartenanteile von den zu erwartenden Anteilen laut PNWG	108
Grafik 45: Anteil der Störungszeiger an der Gesamtdeckung	109
Grafik 46: Verteilung der Relativwerte der einzelnen Kriterien der Hemerobiebewertung	110
Grafik 47: Anteil der Nutzungsformen an der Relativwertverteilung des Kriteriums „Nutzung“	110
Grafik 48: Verteilung der Wuchsklassen.....	111
Grafik 49: Anteil an Stämmen und Stöcken am Totholzvorkommen	112
Grafik 50: Qualität des Totholzes	112
Grafik 51: Hemerobiestufen der Untersuchungsflächen	114
Grafik 52: Kriterienausprägung der Naturnähestufen "künstlich" und "stark verändert"	114
Grafik 53: Kriterienausprägung der Naturnähestufe "mäßig verändert"	115
Grafik 54: Kriterienausprägung der Naturnähestufe "naturnah"	115

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Hochwassergrößen des Rheins an der Messstelle Bangs.....	33
Tabelle 2: Hochwassergrößen der Ill an der Messstelle Gisingen	34
Tabelle 3: Beurteilung der Gewässerhydrologie der Gießenbäche im Untersuchungsgebiet.....	37
Tabelle 4: Gesamtbeurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gießenbäche im Untersuchungsgebiet... ..	37
Tabelle 5: Für die Studie verwendete Software.....	41
Tabelle 6: Klasseneinteilung des Verschneidungsprodukts Flurabstand - Waldtyp.....	46
Tabelle 7: Äußere Grenzen des Flurabstandes für die einzelnen Biotoptypen.....	48
Tabelle 8: Einteilung der Bodenmerkmale "Bodenart" und "Humustyp"	50
Tabelle 9: Einteilung des Bodenmerkmals "Skelettanteil"	50
Tabelle 10: Einteilung der Bodenmerkmale "Bodengefüge" und "Gründigkeit"	51
Tabelle 11: Einteilung des Bodenmerkmals "Bodentyp"	51
Tabelle 12: Artmächtigkeitsskala nach BRAUN-BLANQUET (1951)	53
Tabelle 13: Einteilung der Bestandesschichten	53
Tabelle 14: Bestandesschluss	57
Tabelle 15: Häufigkeitsklassen der aktuellen Baumartenkombination.....	57
Tabelle 16: Entwicklungsphasen	58
Tabelle 17: Wuchsklassen.....	58
Tabelle 18: Nutzungs- und Beeinflussungsarten.....	59
Tabelle 19: Einteilung der Nutzungsintensität.....	59
Tabelle 20: Deckungsklassen für das schwache Totholz	60
Tabelle 21: Zuordnung der Waldtypen bei Ansatz 1, 2 und 3.....	62
Tabelle 22: Baumartenverteilung gemäß PNWG	63
Tabelle 23: Häufigkeitsklassen der potentiellen natürlichen Baumartenkombination	63
Tabelle 24: Transformation der Artmächtigkeitsskala	64
Tabelle 25: Umwandlung des Störungsindex in einen Relativwert	65
Tabelle 26: Fläche der Freiverjüngung.....	66
Tabelle 27: Gewichtung nach Nutzungsart	67
Tabelle 28: Einteilung der Nutzungsintensität.....	67
Tabelle 29: Gewichtung der Nutzungsgeschichte.....	67
Tabelle 30: Relativwert für die Beeinflussungszahl	67
Tabelle 31: Gewichtung der Entwicklungsphasen / Wuchsklassentypen	68
Tabelle 32: Zwischenwert für die Bewertung der Totholzmenge.....	68
Tabelle 33: Korrekturfaktoren für das Merkmal Totholz	69
Tabelle 34: Bewertung des Bestandaufbaus	69
Tabelle 35: Strukturzuschlag	70
Tabelle 36: Baumartenzahlen je Waldgesellschaft für die Relativwertvergabe.....	71
Tabelle 37: Artenanzahl für die Relativwertvergabe der Bodenvegetation	71
Tabelle 38: Umwandlung des Relativwertes in die Hemerobie- bzw. Naturnähestufe	72

Tabelle 39: Fehlergrößen der einzelnen Kriging-Varianten	75
Tabelle 40: Flurabstand bei den GW-Messstellen und Entfernung zum Fließgewässer im Zeitraum 05/2007 – 04/2008	77
Tabelle 41: Bodenprofil eines Grauen Aubodens (Flächennummer 61)	84
Tabelle 42: Bodenprofil eines Verbraunten/Braunen Aubodens (Flächennummer 42H)	84
Tabelle 43: mittlere Feuchte-, Stickstoff-, Licht- und Reaktionszeigerwerte der unterschiedlichen Vegetationseinheiten.....	94
Tabelle 44: Signifikanzen der Korrelationsmatrix.....	99
Tabelle 45: Vergleich der Hemerobiestufen der drei Ansätze.....	107
Tabelle 46: Vergleich der Naturnähestufen der drei Ansätze.....	107
Tabelle 47: Vergleich der Ergebnisse der Hemerobiebewertung mit der österreichweiten Hemerobiestudie nach GRABHERR et al. (1998).....	145

ANHANGSVERZEICHNIS

Anhang 1: Daten und Datenquellen.....	164
Anhang 2: Grundwassermessstellen.....	165
Anhang 3: Abflussmessstellen des Rheins und der Ill.....	166
Anhang 4: Volumenschätzung des Totholzes ab 10 cm Durchmesser	166
Anhang 5: Verknüpfungsdendrogramm	167
Anhang 6: Bewertungsmatrizen.....	168
Anhang 7: Verjüngungsarten.....	171
Anhang 8: Störungszeigerliste	172
Anhang 9: Digitales Höhenmodell mit Lage der Grundwassermessstellen	173
Anhang 10: Lage der Aufnahmeflächen im Untersuchungsgebiet	174
Anhang 11: Standardschätzfehler der Grundwasserflurabstandskarte	175
Anhang 12: Grundwasserpegelschwankungen der Messstelle 01.32.71 zusammen mit den Abfluss-Ganglinien von Ill und Rhein sowie den täglichen Niederschlagssummen bei Feldkirch Gisingen im Jahr 2010.....	176
Anhang 13: Vergleich der Grundwasseranglinien der Messstellen 01.32.71, 01.32.01 und 01.33.06	177
Anhang 14: Interpolierte Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet	178
Anhang 15: Verteilung des Merkmals "Bodenart" im Untersuchungsgebiet	179
Anhang 16: Verteilung des Merkmals "Bodentyp" im Untersuchungsgebiet.....	180
Anhang 17: Aufnahmen des Fraxino-Ulmetum.....	181
Anhang 18: Aufnahmen des Equiseto-Alnetum incanae.....	188
Anhang 19: Aufnahmen des Carici pendulae-Aceretum	189
Anhang 20: Liste der gefährdeten und geschützten Arten im Untersuchungsgebiet.....	190
Anhang 21: Mittlere Zeigerwerte der einzelnen Aufnahmen.....	192
Anhang 22: Wasserführung der Gießenbäche und anderer Gewässer im Untersuchungsgebiet	194
Anhang 23: Auflistung der untersuchten Gewässer im Untersuchungsgebiet.....	195
Anhang 24: Anteil standortsfremder Baumarten in der Naturwaldzelle	197
Anhang 25: Vergleich der drei Ansätze bezüglich der Hemerobie-Bewertung	198
Anhang 26: Detailergebnisse der Hemerobiebewertung des Ansatzes 3.....	199
Anhang 27: Verteilung der Hemerobiewertestufen im Untersuchungsgebiet (ohne F01H) sowie Anteil standortsfremder Baumarten	200

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

BGBI	Bundesgesetzblatt
DHM	Digitales Höhenmodell
EG	Europäische Gemeinschaft
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
Fkm	Flusskilometer
fm	Festmeter
FL	Fürstentum Liechtenstein
FZ	Feuchtezahl
GB	Graubünden
GW	Grundwasser
LGBI	Landesgesetzblatt
LZ	Lichtzahl
NWZ	Naturwaldzelle
NZ	Stickstoffzahl
PNV	Potentiell Natürliche Vegetation
PNWG	Potentiell Natürliche Waldgesellschaft
RL	Richtlinie
rm	Raummeter
RZ	Reaktionszahl
SG	St.Gallen
V	Vorarlberg
WRG	Wasserrechtsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Anmerkung zu den verwendeten Bildquellen

Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.

1. EINLEITUNG

1.1. Allgemeines und Zielsetzung

Die Au ist „*jener Teil der Landschaft, der den Fluss begleitet und von ihm direkt beeinflusst wird*“ (MOOR 1958).

Die Wälder der Au zählen dabei zu den produktivsten und zugleich arten- und strukturreichsten Waldökosystemen der gemäßigten Zone (TRÉMOLIÈRES et al. 1998, BRAVARD et al. 1986, zit. nach HAASE&GLÄSER 2009, SCHNITZLER 1995).

Intakte Auwälder sind charakterisiert durch periodische bis episodische Überschwemmungen, den direkten Einfluss eines meist stark schwankenden Grundwasserspiegels sowie den Eintrag von alluvialen Sedimenten, die zur Ausbildung von autotypischen Bodenhorizonten führen (MOOR 1958, MIEHLICH 2000).

Je nach Lage zum Fluss, Ausmaß und Häufigkeit der Überflutungen sind unterschiedliche Waldtypen ausgebildet, die Abfolge reicht von flussnahen Weidengebüschen über häufig überflutete Weichholzauen bis hin zu nur noch episodisch überschwemmten Hartholzauen, die das Endstadium der alluvialen Sukzession darstellen (SCHNITZLER 1995). Allen Auwaldgesellschaften gemein ist die Entwicklung einer autotypischen Vegetation, die an die teils stark wechselnden Wasserverhältnisse – von kurzzeitiger Dauernässe bei Überschwemmung bis hin zu ausgeprägter Trockenheit bei Grundwassertiefstständen - angepasst ist (HENRICHFREISE 2000).

Der Großteil der europäischen Auwälder wurde jedoch durch Flussregulierungen im Zuge von Hochwasserschutzmaßnahmen von der Überschwemmungsdynamik der Flüsse abgekoppelt, was zu einer nachhaltigen Störung der Auwaldvegetation geführt hat (TRÉMOLIÈRES et al. 1998).

Das Ausbleiben der Überschwemmungen und die Abnahme der Grundwasserschwankungen resultieren in der Zunahme dauervernässter als auch ständig trockenfallender Standorte sowie in der steigenden Abundanz mesophiler und überschwemmungsempfindlicher Pflanzenarten. Damit einher geht die sukzessive Entwicklung zu auwaldfremden, zonalen Waldökosystemen und somit der Verlust des natürlichen Auwaldcharakters (HENRICHFREISE 2007, LANG et al. 2011, CARBIENER&SCHNITZLER 1990).

Der Hartholz-Auwald der Nofler Au und der Meininger Au zwischen Alpenrhein und Ill unterliegt seit Anfang des letzten Jahrhunderts genau diesen Veränderungen. Durch drastische Sohleintiefungen des Rheins seit den 50er Jahren droht neben dem Ausbleiben der Überschwemmungen nun auch der Einfluss des Grundwassers auf die Waldflächen vollends verloren zu gehen. Hinzu kommt eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung, die zu erheblichen Veränderungen der Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur geführt hat.

Angesichts der schwindenden Zahl an Hartholzauen und anderer Feuchtgebiete sowie der Nominierung grundwasserabhängiger Lebensräume des Offenlandes und der Waldflächen laut Anhang I der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) erlangt das **Natura-2000-Gebiet Bangs-Matschels** als größte zusammenhängende Waldfläche im Rheintal eine gewisse Bedeutung.

Die standörtlichen Veränderungen und die dadurch bestehende Gefährdung der Auwaldbestände der Nofler Au und Meininger Au führen zu folgender **Fragestellung**.

1. *Inwieweit entsprechen die Artenzusammensetzung und die Waldstruktur dem Aufbau einer natürlichen Hartholzau? und
Wie hoch ist der Anteil der forstwirtschaftlichen Nutzung bzw. des anthropogenen Einflusses („Hemerobie“) an den beobachtbaren Veränderungen?*
2. *(Wie weit) ist die Sukzession der Vegetation aufgrund der fehlenden Überflutung und des veränderten Grundwassereinflusses fortgeschritten? und
Wie wirken sich die abiotischen Faktoren - Boden und Grundwasser - auf die Vegetation aus?*

1.2. Das Hemerobiekonzept

Die **Hemerobie** (griech.: *hemeros* = gezähmt, *bios* = Leben) beschreibt „die Summe aller vergangenen und aktuellen Einflüsse des Menschen auf die Standortverhältnisse oder Vegetation, die das Erreichen eines Endzustandes verhindern“ (SUKOPP 2004).

Im Gegensatz zu anderen Konzepten (ELLENBERG 1963, FALINSKI 1986, WESTHOFF 1949, zit. nach SUKOPP 2004) wird dabei die rezente Ausprägung der Vegetation nicht mit dem ursprünglichen, vom Menschen unbeeinflussten Zustand verglichen, vielmehr bilden die **aktuell vorherrschenden Standortbedingungen** die Grundlage für die Bewertung des menschlichen Einflusses (SUKOPP 2004, GRABHERR et al. 1998).

KOWARIK (1988, zit. nach GRABHERR et al. 1998) beschreibt den Nullpunkt der Hemerobie (= ahemerober Zustand) demnach als

jene Vegetation, die entweder noch nicht von menschlichen Einflüssen berührt wurde, oder nach Aufhören des Einflusses eine regressive Sukzession mit einem Endstadium, welches die ursprüngliche Vegetation erreicht, oder ein abweichendes Endstadium als Ergebnis einer abgelenkten Sukzession. Solch ein Stadium würde der Schlussgesellschaft am betrachteten Standort entsprechen.

Somit bleiben länger zurückliegende und stellenweise kaum reversible Veränderungen (Begradigungen von Flussläufen etc.) bei der Bewertung der Hemerobie bewusst unberücksichtigt (GRABHERR et al. 1998).

Der Begriff **Hemerobie** wird erstmals von JALAS (1955, zit. nach GRABHERR et al. 1998) verwendet, der den Kultureinfluss eines Standortes anhand einer 4-stufigen Skala beurteilt (eu-, meso-, oligo- und ahemerob). Die 6-stufige Skala von SUKOPP (1972, zit. nach GRABHERR et al. 1998) und die erweiterte 9-stufige Bewertung durch BLUME&SUKOPP (1976, zit. nach GRABHERR et al. 1998) basieren auf der Veränderung der Vegetation und der Bodenverhältnisse, der Intensität des Einflusses sowie auf dem Anteil an Neophyten und verlorenen einheimischen Arten (GRABHERR et al. 1998).

Die genannten Ansätze beziehen sich vor allem auf urbane und landwirtschaftlich genutzte Bereiche, für Waldökosysteme sind diese nur begrenzt anwendbar.

Da der Neophytenanteil in Wäldern meist sehr gering ist, spiegelt der Anteil an standortsfremden Arten die Einflussnahme durch den Menschen wesentlich genauer wieder (GRABHERR et al. 1998).

In der Hemerobiestudie von (GRABHERR et al. 1998) stehen deshalb Kriterien wie Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur und –reife, Anteil an Störungszeigern, Verjüngung sowie forstliche Nutzungen im Vordergrund.

Der Nullpunkt bzw. ahemerobe Zustand richtet sich dabei nach der **Potentiellen Natürlichen Vegetation** (GRABHERR et al. 1998).

1.3. Die Potentielle Natürliche Vegetation

Das Konzept der **Potentiellen natürlichen Vegetation (PNV)** wurde von TÜXEN (1956) entworfen und wird seither im Naturschutz als Vergleichsgröße herangezogen, mit der die aktuell vorkommende Vegetation bewertet und deren „SOLL-Zustand“ beschrieben werden kann (GRABHERR et al. 1998).

Mit der PNV beschreibt TÜXEN (1956) jenen

gedachten natürlichen Zustand der Vegetation [...], der sich für heute oder einen bestimmten früheren Zeitabschnitt entwerfen lässt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen [...] Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation [...] sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde.

Die PNV soll demnach *„das aktuelle natürliche Standortpotential durch einen gedachten, modellhaften Sollzustand der Vegetation widerspiegeln“* (SCHMIDT 1998).

Die Umsetzung dieses Konzeptes birgt jedoch zahlreiche Unklarheiten, die bereits von einigen Autoren diskutiert wurden und zu Modifikationen des ursprünglichen Ansatzes geführt haben (vgl. KOWARIK 1987, HÄRDTLE 1995, ZERBE 1998). Besonders in Hinblick irreversibler und reversibler Eingriffe bleibt es schwierig abzuschätzen, in welchem Ausmaß der menschliche Einfluss berücksichtigt wird (HÄRDTLE 1995, SCHMIDT 1998). KOWARIK (1987) schlägt vor, irreversible oder kaum reversible Standortveränderungen, wie die Abdämmung von Auen oder langfristige Grundwasserabsenkungen, bei der Bewertung zu berücksichtigen und in das aktuelle Standortpotential einfließen zu lassen.

Eindeutig reversible Einflüsse, wie Beweidung, Düngung und forstliche Eingriffe, werden indes bei der Herleitung der PNV nicht berücksichtigt.

Die Grenzziehung zwischen irreversiblen und reversiblen Veränderungen unterliegt dennoch einem gewissen Interpretationsspielraum (HÄRDTLE 1995). Die PNV stellt einen *„abstrakten, hypothetischen Zustand der Vegetation“* und nicht das Endstadium einer aktuellen Sukzession dar (HÄRDTLE 1995). Für forstlich genutzte Waldbestände wäre jedoch das Entwicklungspotential, welches sich nach sekundärer Sukzession bzw. Regeneration einstellen würde, von größerer Bedeutung (ZERBE 1998). Ebenso müssten in Waldökosystemen langlebige Sukzessionsstadien und Aspekte der Walddynamik berücksichtigt werden (SCHMIDT 1998, GRABHERR et al. 1998).

Trotz des hypothetischen Charakters der PNV werden oftmals naturnahe Referenzflächen für die Herleitung der PNV herangezogen, diese müssen jedoch nicht zwingend der tatsächlichen PNV entsprechen (ZERBE 1998). Dennoch gelten Reste natürlicher Bestände als Hauptgrundlage für die Erstellung der PNV, ebenso Bodentyp und Bodenart, aktuelle hydrologische Verhältnisse, klimatische Faktoren sowie der geologische Untergrund. Die Summe der Standortparameter und deren Amplitude sind schlussendlich entscheidend, welche – und womöglich wie viele – potentielle natürliche Vegetationseinheiten für einen Standort ausgewiesen werden können (GRABHERR et al. 1998).

1.4. Genese und Entwicklung von Auböden

Die Entstehung und Entwicklung von Auböden ist im größten Maße von den angrenzenden Fließgewässern geprägt. Holozäne, **fluviatile Sedimente** bilden die Ausgangsgesteine für die Böden der Au, deren Korngrößenverteilung sich je nach Geländehöhe sowie Schleppkraft und Distanz zum Gewässer unterscheidet. In unmittelbarer Flussnähe, wo sich Erosions- und Auflandungsbereiche regelmäßig abwechseln, werden vor allem grobkörnige Sedimente (Schotter und Kiese) abgelagert, mit zunehmender Distanz und Geländehöhe (über Mittelwasserlinie) nehmen sowohl Schleppkraft als auch Häufigkeit der Überflutungen ab, es kommt zur Ablagerung von überwiegend feinkörnigem Material. Besonders in abflussfreien, flussfernen Geländedepressionen bleiben die feinkörnigen Schwebstoffe des Überschwemmungswassers gehäuft zurück und bilden dabei mächtige Feinsedimentauflagen (MIEHLICH 2000, REHFUESS 1990, NESTROY et al. 2000).

Auböden weisen in der Regel eine deutliche **Sortierung** der Korngrößen auf, die vom Grund bis zur Bodenoberfläche immer feiner werden. Neben Auschotter, -kiesen und -sandien sind stellenweise auch Aulehme vorzufinden, die mehrheitlich als erodiertes Bodenmaterial im Zuge von großflächigen Rodungen ab dem Subatlantikum bis ins 16. Jahrhundert über die Flüsse in den Auen abgelagert wurden (MIEHLICH 2000, REHFUESS 1990, WIECHMANN 2000).

Auböden gehören zusammen mit den Moorböden, Gleyen und Pseudogleyen zu den **hydromorphen Böden**. Ähnlich wie bei Gleyen führt dabei der Einfluss des Grundwassers zu Reduktion und Oxidation sowie Verlagerung von Eisen- und Manganverbindungen, wodurch es zu charakteristischen Verfärbungen (Vergleyung) des Bodens kommt (Rostflecken, Marmorierungen u.a.).

Im Gegensatz zu klassischen Gleyen unterliegen Auböden aufgrund der engen Koppelung mit dem Flusswasserspiegel starken **Grundwasserspiegelschwankungen** (1,5 bis 5 m), periodische Überschwemmungen sorgen zudem für ständig neuen Sedimenteintrag und verhindern die Bodenreifung.

Im Bereich von Hochwasserdämmen werden die Böden bei Hochwasser von Druck- oder Qualmwasser überstaut, bei Mittelwasser fließt das sauerstoffreiche Grundwasser indes recht rasch durch die grobporigen Flussablagerungen (REHFUESS 1990, HARTUNG 2002).

Die österreichische Bodensystematik (NESTROY et al. 2000) unterscheidet bei den Auböden der Flussniederungen zwischen **Rohauböden**, „**Grauen**“, „**Braunen**“ und „**Verbraunten**“ Auböden sowie **Augleyen**.

Rohauböden (Horizontabfolge: (L-F-H)-Ai-C) sind an stark ausufernden Gewässern sowie am Hauptstromstrich der großen Flüsse zu finden. Durch ständige Umlagerungen bleibt der oberste A-Horizont sehr humusarm, das Bodenprofil setzt sich meist aus sandigen Schichten mit darunterliegenden Schotter zusammen (NESTROY et al. 2000).

Bei den **typischen Auböden** sind die Flusssedimente geschichtet abgelagert, die Bodenbildung ist wenig bis mäßig gereift, Humushorizonte sind bereits deutlicher ausgebildet.

Graue Auböden (Horizontabfolge: (L-F)-A-(Abeg)-C(g)) zeichnen sich durch einen humosen Oberboden (Ah) aus, darunter schließen die noch kaum verwitterten, fahlgrauen Flusssedimente an (REHFUESS 1990). Schwankende Grundwasserstände führen in den untersten Schichten zu Vergleyungserscheinungen (Cg). Laut deutscher Bodensystematik tritt bei den Grauen Auböden (Paternia) ein Grundwassereinfluss (Go-Horizont) ab 80 cm unter Geländeoberfläche ein (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK 1998, zit. nach MIEHLICH 2000, WIECHMANN 2000).

Bei den **Braunen Auböden** (Horizontabfolge: (L-F)-A-BC-(Abeg)-C(g)) unterscheidet man zwischen **primär** (allochthonen) **Braunen Auböden** und **Verbraunten** (autochthonen) **Auböden**. Erstere entstehen aus bereits verwittertem und verbraunten Sedimenten des Einzugsgebietes, letztere durch Reifungsprozesse (Verbraunung, Verlehmung) vor Ort (NESTROY et al. 2000). Ihnen gemeinsam ist die braune Bodenfarbe und – ebenso wie bei den Grauen Auböden – ein sichtbarer Grundwassereinfluss in den tieferen Schichten (MIEHLICH 2000, WIECHMANN 2000).

Augleye (Horizontabfolge: (L-F)-A-Go-(Abeg)-Cg-Gr) sind vermehrt in niedrigeren Aulagen und Flutmulden zu finden. Die meist bindigen Augleye besitzen – im Gegensatz zu normalen Gleyen – bezüglich der Korngrößensortierung und der Überflutungsdynamik ähnliche Eigenschaften wie typische Auböden, Vergleyungsmerkmale sind aufgrund des unmittelbaren Grundwassereinflusses (im Mittel 80 bis 100 cm unter Flur) indes bis dicht unter der Bodenoberfläche zu finden (NESTROY et al. 2000, REHFUESS 1990). Der rostfleckige Go-Horizont liegt dabei in der Regel innerhalb von 40 cm (bis 100 cm) unter der Geländeoberkante, der fahlfleckige Reduktionshorizont (Gr) zwischen 80 cm bis über 100 cm (NESTROY et al. 2000, MIEHLICH 2000).

Zusätzlich zu den Augleyen können Vergleyungsmerkmale in Form von Stau- oder Haftnässe (Pseudovergleyung) auftreten. **Haftnässe – Pseudogleye** (Horizontabfolge: A-P-(B)-C) bzw. deren Merkmale (pseudovergleyte Auböden) kommen im Bereich von wenig durchlässigen, feinkörnigen Oberbodenhorizonten vor, wo Niederschlags- bzw. Sickerwasser zurückgehalten wird (NESTROY et al. 2000, REHFUESS 1990).

Durch ausbleibende Überflutungen bzw. fehlenden Sedimenteintrag, Entwässerungen und Grundwasserspiegelabsenkungen entwickeln sich die typischen Auböden sukzessiv zu terrestrischen Böden (**Braunerden** u.a.) weiter. In Geländedepressionen kann es aufgrund fehlender auentypischer Grundwasserspiegelschwankungen aber auch zu ständiger Vernässung kommen, wodurch wiederum die Bildung von Gleyen gefördert wird (MIEHLICH 2000).

1.5. Auwälder in Vorarlberg und den angrenzenden Gebieten

Das Land Vorarlberg besitzt eine Waldfläche von ca. 95.000 ha, von denen an die 2.500 ha zu den Auwäldern zu zählen sind.

Neben der Silberweiden- und Grauerlenweichholzung (**Salicetum albae, Alnetum incanae**) fallen darunter die Stieleichen-Ulmen-Eschen-Hartholzau (**Fraxino-Ulmetum**) sowie einige Rotföhren-Bestände (BRUNNER&PICHLER 2012).

Equiseto-Alnetum incanae

Der **Grauerlenwald der Tieflagen** ist in Vorarlberg zumindest noch kleinflächig ausgebildet, unterliegt aufgrund von Flussregulierungen und Dammbauten jedoch vielfach einer Umwandlung zu reiferen Auwaldgesellschaften (GRABHERR&MUCINA 1989). Entlang der Ill ist das **Equiseto-Alnetum incanae** im Bereich der Lorünser Aue (Auwaldfläche: ca. 12 ha, 560 m ü.A.) und der Letzeau-Illaue in Lorüns (Auwaldfläche: 5 ha, 590 – 600 m ü.A.) noch recht gut erhalten und kann stellenweise als naturnah eingestuft werden. Trotz ausbleibender Überflutung scheint sich der Bestand in der Lorünser Aue aufgrund von hoch anstehendem Grundwasser und Hangwassereinfluss halten zu können, Übergänge zum Fraxino-Ulmetum sind aber bereits erkennbar. Der Bestand in der Letzeau wird hingegen periodisch überflutet und unterliegt somit der natürlichen Auwalddynamik.

Ebenfalls periodisch überflutet und somit recht naturnah sind die Grauerlenbestände entlang der Bregenzer Achmündung (Auwaldfläche: 70 ha, 400 m ü.A.) und der Dornbirner Ache (Auwaldfläche: 68 ha, 460 m ü.A.). Weitere Vorkommen finden sich entlang der Weißach und Rotach bei Sulzberg (590 m ü.A.), im Rheinholz sowie im Iselwäldle bei Bregenz (1,5 ha, 400 m ü.A.).

Im Gegensatz zu den Restbeständen in Matschels werden die genannten Bestände fast ausschließlich von der Grauerle dominiert (Artmächtigkeit 4 oder 5), andere Baumarten (*Salix sp.*, *Fraxinus excelsior*) treten dabei deutlich zurück (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2002-2009).

Im angrenzenden Liechtenstein ist die Grauerle nur in der montanen Ausbildung bzw. Höhenstufe (**Calamagrostio-Alnetum incanae** Moor 1958) bestandesbildend vorhanden (SCHMIDER&BURNAND 1988). In der Schweiz sind naturnahe bis natürliche Grauerlenauwälder entlang des Rheins sowohl in den Auwäldern von Zizers-Mastrils (Kanton Graubünden, Auwaldfläche: 178 ha, 520 m ü.A.) als auch in der Rheinau/Cholau (Kanton St.Gallen, Auwaldfläche: 72 ha, 460 m ü.A.) ausgebildet (ROULIER 2005).

Fraxino-Ulmetum

Die typische **Eichen-Ulmen-Eschen-Hartholzau** ist, ähnlich wie der Grauerlenwald der Tieflagen, nur mehr sehr kleinflächig und vereinzelt in Vorarlberg ausgebildet.

Bestände mit einer intakten, natürlichen Überflutungsdynamik der Flüsse stocken im Mündungsbereich der Bregenzer Ach (Auwaldfläche: 70 ha, 400 m ü.A) und an der Dornbirner Ach (Auwaldfläche: 68 ha, 460 m ü.A.). Letzterer kommt aufgrund der noch typischen Auenzonierung und der freifließenden Mäanderstrecken eine besonders große Bedeutung zu (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2002-2009) Am Alten Rhein werden die Hartholzauen (Rheinholz) durch Rückstau des Bodenseewassers unregelmäßig überflutet. Das Rheinholz ist somit der größte, hinsichtlich der Überflutungsdynamik intakte Hartholzauwald in Vorarlberg.

Gestörte Standorte befinden sich neben der Nofler Au und der Meininger Au im Bereich der Frutzmündung (Auwaldfläche: 36 ha), entlang der Leiblach in Hörbranz (Auwaldfläche: 7,8 ha) sowie an den genannten Standorten des Grauerlenauwaldes in Lorüns und Sulzberg (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2002-2009).

Auch **außerhalb von Vorarlberg** konnten die klassischen Hartholzauwälder dem Siedlungs- und Nutzungsdruck nicht standhalten, zusätzliche Flussregulierungen und Hochwasserschutzbauten beschränken das Vorkommen intakter Hartholzauen entlang des Alpenrheins auf die linksufrigen Waldflächen von Zizers-Mastrils (Graubünden). Der Auwald der Rheinau/Chorau (St.Gallen) sowie schmale Auwaldstreifen in Fläsch (Graubünden) und Liechtenstein werden aufgrund ausbleibender Überflutungen und Störung der Grundwasserdynamik meist als trockene Ausbildungen des Stieleichen-Ulmen-Eschen-Auwaldes charakterisiert (**Ulmo-Fraxinetum-listeretosum** in Liechtenstein bzw. **Ulmo-Fraxinetum-caricetosum albae** in der Schweiz) (SCHMIDER&BURNAND 1988, ROULIER 2005, AMT FÜR NATUR UND UMWELT GRAUBÜNDEN 2013).

Im Gegensatz zur typischen Ausbildung des Eichen-Ulmen-Eschen-Auwaldes treten Weißsegge sowie Nährstoffzeiger (*Sambucus nigra*, *Urtica dioica*) verstärkt hervor. Die Bestände stocken meist auf tiefgründigen, feinkörnigen Böden über grobskelettreichen Flusssedimenten. Im Bereich dauernasser Mulden der ehemaligen Weichholzau (**Ulmo-Fraxinetum-impatientosum**) vermögen sich neben den klassischen Baumarten der Hartholzau aber auch Schwarzerlen zu etablieren (AMT FÜR NATUR UND UMWELT GRAUBÜNDEN 2013).

2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1. Übersicht

Das Untersuchungsgebiet liegt im äußersten Westen von Vorarlberg, im Dreiländereck Österreich – Liechtenstein - Schweiz.

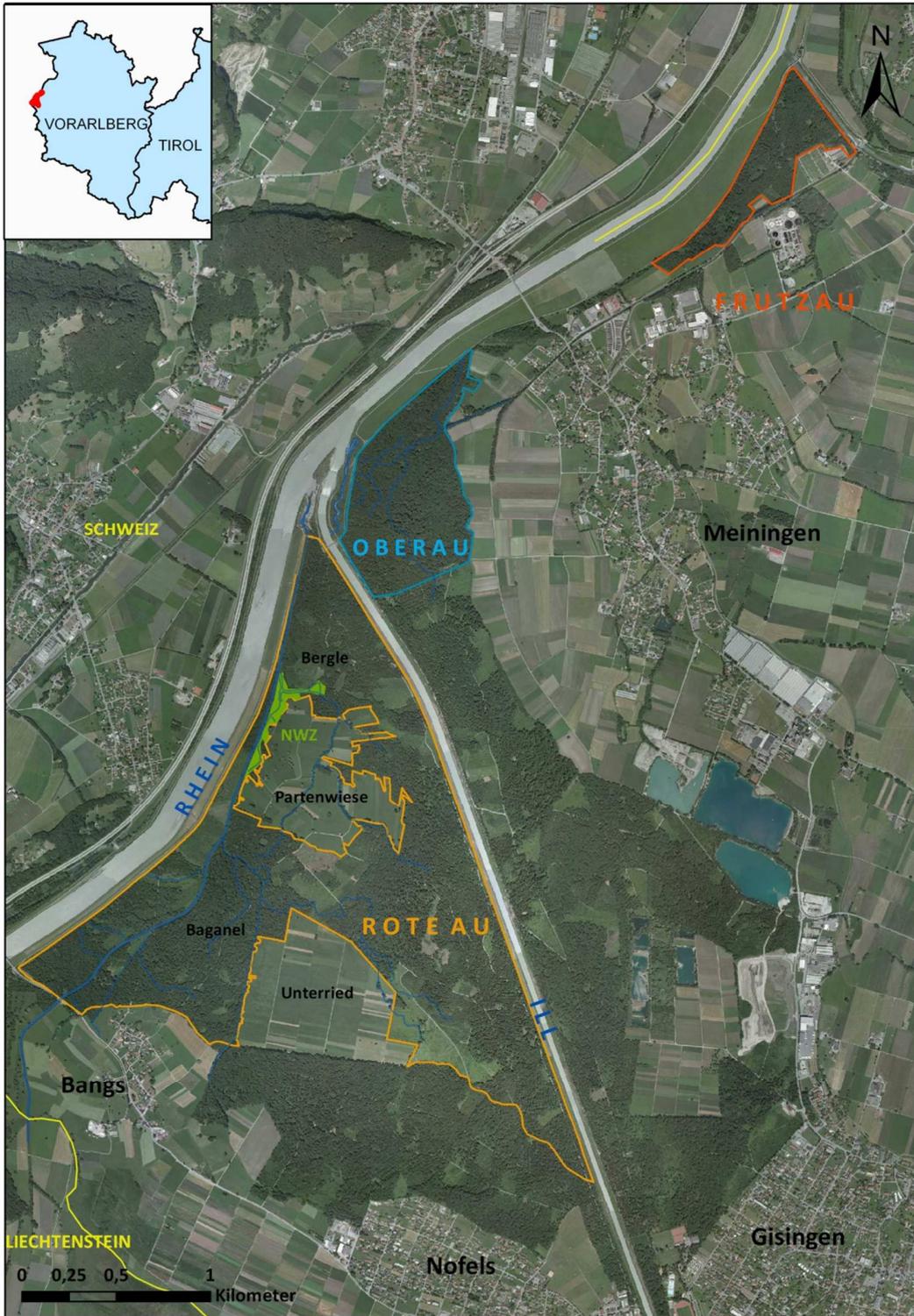
Es umfasst die im Gemeindegebiet Feldkirch liegenden Waldflächen des **Natura-2000-Gebietes Bangs-Matschels** („Rote Au“ / „Nofler Au“) mit einer Fläche von ca. 291 ha und Waldungen der Gemeinde Meiningen („Obere Au“, im folgenden auch „Meininger Au“ genannt) mit ca. 57,5 ha. Eine Vergleichsfläche (F01H) liegt in der „Alberau“ nahe der Frützmündung.

Die Waldfläche erstreckt sich vom Zollamt Bangs entlang des Rheins bis zum „Zollwäldle“ in Meiningen (Flusskilometer (Fkm) 62 bis Fkm 66,3). Auf dem orographisch linken Ufer der Ill erstreckt sich die Fläche von Fkm 4,05, rechtsufrig von Fkm 0,75 bis zur Mündung in den Rhein (siehe **Grafik 1**).

Das Gebiet liegt auf ca. 428 m ü.A., die höchste Erhebung ist das „Matschelser Bergle“ mit 445 m ü.A. Die Nofler Au beinhaltet zwei Rodungsinseln, die Partenwiesen und das Unterried, die zu den Schutzflächen des Natura2000 Gebietes gehören, jedoch nicht Bestandteil dieser Studie sind.

Für das Schutzgebiet wurde eine Naturwaldzelle (NWZ, 3,4 ha) ausgewiesen, in der jegliche forstliche Nutzung ausgesetzt wird. Die Fläche befindet sich beim Hechtloch unterhalb des Matschelser Bergles zwischen Spirsbach und Partenwiese (siehe **Grafik 1**).

Das Waldgebiet der Nofler Au gehört zu 97 % der Agrargemeinde Altgemeinde Altstadt, der Rest der Stadt Feldkirch sowie ca. 50 weiteren Privatwaldbesitzern (HIEBELER 2007). Die Meininger Au ist mehrheitlich im Besitz der Agrargemeinschaft Meiningen (AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012).



Grafik 1: Das Untersuchungsgebiet

2.2. Schutzgut

Mit der Verordnung der Vorarlberger Landesregierung LGBl.Nr 53/1974, in der Fassung LGBl.Nr. 23/1989, 28/1990 und 48/2007 wurde das Gebiet „Matschels“ zum **Naturschutzgebiet** erklärt, ebenso das angrenzende „Bangser Ried“ laut LGBl.Nr 52/1974, in der Fassung LGBl.Nr 22/1989, 27/1990, 33/1996 und 49/2007.

Entsprechend der **europäischen Vogelschutzrichtlinie** (79/409/EWG) und der **Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie** (92/43/EWG) wurden die Naturschutzgebiete „Matschels“ und „Bangser Ried“ durch die Novellierung der Verordnung der Landesregierung zur Durchführung des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftsentwicklung (Naturschutzverordnung) laut LGBl.Nr. 8/1998, in der Fassung 36/2003 und 12/2007 zum **Natura-2000-Gebiet Bangs und Matschels** erklärt.

Die „Untere Ill“ wurde durch die Verordnung des Landeshauptmannes über die Bestimmung von Grundwasserschongebieten zur Sicherung des künftigen Trink- und Nutzwasserbedarfes der Bevölkerung (Grundwasserschongebietsverordnung) im LGBl.Nr. 49/1974 als **Grundwasserschongebiet** ausgewiesen. Dieses umfasst das gesamte Waldgebiet der Nofler Au, Gisinger Au und Meininger Au bis zum „Zollwäldele“.

Für das **Natura-2000-Gebiet Bangs-Matschels** wurden folgende schützenswerte Lebensraumtypen laut **Anhang I** der **FFH-Richtlinie** (92/43/EWG) nominiert:

91E0* Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, **Alnion incanae**, Salicion albae) – **prioritär!**

91F0 Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (**Ulmenion minoris**)

6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonigschluffigen Böden (Molinion caeruleae)

7230 Kalkreiche Niedermoore

Die Ausprägung der Lebensraumtypen 91E0* und 91F0 wird aktuell als „**nicht signifikant**“ eingestuft¹, dadurch ergeben sich derzeit **keine verpflichtenden Maßnahmen** für den Erhalt bzw. das Erreichen eines „günstigen Erhaltungszustandes“ (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

¹ Angabe laut Umweltschutzabteilung des Landes Vorarlberg, Stand September 2013

Weiters wurden folgende Arten des **Anhangs II** der **FFH-Richtlinie** nominiert:

- 1059 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*)
- 1061 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*)
- 1065 Skabiosen-Schneckenfalter (*Euphydryas aurinia*)
- 1071 Moorwiesenvögelchen (*Coenonympha oedippus*) – prioritär!
- 1163 Groppe (*Cottus gobio*)
- 1193 Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)
- 1902 Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*)

Nicht nominiert, aber im Gebiet Matschels vorkommend:

Lebensräume des Anhangs I (laut UMG 2007)

- 3260 Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callitriche-Batrachion
- 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

Folgende Vogelarten sind nach **Anhang I** der **Vogelschutzrichtlinie** (79/409/EWG) geschützt:

- Wachtelkönig (*Crex crex*)
- Neuntöter (*Lanius collurio*)
- Wespenbussard (*Pernis apivorus*)
- Schwarzmilan (*Milvus migrans*)

sowie Arten des Anhangs I auf Durchzug.

Knapp ein Drittel der Flächen des Natura-2000-Gebietes werden landwirtschaftlich genutzt, die restliche Fläche wird überwiegend von Wald eingenommen (MATTHESS&UBELL 2003)

Der Schutz der Gewässer und davon abhängiger Feuchtgebiete ist zudem durch die **Europäische Wasserrahmenrichtlinie** (RL2000/60/EG;WRRL) geregelt. Mit der Novelle des Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959) wurde 2003 die Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht umgesetzt (BGBl.I.Nr.82/2003). Der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan von 2009 beinhaltet alle Maßnahmen, die für das Erreichen des „guten“ Zustandes der Gewässer bis 2015/2027 notwendig sind.

2.3. Entstehung des Alpenrheintals im Raum Bangs-Matschels

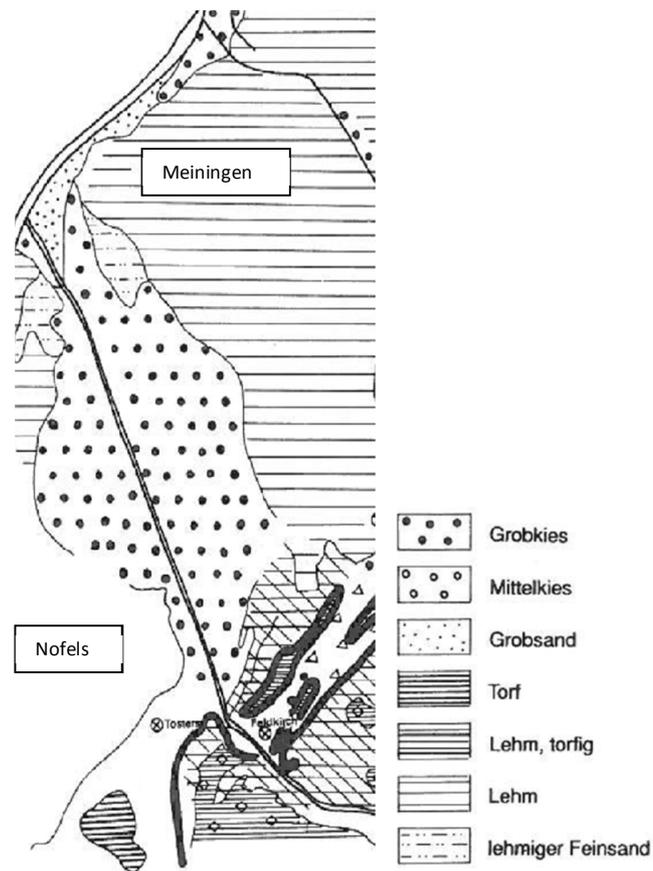
Die **Entstehung des Rheintals** fällt in die letzte Phase der Alpenbildung vor 10-5 Mio. Jahren. Durch Hebung des Gebirgskörpers zerbrachen einige Gesteinsdecken in Schollen, die treppenartig in die tektonisch entstandene Furche des Rheintals absteigen (SCHLEGEL 1996). Reste dieser zur Helvetischen Decke gehörenden Kreide-Schollen tauchen noch heute aus den holozänen Talfüllungen auf, so auch der Schellenberg und das 12m hohe „Bergle“ bei Matschels (FRIEBE 2007). Seither entwässert der Rhein nach Nordosten in den Bodenseeraum, die Ill wurde zu einem bedeutenden Zubringer (SUTTERLÜTTI 2011).

Mit dem Einsetzen der Eiszeiten wurde das Rheintal durch Gletscher ausgeweitet und verschiedenste Gesteine als Grundmoränen abgelagert. Mit dem Abschmelzen des letzten, bis zu 1200 m mächtigen Rheingletschers vor 25.000 bis 14.000 Jahren wurde das gesamte Tal von einem zusammenhängenden See aufgefüllt, dessen Südgrenze sich bis Bad Ragaz (CH) ausdehnte. Bereits 4000 Jahre später wurde der **Rheintalsee** durch die Geschiebefracht der Ill aufgestaut und vom Bodensee getrennt. Der Geschiebeeintrag durch den Rhein führte schlussendlich zu einer vollständigen Auffüllung des Sees vor 8.000 bis 6.000 Jahren. Die feinen Sedimente dieses Sees erreichen eine Mächtigkeit von einigen hundert Metern und machen dabei einen Großteil der rezenten Talfüllungen aus (KELLER 1989, zit. nach SCHLEGEL 1996). Grobkörnige Sande und Kiese wurden hingegen nur entlang der aufgelandeten Gebiete beidseitig des Rheinflussbettes sowie in den Schwemmfächern seiner Seitenflüsse abgelagert (STARCK 1970).

Die obersten 30 - 50 m im Untersuchungsgebiet bestehen aus jüngeren Ablagerungen des Rheins und des **Ill-Schwemmfächers**, der kurz vor der Mündung noch eine Mächtigkeit von 42 m aufweist (STARCK 1970, SYNERGO 1992).

Die Mündung der Ill in den Rhein(-talsee) dürfte vor über 1000 Jahren deutlich weiter nördlich gelegen sein. Erst mit dem Durchbruch der Illschlucht gelang die Ill in das Gebiet von Bangs-Matschels. Ihre Auflandungen reichen dabei bis an den Schellenberg sowie entlang der Grenze zu Liechtenstein bis nahe an den Rhein heran. Die kiesig-sandigen Ablagerungen des Rheins treten somit nur als schmaler Streifen entlang des Flusslaufes bis knapp an die Oberfläche (FIEL 1987).

Der **Schwemmfächer der Ill** setzt sich aus kristallinen und kalkalpinen Gesteinen, meist in Form von durchlässigen Schottern (66,9 %) und Sanden (13,6 %) zusammen. Mit zunehmender Entfernung zum Fluss wurde hingegen vermehrt feinkörniges Material abgelagert, die wasserundurchlässigen Schichten im Randbereich des Ill-Schwemmfächers bestehen aus lehmigem Feinsand (7,6 %) und Lehm (11,5 %) (STARCK 1970, vgl. **Grafik 2**).



Grafik 2: Untergrundkarte im Mündungsbereich der Ill in 1 m Tiefe
 (Quelle: mod. nach STARCK 1970 in IRR 1993)

Mit zunehmender Anlandung grober Geschiebmassen kam es zu einer Überhöhung in unmittelbarer Flussnähe und zu einer Senkenbildung zwischen dem Hauptstrom und dem Schwemmfächer der Ill (siehe Digitales Geländemodell im **Anhang 9**). Durch periodische Überflutungen und seitliche Zuflüsse wurden immer mehr wasserstauende Feinsedimente abgelagert, zusätzliche Grundwasseraustritte aus den erhöhten Kiesschichten ermöglichten die Ausbildung von Mooren, Feuchtwiesen und anderen Feuchtlebensräumen (SUTTERLÜTTI 2011, SCHLEGEL 1996).

Der ständige Wechsel von Torfschichten der Flachmoore mit feinen Flussablagerungen ist noch heute im Tiefenprofil der Böden erkennbar (LUTZ 1996).

2.4. Veränderung der Flusslandschaft durch den Menschen

2.4.1. Besiedelungs- und Nutzungsgeschichte

Mit Ende des 11. Jahrhunderts kam es zu größeren Rodungen im Gebiet zwischen Ill und Rhein (Nofels von lat. „*Nofale*“ – Neurodung). Mitte des 12. Jahrhunderts wurden Bangs und Nofels dauerhaft besiedelt, in Matschels standen ab dem 16. Jahrhundert bis zur Umsiedelung im 19. Jahrhundert ungefähr 14 Häuser auf und in der Umgebung des Matschelser Bergles. Illnahe Gebiete wurden aufgrund der Hochwassergefahr gemieden, die Waldungen der Roten Au reichten um 1700 noch vom Schregenberg über die Kohlgasse bis zur heutigen Rheinstraße. Da die Auwälder der Nofler Au seit dem Bestehen der Gemeinde Altstadt zu deren Besitz gehörten, entwickelten sich die Dörfer im Gebiet nur sehr langsam, die Rodungen der Waldflächen hielten sich dabei aufgrund der Mitnutzungsrechte der Stadt Feldkirch in Grenzen (FIEL 1987).

Die Nutzungsmöglichkeiten der Auen waren ehemals sehr vielfältig: Als Allmenden wurden Auegebiete für das Weidevieh genutzt, die flussnahe „Weiche Au“ wurde als Niederwald für die Brennholzproduktion und den Bau von Wuhranlagen bewirtschaftet. Bäume der „Harten Au“ lieferten Bauholz, Einstreu für das Vieh oder Futter für die Schweinemast (Eichelmast). Neben Ackerbau dienten die gerodeten Flächen später vor allem als Streuwiesen, der Torfabbau gewann Ende des 18. Jahrhunderts an Bedeutung (KAISER 2005). Die Nofler Au stand bis 1939 unter Weideeinfluss, 1853 wurden über 200 Rinder und 40 Pferde in das Gebiet der Roten Au getrieben, in Nofels waren es 1938 noch 40 Rinder (FIEL 1987).

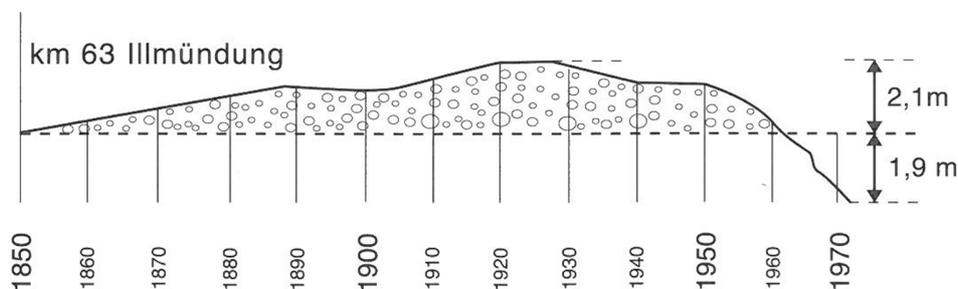
Nach zahlreichen Hochwässern Ende des 19. Jahrhunderts und der großen Rheinüberschwemmung 1927 setzte die Entsiedelung des Gebietes ein, erst nach dem zweiten Weltkrieg wurden – mit Ausnahme von Matschels – neue Siedlungen gegründet (AISLEITNER 1996).

2.4.2. Hochwasserschutz

Seit dem Beginn der Besiedelung stellten Überschwemmungen durch **Ill- und Rheinhochwässer** eine konstante Gefahr für die Siedlungen Bangs, Nofels und Matschels dar. Während Rheinüberschwemmungen bis zum 16. Jahrhundert klimatisch bedingt eher eine Seltenheit blieben (dokumentiert nur um 1206 und 1484), kam es im Bereich der Ill zu zahlreichen größeren Überflutungen. Aufgrund umfangreicher Rodungen im Einzugsgebiet sowie einsetzender Feuchteperioden („Kleine Eiszeit“) wurde jedoch die Sohle des Rheins durch vermehrte Murenabgänge und erhöhten Geschiebeeintrag deutlich angehoben (HAIDVOGL&KINDLE 2001, FIEL 1987, KAISER 2005). Die daraus resultierende Zunahme an **Rheinüberflutungen** (allein acht Rheingrößen im 18. Jahrhundert) führte ab 1824 zur staatlichen Unterstützung des Rhein-Uferschutzes in Vorarlberg (WAIBEL 1993b). Zielführende Schritte konnten jedoch erst ab 1892 durch den ersten Staatsvertrag über die **Internationale Rheinregulierung** zwischen Österreich und der Schweiz umgesetzt werden (FIEL 1987).

Zu den wichtigsten Maßnahmen der Rheinregulierung zählen der Fußacher Durchstich (1894 - 1900) und der Diepoldsauer Durchstich (1912-1923), wodurch der Flusslauf deutlich verkürzt und der Abfluss des Rheins beschleunigt wurde. Im Zuge zweier weiterer Staatsverträge (1924 und 1954) konnten zukünftige Überschwemmungen mit dem Ausbau der Hochwasserdämme unterbunden werden. Der Ausbau der Wuhr- und Dammanlagen von der Liechtensteiner Grenze bis zur Illmündung wurde in den Jahren 1954 bis 1957 vollendet. Ebenso wurde das Rheinvorland zur Gänze abgeholzt, um einen schnelleren Abfluss bei Hochwässern garantieren zu können (WAIBEL 1993a, FIEL 1987).

Als unverändert problematisch erwies sich die **Erhöhung der Rheinsohle**, die um 1950 trotz Begradigung und Durchstiche um ca. 2 m über dem Stand von 1850 lag (HAIDVOGL&KINDLE 2001, siehe **Grafik 3**). Zwar konnten Überschwemmungen durch den Rhein dank der Dammverbauungen größtenteils verhindert werden, jedoch wurde das umliegende Kulturland durch ansteigende Grundwasserspiegel zunehmend vernässt und durch aufgestaute Zuflüsse mehrmals überschwemmt. Um 1911 wurde daher der Spirsbach ausgebaggert und kleinere Gräben im Gebiet eingetieft, 1921 wurden zudem drei neue Vorfluter (vermutlich heute Schwarzwildengraben/Unterriedgraben und Bangsergraben, evtl. Baganelgraben) angelegt (FIEL 1987). In Bangs wurden in einem einzigen Jahr (1921) 40 km Drainageröhre verlegt (BAUER 1991, zit. nach UMG 2007). Die Bilanz der Tallagen von Liechtenstein unterstreicht die drastischen Meliorations-Maßnahmen: von 1819 bis 1947 nahm die Gesamtlänge der Entwässerungsgräben von 27 km auf 194 km zu, die der unregulierten Bäche hingegen von 54 km auf 15 km ab (HAIDVOGL&KINDLE 2001).



Grafik 3: Lage der Talsohle des Rheins im Bereich der Illmündung von 1850 bis 1970
(Quelle: mod. nach LICHTENHAN 1972 in HAIDVOGL&KINDLE 2001)

Für eine dauerhafte Senkung des Grundwasserspiegels musste jedoch die Rheinsohle ausgehoben werden, was mit umfangreichen Kiesentnahmen ab 1940/50 erreicht wurde. Doch bereits 1970 stürzte in Folge der fortgeschrittenen Sohlabsenkung der Brückenpfeiler eine Brücke bei Schaan-Buchs ein, worauf die Kiesentnahmen auch in Österreich gestoppt werden mussten. Seither besteht das entgegengesetzte Problem der zunehmenden **Eintiefung der Rheinsohle**, die um 1970 bereits 1,9 m unter dem Stand von 1850 zu liegen kam (siehe **Grafik 3**, HAIDVOGL&KINDLE 2001).

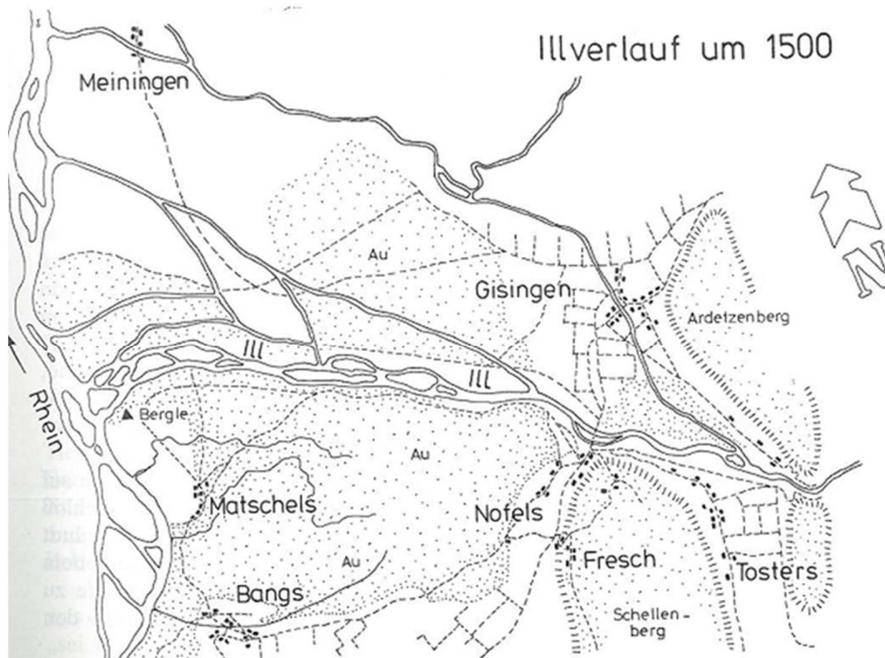
An der Ill konnte die konstant drohende Hochwassergefahr mit der Flussverbauung durch den Tiroler Ingenieur Negrelli ab 1834 etwas entschärft werden. Die Ill wurde dabei auf die heutige Breite eingeeengt und ihr nach Südwesten gekrümmter Mündungsverlauf begradigt. In 150 Meter Entfernung zum Flusslauf wurde beidseitig ein Damm in der Roten Au aufgeschüttet (Alter Damm). Mit der Erhöhung der Rheinsohle ab 1850 stieg auch das Flussbett der Ill. Von 1905 bis 1910 betrug die Anhebung an die 1,5 m, nach 1910 waren es bereits 3 m.

Nach zahlreichen bedrohlichen Hochwässern (1912, 1913, 1917) und Überflutungen (1910 in Feldkirch und in Gisingen, 1922 in Gisingen und Meiningen) wurde die Illschlucht erweitert und die Illstrecke vom Kapf bis zur Mündung ab 1919 erneut befestigt. Die für die Verbauung benötigten Steine wurden unter anderem vom Steinbruch am Matscheler Bergle bezogen (FIEL 1987, SYNERGO 1992).

Aufgrund der Eintiefung der Rheinsohle ab 1940/50 musste die Sohlrampe der Ill mit einer Steinrampe gesichert werden (Platzer 1993). Nach dem Hochwasser von 1999 wurde die Illmündung abermals neu gestaltet sowie ein Umgehungsgerinne angelegt (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

2.4.3. Ökologische Folgen der Flussregulierungen

Der **Alpenrhein** war vor seiner Regulierung ein reich **verzweigter Fluss**, bestehend aus einem gewundenen, sich ständig verlagernden Hauptarm und kleineren Seitenarmen. Der Fluss stand über zahlreiche Nebengewässer im engen Kontakt zu den umgebenden Auwäldern, regelmäßige Überschwemmungen und Sedimentablagerungen verhinderten die Sukzession zu zonalen Waldformationen (HAIDVOGEL&KINDLE 2001).



Grafik 4: Verlauf und Mündung der Ill um 1500 (Quelle: FIEL 1987)

Im 15. und 16. Jahrhundert floss die Ill noch in mehreren Flussläufen südlich vom Matschelser Bergle bis oberhalb von Meiningen dem Rhein zu, ihr Hauptarm erreichte dabei eine Breite von bis zu 300 m. Um 1700 mündete die Ill nördlich des Bergles in den Rhein, das heute noch bestehende Hechtloch dürfte wohl Teil dieser alten Mündung gewesen sein (siehe **Grafik 4**). Wie der Rhein besaß die Ill im Mündungsbereich großflächige Schotterbänke und –inseln und eine enge Vernetzung mit den Gewässern im Auwald (FIEL 1987).

Die durch den Rhein und Ill ständig umgelagerten und veränderten Flussabschnitte sind in der Urmappe des franziszeischen Katasters von 1857 noch klar erkennbar, ebenso die reich verzweigten Mündungen von **Spirsbach** und **Leimenbach** (siehe **Grafik 5**).



Grafik 5: Matschels um 1857. Auszug Franziszeischer Kataster Urmappe (Quelle: © Land Vorarlberg)

Mit der systematischen **Regulierung des Rheins und der Ill** ab dem 19. Jahrhundert wurde der Kontakt zu den Augewässern und Wäldern fast vollkommen unterbrochen. Aufgrund fehlender Überschwemmungen kam es zur Verlandung von Gewässern, zur Unterbrechung der Auendynamik und zum Verlust von Lebensräumen. Monotone, strukturarme und geradlinig verlaufende Trapezprofile bestimmen seither das Bild des Gewässersystems (HAIDVOGEL&KINDLE 2011).

2.4.4. Kraftwerksbau und Renaturierungen

Die **energetische Nutzung** von Ill und Rhein macht sich auf der gesamten Fließstrecke der beiden Flüsse bemerkbar. Das 1962 in Betrieb genommene Kraftwerk „Reichenau“ in Graubünden ist das einzige Laufwasserkraftwerk am Alpenrhein, verursacht jedoch tägliche Wasserstandsschwankungen bis zur Mündung des Rheins in den Bodensee (Schwall:Sunk - 7:1).

Im gesamten Einzugsgebiet des Alpenrheins kommen 40 Stau- und Kraftwerksanlagen hinzu, die einen bedeutenden Einfluss auf die Gewässerhydrologie des Alpenrheins haben (IRKA 2012).

Die Ill wird von ihrer Quelle in der Silvretta-Gruppe bis zur Mündung in den Rhein seit den 30er Jahren von zahlreichen Staustufen und Kraftwerken begleitet (Silvretta-Stausee, Obervermuntwerk, Vermuntsee und –werk, Rodundwerk u.a) (VORARLBERGER ILLWERKE AG 2013).

Im unteren Flussabschnitt wirken sich das „Walgauwerk“ bei Nenzing und das Kraftwerk „Hochwuh“ bei Feldkirch direkt auf die Abflussverhältnisse der Ill aus (Schwall:Sunk - 5:1 bis 10:1) (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

Andere Überlegungen zum Kraftwerksbau an der „Unteren Ill“, wie die Errichtung mehrerer Staustufen unterhalb von Feldkirch sowie eines Ausleitungskraftwerks in der Felsenau, wurden in den 90er Jahren wieder verworfen. Der Plan eines **Mündungskraftwerks** der Vorarlberger Illwerke AG in den 80er Jahren wurde aufgrund ökologischer Bedenken ebenso auf Eis gelegt (SYNERGO 1992).

Einen neuen Vorstoß unternahmen die Stadtwerke Feldkirch im Jahr 2008. Trotz wiederholter Bedenken wurden 2010 die naturschutz-, forst- und gewässerrechtlichen Bewilligungen für ein Kraftwerk am Illspitz erteilt. Seit Sommer 2012 laufen die Bauarbeiten, ab dem Frühjahr 2014 sollen dadurch rund 6.500 Haushalte mit Strom versorgt werden (STADTWERKE FELDKIRCH 2013).

Die Stauhöhe durch die Wehranlage soll 3,5 m betragen, die Ill wird dabei auf einer Länge von 1,5 km aufgestaut. Weder Geschiebetransport noch Hochwasserabfluss sollen laut Angaben der Illwerke durch den Kraftwerksbetrieb beeinträchtigt werden, der Grundwasserspiegel würde nur im Nahbereich des Kraftwerks (200 m) eine Änderung von +/- 20 cm erfahren (STADTWERKE FELDKIRCH 2013).

Als **ökologischen Ausgleich** für das Kraftwerk am Illspitz werden folgende Begleitmaßnahmen getroffen (STADTWERKE FELDKIRCH 2013):

- Fischeauf- und Abstieghilfen bei der Wehranlage (Schlitzpassgerinne), über die Rampe und beim Krafthaus (Rechenfenster und Schlitzpassgerinne) sowie über das Nebengerinne der „Kleinen Ill“
- Renaturierungsmaßnahme im Stau- und Stauwurzelbereich linksseitig der Ill durch Auflösung der linearen Uferlinie und Bildung einer Flachwasserzone
- Umgehungsgerinne „Kleine Ill“: ein 1,7 km langes, mäandrierendes Nebengerinne durch die „Obere Au“ mit Dotierung des Meininger Gießens und Anbindung an den Ehbach-Kanal

- **Grundwasseranreicherung** (300 l/s) der Partenwiese bei mittleren und tiefen Grundwasserständen. Die unterirdischen Leitungen münden in das verlängerte Gerinne des Matscheler Baches, wobei die Hälfte des eingeleiteten Wassers über das Bachbett versickern und den Grundwasserspiegel anheben soll. Einer Überhöhung der Grundwasserstände wird durch gezielte Drosselung der Dotation entgegengewirkt.
- **Dotation des Matscheler Baches** über die nicht versickerte Restwassermenge, wodurch eine permanente Wasserführung gewährleistet wird.

Die ökologischen Ausgleichsmaßnahmen basieren zumindest teilweise auf den Empfehlungen, die im Rahmen des **Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes (NGP)** für das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet wurden. Das im Zuge der Neugestaltung der Illmündung von 2000 bis 20002 angelegte Umgehungsgerinne soll durch die neuen Kraftwerkspläne angepasst und optimiert werden. Für die untere Illstrecke beginnend von Fkm 0,3 bis 4,1 sieht der Maßnahmenkatalog des Gewässerbewirtschaftungsplanes eine Aufweitung des linken Illufers um 100 - 150 m vor, wodurch die Flusssdynamik erhöht, Schwall und Hochwassergefahr indes gesenkt werden sollen. Eine Vernetzung mit den Auwaldungen sowie eine Anhebung des Grundwasserspiegels wären weitere wichtige Aspekte dieser Maßnahme (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

Die ökologischen Ausgleichsmaßnahmen durch den Kraftwerksbau beinhalten zwar eine Aufweitung der Ill, jedoch ist diese auf eine Länge von 300 m beschränkt. Die Möglichkeit einer weiteren Aufweitung ab Flusskilometer 1 muss noch geprüft werden (STADTWERKE FELDKIRCH 2013). Für die Strecke ab Flusskilometer 4,1 bis zur Kapfchlucht (Fkm 6,8) ist zumindest eine Strukturverbesserung der Gewässermorphologie vorgesehen (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

Die Mündung des **Spirsbachs** (Fkm 0,0 bis 0,4, Fertigstellung 2009) wurde gemäß Maßnahmenkatalog des Gewässerentwicklungskonzepts von 2002 bis zur alten Illmündung vorgestreckt und dadurch die Anbindung an den Alpenrhein optimiert. Ein mäandrierender Mündungsverlauf ermöglicht dabei eine eigenständige Dynamik und Entwicklung der Vegetation (RUSCH 2009).

Aufgrund eines Dammbrochs im Zuge der Bauarbeiten für das Kraftwerk wurde das neue Spirsbachbett jedoch im Oktober 2012 überflutet und zerstört.

Zu den weiteren im Rahmen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie umzusetzenden Maßnahmen zählt die Wiederherstellung der dynamischen Eigenentwicklung des Baches (Fkm 0,1 bis 1,45), dessen Anbindung und Vernetzung zu den Auenstandorten und Nebengewässer sowie eine flussmorphologische Verbesserung ab Fkm 3. Die starre lineare Führung soll durch Uferrückbau aufgelockert und durch Uferbewuchs aufgewertet werden. Damit geht eine Extensivierung der forst- und landwirtschaftlichen Nutzung der Randflächen einher (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010a).

Das „**Entwicklungskonzept Alpenrhein**“ der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) sowie der Internationalen Rheinregulierung (IRR) ist ein „*schutzwasserwirtschaftlich motiviertes Projekt*“, das die Grundlage für die kommende Entwicklung des Alpenrheins hinsichtlich des Hochwasserschutzes und der Verbesserung der Bereiche Grundwasser, Ökologie und Naherholung bildet (IRKA/IRR 2005).

Im Gegensatz zu früheren Ansichten kann demnach ein langfristiger Hochwasserschutz nur mit der Aufweitung des Rheinbettes verwirklicht werden. Durch die Aufweitungen könnten die Eintiefungstendenzen der Rheinsohle und das weitere Absinken des Grundwasserspiegels aktiv unterbunden werden, die natürliche Entwicklung eines gewässertypischen Flussbettes sowie einer gewässerbegleitender Vegetation wären erwünschte Begleiterscheinungen dieser Maßnahmen. Weiters soll die Vernetzung mit dem Umland und den Zuflüssen, die Passierbarkeit für Fische, eine Lösung der Schwallproblematik aber auch das Potenzial der Grundwasser- und Wasserkraftnutzung gewährleistet und erhalten werden (IRKA/IRR 2005).

Im Bereich des Untersuchungsgebietes werden Maßnahmen für die Schwallproblematik an der Ill (Maßnahme 30: Schwalldämpfung Ill) sowie Aufweitungen im Bereich der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals und Bangs (Maßnahme 28: Aufweitung Bangs) und zwischen Zollamt Bangs und der Illmündung (Maßnahme 29: Aufweitung Illspitz) vorgeschlagen.

Als prioritäre Maßnahme gelte die **rechtsufrige Aufweitung** zwischen Bangs und der Illmündung auf einer Länge von 4 km. Die maximale Ausdehnung des Flussbettes auf 250 m würde einen mit Nebengewässern und überschwemmten Auwäldern bereicherten Abschnitt im Nahbereich des Natura-2000-Gebietes schaffen, wenngleich der Spirsbach zugunsten des Hochwasserschutzes nicht direkt integriert werden könnte. Dennoch würde die Vernetzung des Gewässersystems und eine Anhebung des Grundwasserspiegels erreicht werden (LEBENDIGER ALPENRHEIN 2013).

In absehbarer Zeit konkret umgesetzt wird das Projekt „**RHESI**“ („Rhein-Erholung und Sicherheit“), das eine Aufweitung des Rheinbettes zwischen Illmündung und Einmündung des Rheins in den Bodensee vorsieht. Bis zum Herbst 2013 sollen zwei ausgewählte Kombivarianten (beidseitige Aufweitung und Dammabrückung oder selektive Aufweitung ohne Dammabrückung) überarbeitet und zur Abstimmung gebracht werden. Erste Baumaßnahmen könnten dann ab 2017 durchgeführt werden (RHESI 2013).

2.4.5. Rezente Waldbewirtschaftung

Nofler Au

Mit dem Absinken des Grundwasserspiegels wurde die Waldbewirtschaftung vor allem nach dem zweiten Weltkrieg deutlich intensiviert. Die durch die Beweidung ohnehin stark dezimierte Naturverjüngung wurde durch **Fichten- und Kiefernplantagen** ersetzt. Ebenso erging es zahlreichen Streuwiesen im Gebiet. Die Lose für die Mitglieder der Agrargemeinschaft wurden lange Zeit in Form von Kahlschlägen ausgegeben, wodurch von Fichten dominierte Altersklassenwälder entstanden.

Bis vor 20 Jahren war der **Kahlschlagbetrieb** (um 0,5 – 2 ha) noch die gängige Praxis der Waldbewirtschaftung².

Die Reste der Weichholzaue (Weiden, Grauerlen und Pappeln) am Rheinvorland wurden im Zuge der Hochwassersicherung in den Jahren 1955-1958 gerodet. Seither werden die Flächen größtenteils beweidet (FULTERER 2011).

Anfang der 60er Jahre wurden noch ca. 72 ha der „Nofler Au“ als Mittelwald, 55 ha als Niederwald bewirtschaftet. Aufgrund des sinkenden Grundwasserspiegels konnten diese als unproduktiv deklarierten Flächen im Laufe der Jahre in Hochwald umgewandelt werden. Die **Erlenbestände** der „Erlenau“ (25 ha) wurden in den Jahren 1966-1970 vollständig durch Nadelholzbestände (Fichte, Tanne, Kiefer, Lärche) ersetzt. Ebenso wurden zahlreiche Festmeter an Erlen, Pappeln und Weiden (1965: 4000 rm Erlen) im „Baganel“, „Schlatt“, am Illspitz und in der restlichen Nofler Au für die Aufstockung von Fichten geschlägert (AGRARGEMEINSCHAFT ALTGEMEINDE ALTENSTADT 1963-1974).

Die damals zu beobachtende Wipfeldürre einiger Altbäume nahe des Illspitzes und des Matscheler Bergles wurde von Gutachtern mit der Änderung der Grundwasserverhältnisse in Verbindung gebracht. Die Umwandlung der natürlichen Bestände in Fichtenforste wurde nicht zuletzt deshalb forciert (AGRARGEMEINSCHAFT ALTGEMEINDE ALTENSTADT 1965).

Bald machten sich jedoch auch die negativen Auswirkungen der standortsfremden Fichtenmonokulturen bemerkbar; die flachwurzelnden Fichten fielen zunehmend Stürmen zum Opfer.

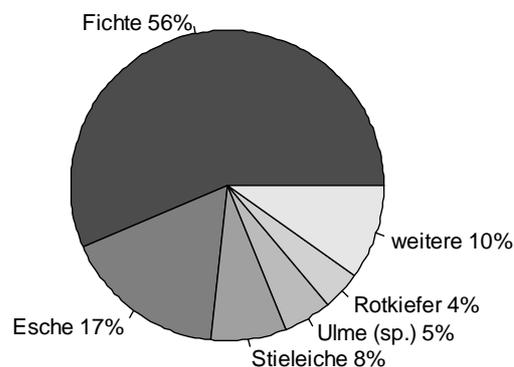
Große **Schadensereignisse** fielen in die Jahre...

- 1967 mit 3500 fm in der Nofler Au
- 1994 mit 5.400 fm in Nofler und Gisinger Au
- 2003 mit 1.500 fm in Nofler und Gisinger Au
- sowie 1954, 1990 und 1995.

² Gespräch mit dem Förster der Agrargemeinschaft Altenstadt, Georg Fulterer, Juli 2012

Ebenso erhöhte sich das Risiko des **Sekundärschädlingbefalls** (v.a Rotfäule und Borkenkäfer). 1990 wurden 1.250 fm, 2003 5.700 fm, 2004 6.500 fm, 2005 2.500 fm und 2006 4.100 fm an Käferholz aufgearbeitet (Zahlen beziehen sich auf den gesamten Waldbesitz der Agrargemeinschaft Altenstadt; FIEL 2010). Primärbestockungen in der „Erlenau“ mussten aufgrund von Rotfäule großflächig wieder geräumt und mit Laubholz nachbesetzt werden (AGRARGEMEINSCHAFT ALTGEMEINDE ALTENSTADT 1989). Der Anteil an Schadholz ist dementsprechend hoch, im Jahr 2004 waren es fast zwei Drittel des Gesamteinschlages in der Nofler Au (AGRARGEMEINSCHAFT ALTGEMEINDE ALTENSTADT 2006).

Die Fichtenbestände (vor allem Altholzreste über 130 Jahre) werden deshalb – zumindest stellenweise – durch Laubbaumarten ersetzt, Tanne und Rotkiefer werden aber immer noch für den Bedarf an Nadelholz gepflanzt. Kahlschläge reduzieren sich meist auf Schadholzflächen, bei denen – wenn möglich – auf Naturverjüngung standortgerechter Baumarten gesetzt wird. Bei Bedarf wird überwiegend mit Laubhölzern (90 %) nachbesetzt, auf tiefgründigen und nährstoffreichen Böden vor allem mit Stieleiche und Vogelkirsche, auf mittleren Böden mit Bergahorn und Linden. Dazwischen werden vereinzelt Schwarzerlen, Hainbuchen und Rotbuchen, aber eben auch Rotkiefern (vor allem im Bereich des Ill-Dammes) sowie Tannen aufgeforstet. Die **Baumartenverteilung** der Nofler Au und die offensichtliche Dominanz der Fichte ist in **Grafik 6** ersichtlich.



Grafik 6: Baumartenverteilung der Nofler Au in % (Quelle: HIEBELER 2007)

Bei gesunden Beständen kommen vermehrt **Femel- und Schirmschlag** zum Einsatz. Dabei werden Fichten entfernt und standortgerechte und natürlich verjüngte Baumarten wie Esche, Berg- und Feldulme sowie Stieleiche freigestellt. Altbestand wie auch Jungwuchs dieser Baumarten sind fast zu Gänze aus **Naturverjüngung** entstanden, wobei vor allem die Esche und stellenweise auch die Bergulme im Unterwuchs dominieren. Alle Rotbuchen und Bergahornbestände wurden hingegen vom Bewirtschafter eingebracht, zumindest der Bergahorn verjüngt sich jedoch meist sehr erfolgreich².

2005 wurden 4.777 fm in der Nofler Au geschlägert, davon 3.217 fm an Nutzholz, 966 fm Brennholz und 594 fm Schleifholz (VOLLVERSAMMLUNG AGRARGEMEINSCHAFT ALTENSTADT 2006). Für die **Wertholzproduktion** werden Zukunftsbäume ausgewählt und wertgeastet, Bedränger entfernt sowie „störender“ Unterwuchs wie die Waldrebe und andere „Weichlaubgehölze“ entfernt. Die Bewirtschaftung erfolgt meist vollmechanisiert, das heißt mit Einsatz von Harvester und Forwarder. Voraussetzung hierfür ist eine gute Erschließung mit Forststraßen. Von 1999 bis 2010 wurde dabei das Wegenetz der Nofler Au um ca. 2000 m erweitert (FULTERER 2011).

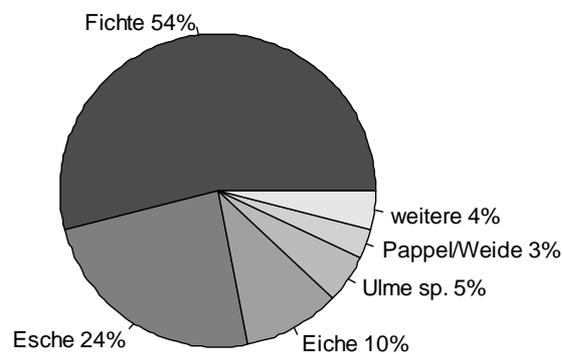
Meininger Au

Die Auwälder zwischen Ill, Frutz und Rhein sind von einer ähnlichen Entwicklung geprägt wie die der Nofler Au. Über Jahrhunderte hinweg wurden die Waldflächen in Meiningen beweidet. Erst um 1950-1960 verlagerte sich der Weidegang auf das abgeholzte Rheinvorland. Spuren der Waldweide sind auch heute noch an älteren Fichtenbeständen sichtbar³.

In den 50er und 60er Jahren wurden vermehrt Fichten gepflanzt, die **Christbaumproduktion** stellte dabei eine wichtige Einnahmequelle dar. Aufgrund des stagnierenden Absatzes durch den Christbaumverkauf und einem „Umdenken“ in der Agrargemeinschaft wird seit vielen Jahren vermehrt auf **Laubholzbewirtschaftung** gesetzt (AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012).

Schlechtwüchsige Fichtenreinbestände werden durch **Klein-Kahlschläge** (0,5 ha) geräumt und mit Bergahorn, Linden, Vogelkirsche, Stieleiche und Schwarzerle aufgeforstet. Eine Aufforstung mit Weißtanne ist aber auch in Meiningen stellenweise nicht ausgeschlossen. Der natürlichen Verjüngung wird jedoch wenn möglich Vorrang gegeben. Besonders Esche und Bergahorn dominieren im Unterwuchs, Stieleiche und Ulme verjüngen sich hingegen nur sehr spärlich³.

Für die Produktion von hochwertigem Nutzholz werden Zukunftsbäume herangezogen, knapp über die Hälfte (370 von 720 fm) des jährlichen Hiebsatzes wird dabei im Zuge der **Vornutzung** geschlägert (AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012).



Grafik 7: Baumartenverteilung der Meininger Au in %
(Quelle: AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012)

³ Gespräch mit dem Obmann der Agrargemeinschaft Meiningen, Martin Kühne, Juli 2012

2.5. Der Alpenrhein

Der **Alpenrhein** ist ein Abschnitt des Rhein-Stromes und erstreckt sich nach dem Zusammenfluss von Hinter- und Vorderrhein bei Reichenau über 90 km bis zur Mündung in den Bodensee.

Das insgesamt 6123 km² große Einzugsgebiet (4648 km² bei der Messstelle Bangs - AMT DER VORARBLERGER LANDESREGIERUNG 2013), wovon 1,4 % vergletschert sind, umfasst große Teile der Schweizer Kantone St.Gallen und Graubünden, des Bundeslandes Vorarlberg sowie ganz Liechtenstein und einen kleinen Bereich Italiens. Die wichtigsten Zubringer sind die Plessur (GB), Landquart (GB), Tamina (SG), Ill und Frutz (V). Zusätzlich entwässern der Werdenberger Binnenkanal (SG) und der Liechtensteiner Binnenkanal (FL) große Teile des Rheintals in den Alpenrhein (MICHOR 2003).

Der Alpenrhein wird durch ein **nivales Abflussregime** bestimmt, das jedoch von einem **pluvialen Regime** überlagert wird. Neben der **Schneeschnmelze im Frühling** wirken sich demnach größere **Niederschlagsmengen** in den **Sommermonaten** auf den Abfluss des Alpenrheins aus (MICHOR 2003). Dadurch ergibt sich ein Abflussmaximum im Juni, gefolgt von den Monaten Juli, Mai und August. Das Abflussminimum verlagert sich in die Wintermonate Dezember bis Februar (**Grafik 9**, MADER et al. 1996).

Die **Mittelwasserabflüsse** (MQ) schwanken zwischen 116 m³/s bei Domat/Enns (GB), 163 m³/s bei Bad Ragazn (SG) und 238 m³/s in Diepoldsau (V). Durch den Speicherbetrieb der Kraftwerke und Stauseen kommt es zu einer Umlagerung der Abflüsse von den Sommer- (- 8 m³/s) in die Wintermonate (+32 m³/s) (LEBENDIGER ALPENRHEIN 2013). Ebenfalls treten tägliche Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf, in Diepoldsau wurde 1997 eine Schwankung von bis zu 175 m³/s gemessen (MICHOR 2003).

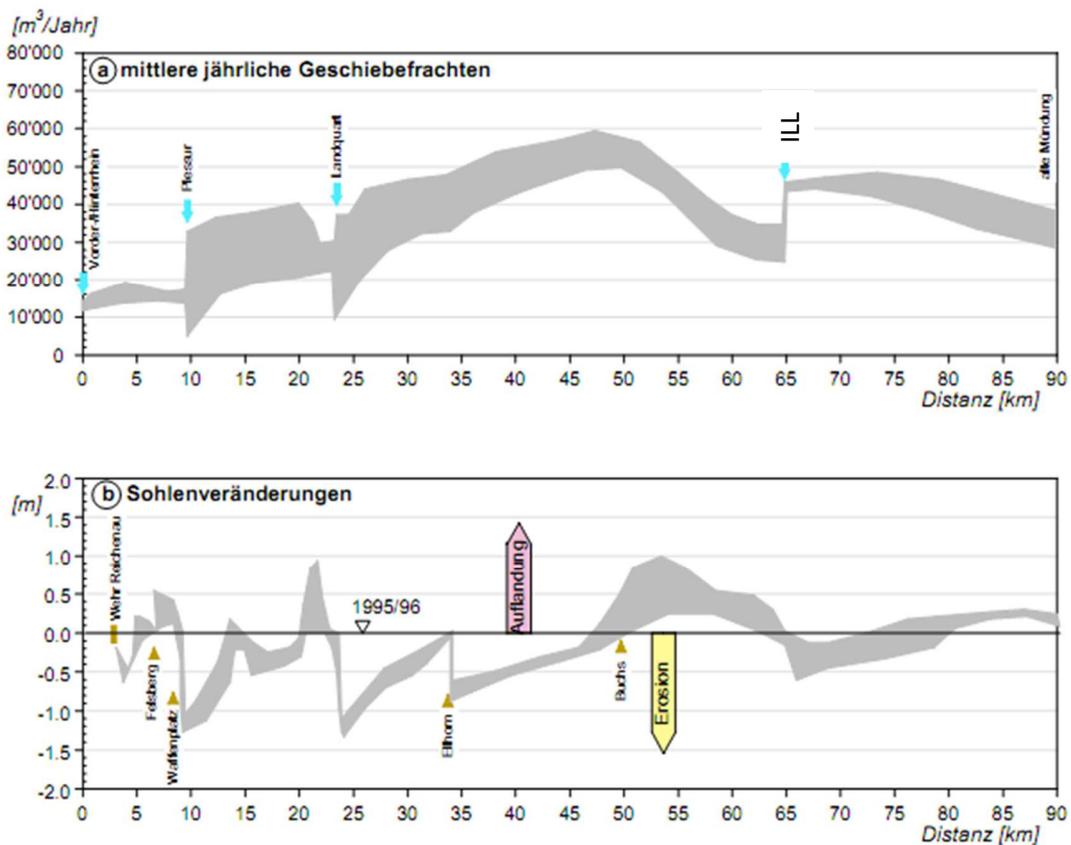
Extreme **Hochwasserereignisse** treten meist im Sommer oder Herbst auf und werden durch süd- oder nordzentrierte Niederschläge gesteuert. Während die südzentrierten Niederschläge (Hochwässer in den Jahren 1834, 1868, 1927, 1954 und 1987) vorwiegend im Einzugsgebiet des Hinter- und Vorderrheins fallen, liegt das Zentrum der nordzentrierten Niederschläge (Hochwässer 1910, 1999, 2005) im Rheintal selbst sowie im Einzugsgebiet der Ill und der Landquart (MICHOR 2003). **Tabelle 1** zeigt die Abflussspitzen eines jährlichen, 5-jährlichen, 10-, 30-, 100- und 300-jährlichen Hochwassers bei der Messstelle Bangs.

Das Flussbett des Alpenrheins ist von **Hochwasserschutzbauten** geprägt. Von Landquart bis zur Illmündung wird der Fluss von Hochwuhren auf eine Breite von 100 m eingeeengt, das Gefälle sinkt in diesem Abschnitt von 3 ‰ auf 1,5 ‰. Flussmorphologische Strukturen sind nur in Form von alternierenden Kiesbänken vorhanden. Von der Illmündung bis zum Bodensee herrscht ein Doppeltrapezprofil mit Primärdamm, einem ca. 100 m breitem Vorland und einem Sekundärdamm vor. Das Gefälle fällt entlang der Strecke unter 1 ‰ (MICHOR 2003).

Tabelle 1: Hochwassergrößen des Rheins an der Messstelle Bangs (Quelle: LAND VORARLBERG 2013)

Hochwasser	Abfluss [m ³ /s]
HQ 1	845
HQ 5	1295
HQ 10	1500
HQ 30	1825
HQ 100	2180
HQ 300	3000

Die Alpenrheinstrecke ist durch einen Wechsel von **Anlandungs- und Erosionsflächen** charakterisiert. Im Untersuchungsgebiet besteht durch die markante Senkung des Gefälles eine Auflandungszone etwas oberhalb der Illmündung während knapp vor und unterhalb der Mündung die Sohle weiter erodiert. Deutlich wird dies bei der anfallenden Geschiebefracht, die bis vor die Illmündung deutlich abfällt und anschließend aufgrund der einsetzenden Erosion wieder ansteigt (**Grafik 8**).



Grafik 8: Durchschnittliche, jährliche Geschiebefracht des Alpenrheins in der Periode von 1975 bis 1995 (oben) sowie prognostizierte Sohlenveränderung in den nächsten 25 Jahren für Bedingungen wie in der Periode 1975 bis 1995 (unten) (Quelle: © HUNZIGER&ZARN 2001).

Durch die Kiesentnahmen zwischen 1950 und 1974 tiefte sich die Sohle jedoch entlang des gesamten Untersuchungsgebietes um **mindestens zwei** Meter ein (HUNZIGER&ZARN 2001). Simulationen der Sohlenveränderung prognostizieren in den nächsten 25 Jahren eine **Anlandung oberhalb der Illmündung**, wobei das Ausmaß aufgrund mehrerer Faktoren eher ungewiss ist. **Unterhalb der Illmündung** ist mit einer weiteren **Sohleintiefung** von einem **halben Meter** zu rechnen (**Grafik 8**, HUNZIGER&ZARN 2001, IRKA&IRR 2005).

Der **ökologische Zustand** des Rheins entlang des Untersuchungsgebiets wird mit „**schlecht**“ beurteilt. Die Hydrologie ist aufgrund der Schwallbeeinflussung negativ zu beurteilen, ebenso verhält es sich mit der **Gewässermorphologie** (Zustand „**mäßig**“). Es besteht das Risiko, den „guten Zustand“ zu verfehlen (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

2.6. Die Ill

Die Ill erstreckt sich von ihrer Quelle in der Silvretta-Gruppe bis zur Mündung in den Rhein über eine Länge von 72 km. Mit ihren Hauptzuflüssen Lutz und Alfenz erreicht das Einzugsgebiet der Ill beim Pegel Gisingen eine Fläche von 1281,4 km², wobei nur 1 % davon vergletschert ist (BELZ 2007).

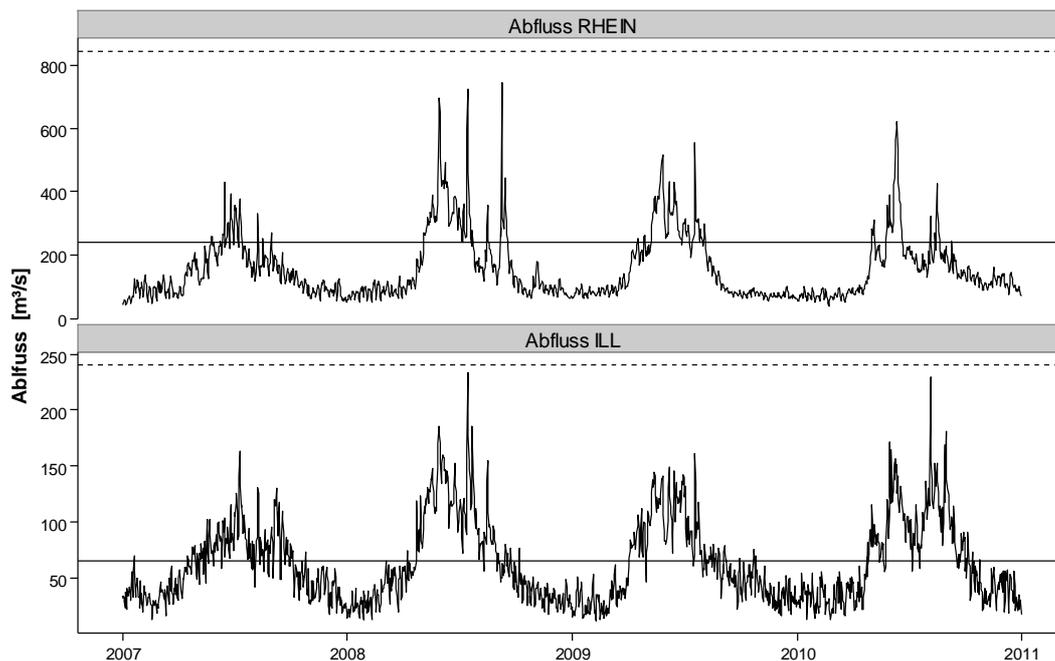
Nach der Abflussregimetypologie Österreichischer Fließgewässer (MADER et al. 1996) folgt die Ill einem **komplexen, winternivalen Regime** mit einem deutlichen Abflussmaximum in den Sommermonaten (meist Juni) und einem Abflussminimum in den Wintermonaten (meist Februar). Einen zweiten, allerdings sehr gering ausgeprägten Anstieg gibt es in den Wintermonaten, der aufgrund der steigenden Temperaturen und Niederschläge eine ansteigende Tendenz aufweist (**Grafik 9**, BELZ 2007).

Der langjährige mittlere Abfluss beim Pegel Gisingen beträgt 65,8 m³/s, der bisher niedrigste beobachtete Wert lag bei 3,58 m³/s (Jänner 2005), der höchste bei 689 m³/s (August 2005) (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2013).

Tabelle 2 zeigt die Abflussspitzen eines jährlichen, 5-jährlichen, 10-, 30-, 100- und 300-jährlichen Hochwassers.

Tabelle 2: Hochwassergrößen der Ill an der Messstelle Gisingen (Quelle: LAND VORARLBERG 2013)

Hochwasser	Abfluss [m ³ /s]
HQ 1	240
HQ 5	405
HQ 10	470
HQ 30	590
HQ 100	820
HQ 300	950



Grafik 9: Abflussganglinie des Rheins und der Ill zwischen 2007 und 2011
(durchgezogene Linie: mittlerer, jährlicher Abfluss; gestrichelte Linie: HQ1-Ereignis)

Die Ill weist entlang des Untersuchungsgebietes keinerlei Stau- oder Restwasserstrecken auf, die Beeinträchtigung durch die Kraftwerke Walgau und Hochwuhr ist jedoch beträchtlich (Schwall:Sunk > 5:1) (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b). Der Speicherbetrieb der zahlreichen Staustufen bewirkt zudem einen künstlich erhöhten Abfluss in den Wintermonaten (BELZ 2007, SPINDLER 1996).

Das Flussbett ist im unteren Bereich durchgehend begradigt und folgt einem Trapezprofil, das beidseitig von Vorländern und Uferdämmen begrenzt wird (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b). Nach der abgeschlossenen Regulierung der Ill 1938 kam es zu einer durchgehenden **Eintiefung** der Illsohle. Im Zeitraum von 1934 bis 1958 betrug die Eintiefung ca. 1 m zwischen Fkm 0 und Fkm 4,4 und 1,6 m oberhalb von Fkm 4,4. Mit dem Bau der Sohlrampe 1962 erhöhte sich das Flussbett von Fkm 2,8 bis zur Mündung wieder um 2,8 m, bis Fkm 4,4 erfolgte eine weitere Eintiefung um 1,3 m (Zeitraum 1958-1986) (SYNERGO 1992). Oberhalb Fkm 4,4 kam es in den letzten 30 Jahren zu einer Eintiefung von 1-2 cm/Jahr (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b).

Laut dem Gewässerbewirtschaftungsplan von 2009 wird der **ökologische Zustand** der Ill mit „**schlecht**“ beurteilt (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010b). Grund hierfür ist primär der **schlechte biologische Zustand**, der anhand von Befischungen eruiert wird. Sowohl bei der **Gewässermorphologie** (Zustand „mäßig“) als auch bei der Hydrologie (Schwallbeeinflussung) besteht das Risiko, den „guten“ Zustand zu verfehlen. Dennoch kann das „**gute ökologische Potenzial**“ bis 2027 erreicht werden.

2.7. Spirsbach und andere Augewässer

Der **Spirsbach** (auch: Spiersbach) und sein grenzübergreifendes Gewässersystem gehören zum Einzugsgebiet des Alpenrheins. Mit einer Länge von 7,1 km (4 km in Vorarlberg) umfasst das Spirsbachsystem ein Einzugsgebiet von 22,3 km². Dabei münden sämtliche Matschelser Gießen, Gräben und Bäche in den Spirsbach, der wiederum bei Fkm 65,1 in den Rhein fließt. Aufgrund des tiefen Grundwasserstandes wird eine durchgehende Wasserführung jedoch nur über einer Dotation aus dem Liechtensteiner Binnenkanal (0,5 m³/s) erreicht (REY 2001).

Das künstlich überprägte **nivale Abflussregime** des Spirsbachs zeigt nur eine geringe Amplitude im Jahresgang. Dank fehlender Schwallbeeinflussung kommt es zu keinen nennenswerten täglichen Wasserstandsschwankungen. Mit Ausnahme der Spirsbachmündung folgt der Bach einem monotonen Trapezprofil mit steiler Böschung und fehlender Beschattung durch Uferbewuchs (SPINDLER 1996).

Der **ökologische Zustand** wird laut Gewässermanagementplan von 2009 mit „**unbefriedigend**“ bewertet, die **Sohl- und Uferdynamik** ist größtenteils nur „**mäßig**“ ausgeprägt (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010a).

Eine Besonderheit der Auwaldungen in Matschels und Meiningen stellen die **Gießenbäche** dar. Aufgrund der unterschiedlichen Sedimentation früherer Rheinablagerungen sind zwischen den Rhein- und Illschottern einzelne Lehmlinsen eingelagert, die zu einer Stauung des Grundwassers und zu **Quellaustritten** in die Gießenbäche führen. Grundwassergießen sind bei natürlicher Beschattung winterwarme-sommerkalte Gewässer, die durch eine geringe Fließgeschwindigkeit charakterisiert sind (BROGGI 1992, zit. nach MORD 1996). Im natürlichen Zustand wären diese Gießenbäche permanent wasserführend, durch die Grundwasserabsenkungen fallen die meisten jedoch mittlerweile regelmäßig trocken (Unterriedgraben, Matschelser Bach). Nur der Leimenbach und der Seitenbach beim Bergele führen noch regelmäßig Wasser. Das Stillgewässer Hechtloch besitzt nur noch einen Bruchteil der ursprünglichen Wasserfläche, die Vernetzung mit dem Spirsbach ist zeitweise beschränkt. Die Gießenbäche bei Meiningen sind ebenfalls durch anhaltende Austrocknungsphasen gefährdet. Viele der Gräben folgen zudem einer monotonen Linienführung und sind künstlich eingengt (SPINDLER 1996).

In **Tabelle 3** ist die – etwas veraltete - hydrologische Bewertung der Gewässer abgebildet, **Tabelle 4** zeigt die Gesamtbeurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit, basierend auf der Gewässerhydrologie, -morphologie, den Fisch- und Benthosbestand, der Gewässergüte und den chemisch-physikalischen Faktoren laut ÖNORM M 6232 (veraltete Fassung 1995).

Tabelle 3: Beurteilung der Gewässerhydrologie der Gießenbäche im Untersuchungsgebiet

(aus SPINDLER 1996; 1= natürlich, 1-2= naturnah, 2= wenig beeinträchtigt, 2-3 = deutlich beeinträchtigt, 3= stark beeinträchtigt, 3-4=naturfern, 4= naturfremd)

Gewässer	Einzugsgebiet	Gefälle	Abfluss	Strömung	Grundwasser-	Gesamtbeurteilung
Ehbachkanal	2	1-2	2	2	2	2
Gießbach	2	1	2-3	1-2	2-3	2-3
Matschelser B.	1-2	1	3	2	3	3
Hechtloch	1-2	1	3	2	3	3
Leimenbach	1-2	1	3-4	2	3-4	3-4
Unterriedgraben	1-2	1	4		4	4

Tabelle 4: Gesamtbeurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gießenbäche im Untersuchungsgebiet

(aus SPINDLER 1996; 1 = ökologisch Funktionsfähigkeit unbeeinträchtigt, 1-2= ök. Ff. geringfügig beeinträchtigt, 2= ök.Ff mäßig beeinträchtigt, 2-3= ök.Ff. wesentlich beeinträchtigt, 3= ök.F)

Gewässer	Hydrologie	Morphologie	Fische	Benthos	Gewässergüte	chem.-phys	Gesamt
Ehbachkanal	2	3-4	3	3-4	3	3	3-4
Gießbach	2-3	3	1	1	2	1-2	3
Matschelser B.	3	3	4	4	2	1-2	4
Hechtloch	3	1	4	4	2	1-2	4
Seitenbach	3	1	3	3	2	1-2	3
Leimenbach	3-4	3	4	n.b	k.A	1-2	4
Unterriedgraben	4	2-3	4	n.b	k.A	1-2	4

2.8. Grundwasserverhältnisse

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich des **Grundwasserträgers des Alpenrheintals** (Einzelgrundwasserkörper „Rheintal“ nach BGBl. II Nr. 479/2006), der sich über 100 km von Reichenau bis in den Bodensee erstreckt und eine Fläche von 450 km² (202 km² in Vorarlberg) einnimmt (TRÖSCH 2005, AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2004).

Der bedeutendste Grundwasserleiter im Gebiet ist jedoch der **III-Schwemmfächer**, mit einer Mächtigkeit von 20-50 m, einem Volumen von 900 Mio. m³ und einem Grundwasservorrat von geschätzt ca. 100 – 150 Mio. m³ (LOACKER 1993, zit. nach ZODERER 2011). Der III-Schwemmfächer beginnt ab der Kapfchlucht und verläuft rechtsufrig entlang eines ca. 2 km breiten Streifens in Richtung Rhein. Am orographisch linken Flussufer weitet er sich nach dem Schellenberg bis zur Ostgrenze von Nofels aus (SYNERGO 1992).

Der Grundwasserstrom teilt sich dabei in zwei große Hauptstromrichtungen auf. Der erste Strom umfließt den Ardetzenberg entlang des alten III-Verlaufs bei Feldkirch-Altenstadt und vereinigt sich

später mit dem flussbegleitenden Grundwasserstrom. Dieser zweite Hauptstrom folgt dem heutigen Flusslauf, muss jedoch beim Durchgang durch die Kapf fast vollständig neu gebildet werden.

Dadurch liegt die Grundwasseroberfläche in diesem Bereich deutlich unterhalb von 10 m. Die Grundwasserspeisung erfolgt hier dennoch überwiegend über das Illwasser (STARCK 1970).

Im Mündungsbereich der Ill weicht die Fließrichtung des Grundwasserstromes nach Norden ab, in Rheinnähe kommt es zu einer Überlagerung des rheinbegleitenden Grundwasserstromes (ZODERER 2011).

Die **Grundwasserneubildung** im Ill-Frutz-Schwemmfächer wird wie folgt bilanziert (SYNERGO 1992):

– **Infiltration von Niederschlägen**

Etwa die Hälfte des Niederschlages geht über Evapotranspiration verloren, ein weiterer Teil fließt direkt über Oberflächengewässer ab. Die Jahresinfiltration über die Oberfläche wird mit ca. 315 mm pro Jahr geschätzt (Jahresniederschlag 1204 mm).

– **Hangwasser und Zufluss über Talflanken**

Der Anteil an unterirdisch infiltrierendem Hangwasser dürfte recht groß sein. Der Zustrom von Tosters liegt zwischen 80 l/s und 250 l/s, der von Valduna/Rankweil bei ca. 191 l/s (AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012).

– **Infiltration aus der Ill**

Diese macht den größten Anteil an der Grundwasserneubildung aus. Unterhalb von Fkm 4,0 infiltrieren bis zu 500 l/s aus der Ill. Andere Quellen sprechen von 50 bis 80 l/s pro Flusskilometer entlang der Unteren Ill (LOACKER 1993, zit. nach ZODERER 2011).

– **Andere Zuflüsse**

Für den rechtsufrigen Bereich zwischen Ill, Frutz und Rhein wurden für das Jahr 2008 Grundwasserzuflüsse über die Frutz und ihre Zubringer in der Höhe von 1.226 l/s angegeben, wobei große Mengen davon über die Vorflut und den Norwest-Rand abfließen (mittlere Bilanzmenge; TK CONSULT 2011 zit. nach AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN 2012).Der tatsächliche Zufluss in das Ill-Grundwasserfeld wird auf ca. 100 l/s geschätzt (SYNERGO 1992).

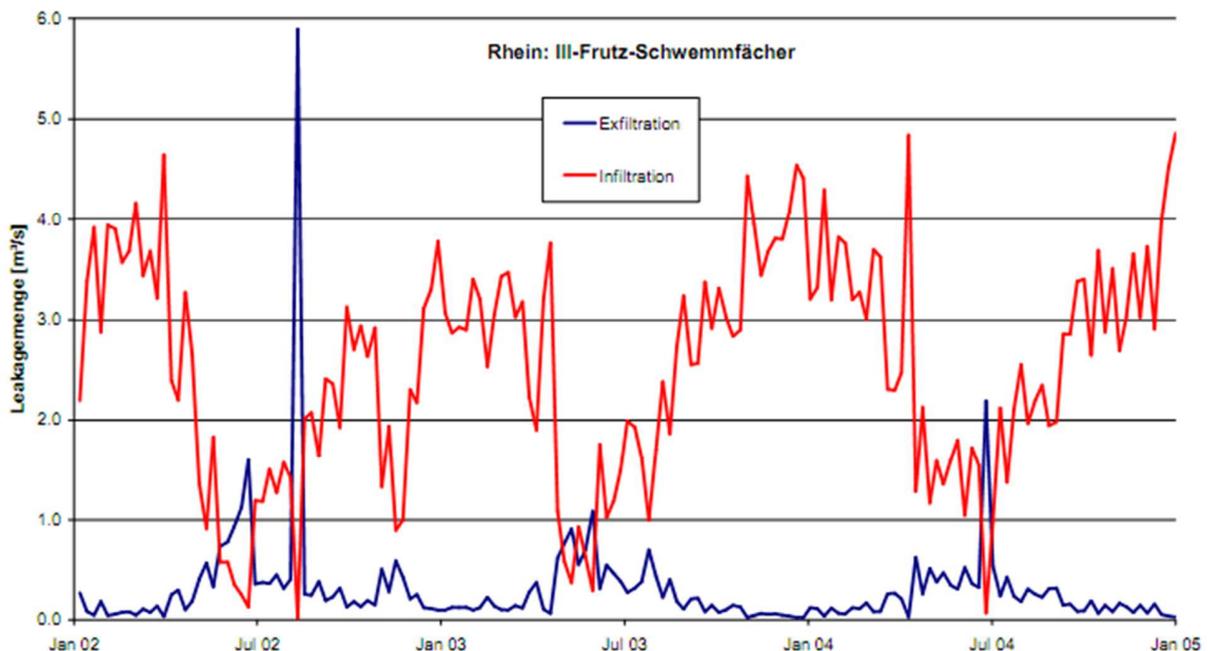
Für das Gebiet der „Nofler Au“ wird ein jährlicher **Grundwasserabfluss** von 60 bis 80 Mio. m³ angenommen (LOACKER 1993, zit. nach ZODERER 2011).

Als **Vorfluter** wirken der Spirsbach und die zahlreichen Gräben und Grundwassergießen, deren Bachbett im natürlichen Zustand unterhalb der Grundwasseroberfläche liegen würde. Daneben kommt es zwischen Bangs und Matschels sowie im Bereich des unteren Ehbachkanals zur Exfiltration in den Rheingrundwasserstrom (BASLER 1983).

Die vielfach angesprochene Absenkung der Rheinsohle führte auch zu einer drastischen **Absenkung der Grundwasseroberfläche**, die Illsohle sowie das Bachbett der Gießen kommen seither stellenweise über der Grundwasseroberfläche zu liegen (ZODERER 2011). Letztere verlieren dadurch den Kontakt zum Grundwasser und trocknen regelmäßig aus. Zudem wird die Infiltration von Illwasser verringert, da das Grundwasser nur mehr über die Flusssohle und nicht mehr über das durchlässige Ufer mit dem Fluss in Verbindung steht (BASLER 1983).

Grundwasseranreicherungen und -austritte finden sich in Bereichen, in denen das Grundwasser durch feine Sedimente oder Erhebungen gestaut wird oder zwei Grundwasserströme aufeinander treffen. Dies trifft auf das „Matschelser Bergle“ und die einzelnen Lehmlinsen sowie auf den Nahbereich des stauenden Rheinstromes zu (STARCK 1970).

Das Ausmaß der Grundwasseranreicherung ist in Auen generell mehr von der Dynamik des Flusswasserstandes als von lokalen Niederschlägen abhängig. Während der größte Teil des Grundwassers entlang der „Unteren Ill“ von Ill(hoch-)wässern gespeist wird, kommt es im Nahbereich des Rheins zwischen Bangs und Frutzmündung aufgrund der tiefen Rheinsohle vermehrt zur **Exfiltration** von Grundwasser in den Fluss. Nur bei Hochwässern wird das Grundwasser rückgestaut, der Grundwasserspiegel steigt dadurch an und wird wiederum von Rheinwasser infiltriert (**Grafik 10**, AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2004, TRÖSCH 2005).

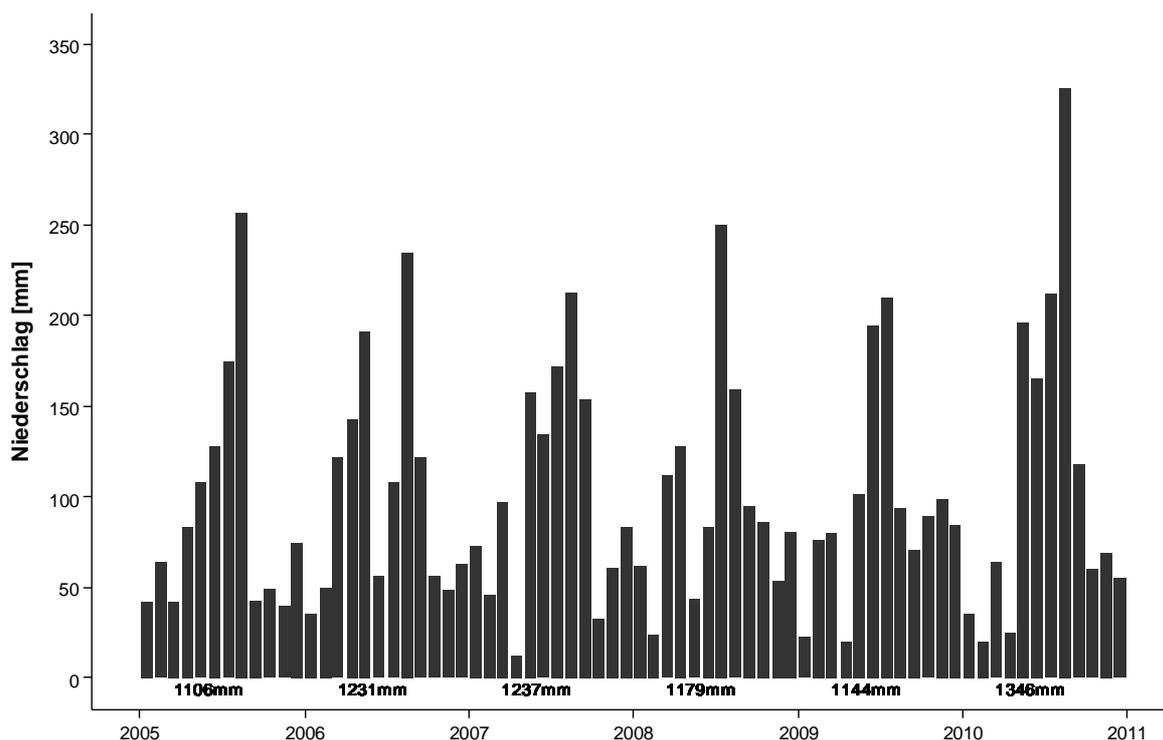


Grafik 10: Zu- und Wegflüsse des Rheins. Abschnitt Kummaberg bis Rugell (Quelle: © TK CONSULT 2007)

2.9. Klima

Die nachfolgenden Daten der Klimaverhältnisse im Großraum Bangs-Matschels stammen aus dem mehrbändigen Werk „Klima in Vorarlberg“ (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2010c, 2010d). Die Daten beschreiben den langjährigen Durchschnitt von 1961-1990.

Die mittlere jährliche Niederschlagssumme liegt bei 1204 mm in Feldkirch und 1266 mm in Meiningen mit einem **Niederschlagsmaximum im Sommer** und einem **Minimum im Winter (Grafik 11)**.



Grafik 11: Monatliche Niederschlagssummen bei der Messstelle Feldkirch – Gisingen von 2005-2010 (Werte unter den Balken geben die Jahressumme an)

An durchschnittlich 51 Tagen ist das Gebiet mit Schnee bedeckt, die längste, ununterbrochene Schneedeckendauer liegt bei 27 Tagen.

Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 8,5 °C, an durchschnittlich 82,3 Tagen fällt das Thermometer unter 0 °C (Frosttage). Die mittleren Maximaltemperaturen liegen im Bereich von 32-34 °C, die niedrigsten Werte zwischen minus 16 und minus 14 °C.

Die mittlere Länge der Vegetationsperiode (Tagesmittel von mind. 5 °C) wird mit 254 Tagen angegeben.

3. METHODIK

3.1. Übersicht

Die in der Einleitung aufgeworfenen Fragen verlangen nach einer vielseitigen Methodik, die die unterschiedlichen charakteristischen Merkmale der Au bestmöglich erfasst.

Hierzu zählen Untersuchungen zur **Grundwasser- und Abflussdynamik**, eine Analyse der **Bodenprofile** sowie eine ausführliche Bewertung der **floristischen Merkmale** und eine **syntaxonomischen Einordnung** der Waldbestände. Der Einfluss der Bewirtschaftung wurde mit Hilfe der **HEMEROBIE**-Bewertung nach (GRABHERR et al. 1998) ermittelt.

Für genauere Aussagen über den aktuellen Grundwassereinfluss im Untersuchungsgebiet wurde - ähnlich wie in vergleichbaren Studien ((LEYER 2005), (BÜCHELE 2007))- eine **Flurabstandskarte** mittels **KRIGING** in ArcMap berechnet. Die Flurabstände wurden in einem weiteren Schritt für das Sampling Design der Vegetations- und Hemerobieaufnahmen herangezogen.

3.2. Datenquellen und Software

Für das Stichprobendesign und die Auswertung der Daten wurde folgende Software verwendet (siehe **Tabelle 5**).

Tabelle 5: Für die Studie verwendete Software

Software	Version	Anwendung
ArcGIS	10.0	Stichprobendesign Flurabstandskarte
TURBOVEG	2.82d	Eingabe der Vegetationsaufnahmen
JUICE	7.0.78	Auswertung der Vegetationsaufnahmen
R	2.15.3	Statistische Analysen
MS Access	2010 & 2003	Eingabe Hemerobie- und Bodendaten

Die verwendeten Daten und Quellen sind in **Anhang 1**, **Anhang 2** und **Anhang 3** aufgelistet.

3.3. Ermittlung der Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet

Der **Grundwasserflurabstand** ist als lotrechter Höhenunterschied zwischen der Geländeoberkante und der Grundwasseroberfläche definiert (HANNAPEL&LIMBERG 2007).

Durch einfache Raster-Subtraktion der flächendeckend berechneten Grundwasserstände von einem digitalen Höhenmodell (DHM, siehe **Anhang 9**) in ArcMap ergibt sich dabei der gewünschte Flurabstand des Grundwasserspiegels.

Die Erfassung der Grundwasserstände für das gesamte Untersuchungsgebiet wurde mit den zur Verfügung stehenden Daten der Grundwassermessstellen und einem geeigneten **geostatistischen Interpolationsverfahren** realisiert.

Für die Berechnung von Grundwasserflurabständen und Niederschlag-Abfluss-Beziehungen kommen dabei vorwiegend deterministische Verfahren zum Einsatz, bei welchen die wichtigsten physikalischen Faktoren mathematisch in das Model miteinbezogen werden. Voraussetzung hierfür ist jedoch die genaue Kenntnis der physikalischen und naturräumlichen Gegebenheiten und deren Einfluss auf die einzelnen Messwerte. Da diese Informationen oft nicht eindeutig zu bestimmen sind und die Genauigkeit der Berechnung nicht ermittelt werden kann, haben sich in der Hydrogeologie stochastische Methoden, vor allem das so genannte **Kriging**, bewährt (BUCHER 1994).

Beim **Kriging** handelt es sich um ein lineares Schätzverfahren, das auf dem Prinzip der räumlichen Korrelation basiert und den zu berechnenden Wert am Schätzpunkt anhand eines gewichteten Mittels der umliegenden Messwerte ermittelt (BUCHER 1994).

Die Gewichtung ergibt sich dabei aus der jeweiligen Entfernung der Messwerte zueinander sowie aus deren Verteilung und Richtung in der Fläche (GAU 2010). Voraussetzung für das Kriging ist demnach die Quantifizierung der räumlichen Abhängigkeit (Autokorrelation) der Variablen, welche durch ein empirisches Semivariogramm dargestellt werden kann (BUCHER 1994).

Das **empirische Semivariogramm** $\gamma(h)$ beschreibt dabei die halbe Varianz (var) der Differenz der Werte aller Punktpaare, die durch den Abstand h voneinander entfernt sind (siehe **Gleichung 1**, AHMADI& SEDGHAMIZ 2007):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

N (h) Anzahl der Punktpaare, die durch den Abstand h voneinander getrennt sind
Z (x) Größe der Variable

Gleichung 1: Formel für die Ermittlung des empirischen Semivariogramms

Bei vorhandener räumlicher Autokorrelation weisen dabei näher gelegene Positionspaare ähnlichere Werte (und somit kleinere γ -Werte) auf, mit zunehmender Entfernung erhöhen sich die Differenz und somit auch die γ -Werte, die Autokorrelation stagniert. Für die Vorhersage von Attributwerten an unbekannt Positionen muss indes ein passendes Modell (**theoretisches Semivariogramm**), sprich eine kontinuierliche Funktion gefunden werden (BUCHER 1994).

Die wichtigsten in ArcGIS auswählbaren Modelle sind die sphärische, exponentielle, kreisförmige, lineare und die Gauß'sche Funktion (ESRI 2013).

Mit der aus dem theoretischen Semivariogramm ermittelten Gewichtung der Mittelwerte wird das eigentliche Kriging durchgeführt, dem folgende Gleichung zugrunde liegt (**Gleichung 2**, AHMADI& SEDGHAMIZ 2007):

$$Z^*(x_p) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

$Z^*(x_p)$ der durch Kriging ermittelte Wert an der Stelle x_p
 $Z^*(x_i)$ der bekannte Wert an der Stelle x_i
 λ die Gewichtung der Kriging-Schätzung

Gleichung 2: Grundformel des Krigings

Ähnlich wie bei rein deterministischen Verfahren besteht beim **Universal-Kriging** die Möglichkeit, einen offensichtlich richtungsabhängigen Trend bzw. „Drift“ bei bzw. vor der Berechnung der Attributwerte zu berücksichtigen. Dieser Drift ist vor allem bei grundwasserbezogenen Daten oftmals vorhanden, kann jedoch nur bei genauer Kenntnis der physikalischen Gegebenheiten a priori vom Modell ausgeschlossen werden (ESRI 2013).

Eine einfachere Möglichkeit, eine Richtungsabhängigkeit der Schätzwerte zu berücksichtigen, ist die Einbeziehung der **Anisotropie** innerhalb des **Ordinary-Kriging** Verfahrens. Dabei basiert die Abhängigkeit des Semivariogramms nicht nur auf der Entfernung der Punkte, sondern auch auf deren Orientierung (KITANIDIS 1997). Das Vorkommen einer Anisotropie kann dabei visuell durch den Vergleich mehrerer Variogramme bestimmt werden (AHMADI&SEDGHAMIZ 2007).

Oftmals ist es zudem sinnvoll, zusätzliche Informationen anderer Messgrößen, wie zum Beispiel Niederschlags-, Abfluss-, oder Geländehöhen, in die Berechnung einfließen zu lassen. Mit dem **Co-Kriging**-Verfahren ist dies prinzipiell möglich, jedoch müssen die Messdaten in einer höheren räumlichen Dichte vorliegen und deutlich mit den Ausgangsvariablen korrelieren (BUCHER 1994). Für das Untersuchungsgebiet kommen dabei nur die Geländehöhen aus dem **digitalen Höhenmodell** in Frage. Hierfür wurde jeweils ein Einzelwert im Abstand von 10x10 m aus dem DHM ermittelt und in die Modellberechnung inkludiert.

Für das Kriging wird eine (annähernd) normale Verteilung der Daten (KITANIDIS 1997) und eine homogene Verteilung der räumlichen Variation über die gesamte Untersuchungsfläche („regionalisierte Variablentheorie“) vorausgesetzt (ESRI 2013). Die Überprüfung auf Normalverteilung wurde mit Hilfe des Shapiro-Wilk-Tests in R durchgeführt, der Einfluss einer Transformation wurde ebenfalls getestet.

Die Modellerstellung beschränkt sich in dieser Arbeit auf das **Ordinary-Kriging**. Es wurden Modelle mit den Standardeinstellungen von ArcGIS (mit und ohne automatischer Optimierung) sowie Anisotropie-Modelle im normalen Kriging-Verfahren als auch im Co-Kriging-Verfahren erstellt und miteinander verglichen.

Von den 20 Grundwassermessstellen wurden die **Jahresmittelwerte von Mai 2007 bis inklusive April 2008** für das Kriging verwendet. Mit den Einstellungen der gewählten Variante wurden zudem die **mittleren monatlichen Maximal- und Minimalwerte** des Zeitraums von Mai 2007 bis April 2008 für weitere Interpolationen herangezogen.

Die Überprüfung der einzelnen Kriging-Varianten erfolgt in der Regel mit Hilfe der **Kreuz-Validierung** (HANNAPPEL&LIMBERG 2007, BUCHER 1994, AHMADI&SEDGHAMIZ 2007, MACHIWAL 2012). Bei der Kreuz-Validierung wird jeder bekannte Messwert aus dem Datensatz herausgenommen und über die Interpolation neu ermittelt. Die Abweichung der berechneten Werte von den realen Werten gibt dabei Auskunft über die Güte des gewählten Modells. Relevante statistische Größen sind der mittlere Fehler (Mean Error), der mittlere quadratische Fehler (Root Mean Square Error) sowie der standardisierte mittlere quadratische Fehler (Root Mean Square Standardized Error).

3.4. Sampling Design

Das Sampling Design für die Auswahl der Vegetations- und Hemerobieaufnahmeflächen wurde zur Gänze in **ArcMap** erstellt.

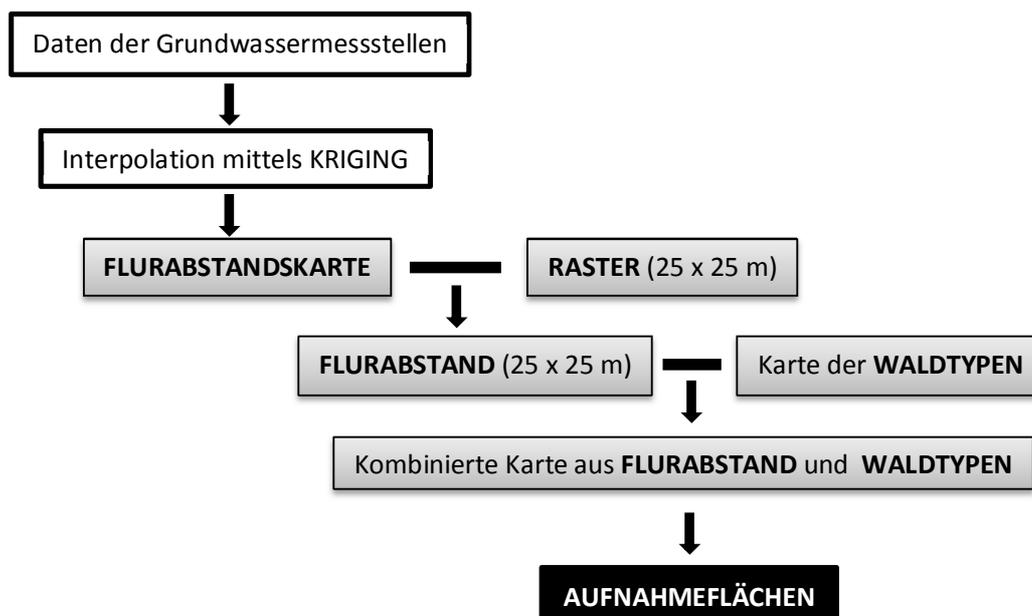
Die Auswahl der Vegetations- und Hemerobieaufnahmeflächen beruht auf einem **stratifizierten Stichprobendesign** („stratified random sampling“).

Im Gegensatz zu einem rein zufälligen Stichprobendesign wird das Untersuchungsgebiet hierfür anhand ökologischer Parameter und/oder bereits bestehender Kartierungsergebnisse vorab in Untereinheiten (Straten) eingeteilt und daraus zufällige Stichprobenflächen ermittelt (TRAXLER 1997).

Für die vorliegende Arbeit wurden folgende Informationen für die Einteilung der Untereinheiten herangezogen:

- die eigens berechnete Flurabstandskarte (siehe **Kapitel 6.1**)
- eine von der Forstabteilung des Landes Vorarlberg zur Verfügung gestellte digitale Karte mit den verzeichneten **Waldtypen**
- ein **flächendeckender Raster** mit einer Zellgröße von 25 x 25 m (625 m²) und nördlicher Ausrichtung

Die Flurabstandskarte wurde in ArcMap mit dem Raster verschnitten und jeder Rasterzelle das gewichtete arithmetische Mittel der Flurabstände der einzelnen Rasterzellen-Teilflächen zugewiesen. Dieser Vorgang wurde ebenfalls mit der Waldtypenkarte durchgeführt, die anschließend wiederum mit der Raster-Flurabstandskarte kombiniert wurde (siehe **Grafik 12**).



Grafik 12: Schema des Sampling Designs

Die Anzahl der möglichen Untereinheiten wurde durch eine Einteilung der Flurabstände in Klassen reduziert. Da mögliche Unterschiede der Vegetation vor allem im flurnahen Bereich vermutet wurden, wurde eine entsprechende Klasseneinteilung festgelegt (siehe **Tabelle 6**).

Laut Waldtypen-Karte kommen folgende Wald-Lebensräume im Untersuchungsgebiet vor:

- Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald
(Subassoziation der vertrocknenden Aue, Ausbildung mit Weißsegge)
- Grauerlenbruchwald
- Braunerde – Buchenwald (typische Subassoziation)

Die Kategorien „Feldgehölze“, „Dammverbuschungen“ sowie „Brachen“ wurden nicht berücksichtigt, die in der Waldtypenkarte als „Umwandlungs- und Aufforstungsflächen“ ausgewiesenen Bereiche wurden in Hinblick der Hemerobiebewertung zur Klasse des „Eichen-Ulmen-Eschen-Auwalds“ gestellt. Für die Waldtypen „Grauerlenbruchwald“ und „Braunerde-Buchenwald“ musste aufgrund der geringen Flächenanzahl auf eine weitere Aufteilung nach Flurabstand verzichtet werden.

Das letzte Verschneidungsprodukt in ArcMap liefert somit zehn Untereinheiten (siehe **Tabelle 6**). Für die eng gefassten Flurabstandsklassen (Klassen 1-5 sowie Klasse 10) wurden jeweils **vier**, für die restlichen (Klassen 6-8) jeweils **acht** Stichprobenflächen mittels Zufallsauswahl ermittelt.

Ein **Mindestabstand** von 50 m wurde – wenn möglich – zwischen den Aufnahmeflächen eingehalten, bei den Waldtypen „Grauerlenbruchwald“ (Klasse 9) und „Braunerde-Buchenwald“ (Klasse 10) konnte dies aus den oben genannten Gründen jedoch nicht immer eingehalten werden. Gleichfalls konnten für den Waldtyp „Grauerlenbruchwald“ nur drei Standorte ausgewählt werden.

Neben den im Sampling Design ermittelten Aufnahmeflächen wurden **Besonderheiten im Vegetationsbestand** während der Kartierung getrennt untersucht und die Artenlisten laufend ergänzt.

Tabelle 6: Klasseneinteilung des Verschneidungsprodukts Flurabstand - Waldtyp

Klasse	Flurabstand	Waldtyp	Flächen
1	bis 1,5m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	11-14
2	bis 1,75m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	21-24
3	bis 2m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	31-34
4	bis 2,5m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	41-44
5	bis 3m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	51-55
6	bis 4m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	61-68
7	bis 5m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	71-78
8	über 5m	„Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald“	81-88
9	beliebig	„Grauerlenbruchwald“	91-93
10	beliebig	„Braunerde-Buchenwald“	101-104

Für die **Hemerobiewertung** (Suffix -H) wurden **zwei** (bzw. **eine** bei „Grauerlenbruchwald“ und „Braunerde-Buchenwald“) der Flächen pro Klasse zufällig ausgewählt. Als naturnahe **Referenzfläche** wurde zudem eine Stichprobenfläche (F01H) nahe der Frutzmündung im Gelände ausgewählt und deren Hemerobiewert bestimmt. Die Verteilung der Aufnahmeflächen im Untersuchungsgebiet ist in **Anhang 10** ersichtlich.

3.5. Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten

3.5.1. Typisierung der Grundwasserpegel

Auen sind durch eine ausgeprägte Grundwasserdynamik charakterisiert, die eng mit dem Abflussverhalten der angrenzenden Fließgewässer in Verbindung steht (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2004; ERFTVERBAND 2002b; BÜCHELE 2007; HARTUNG 2002). Für die Typisierung der Grundwasserstandsganglinien wurden folgende Parameter untersucht:

- Abhängigkeit der Grundwasserganglinie von den saisonalen **Hoch- und Niedrigwasserabflüssen** der Fließgewässer sowie der lokalen Niederschläge
- Änderung der Grundwasserganglinie mit der **Entfernung zum Fließgewässer**
- **Amplitude der Grundwasserpegelschwankungen**
- Abstand der Grundwasseroberfläche zur Geländeoberfläche (**Flurabstand**) und Auswirkung auf die Grundwasserganglinie

Hierfür wurden die **Abflussganglinien** von Rhein (Pegel Bangs) und Ill (Pegel Gisingen), die **Niederschlagsdaten** von Feldkirch (Gisingen) sowie die **Grundwasserdaten** der einzelnen Messstellen (**Anhang 2** und **Anhang 3**) und die daraus errechneten Grundwasserflurabstände herangezogen. Die geringste Entfernung zum Fließgewässer (Ill oder Rhein) wurde rechnerisch in ArcMap ermittelt.

3.5.2. Grenzwerte für einzelne Biotoptypen

Gemäß der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (RL2000/60/EG, Anhang V) ist für den „guten mengenmäßigen Zustand“ eines Grundwasserkörpers auch der Zustand der grundwasserabhängigen Ökosysteme maßgebend. Dabei soll eine „**signifikante Schädigung**“ dieser Lebensräume vermieden werden.

Im Zuge des Projekts zur *„Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen“* wurden Kriterien ermittelt, mit denen sich der aktuelle Zustand des Grundwasserkörpers eines Auenökosystems bzw. die Wahrscheinlichkeit einer „signifikanten Schädigung“ bezüglich der Grundwassersituation beurteilen lassen (ERFTVERBAND 2002b).

Die Beurteilungskriterien des ERFTVERBAND (2002b) geben einen guten Überblick über die Grundwassersituation und den möglichen Einfluss auf die Vegetation, weshalb sie auch in dieser Studie Verwendung finden sollen.

Für grundwasserabhängige Biotoptypen wurde anhand von Literaturwerten eine Übersicht erstellt, die die maßgeblichen mittleren Grundwasserhöchst- und Tiefststände sowie beobachtete Extremwerte für jeden einzelnen Biotoptyp beinhaltet. Aus dem kleinsten (Tiefstand) bzw. größten (Höchststand) mittleren Grundwasserpegel wurden die äußeren Grenzen des Flurabstandes für den jeweiligen Biotoptyp eruiert (ERFTVERBAND 2002b, DVWK 1996). **Tabelle 7** beinhaltet die für das Untersuchungsgebiet relevanten Biotoptypen.

Tabelle 7: Äußere Grenzen des Flurabstandes für die einzelnen Biotoptypen
(nach ERFTVERBAND 2002b, Namen modifiziert nach WILLNER 2007, [...] bei entsprechenden Bedingungen (feinkörnige Bodentextur) noch grundwasserabhängig)

Biotoptyp (Verband)	Assoziation	Äußere Grenzen des Flurabstandes (cm)		Extremwerte (cm)	
		untere	obere	Tief	Hoch
Linden – Ahorn Edellaubmischwälder (Tilio-Acerion)	Carici pendulae – Aceretum	0	150 [500]	< 0	
Eichen - Hainbuchenwälder (Carpinion)	Stellario - Carpinetum	0	260 [500]	< 0	260
Tieflagen – Grauerlenwald (Alnion incanae)	Equiseto – Alnetum incanae	0	120	< 0	250
Eichen – Ulmen – Eschenauwald (Alnion incanae)	Fraxino - Ulmetum	50	280	< 0	> 300

Für die Beurteilung der Grundwassersituation im Untersuchungsgebiet wurden folgende Kriterien laut ERFTVERBAND (2002b) berücksichtigt:

– **Kriterium 1: Äußere Grenzen des Flurabstandes**

Der mittlere jährliche Grundwasserstand sollte die äußeren Grenzen in **Tabelle 7** nicht über- bzw. unterschreiten. Für wechselfeuchte Biotoptypen sollten dafür jeweils mindestens monatliche Grundwassermesswerte verwendet werden.

– **Kriterium 2: Vergleich mit dem langjährigen Mittel**

Liegt der untersuchte Pegel innerhalb der äußeren Grenzen des Flurabstandes gemäß Kriterium 1, so soll die Schwankung vom langjährigen Mittel nicht größer sein als 50 cm. Hierbei werden die Jahresmittel der Grundwasserpegel mit einem 10-jährigen Referenzzeitraum verglichen.

Dieser bezieht sich auf die 10 Jahre vor in Kraft treten der Wasserrahmenrichtlinie (1991-2000).

– **Kriterium 3: Änderung des Grundwasserstandes bei wechselfeuchten Biotoptypen**

Für klassisch wechselfeuchte Biotoptypen (alle bis auf das Carici pendulae – Aceretum) kommt das Kriterium 2 nicht zur Anwendung.

Hier tritt bei Erfüllung von Kriterium 1 eine „signifikante Schädigung“ dann ein, wenn das langjährige Mittel der Höchst- und Tiefststände (2001-2010) das des Referenzzeitraumes (1991-2000) deutlich über- bzw. unterschreitet. Für die Berechnung der jährlichen Maxima bzw. Minima bedarf es mindestens monatlicher Messwerte.

– **Kriterium 4: Amplitude der Grundwasserspiegelschwankungen**

Das Ausmaß der Spiegelschwankungen ist besonders für wechselfeuchte Biotoptypen von hoher Bedeutung und sollte deshalb zusätzlich in die Beurteilung miteinfließen (ERFTVERBAND 2002b).

Hierzu wurden die tatsächlichen Schwankungsamplituden mit Angaben der Literatur verglichen.

3.6. Erhebung der Bodenmerkmale

Für die Charakterisierung der Böden im Untersuchungsgebiet wurden mehrere Bodenmerkmale im Feld erhoben. Die Ansprache der **Bodenart** und **Gründigkeit** sowie eine grobe Einteilung der **Bodenhorizonte** und Ansprache der **Bodentypen** sollen dabei einen Überblick über die Bodenverhältnisse geben. Die Erhebung der Bodenmerkmale erfolgte im Frühjahr (Ende März bis Anfang April) 2012.

Für die Beurteilung der **Humusauflage** und der **Struktur des Oberbodens** wurde eine Spatenprobe genommen. Gründigkeit und Bodenhorizonte konnten mit Hilfe eines vom Land Vorarlberg zur Verfügung gestellten Schlagbohrers/Erdbohrstocks (Durchmesser ca. 30 mm, Bohrlänge 1 m) angesprochen werden. Schlagbohrer ermöglichen eine Erfassung auch tiefer gelegener Bodenschichten, für eine genaue Ansprache der Bodenhorizonte sind diese aufgrund ihres geringen Durchmessers jedoch weniger geeignet. Da für die Untersuchung keine anderen Bodenwerkzeuge zur Verfügung standen, der Zustand des Bodens jedoch von großer Bedeutung für die Analyse des Standorts ist, wurde dennoch eine grobe Einteilung der Horizonte vorgenommen. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen müssen somit aber kritisch betrachtet werden.

Die einmalige Probenentnahme erfolgte im Umkreis von 10 m des süd-westlichen Koordinatenpunktes der Aufnahme­fläche (siehe **Grafik 13**). Dabei wurde auf eine ausreichend große Entfernung zu Altbäumen, (Rücke-) Wegen, Bestandesrändern u.a. geachtet (BFW 2013), bei inhomogenen Flächen sowie wechselnder Gründigkeit wurden mehrere Bodenprofile untersucht.

Die untersuchten Bodenmerkmale umfassen jene der **Hemerobiebewertung**, wurden jedoch nach NESTROY (et al. 2000) modifiziert und erweitert. Die Ansprache der Bodentypen erfolgte ebenfalls laut der „Systematischen Gliederung der Böden Österreichs“ (NESTROY et al. 2000).

3.6.1. Bodenart und Humustyp

Die Bodenart wurde mit Hilfe der Fingerprobe geschätzt und für den Ober- sowie Unterboden getrennt angegeben, der Humustyp wurde mit der Spatenprobe ermittelt (**Tabelle 8**).

Tabelle 8: Einteilung der Bodenmerkmale "Bodenart" und "Humustyp"

Code	Bodenart	Code	Humustyp
1	Sand	1	Mull
2	lehmiger Sand	2	Moder
3	sandiger Lehm	3	Rohhumus
4	Lehm	4	Torf
5	Ton	5	mullartiger Moder
6	toniger Lehm	6	moderartiger Mull
7	lehmiger Ton	7	rohhumusartiger Moder
8	überwiegend schluffig	8	Anmoor

3.6.2. Skelettanteil

Die Ansprache des Skelettanteils erfolgte laut **Tabelle 9**.

Tabelle 9: Einteilung des Bodenmerkmals "Skelettanteil"

Code		
1	feinskelettreich	mineralische Gemengteile im Boden < 2 mm
2	groskskelettreich	mineralische Gemengteile im Boden > 2 mm
3	steinig, kiesig	Korngrößen bis 60 mm
4	blockig	Korngrößen > 60 mm
5	anstehender Fels	Felsflächen ohne Mineralboden und Auflagehumus
6	Fels flächig	Felsflächen ohne Mineralboden, Humus auf mehreren m ²

Dabei betreffen die Codes 1-3 die Korngrößen im Mineralboden, Codes 4-6 die gesamte Probefläche.

3.6.3. Bodengefüge und Gründigkeit

Die Zuordnung des Bodengefüges wurde getrennt nach Ober- und Unterboden vorgenommen (**Tabelle 10**).

Tabelle 10: Einteilung der Bodenmerkmale "Bodengefüge" und "Gründigkeit"

Code	Bodengefüge	Code	Gründigkeit
1	Einzelkorngefüge	1	sehr flachgründig < 15 cm
2	krümelig	2	flachgründig > 15 < 30 cm
3	rund	3	mittelgründig > 30 < 60 cm
4	polyedrisch	4	tiefgründig > 60 cm
5	plattig, säulig		
6	blockig		
7	massig		
8	Kohärentgefüge		

3.6.4. Bodentyp

Im Zuge der Erstansprache wurde eine Zuordnung zu den allgemeinen Bodentypen getroffen (**Tabelle 11**). Die Horizonte wurden voneinander abgegrenzt sowie deren Mächtigkeit und Merkmale notiert. Ein sichtbarer Wassereinfluss bzw. deutliche Merkmale einer **Vergleyung** (Rost- und Fahlflecken) wurden getrennt vermerkt, ebenso eine (eintretende) **Verbraunung** des Mineralbodens.

Tabelle 11: Einteilung des Bodenmerkmals "Bodentyp"

Code	Bodentyp
2	Braunerde
3	Parabraunerde
13	Anmoor
14	grauer Auboden
16	verbraunter Auboden
17	(Haftnässe-) Pseudogley und „Reliktgley“
18	Augley

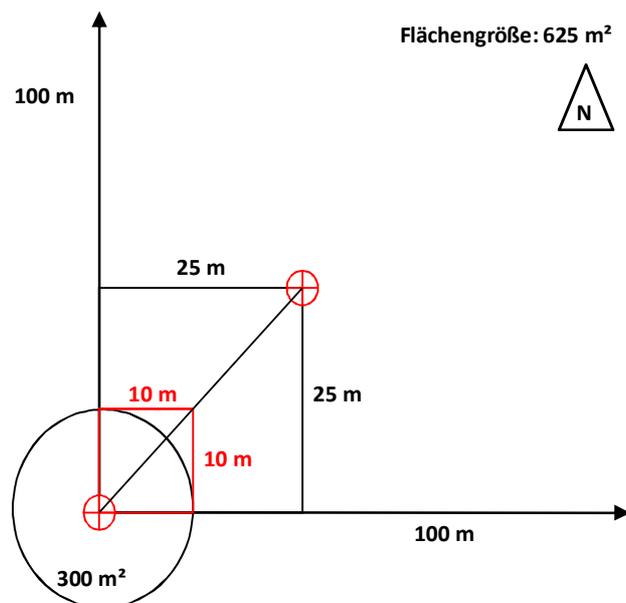
3.7. Vegetationsdaten

3.7.1. Erhebung der Vegetationsdaten

Die Vegetations- und Hemerobieaufnahmen wurden in den Sommermonaten 2011 (Ende Juni bis Mitte September) durchgeführt. Im Frühjahr 2012 (Ende März bis Anfang April) wurden die Aufnahmen um die Frühjahrsblüher ergänzt. Etwaige Nachbestimmungen wurden im Zeitraum Mai bis September 2012 durchgeführt.

Die im Sampling Design ausgewählten Flächen wurden über GPS und Orthofotos im Gelände aufgesucht. Hierfür wurden die Koordinaten des **süd-westlichen** und des **nord-östlichen** Eckpunktes der nördlich ausgerichteten Aufnahmeflächen in das GPS übertragen und die Fläche mit Kompass und Messband ausgemessen. **Störflächen** wurden bis zu einer Größe von 200 m² ignoriert und in die Aufnahme inkludiert, größere Flächen wurden von der Aufnahme ausgeschlossen. Bei vollkommen inhomogenen Flächen wurde die Aufnahmefläche geringfügig verschoben und die Änderung im Aufnahmeblatt festgehalten.

Die Größe der Aufnahmefläche (25 m x 25 m bzw. 625 m²) entspricht der empfohlenen Mindestgröße für Waldstandorte (DIERSCHKE 1994, TREMP 2005, TRAXLER 1997), die Schätzfläche für die Baum- und Strauchschicht umfasst dabei die gesamte Aufnahmefläche. Die Schätzfläche für die Krautschicht wurde mit 10 x 10 m bemessen und vom **süd-westlichen** Eckpunkt beginnend eingerichtet (siehe **Grafik 13**). Bei Störflächen wurde auf den nord-östlichen Eckpunkt ausgewichen.



Grafik 13: Schema der Vegetations- und Hemerobieaufnahmefläche

Arten der Krautschicht, die sich außerhalb der Schätzfläche befanden aber eindeutig zum Bestand der Aufnahme­fläche gehörten, wurden gesondert notiert (**Präsenz/Absenz**). Moose wurden nur bezüglich ihrer Gesamtdeckung berücksichtigt.

Die Aufnahmemethode richtet sich nach der ordinalen Abundanz-Dominanz-Schätzskala (**Artmächtigkeit**, siehe **Tabelle 12**) nach BRAUN-BLANQUET (1951).

Tabelle 12: Artmächtigkeitsskala nach BRAUN-BLANQUET (1951)

Artmächtigkeit	Deckung	Individuenzahl
r		einzelnes Vorkommen
+	< 1 %	spärlich, 1-5 Individuen
1	1 – 5 %	reichlich und geringerer Deckungsgrad (bis 50) oder spärlich und größerem Deckungsgrad (1-5)
2	6 – 25 %	oder sehr zahlreich bei geringerem Deckungsgrad (> 50)
3	26 – 50 %	Individuenzahl beliebig
4	51 – 75 %	Individuenzahl beliebig
5	76 – 100 %	Individuenzahl beliebig

Die Artmächtigkeit wurde für jede Art und jede Bestandesschicht getrennt erhoben. Die Einteilung der **Bestandesschichten** folgt der in vielen österreichischen Monitoringprojekten üblichen Definition (KOCH 1994, zit. nach TRAXLER 1997, **Tabelle 13**).

Tabelle 13: Einteilung der Bestandesschichten

1. Baumschicht (B1)	Oberschicht der Gehölze bei mehr als 5 Meter Bestandeshöhe und einer absoluten Baumhöhe von 2/3 bis 3/3 der höchsten Bäume
2. Baumschicht (B2)	Mittelschicht der Gehölze mit mehr als 5 Meter Höhe und einer absoluten Baumhöhe von 1/3 bis 2/3 der höchsten Bäume.
Strauchschicht (S)	Die Strauchschicht kann eine zweite oder dritte Bestandesschicht bilden und hat eine Höhe von 1-5 Meter. In diese Schicht fallen nur verholzende Baum- und Straucharten
Krautschicht (K)	Gefäßpflanzen bis zu einer Höhe von einem Meter.

Zusätzlich zur eigentlichen Vegetationsaufnahme wurden die Standortdaten **Hangneigung**, **Exposition**, und **Relief** erhoben. Von den Bestandeskriterien der Hemerobiebewertung wurden **Schichtung**, **Schluss**, **Altersstruktur**, **Höhe** und **Schluss** der einzelnen Bestandesschichten sowie die **Brusthöhendurchmesser** der fünf stärksten Bäume notiert (siehe **Kapitel 3.8**.)

3.7.2. Auswertung der Vegetationsdaten

Syntaxonomische Einteilung

Die Aufnahmelisten der Vegetationsaufnahmen wurden in **TURBOVEG** (HENNEKENS&SCHAMINEE 2001) eingegeben und für die syntaxonomische Bewertung in das Programm **JUICE** (TICHY 2002) übertragen.

Nach einer ersten multivariaten Analyse mit Hilfe des **TWINSPAN**-Algorithmus (HILL 1979) wurden die Aufnahmen manuell nachsortiert und eine syntaxonomische Einteilung der Waldflächen anhand der „Wälder und Gebüsche Österreichs“ (WILLNER&GRABHERR 2007a, WILLNER&GRABHERR 2007b) sowie weiterer Literaturangaben (OBERDORFER 1992a; MUCINA et al. 1993) vorgenommen.

Zeigerwertanalyse

Die von Heinz Ellenberg beschriebenen „**Ökologischen Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa**“ (ELLENBERG 2001) haben sich vielfach als nützliche und verlässliche Indikatoren für die ökologischen Verhältnisse eines Standortes erwiesen (DIEKMANN 2003, DZWONKO 2001, SCHAFFERS&SYKORA 2000, DIERSCHKE 1994). Die einzelnen Zeigerwerte basieren rein auf Feldbeobachtungen und spiegeln dadurch lediglich das ökologische Verhalten einer Pflanzenart als deren wirklichen Standortsansprüche wider (ELLENBERG 2001). Die Vorteile der Verwendung von Zeigerwerten gegenüber physikalischen Messungen sind einerseits in der einfachen Herleitung (geringere Kosten, keine Geräte), andererseits in der Tatsache begründet, dass das Vorkommen einer Pflanzenart durch verschiedene und auch fluktuierende Standortparameter bedingt ist, die mit einzelnen Messungen nur schwer erfasst werden können (DIEKMANN 2003).

Die Zeigerwerte nach ELLENBERG (2001) wurden automatisch über die Software **JUICE** (TICHY 2002) ermittelt. Auf eine Gewichtung (= eine quantitative Zeigerwert-Berechnung durch Berücksichtigung der Artmächtigkeit) wurde in dieser Studie verzichtet, die Beurteilung erfolgt hinsichtlich der **Präsenz / Absenz** einer Art (**qualitative Zeigerwert-Berechnung**). Die gemittelten Zeigerwerte für jede einzelne Aufnahme werden in JUICE automatisch mit dem **arithmetischen Mittel** berechnet und wurden deshalb als solche übernommen.

Für die vorliegende Studie wurden nur die **Feuchtezahl (FZ)**, **Lichtzahl (LZ)**, **Stickstoffzahl (NZ)** und die **Reaktionszahl (RZ)** berücksichtigt.

Die Ordinalskala der Zeigerwerte reicht vom niedrigsten Wert 1 (Starkrockniszeiger - FZ, Tiefschattenpflanze - LZ, extremer Stickstoffarmutzeiger – NZ, Starksäurezeiger - RZ) bis zum höchsten Wert 9 (Volllichtzeiger - LZ, extremer Stickstoffzeiger – NZ, Basen- Kalkzeiger - RZ) bzw. zum Wert 12 bei der Feuchtezahl (Unterwasserpflanze). Näheres hierzu findet sich in: „Ökologische Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa“ (ELLENBERG 2001).

Da das Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Baumartenkombination wesentlich verändert wurde, wurden die erste und zweite Baumschicht von der Zeigerwertanalyse ausgeschlossen.

Die Zeigerwerte jeder Aufnahme wurden zu mittleren Zeigerwerten der einzelnen Pflanzengesellschaften und Einheiten (siehe **Kapitel 4.4.1**) zusammengefasst.

Nach vorheriger Überprüfung der **Varianzhomogenität** mittels Fligner-Killeen-Test in R, wurden die unterschiedlichen Einheiten der syntaxonomischen Einteilung mit dem Kruskal-Wallis-Rangsummentest auf signifikante Unterschiede hin untersucht. Wie der Fligner-Killeen-Test lässt sich der Kruskal-Wallis-Test auch bei nicht-normalverteilten Stichproben anwenden, für die abhängige Variable genügt eine Ordinalskalierung (KÖHLER et al. 2012).

Ordination der Vegetationsaufnahmen und Post-hoc Korrelation der Zeigerwerte sowie der Bestandes- und Bodenmerkmale

Die **detrended correspondence analysis** ist eine Weiterentwicklung der gewöhnlichen Korrespondenzanalyse und gilt als meist verwendetes Verfahren der indirekten Gradientenanalyse (LEYER&WESCHE 2007, HILL&GAUCH 1980).

Im Gegensatz zur Hauptkomponentenanalyse (PCA) setzt die DCA ein **unimodales Verhalten** der Arten voraus. Bedingung hierfür ist ein ausreichend langer Gradient, dessen Länge (bzw. der ersten Achse) zumindest über dem Wert 3 liegen sollte (LEYER&WESCHE 2007).

Nach Überprüfung der Gradientenlänge wurden die Bestandes- und Bodenmerkmale sowie die Zeigerwerte mittels **indirekter Gradientenanalyse** (Post-hoc Korrelation) in das Ordinationsdiagramm eingefügt sowie eine **multiple Korrelationsmatrix** für die Vektordaten (Spearman Rang-Korrelationskoeffizient) erstellt.

Die Korrelation der Bodenmerkmale (Faktoren) mit den Zeigerwerten wurde mit Hilfe des Kruskal-Wallis- und Wilcoxon-Rangsummentest überprüft.

3.8. Kartierung der Gießenbäche und der bachbegleitenden Vegetation

Ein bedeutender Bestandteil der Waldungen von Bangs-Matschels und Meiningen stellen die Bäche und Gräben bzw. Grundwassergießen dar.

Im Sommer 2011 und 2012 wurden die **Bäche** (ausgenommen Spirsbach) und **Stillgewässer** (Hechtloch) sowie das **Grabensystem** hinsichtlich ihrer **Wasserführung** und der vorhandenen **Pflanzenarten** untersucht. Die Liste der Pflanzenarten beschränkt sich auf eine **Präsenz/Absenz-Bewertung**, auf eine genaue syntaxonomische Einteilung wurde in dieser Studie verzichtet.

3.9. Methodik der Hemerobiebewertung

Die Ermittlung des Hemerobiegrades erfolgte laut Vorgaben der MaB-Hemerobiestudie „**Hemerobie österreichischer Waldökosysteme**“ (GRABHERR et al. 1998).

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden in der folgenden Beschreibung nicht alle Details der Methodik wiedergegeben, näheres hierzu findet sich in der Studie von (GRABHERR et al. 1998). Etwaige Abweichungen von der Methodik der Hemerobiestudie sind im Text vermerkt.

3.9.1. Auswahl der Probeflächen

In der Hemerobiestudie basiert die Auswahl der Probeflächen auf den vier Hektar großen Traktflächen der **Österreichischen Waldinventur**. Pro ausgewählten Trakt wurden dabei vier Einzelflächen eingerichtet.

Aufgrund der begrenzten Größe des Untersuchungsgebietes konnte diese Methodik nicht angewendet werden. Für die Untersuchung der Waldflächen in der Nofler Au und Meininger Au wurden deshalb pro Klasse eine bzw. zwei Einzelflächen (625 m²) zufällig ausgewählt (siehe **Kapitel 3.4**), der Probeflächenaufbau der Einzelfläche entspricht jedoch den Vorgaben der Hemerobiestudie (GRABHERR et al. 1998).

3.9.2. Erhebung der Vegetationsdaten

Die Erhebung der Standorts- und Vegetationsdaten folgt der Aufnahmemethodik der allgemeinen Vegetationsaufnahme (siehe **Kapitel 3.7.1**).

Für jede Probefläche wurde die **Gesamtdeckung** pro Vegetationsschicht in 5 % -Stufen angegeben, unter 5 % erfolgte die Einteilung in < 3 %, 3 % und 3 - 5 %.

Die **Schichtung** des Bestandes wurde mit „einschichtig“, „schwach zweischichtig“ (= keine geschlossene Überschirmung in der zweiten Baumschicht), „zweischichtig“, „drei- oder mehrschichtig“ sowie „stufig“ beurteilt, die Mindestüberschirmung muss dabei 5 % pro Schicht betragen.

Von der Baum- und Strauchschicht wurde die **Höhe** der Individuen mittels Strahlenschatz geschätzt und das Höhenintervall notiert.

Der **Bestandesschluss** wurde nach den Richtlinien der Österreichischen Waldinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1995, zit. nach GRABHERR et al. 1998) wie in der **Tabelle 14** vermerkt.

Tabelle 14: Bestandesschluss

Kategorie	Beschreibung
dicht	Kronen greifen ineinander
geschlossen	Kronen berühren sich
lückig	Lücken im Kronendach, jedoch kleiner als eine Baumkrone
licht	Lücke im Ausmaß einer Baumkrone
räumdig	mehrere Baumkronen hätten Platz

Die **Altersspanne** wurde grob mit „gleichaltrig“ (< 50 Jahre Unterschied), „mittlere Altersspanne“ (50 - 100 Jahre) und „große Altersspanne“ (über 100 Jahre) angegeben. Für eine genaue Beurteilung wurden Bestandesdaten der Agrargemeinschaften herangezogen.

Zusätzlich wurden auffallende Störungszeiger separat notiert, ebenso auftretende Baumanomalien wie Wipfelbruch, Säbelwuchs, Kronenverlichtung u.a.

3.9.3. Erhebung der Bestandes- und Hemerobiekriterien

Baumartenanteile aktuell

Unabhängig von der Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1951) wurde der Deckungsanteil für jede vorkommende Baumart pro Fläche anhand folgender Klasseneinteilung notiert (**Tabelle 15**).

Tabelle 15: Häufigkeitsklassen der aktuellen Baumartenkombination

Klasse	Beschreibung	Deckung (%)
1a	dominant	> 50
2a	subdominant	25 - 50
3a	beigemischt	6 - 25
4a	ingesprengt	1 - 5
5a	fehlt auf Probefläche, im Radius von 50 m vorhanden	1 - 5
0a	fehlt, wird in PNWG erwartet	0

Die Klasse 5 wurde nur vergeben, wenn die betroffene Art in der PNWG mit „ingesprengt“ erwartet wurde.

Stammdurchmesser

Von den fünf stärksten Bäumen der Probefläche wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD) bestimmt und dieser zusammen mit der Angabe der Baumart notiert.

Entwicklungsphase, Wuchsklasse

Die Entwicklungsdynamik und Bewirtschaftungsweise der Probefläche wurde mit der Einteilung in „Entwicklungsphasen“, „Naturnahe Waldbauphase“ und „Wuchsklassen“ erfasst.

Bei der **Entwicklungsphase** handelt es sich um natürliche Wälder, die keiner anthropogenen Beeinträchtigung bzw. Bewirtschaftung unterliegen. Bei natürlicher Verjüngung und fehlender forstlicher Eingriffe wurde der Bestand in Phasen eingeteilt (siehe **Tabelle 16**).

Tabelle 16: Entwicklungsphasen

J/I	Jungwuchsphase / Initialphase
O/P	Optimalphase, Terminalphase
Z/V	Zerfallphase, Verjüngungsphase

Mit **naturnaher Waldbauphase** wurden rein aus Naturverjüngung entstandene Bestände bewertet, die höchstens im Zuge einer Einzelstammentnahme, Femelung oder eines Kleinschirmschlags genutzt werden.

Aufgeforstete und mehr oder weniger gleichaltrige Bestände wurden in **Wuchsklassen** eingeteilt (siehe **Tabelle 17**). Die Angabe mehrerer Klassen ist dabei zulässig. Die Wuchsklassen entsprechen den Angaben der Österreichischen Waldinventur (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1995, zit. nach GRABHERR et al. 1998).

Tabelle 17: Wuchsklassen

Blößen	Waldboden ohne Bewuchs bzw. Überschirmung < 30 %, Windwurfflächen > 500 m ² sowie waldfreie Dauerstörflächen < 500 m ²
Bestandeslücken	Flächen wie bei Blößen, nur < 500 m ² , nicht dauerhaft baumfrei
Jugend I	Bestände bis 1,3 m Baumhöhe
Jugend II	über 1,3 m und bis zu 10 cm BHD
Stangenholz	beliebige Höhe, BHD 10 - 20 cm
Baumholz I	beliebige Höhe, BHD 20 - 35 cm
Baumholz II	beliebige Höhe, BHD 35 - 50 cm
Starkholz	beliebige Höhe, BHD > 50 cm

Nutzung und Beeinflussung

Das Kriterium Nutzung umfasst jene anthropogenen Einflüsse, die sich direkt auf die Naturnähe der Waldfläche auswirken. In **Tabelle 18** sind die beurteilten Nutzungsarten aufgelistet.

Tabelle 18: Nutzungs- und Beeinflussungsarten

forstliche Endnutzung (FEN)	Waldweide (WW)	Streu- und Schneitelnutzung (S/S)
forstliche Vornutzung (FVN)	Wildschäden (WI)	touristische Nutzungen (TOU)
Bodenbearbeitung (BO/M)	Wege	sonstige Nutzung (SO)

Für jede Nutzungsart wurde ein detaillierter Katalog erstellt, der die Kriterien für die Nutzungsintensität beschreibt (siehe GRABHERR et al. 1998, S.123ff). Folgende **Intensitätsstufen** haben generelle Gültigkeit (**Tabelle 19**).

Tabelle 19: Einteilung der Nutzungsintensität

gering	Beeinflussung nur auf Teile der Probefläche (625 m ²)
mittel	Beeinflussung auf mind. der Hälfte der Probefläche oder beschränkt auf eine Gesamtfläche von 5000 m ²
stark	Beeinflussung auf gesamter Probefläche oder Wirkung auf Fläche größer 5000 m ²

Das Kriterium **Wildschäden** wurde nur bei vorhandener Verjüngung berücksichtigt.

Ein weiteres Kriterium betrifft die **Nutzungsgeschichte**. Hier wird zwischen aktueller (bis 10 Jahre vor der Erhebung), historischer (länger als 10 Jahre zurückliegend) sowie aktueller & historischer Nutzung unterschieden.

Für die Nutzungsart **Wege** wurden alle Wege und Straßen berücksichtigt, die die verlängerten Linien des südwestlichen Eckpunktes der Probefläche (100 m nach Norden bzw. Osten, siehe **Grafik 13**) kreuzten.

Verjüngung

Die Ermittlung der Verjüngungsart und der Baumartenverteilung in der Verjüngung erfolgte auf der kreisförmigen Sonderprobefläche (300 m², siehe **Grafik 13**).

Für die Beurteilung der **Verjüngungsart** wurde der Deckungsanteil der Verjüngung in den Klassen „Naturverjüngung standortsgerecht“, „Naturverjüngung standortsfremd“, „Kulturverjüngung standortsgerecht“ und „Kulturverjüngung standortsfremd“ angegeben. Die Standortsgerechtigkeit richtet sich dabei nach der PNWG.

Die Aufnahme wurde nur bei Erreichen einer festgelegten Mindestpflanzenanzahl pro Pflanzenhöhe (mindestens 10 cm bis maximal 130 cm) durchgeführt. In Dickungen, auf Flächen mit der Wuchsklasse Jugend II sowie auf Holzboden außer Ertrag blieb die Erhebung aus.

Zusätzlich wurde für die restliche Probefläche (625 m²) das Vorkommen einer Strauch- und Baumartenverjüngung vermerkt.

Die **Baumartenverteilung in der Verjüngung** wurde mit den Deckungsklassen 1 (> 50 % Deckung des Probekreises), 2 (26 – 50 %), 3 (5 – 25 %) sowie 4 (< 5 %) erfasst.

War die Sonderprobefläche Teil einer größeren Schlag- und Freifläche wurde die **Fläche der Freiverjüngung** mit der Klasse 1 (bis 500 m²), Klasse 2 (bis 1000 m²), Klasse 3 (bis 5000 m²) und Klasse 4 (> 5000 m²) beziffert.

Totholz

Der Totholzanteil wurde ebenfalls innerhalb der Sonderprobefläche ermittelt. **Schwaches Totholz** (Durchmesser 2 – 10 cm) wurde quantitativ erfasst (**Tabelle 20**).

Tabelle 20: Deckungsklassen für das schwache Totholz

Klasse	Menge	Deckung der Probefläche %
1	wenig	< 3
2	mittel	3 – 10
3	viel	11 – 50
4	sehr viel	> 50

Für **starkes Totholz** erfolgte eine Unterteilung in Stämme > 10 cm und >20 cm Durchmesser sowie Stöcke > 10 cm und > 20 cm Durchmesser.

Mittels Durchmesser und Länge wurde eine Volumenschätzung vorgenommen, die entsprechenden Werte konnten einer Tabelle entnommen werden (siehe **Anhang 4**).

Als qualitative Merkmale wurden der Anteil an **stehendem Totholz** (> oder < 50 %), **anthropogen bedingtem Totholz** (> oder < 50%) sowie der **Zersetzungsgrad** des starken Totholzes bestimmt (1 – Totholz hart. 2 – peripher weich, kernnah hart. 3 – peripher hart, kernnah weich. 4 – vermodert, komplett weich).

3.9.4. Auswertung der Hemerobieaufnahme

Die Auswertung der erhobenen Parameter erfolgte genau nach den Angaben der MaB-Hemerobiestudie, Details zur Herleitung der Bewertungskriterien sind dieser zu entnehmen (siehe GRABHERR et al. 1998, Kapitel 2.6).

Der erste Schritt ist die **Herleitung der Potentiell Natürlichen Waldgesellschaft (PNWG)** und deren Zuweisung zu einer vorgegebenen ökologischen Waldgruppe, auf die sich die Störungszeigerbewertung bezieht. Für die restlichen Einzelkriterien wird die PNWG auf der Verbands- und/oder Assoziationsstufe angegeben.

Die **Berechnung des Hemerobiewertes** basiert auf einem mehrstufigen Prozess. Zu Beginn werden die erhobenen Einzelparameter in eine einheitliche Ordinalskala mit den Relativwerten 1 bis 9 (entspricht poly- bis ahemerob) transformiert.

Je nach Bedeutung für den Natürlichkeitsgrad werden die Einzelkriterien gewichtet und jeweils paarweise mit Hilfe der „**logischen Kombination**“ oder dem **gewichteten arithmetischen Mittel** zu Kriterien der nächst höheren Stufe aggregiert. Die Gewichtung der Einzelkriterien basiert mehrheitlich auf einer Expertenbefragung (Delphibefragung), die logische Kombination erfolgt mittels Bewertungsmatrizen.

Die einzelnen Aggregationsschritte sind im Verknüpfungsdendrogramm ersichtlich (siehe **Anhang 5**), die einheitliche Ordinalskalierung der Kriterien ermöglicht dabei einen Vergleich der Zwischenschritte (GRABHERR et al. 1998).

Herleitung der Potentiellen Natürlichen Waldgesellschaft (PNWG)

Die Auswahl der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft erfolgte in der Hemerobiestudie nach GRABHERR et al. (1998) anhand eines mehrstufigen Verfahrens, bei dem sowohl Vegetationsaufnahmen analysiert, Standortdaten aus diversen Datenbanken verglichen als auch Expertenanalysen durchgeführt wurden.

Für die Hemerobiestudie wurden Modifikationen des ursprünglichen PNV-Konzeptes nach TÜXEN (1956) vorgenommen, wovon einige auch für das Untersuchungsgebiet von Bedeutung sind (vgl. GRABHERR et al. 1998):

- langlebige Sukzessionsstadien können als potentielle natürliche Vegetationstypen ausgewiesen werden
- als Grundlage für die SOLL-IST Bewertung des Waldbestandes gilt die potentielle Baumartenkombination
- das Vorhandensein potentieller Samenbäume wird bei der Herleitung der PNWG berücksichtigt

- Neophyten und standortsfremde Arten gelten nicht als Bestandteil der potentiellen Baumartenkombination
- natürliche Störungszeiger der Krautschicht werden nicht berücksichtigt

Für das Untersuchungsgebiet wurden aufgrund der vom Naturzustand abweichenden Standortparameter (ausbleibende Überflutung, Absenkung des Grundwasserspiegels) **drei unterschiedliche Ansätze** gewählt und miteinander verglichen

Der **erste Ansatz** folgt der Zuweisung der PNWG zur „Harten Au“ (**Quercus Ulmetum** = Fraxino-Ulmetum bei WILLNER&GRABHERR 2007a), der **zweite** den Parametern einer möglichen Folgegesellschaft (**Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani** = Carici pendulae-Aceretum bei WILLNER&GRABHERR 2007a). Im **dritten Ansatz** wurden die Bestandesparameter der Harten Au übernommen, jedoch wurde die **Störungszeigerliste** unter Berücksichtigung möglicher Folgegesellschaften abgeändert.

Für die in der Biotopkartierung als „Grauerlenbruchwald“ ausgewiesene Fläche wurde als PNWG das **Alnetum incanae** ausgewiesen.

Für den „Braunerdebuchenwald“-Standort wurde aufgrund der Analyse der Vegetationsaufnahmen für alle drei Ansätze das **Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani** als PNWG angenommen.

Somit ergibt sich folgende Einteilung (**Tabelle 21**):

Tabelle 21: Zuordnung der Waldtypen bei Ansatz 1, 2 und 3

Fläche		Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3
93H	Waldtyp	Grauerlenwald	Grauerlenwald	Grauerlenwald
	Assoziation	Alnetum incanae	Alnetum incanae	Alnetum incanae
103H	Waldtyp	Ahorn- und Eschenmischwald	Ahorn- und Eschenmischwald	Ahorn- und Eschenmischwald
	Assoziation	Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani	Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani	Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani
restliche	Waldtyp	Harte Au	Ahorn- und Eschenmischwald	intermediärer Waldtyp
	Assoziation	Quercus-Ulmetum	Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani	Quercus-Ulmetum

Bewertung der Einzelkriterien

Naturnähe der Baumartenkombination

Die Bewertung der **Naturnähe der Baumartenkombination** erfolgt anhand eines SOLL-IST Vergleichs der aktuellen Baumartenkombination mit der potentiellen Baumartenkombination der PNWG. Die PNWG der einzelnen Probeflächen entspricht der im vorangehenden Kapitel beschriebenen Einteilung. Für die Ermittlung der Häufigkeitsverteilung der Baumarten in der PNWG wurden die Ergebnisse des Gesamtstichprobenumfanges der Hemerobiestudie (vgl. GRABHERR et al. 1998, Kapitel 3.4.4) mit den Angaben der Literatur (MUCINA et al. 1993, WILLNER&GRABHERR 2007a, 2007b; OBERDORFER 1992a, 1992b, OBERDORFER 2001) verglichen und modifiziert (**Tabelle 22**). Die Aufteilung der Häufigkeitsklassen ist in **Tabelle 23** ersichtlich.

Tabelle 22: Baumartenverteilung gemäß PNWG

	Häufigkeitsklassen		
	Quercu-Ulmetum	Carici p.-Aceretum p.	Alnetum incanae
Fraxinus excelsior	subdominant	subdominant	beigemischt
Quercus robur	subdominant	ingesprengt	ingesprengt
Ulmus species	beigemischt	beigemischt	ingesprengt
Acer pseudoplatanus	ingesprengt	subdominant	beigemischt
Acer campestre	ingesprengt	ingesprengt	standortsfremd
Prunus padus	ingesprengt	ingesprengt	beigemischt
Fagus sylvatica	standortsfremd	beigemischt	standortsfremd
Picea abies	standortsfremd	ingesprengt	ingesprengt
Carpinus betulus	standortsfremd	ingesprengt	standortsfremd
Tilia cordata	ingesprengt	ingesprengt	standortsfremd
Alnus incana	ingesprengt	ingesprengt	dominant
Salix species	ingesprengt	ingesprengt	ingesprengt
Betula pendula	Pionierbaumart	Pionierbaumart	Pionierbaumart
Pinus sylvestris	standortsfremd (ingesprengt auf seichtgründigen Böden)	standortsfremd (ingesprengt auf seichtgründigen Böden)	standortsfremd

Tabelle 23: Häufigkeitsklassen der potentiellen natürlichen Baumartenkombination

Klasse	Beschreibung	Deckung (%)
1p	dominant	> 50
2p	subdominant	26 - 50
3p	beigemischt	6 - 25
4p	ingesprengt	1 - 5
5p	Baumart ist standortsfremd oder Neophyt	vereinzelt
6p	Baumart ist standortsfremd oder Neophyt	häufig
7p	Pionierbaumart (standortsgerecht)	beliebig

Die Klassen 5p und 6p der **Tabelle 23** werden für aktuell vorkommende Baumarten vergeben, die jedoch in der PNWG fehlen würden, die Klasse 7p für Baumarten möglicher Sukzessionsstadien.

Der **Relativwert** (RW) für das Kriterium Naturnähe der Baumartenkombination ergibt sich aus der Summe des Maximalwerts und der Summe der Zu- und Abschlagswerte (β_{BA}) der Baumarten aus **Matrix 1** des **Anhangs 6**.

$$RW = 9 + \sum (\beta_{BA})$$

β_{BA} Abschlagswert pro Baumart

Gleichung 3: Relativwertberechnung für die Naturnähe der Baumartenkombination auf der Probefläche

Naturnähe der Bodenvegetation

Für die **Naturnähe der Bodenvegetation** wurde im Zuge der Hemerobiestudie eine **Störungszeigerliste** für die jeweiligen Waldtypen durch einen Expertenbeirat erstellt (vgl. GRABHERR et al. 1998, Kapitel 2.6.5.2).

Dabei wurde jeder Art eine Störwahrscheinlichkeit (SW) von 1 (Störungszeiger) oder 0.5 (Deckungs-Störungszeiger) zugewiesen. Die Liste der Störungszeiger pro Waldtyp wurde durch generelle Störungszeiger ergänzt.

Die Deckungswerte der Arten der Vegetationsaufnahme werden in eine numerische Skala (Deckungsindex (DI) nach VAN DER MAAREL 1979, zit. nach GRABHERR et al. 1998) und in eine logarithmische Prozentskala umgewandelt (siehe **Tabelle 24**).

Tabelle 24: Transformation der Artmächtigkeitsskala

Artmächtigkeit	numerische Skala	logarithmischeProzentskala
r	1	0,01
+	2	0,1
1	3	5
2	5	17,5
3	7	37,5
4	8	62,5
5	9	87,5

Der Störungsindex (SI) der Probefläche ergibt sich aus **Gleichung 4**.

$$SI = \{ \sum (SW * DI) \} * \{ \sum (DGesStör) / \sum (DGesAuf) \}$$

SI Störungsindex

DI Deckungsindex

SW Störwahrscheinlichkeit

DGesStör Gesamtdeckung der Störungszeiger (logarithmische Prozentskala)

DGesAuf Gesamtdeckung aller Arten auf der Probefläche (logarithmische Prozentskala)

Gleichung 4: Berechnung des Störungsindex für die Bodenvegetation einer Vegetationsaufnahme

Der berechnete Störungsindex wird mit den Werten der **Tabelle 25** in einen Relativwert umgewandelt.

Tabelle 25: Umwandlung des Störungsindex in einen Relativwert

Störungsindex	Relativwert
0 - 0,001	9
0,002 - 2,0	7
2,1 - 5,0	5
5,1 – 10,0	3
> 10,0	1

Der Störeinfluss durch Kryptogame konnte in dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

Für die drei unterschiedlichen Ansätze wurde die **Störwahrscheinlichkeit** der Arten für den Waldtyp „Harte Au“ (Ansatz 1), für den Waldtyp „Ahorn- und Eschenmischwald“ (Ansatz 2 und Fläche 103H), für den Waldtyp „Grauerlenwald“ (Fläche 93H) sowie eine modifizierte Liste erstellt (Ansatz 3) (siehe **Anhang 8**).

Die modifizierte Liste für **Ansatz 3** beinhaltet die generellen Störungszeiger sowie die Störungszeiger des Waldtyps „Harte Au“. Im Unterschied zu Ansatz 1 wird einigen Störungszeigern jedoch eine geringere Gewichtung zugeordnet. Wird die Art nur beim Waldtyp „Harte Au“ als Störungszeiger ausgewiesen, so erhält sie die halbe Störwahrscheinlichkeit (0.5), ist sie bei einer weiteren möglichen Folgegesellschaft aufgelistet (Waldtypen „Ahorn- und Eschenmischwald“, „Braunerde-Buchenwald“ und „Eichen-Hainbuchenwald“) wird der Wert 0.75 vergeben. Die Art behält die volle Störwahrscheinlichkeit von 1, wenn sie bei mindestens zwei weiteren Waldtypen als Störer vermerkt ist.

Mit diesem Ansatz wird versucht, die natürliche Veränderung der Vegetation aufgrund der gegebenen Standortbedingungen zu berücksichtigen ohne jedoch die Merkmale der ursprünglichen „Harten Au“ vollkommen außer Acht zu lassen.

Eine weitere Änderung wurde in der Liste der „Harten Au“ vorgenommen (Ansatz 1). Die Störwahrscheinlichkeit von *Aegopodium podagraria* wurde auf 0 gesetzt.

Verjüngung

Der Bewertung der **Verjüngungsart** basiert auf dem Flächenanteil (A, in 1/10) und der Gewichtung der Verjüngungsart (GW_{va} , siehe **Anhang 7**). Die Summe der Produkte ergibt dabei den Relativwert (RW).

$$RW = \sum (A * GW_{va})$$

A Flächenanteil in 1/10
GW_{va} Gewicht der Verjüngungsart

Gleichung 5: Relativwertberechnung der Verjüngungsart

Der Relativwert für die **Fläche der Freiverjüngung** sinkt mit der Größe der Freifläche (**Tabelle 26**).

Tabelle 26: Fläche der Freiverjüngung

<u>Flächengröße</u>	<u>Relativwert</u>
keine Freifläche	9
bis 500 m ²	8
bis 500 - 1000 m ²	7
1000 - 5000 m ²	3
> 5000 m ²	1

Nutzung und Beeinflussung

Für die Bewertung der Nutzung wird jeder Nutzungsart (NA) eine unterschiedliche Gewichtung (GW) zugewiesen (**Tabelle 27**). Aus der Summe der Faktoren Gewichtung (GW), Intensität (I) und Nutzungsgeschichte (NG) (**Tabelle 28** und **Tabelle 29**) ergibt sich die Beeinflussungszahl (BFZ, siehe **Gleichung 6**), deren Wertintervall in einen Relativwert umgewandelt wird (**Tabelle 30**).

$$BFZ = \sum_{NA} (GW * I * NG)$$

GW Gewichtung
I Intensität
NG Nutzungsgeschichte

Gleichung 6: Ermittlung der Beeinflussungszahl

Tabelle 27: Gewichtung nach Nutzungsart

Beeinflussungsart	Gewichtung (GW)
forstliche Endnutzung	3
forstliche Vornutzung	1
Weidenutzung	2
Streunutzung / Schneitelung	2
Wildschäden	2
Bodenbearbeitung / Melioration	2.5
touristischer Einfluss	1
sonstige Nutzungen	1
Wege	1

Tabelle 28: Einteilung der Nutzungsintensität

Intensität	Klasse (I)
schwach	1
mittel	2
stark	3

Tabelle 29: Gewichtung der Nutzungsgeschichte

Klasse	Gewicht (NG)
aktuell: bis 10 Jahre vor Erhebung	1
historisch: mehr als 10 Jahre vor Erhebung	0,5
aktuell & historisch	1,5

Tabelle 30: Relativwert für die Beeinflussungszahl

Beeinflussungszahl	Relativwert
$\geq 18,5$	1
$\geq 16 < 18,5$	2
$\geq 13,5 < 16$	3
$\geq 11 < 13,5$	4
$\geq 8,5 < 11$	5
$\geq 6 < 8,5$	6
$\geq 3,5 < 6$	7
$\geq 1 < 3,5$	8
< 1	9

Entwicklungsstufe

Die einzelnen **Phasen** bzw. **Wuchsklassen** (ES) wurden gewichtet (GW, siehe **Tabelle 31**) und mit dem Flächenanteil (A, in 1/10) multipliziert. Die Summe der Produkte ergibt dabei den Relativwert (RW) (siehe **Gleichung 7**).

$$RW = \sum_{ES} (A * GW)$$

A Flächenanteil in 1/10
GW Gewichtung

Gleichung 7: Relativwert für die Entwicklungsstufe

Tabelle 31: Gewichtung der Entwicklungsphasen / Wuchsklassentypen

Phasen/Wuchsklassentypen (ES)	Gewicht (GW)
Entwicklungsphase	0,9
Naturnahe Waldbauphase	0,6
mehr als 3 Wuchsklassen (ohne Blößen, inkl. Lücken)	0,4
3 Wuchsklassen (ohne Blößen, inkl. Lücken)	0,3
1 oder 2 Wuchsklassen (ohne Blößen, inkl. Lücken)	0,1

Totholz

Die Menge an **Totholz** mit mehr als 10 cm Mittendurchmesser wird in einen Zwischenwert (ZW) transformiert (siehe **Tabelle 32**), der in weiterer Folge mit Korrekturfaktoren (K1 bis K7, **Tabelle 33**) zum Relativwert (RW, **Gleichung 8**) verknüpft wird.

Tabelle 32: Zwischenwert für die Bewertung der Totholzmenge

m³ Totholz am Ort	Zwischenwert (ZW)
> 1,87	9
0,94 – 1,87	7
0,26 – 0,93	5
0,064 – 0,25	3
0,01 – 0,063	1
< 0,01	0

Tabelle 33: Korrekturfaktoren für das Merkmal Totholz

Korrekturfaktor	Qualitätsmerkmal	Ab-/Zuschlag vom ZW
K1	100 % Stockholz	RW = 1
K2	> 50 % Stockholz, nat. Totholz vorhanden	* 0,5
K3	Anteil starkes (> 20 cm), natürliches Totholz > 50 %	+ 1
K4	Anteil stehendes, natürliches Totholz > 50 %	+ 1
K5	Anteil anthropogenes Totholz > 50 %	- 0,5
K6	sehr viel feines Totholz (< 10 cm) mit > 50 % Deckung	-0,5
K7	Zersetzungsgrad „frisch/hart“ > 50 %	-0,5

$$RW = ZW * K2 + (K3 + K4 + K5 + K6 + K7)$$

ZW Zwischenwert
K Korrekturfaktor

Gleichung 8: Relativwert für das Merkmal Totholz

Ist auf der Sonderprobestfläche nur anthropogenes Stockholz vorhanden, werden der Relativwert auf die niedrigste Stufe 1 gesetzt und die weiteren Korrekturfaktoren ignoriert.

Bestandesaufbau

Für die Bewertung der vertikalen **Schichtung** des Bestandes wird für jede potentiell natürliche Waldgesellschaft (PNWG) ein festgelegter Relativwert vergeben (siehe GRABHERR et al. 1998, Kapitel 2.6.5.8). Im Untersuchungsgebiet werden die Werte für das **Quercu-Ulmetum**, das **Alnetum incanae** und das **Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani** herangezogen (siehe **Tabelle 34**).

Tabelle 34: Bewertung des Bestandesaufbaus

	einschichtig	schwach-zweisch.	zweischichtig	mehrschichtig	stufig
Carici p.-Aceretum p.	5	7	8	8	9
Quercu-Ulmetum	5	7	8	8	9
Alnetum incanae	7	8	9	7	3

Strukturzuschlag

Der **Strukturzuschlag** (SZ) setzt sich aus einem Strauchschichtzuschlag (ZS_str) und einem Alterszuschlag (ZS_140 oder ZS_a oder ZS_bhd) zusammen (siehe **Gleichung 9**).

$$SZ = ZS_str + (ZS_140 \text{ oder } ZS_a \text{ oder } ZS_bhd)$$

ZS_str Strauchschichtzuschlag
ZS_140 Zuschlag bei Überschreiten des Alters 140 J.
ZS_a Zuschlag bei festgelegtem Alter
ZS_bhd Zuschlag bei Überschreiten des angegebenen BHD

Gleichung 9: Berechnung des Strukturzuschlags

Wie beim Kriterium Bestandesaufbau richtet sich dieser Zuschlag nach der jeweiligen PNWG.

Für das **Quero-Ulmetum**, das **Alnetum incanae** und das **Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani** gelten folgende Vergleichsgrößen (**Tabelle 35**).

Tabelle 35: Strukturzuschlag

	ZS_str	ZS_140	ZS_a	ZS_bhd
Carici p.-Aceretum p.	1	0	100	50
Quercu-Ulmetum	1,25	0	80	0
Alnetum incanae	1,25	0	40	0

Der Zuschlagswert 1 wird für die **Altersklasse** (ZS_140) bei Erreichen eines Alters über 140 Jahre vergeben, der Zuschlagswert 0,5 für Bestände mit dem angegebenen **Höchstalter** (ZS_a).

Liegt das arithmetische Mittel der **Stammdurchmesser** (BHD) der fünf stärksten Bäume über dem angegebenen Wert (ZS_bhd) wird der Zuschlagswert 0.5 vergeben. Zusätzlich zum Strauchschichtzuschlag wird nur **ein** Zuschlag für das Alter vergeben, dabei zählt das Höchstalter vor dem BHD und der Altersklasse.

Artendiversität der Bäume und der Bodenvegetation

Die Bedeutung der **Artendiversität in der Baumschicht** ist von Waldgesellschaft zu Waldgesellschaft unterschiedlich (**Tabelle 36**).

Tabelle 36: Baumartenzahlen je Waldgesellschaft für die Relativwertvergabe

Artenzahl	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Carici p.-Aceretum p.	1	1	5	9	9	9	9	9	9	9
Querco-Ulmetum	1	1	1	5	5	9	9	9	9	9
Alnetum incanae	1	5	9	9	9	9	9	9	9	9

Das Gleiche gilt für die **Artendiversität der Bodenvegetation** siehe **Tabelle 37**).

Tabelle 37: Artenanzahl für die Relativwertvergabe der Bodenvegetation

Artenzahl	-5	6-10	11-15	16-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	>90
Carici p.-Aceretum p.	1	1	1	5	7	9	9	9	9	5	5	5
Querco-Ulmetum	1	1	1	1	1	7	9	9	9	5	5	5
Alnetum incanae	1	1	1	1	5	7	9	9	9	5	5	5

Aggregation der Kriterien

Die Verknüpfung der Einzelkriterien erfolgt entweder über das **gewichtete arithmetische Mittel** (gaM), eine **logische Kombinationsmatrix** (LM) oder durch ein einfaches, **additives Zuschlagsverfahren** (+). Im Verknüpfungsdendrogramm sind die einzelnen Verknüpfungen angegeben (**Anhang 5**), die Zahlen entsprechen der Gewichtung der Kriterien.

Das gewichtete arithmetische Mittel ergibt sich aus der Summe der gewichteten Relativwerte der Einzelkriterien geteilt durch die Summe der Gewichtungsfaktoren.

Die bei der logischen Kombination verwendeten Bewertungs-Matrizen finden sich im **Anhang 6**.

Berechnung der Hemerobie- und Naturnähestufe

Die letzte Verknüpfung der Kriterien **Naturnähe der Artenzusammensetzung** und **Naturnähe der Bestandesstruktur** über das gewichtete arithmetische Mittel (Gewichtung 5:2) ergibt den letzten Relativwert, der durch Ab- und Aufrunden zum endgültigen Hemerobiewert führt. Die Einteilung der **Hemerobiestufen** nach GRABHERR et al. (1998) ist in **Tabelle 38** ersichtlich.

Tabelle 38: Umwandlung des Relativwertes in die Hemerobie- bzw. Naturnähestufe

Relativwert	Hemerobiestufe	Naturnähestufen
9	ahemerob	natürlich
8	γ -oligohemerob	naturnah
7	β -oligohemerob	naturnah
6	α -oligohemerob	mäßig verändert
5	β -mesohemerob	mäßig verändert
4	α -mesohemerob	stark verändert
3	β -euhemerob	stark verändert
2	α -euhemerob	künstlich
1	polyhemerob	künstlich

4. ERGEBNISSE

4.1. Ermittlung der Grundwasserflurabstände

4.1.1. Überprüfung der Voraussetzungen

Test auf Normalverteilung

Das Ergebnis des Shapiro-Wilk-Tests für die mittleren Pegelstände der zwanzig Grundwassermessstellen schließt eine Normalverteilung der Daten nicht aus ($W = 0,9481$, $p = 0,3397$, $n = 20$), jedoch verhält sich die Verteilung merkbar linksschief (Schiefe = $-0,5506557$). Eine log-Transformation ändert nur wenig an diesem Ergebnis.

Auch für die aus dem digitalen Höhenmodell ermittelten Geländehöhepunkte (10 x 10 m-Raster) kann bei geringer Schiefe eine normale Verteilung der Daten angenommen werden. Rechnerisch lässt sich dies für die Geländehöhen der Grundwassermessstellen ermitteln. Mit einem p-Wert von $0,08848$ ($W = 0,9174$, $n = 20$) bei einer Schiefe von $0,7811076$ ist auch hier die Bedingung für das Kriging noch ausreichend erfüllt.

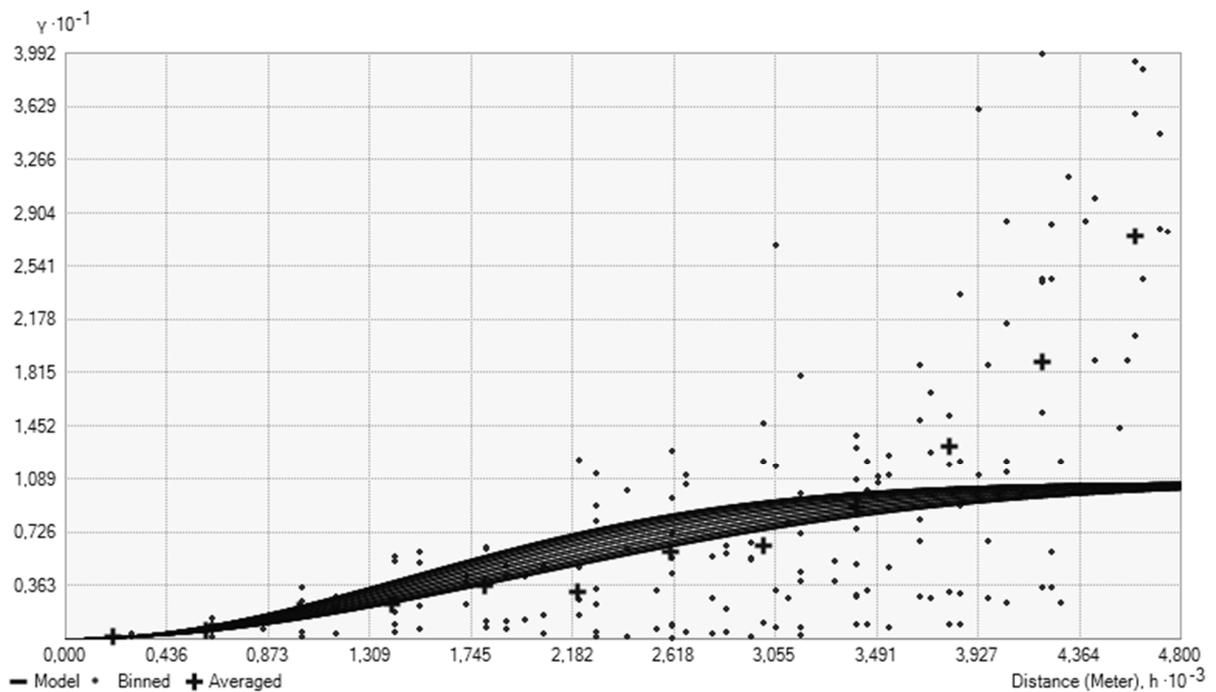
Korrelation der Grundwasserwerte mit den Geländehöhen

Die Korrelationsanalyse nach Pearson in R zeigt eine signifikant **positive Korrelation** ($r = 0,8776292$, $p < 0,05$) der Pegelstände mit den an den Grundwassermessstellen ermittelten Geländehöhen. Die Einbeziehung der Geländehöhe in die Berechnungen des Co-Kriging ist somit zulässig.

4.1.2. Vergleich der Kriging-Varianten

Im Folgenden werden das statistisch aussagekräftigste Modell des normalen Krigings mit Anisotropie und des Co-Krigings mit Anisotropie sowie die Standardeinstellung mit automatischer Optimierung miteinander verglichen. Bei allen drei Modellen wurde das **Ordinary-Kriging**-Verfahren ohne vorangehende Transformation bei gleichzeitiger Einbeziehung aller 20 Messpunkte angewendet. Transformation und Ausschluss von Messpunkten führten jeweils zu einer Erhöhung des statistischen Fehlers.

Sowohl für das Anisotropiemodell (**Krig_aniso**), die optimierte Standardeinstellung in ArcGIS (**Krig_default**) als auch für das Co-Kriging-Modell inklusive Anisotropie (**CoKrig**) passt sich die **Gauß'sche Funktion** als theoretisches Modell dem jeweiligen Semivariogramm grafisch am besten an (siehe **Grafik 14**).

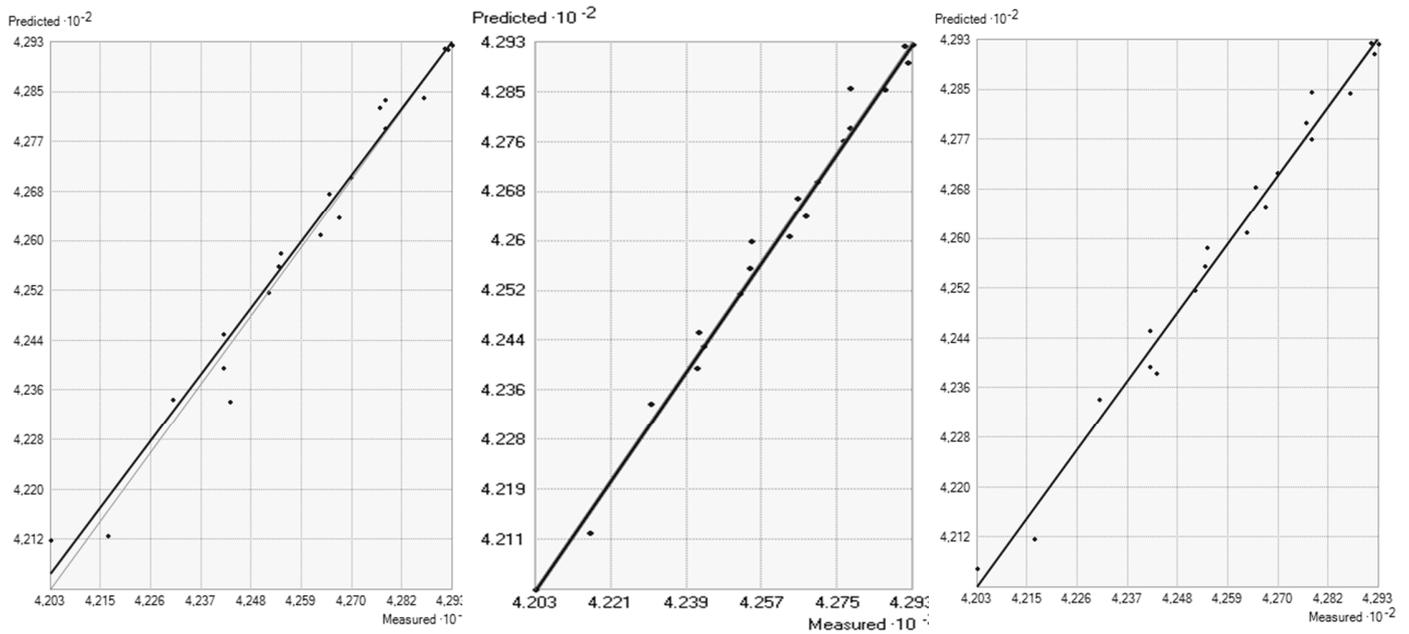


Grafik 14: Theoretisches Semivariogramm des Anisotropiemodells (Krig_aniso) – mit Gauß'scher Funktion

Unterschiede zwischen den drei Modellen ergeben sich bezüglich der **range** (Krig_aniso: 4800 m, Krig_default: 4163,1 m, CoKrig: 3900 m), der **sill** (Krig_aniso: 10,65 m², Krig_default: 10,65 m², CoKrig: 15,57 m²) und der **lag size** (Krig_aniso: 400 m, Krig_default: 520 m, CoKrig: 500 m). Der **nugget effect** fällt bei allen Varianten verhältnismäßig gering aus (Krig_aniso: 0,011 m², Krig_default: 0,011 m², CoKrig: 0,016 m²). Erklärungen hierzu finden sich in der Diskussion in **Kapitel 5.1**.

Bei der Gewichtung der benachbarten Punkte (**searching neighborhood**) konnte jeweils unter Einbeziehung von mindestens zwei und maximal fünf Punkten das beste Ergebnis erzielt werden. Für das **CoKriging** wurden zusätzlich fünfzehn Geländepunkte pro interpolierten Wert herangezogen. Bei Vorkommen einer Anisotropie passt sich dabei das Suchfenster an die ermittelte Orientierung des Datensatzes an.

Die statistischen Ergebnisse der **Kreuz-Validierung** sind in **Grafik 15** und **Tabelle 39** ersichtlich, die Grafiken zeigen dabei die Übereinstimmung der gemessenen mit den interpolierten Werten.



Grafik 15: Vergleich der Ergebnisse der Kreuz-Validierung für das Krig_default-(links), CoKrig-(Mitte) und das Krig_aniso-Modell (rechts)

Tabelle 39: Fehlergrößen der einzelnen Kriging-Varianten

Fehler (n = 20)	Krig_aniso	Krig_default	CoKrig
Mean error	0,019	0,041	0,020
Root-mean-square error	0,305	0,391	0,280
mean standardized error	0,026	0,056	0,023
root-mean-square standardized error	1,076	1,124	1,060
average standard error	0,393	0,407	0,366

Die **CoKriging-Variante** erweist sich demnach als die beste Option, das Sampling Design sowie dessen Ableitungen basieren somit auf diesem Modell.

In **Anhang 11** ist der Standardfehler der ermittelten Schätzwerte grafisch dargestellt.

4.2. Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten

4.2.1. Typisierung der Grundwasserpegel

Die Abhängigkeit der Grundwasserganglinien von den lokalen Niederschlägen (Wetterstation Feldkirch, ZAMG) und Abflüssen der Fließgewässer ist am Beispiel der rheinnahen Grundwassermessstelle Nofels, BI 01.32.71 (**Anhang 12**) ersichtlich.

Die Grundwasserganglinie zeigt dabei eine deutliche Übereinstimmung mit den saisonalen Schwankungen des **Rhein- und Ill-Abflusses**, die Korrelation nach PEARSON liegt bei $r = 0,86$ (Rhein; $t = 33,5$; $p < 0,01$) bzw. $r = 0,89$ (Ill; $t = 35,9$; $p < 0,01$).

Die Auswirkung der **Infiltration** von Rheinwasser auf die Grundwasserganglinie ist beim Hochwasser Ende Juni ersichtlich, die Abflussspitze fehlt in der Ganglinie der Ill. Kleinere und kurzfristige Anstiege der Grundwasserganglinie decken sich hingegen mit denen der Ill, so zum Beispiel Ende August bzw. Anfang September.

Die lokalen **Niederschläge** wirken sich – unabhängig von den Niederschlägen im Einzugsgebiet des Rheins und der Ill – besonders bei großen bzw. über mehrere Tage anhaltenden Niederschlagsmengen direkt auf den Grundwasserspiegel aus. Im Vergleich zum Abfluss bleiben dadurch einzelne Grundwasserstandsspitzen konstant hoch oder werden verstärkt.

Im **Anhang 13** sind exemplarisch die Grundwasserganglinien von drei Messstellen dargestellt, die sich in ihren Flurabständen und in der Distanz zum nächsten Fließgewässer unterscheiden.

Der **saisonale Jahresgang** mit einem Höchststand in den Sommermonaten ist bei allen Messstellen ausgeprägt⁴.

Unterschiede gibt es hinsichtlich der maximalen **Spiegelschwankungen**, die von **30 cm** bei der Messstelle 01.33.06 bis zu **81 cm** bei den Messstellen 01.32.71 und 01.32.01 reichen.

Während die Gesamtamplituden des eher oberflächennahen (= flurnahen) Grundwasserpegels (01.32.71) und des oberflächenfernen (= flurfernen) Pegels (01.32.01) beinahe identisch sind, bleiben die kurzfristigen Pegeländerungen beim flurfernen Pegel aus, die Kurve wirkt dadurch "geglättet". Dieses Muster ist bei allen flurfernen Grundwasserpegeln zu beobachten.

In der **Tabelle 40** sind die **Grundwasserflurabstände**, die **Schwankungsamplituden** des Zeitraums Mai 2007 bis April 2008 sowie die **kürzesten Entfernungen** zu den **Fließgewässern** Ill und Rhein angegeben.

⁴ man beachte die einheitliche Skalierung, wodurch der Jahresgang bei der Messstelle 01.33.06 durch die geringe Gesamtschwankung weniger klar erkennbar ist

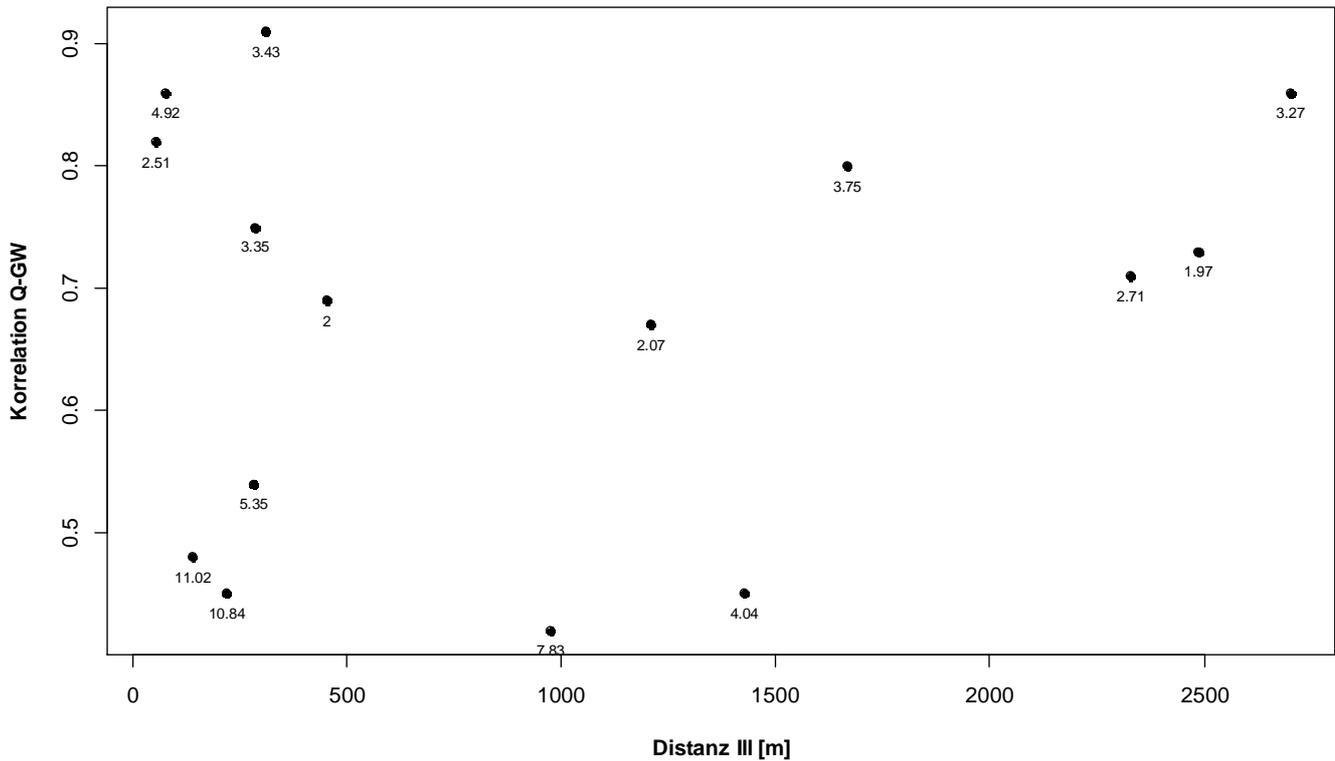
Tabelle 40: Flurabstand bei den GW-Messstellen und Entfernung zum Fließgewässer im Zeitraum 05/2007 – 04/2008 (Mittel: Jahresmittel, Min / Max: geringster und höchster gemessene Wert; Max-Min: Differenz Max-Min - Schwankungsbereich innerhalb der Minimal-/Maximalwerte; Q1: 25%-Quartil; Q3: 75%-Quartil; Q3-Q1: Schwankungsbereich innerhalb der Quartile; Monat: Monat des mittleren Minimal-/ Maximalwertes; Entf.: Entfernung zu Fließgewässer in Meter; Korrelation r: Korrelation der Abfluss- und Grundwasserganglinien nach Pearson (Signifikanz < 0.001); x: zu wenige Messdaten)

Messstelle	Flurabstand [m]							Monat		Entf.[m]		Korrelation r	
	Mittel	Min	Max	Max-	Q1	Q3	Q3-Q1	Min	Max	Rhein	Ill	Rhein	Ill
01.32.72	2,0	1,5	2,4	0,9	1,8	2,2	0,4	9	3	847	2486	0,72	0,73
01.32.77	2,0	1,7	2,2	0,6	1,9	2,1	0,2	9	2	626	452	0,56	0,69
01.33.06	2,1	1,7	2,3	0,6	2,0	2,2	0,2	9	2	1457	1210	0,54	0,67
01.32.78	2,5	2,1	2,7	0,6	2,3	2,6	0,3	8	2	353	634	x	x
01.33.11	2,5	2,0	3,0	1,0	2,3	2,7	0,4	7	2	445	54	0,83	0,82
01.33.01	2,6	2,2	2,9	0,7	2,5	2,8	0,3	7	2	740	330	x	x
01.32.38	2,7	2,3	3,0	0,7	2,6	2,9	0,3	9	2	410	2326	0,68	0,71
01.32.71	3,3	2,0	3,0	1,0	3,1	3,5	0,5	7	1	206	2699	0,9	0,86
01.32.79	3,4	3,0	3,6	0,6	3,2	3,5	0,3	7	2	434	287	0,78	0,75
01.33.04	3,4	2,9	3,7	0,8	3,4	3,5	0,2	7	1	224	312	0,92	0,91
01.32.75	3,7	3,0	4,1	1,0	3,6	4,0	0,4	7	2	144	1667	0,86	0,8
01.32.19A	4,0	3,5	4,4	1,0	3,9	4,2	0,3	9	5	2077	1427	0,32	0,45
01.32.25	4,7	4,4	4,9	0,6	4,6	4,8	0,2	9	5	1131	48	x	x
01.32.49	4,9	3,7	5,4	1,7	4,7	5,2	0,6	7	1	103	77	0,89	0,86
01.32.10	4,9	4,5	5,3	0,7	3,3	3,6	0,3	9	3	1904	385	x	x
01.32.24	5,3	5,0	5,7	0,7	5,2	5,5	0,2	9	3	1387	283	0,42	0,54
01.32.37	7,8	7,4	8,2	0,8	7,7	8,0	0,3	10	3	3349	976	0,33	0,42
01.32.21	10,8	10,3	11,2	0,9	10,7	11,0	0,3	9	3	2899	219	0,39	0,45
01.32.01	11,0	10,5	11,4	0,9	10,9	11,2	0,3	9	3	3120	141	0,37	0,48

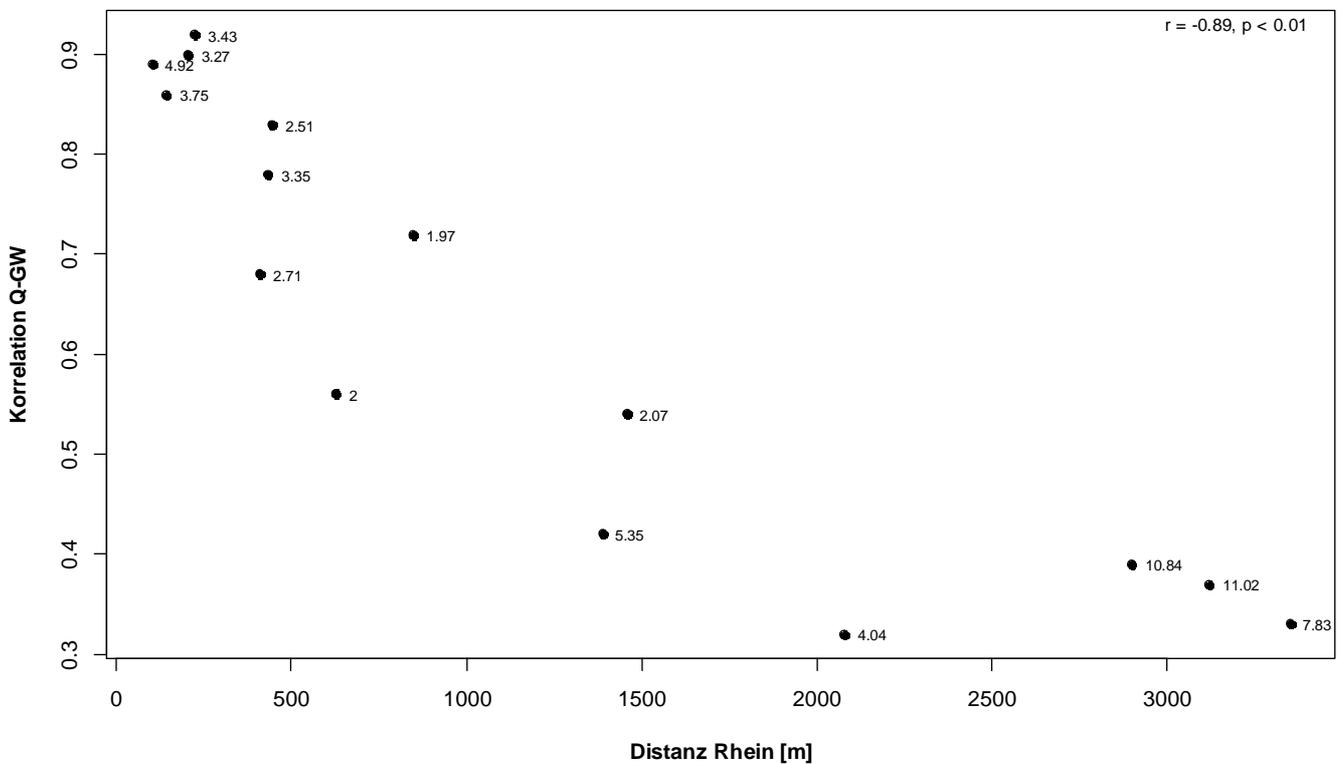
Auffallend ist die gleichbleibende **Korrelation der Grundwasserganglinien mit den Abflüssen** von Ill und Rhein, die wiederum sehr stark miteinander korrelieren ($r = 0,82$; $t = 27,0$; $p < 0,01$).

Ein Vergleich der Schwankungsamplitude (Max-Min bzw. Q3-Q1) mit dem Flurabstand bzw. der Distanz zum Fließgewässer ergibt keinen signifikanten Zusammenhang.

Der **Flurabstand** steigt erwartungsgemäß mit der **Distanz** zum Rhein, für die Ill besteht kein derartiger Zusammenhang. Das Ausmaß der Korrelation zwischen Rhein-Abfluss und Grundwasserganglinie sinkt mit steigender Distanz zum Rhein, die Korrelation mit dem Abfluss der Ill ist hingegen unabhängig von der Distanz. Generell wirkt sich der Flurabstand deutlicher auf die Korrelation von Abfluss- und Grundwasserpegel aus (**Grafik 16** und **Grafik 17**).



Grafik 16: Korrelation der Abflussganglinie der III mit den Grundwasserganglinien der einzelnen Messstellen mit zunehmender Distanz der Messstellen zum Fließgewässer. (Werte unter Punkte: mittlerer Flurabstand)



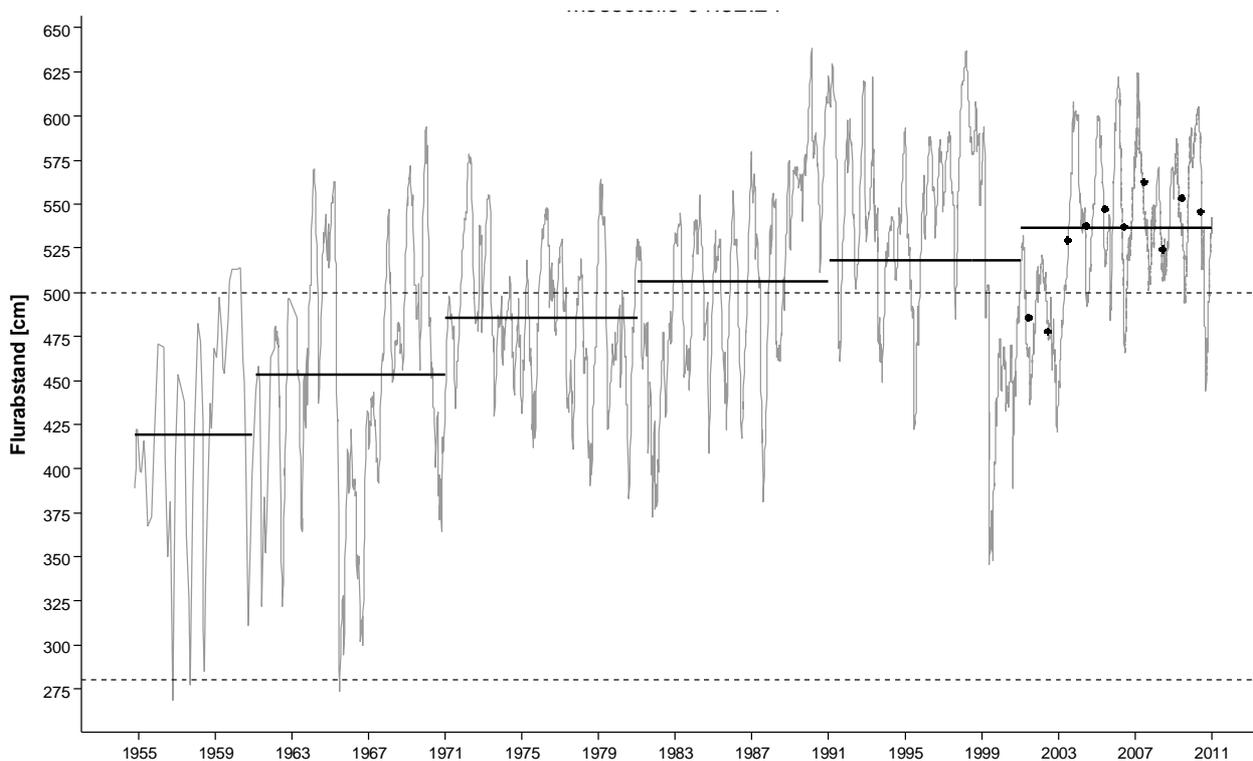
Grafik 17: Korrelation der Abflussganglinie des Rheins mit den Grundwasserganglinien der einzelnen Messstellen mit zunehmender Distanz der Messstellen zum Fließgewässer. (Werte neben Punkte: mittlerer Flurabstand)

4.2.2. Grenzwerte für einzelne Biotoptypen

Kriterium 1: Äußere Grenzen des Flurabstandes

Von den 19 berücksichtigten Grundwassermessstellen liegt bei sieben Messstellen der jährliche Grundwasserflurabstand innerhalb des **äußeren Grenzwertes** für den Biotoptyp der klassischen Hartholzaue (< 2,8 m, siehe **Kapitel 3.5.2**). Der Grenzwert für den Grauerlenwald (**Equiseto-Alnetum incanae**, < 1,2 m) wird indes bei allen Messstellen bei weitem überschritten.

Der **maximale Flurabstand**, bei dem eine Anbindung an das Grundwasser aufgrund besonderer Bodenbedingungen gerade noch gegeben ist (5 m), wird bei insgesamt 15 Messstellen unterschritten. Die Flurabstände liegen dabei zwischen 2,0 m und 4,9 m (siehe **Tabelle 40**). Exemplarisch für viele Bereiche im Untersuchungsgebiet ist die Ganglinie der Messstelle 01.32.24, die bereits um 1983 den 5 m – Grenzwert überschritten und dadurch den Grundwasseranschluss vollends verloren hat (**Grafik 18**).

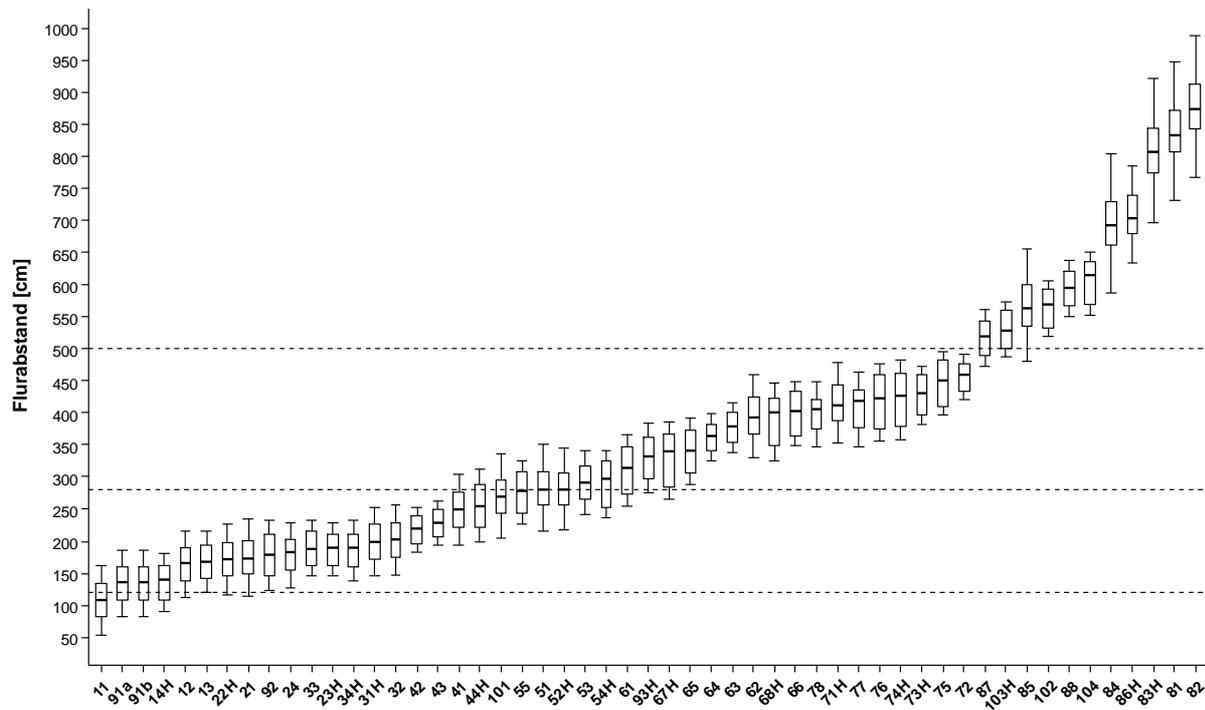


Grafik 18: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.32.24. (durchgezogene Linie: 10 - Jahresmittel, gestrichelte Linie: Grenzflurabstände laut Tabelle 7, schwarze Punkte: Jahresmittelwerte)

In **Grafik 19** sind die aus dem Grundwassermodell ermittelten **Flurabstände** für die Hemerobie- und Vegetationsaufnahmeflächen abgebildet. Nur 20 der insgesamt 53 Flächen liegen **innerhalb des Grenzwertes** der Hartholzau (**Fraxino-Ulmetum**), 23 Flächen stehen noch **unter Grundwassereinfluss** (bis 3 m), 42 nur bei entsprechend günstigen Bodenverhältnissen (bis 5 m).

In **Anhang 14** sind die interpolierten Flurabstände für das Untersuchungsgebiet (**Flurabstandskarte**) dargestellt.

Flächen unterhalb des 2,8 m- bzw. 3 m-Grenzwertes und somit Flächen mit **Verbindung zum Grundwasserspiegel** beschränken sich auf den Bereich zwischen Bangs, Unterried und Partenwiese (Baganel), auf Teile der Oberau in Meiningen und den Bereich in und um die Partenwiese und des Hechtlochs. Ein edaphisch bedingter Grundwassereinfluss (bis 5 m) ist auch für die rheinnahen Gebiete und unteren Bereiche der Ill unter Umständen vorhanden.



Grafik 19: Crossplot der Flurabstände von Mai 2007 bis April 2008 (Die Box entspricht dem Bereich zwischen dem maximalen und minimalen Flurabstand mit dem arithmetischen Mittel als horizontale Linie. Die „Antennen“ entsprechen jeweils dem zweifachen Standardfehler des Grundwassermodells. Die gestrichelten, horizontalen Linien markieren die äußeren Grenzen des Flurabstandes laut Tabelle 7.)

Kriterium 2: Vergleich mit dem langjährigen Mittel

Die Jahresmittel der Messstellen mit einem mittleren Flurabstand kleiner 2,8 m weichen vom **langjährigen Mittel** (1991-2000) in der Regel um weniger als 50 cm ab (siehe **Grafik 20** und **Grafik 21**). Hiervon ausgenommen ist der niederschlags- und hochwasserreiche Zeitraum von 1999 bis 2002, die Grundwasseroberfläche liegt hier im Mittel deutlich höher.

Die **bestehende Gefährdung** wird jedoch in der **Grafik 20** ersichtlich. Zwischen 2005 und 2007 wurde der äußere Grenzflurabstand zweimal vom Jahresmittel überschritten, eine „signifikante Schädigung“ nach Kriterium 1 wäre demnach für diesen Zeitraum gegeben.

Kriterium 3: Änderung des Grundwasserstandes bei wechselfeuchten Biotoptypen

Die langjährigen Änderungen der **mittleren Höchst- und Tiefststände** der Grundwasserganglinien sind exemplarisch anhand der Messstellen 01.32.38 und 01.33.01 in **Grafik 20** und **Grafik 21** dargestellt.

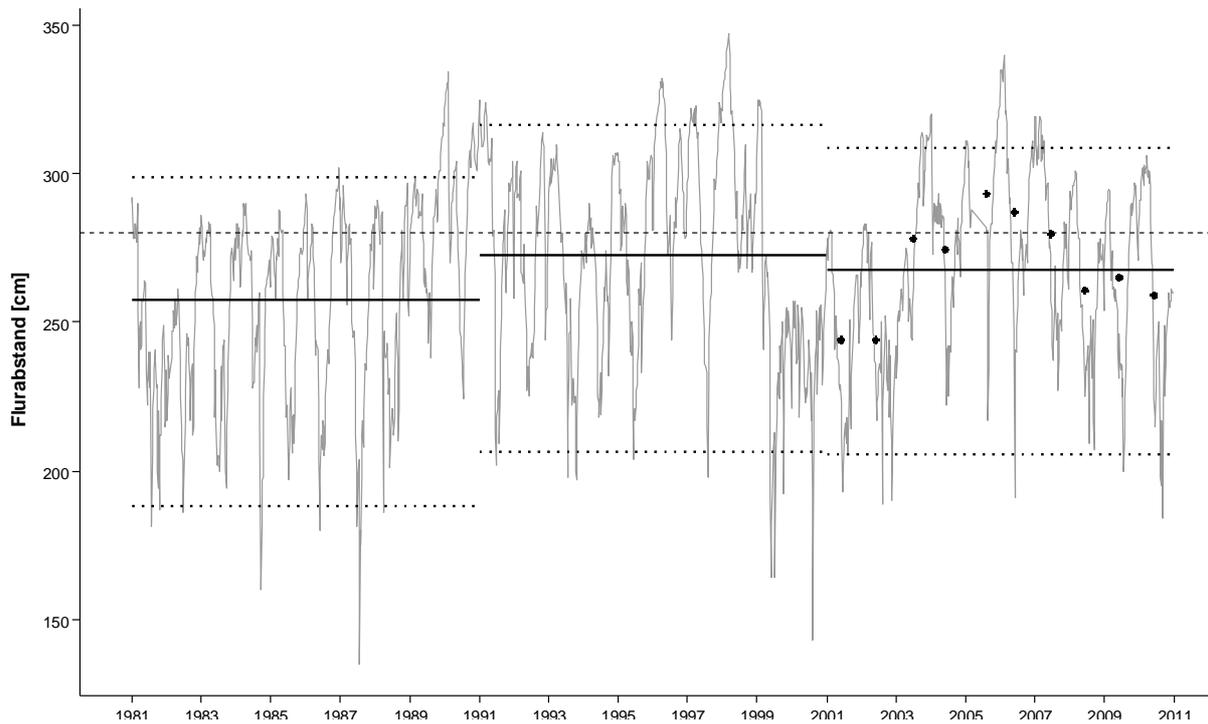
Für die innerhalb der äußeren Grenzen des Biotoptyps **Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald** liegenden Ganglinien der Messstellen 01.33.11 und 01.33.06 kann ein ähnlicher Ganglinienverlauf beobachtet werden, die Messstellen 01.32.72, 01.32.77 und 1.32.78 besitzen keine vergleichbar langen Zeitreihen.

Der **mittlere Grundwasser-Tiefststand** (= größter Flurabstand) des Zeitraumes 2001 bis 2010 liegt in der **Grafik 20** und **Grafik 21** unter dem Tiefstand des Referenzzeitraumes 1991 bis 2000.

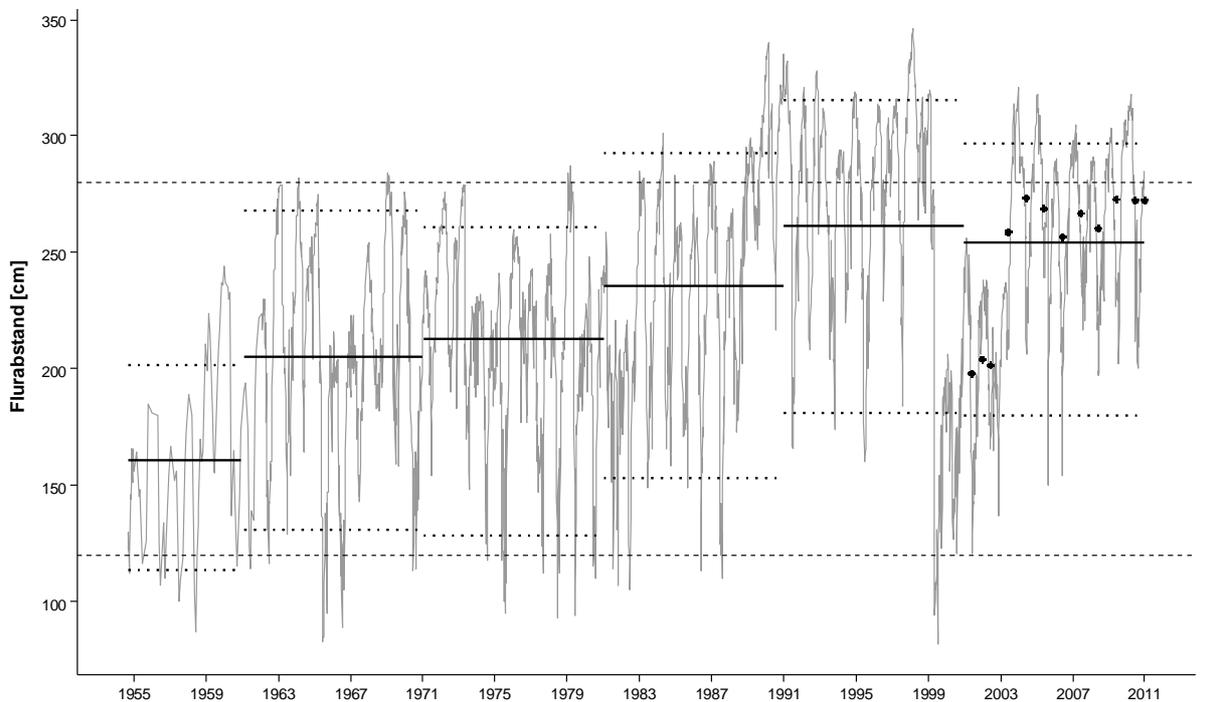
Wird die Verzerrung der Jahre 1999-2002 berücksichtigt, liegen die Höchst-, Tiefst- und Mittelwerte der beiden Zeiträume deutlich näher beieinander. Im Gegensatz zur bisherigen Entwicklung seit 1950 bzw. 1981 ist bei den mittleren Flurabständen dennoch eine leicht **sinkende Tendenz** bzw. eine **Stabilisierung** des Grundwasserpegels ersichtlich. Im Bereich der genannten Messstellen wird das Kriterium demnach erfüllt.

Kriterium 4: Amplitude der Grundwasserstandsschwankungen

Der Schwankungsbereich zwischen den Extremwerten liegt im Mittel bei 0.8 m, die im Untersuchungsjahr Mai 2007 bis Juni 2008 mit Abstand größte Schwankung wird im Bereich des Illspitzes beim Zusammenfluss von Ill und Rhein mit 1,7 m erreicht. Die Streuung um den Median (= Interquartilabstand) liegt im Bereich zwischen 0.2 m und 0.5 m.



Grafik 20: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.32.38. (durchgezogene Linie: 10 - Jahresmittel, gestrichelte Linie: Grenzflurabstände laut Tabelle 7, gepunktete Linie: mittlere Höchst- und Tiefststände (10 Jahre), schwarze Punkte: Jahresmittelwerte)



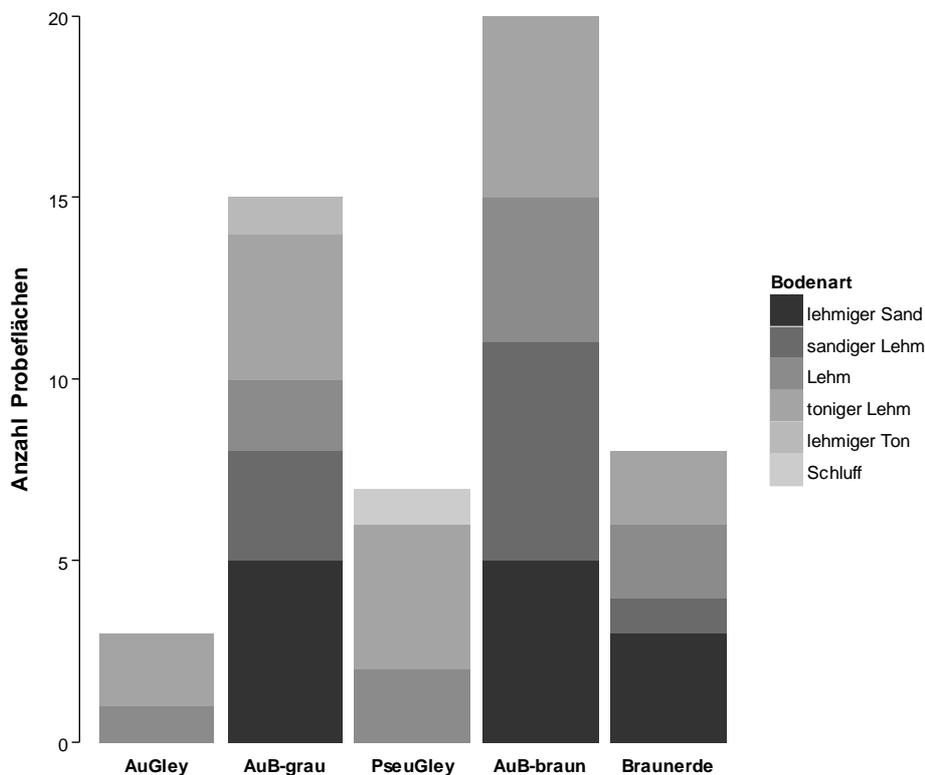
Grafik 21: Grundwasserganglinie der Messstelle 01.33.01. (durchgezogene Linie: 10 - Jahresmittel, gestrichelte Linie: Grenzflurabstände laut Tabelle 7, gepunktete Linie: mittlere Höchst- und Tiefststände (10 Jahre), schwarze Punkte: Jahresmittelwerte)

4.3. Ergebnisse der Bodenaufnahmen

Die Bodenprofile im Untersuchungsgebiet zeichnen sich mehrheitlich durch ihre **Tiefgründigkeit** (80 % der Bodenprofile) und ihren **geringen Grobskelettanteil** aus (89 % feinskelettreich). Grobskelettreiche und **flachgründige Böden** befinden sich überwiegend im unteren Baganel bei Bangs und im Nahbereich der III, wo die kiesig-steinigen Flussablagerungen teilweise sehr nahe an die Oberfläche reichen (siehe **Anhang 15**).

Bei nur etwa der Hälfte der Bodenprofile entspricht die organische Humus-Auflage einem **Typischen Mull**, bei jeder fünften Probe ist ein Übergang zu Moder-Humus (**Moderartiger Mull**) erkennbar. Bei den restlichen Bodenproben (30 %) sind ungünstigere Humusformen ausgebildet, die durch eine mächtige **Nadelstreu-** und/oder **Moosauflage** gekennzeichnet sind. Hydromorphe Humus-Formen wurden hingegen keine dokumentiert.

Auf den Auflagehumus folgt meist ein **geringmächtiger A-Horizont** (0-2 cm), der zumindest bei den Böden mit günstiger Humusauflage eine fein-krümelige, lehmige Textur aufweist. In der **Grafik 22** sind die ermittelten Bodentypen und deren Korngrößenverteilung abgebildet.



Grafik 22: Bodentypen und deren Korngrößenzusammensetzung (AuB-grau = Grauer Auboden, AuB-braun = Brauner/Verbraunter Auboden, PseuGley = Pseudogley; n= 53)

Es dominieren **Graue Auböden** (28 %) und **Verbraunte** bzw. **Braune Auböden** (38 %), gefolgt von den zu den terrestrischen Böden zu zählenden **Braunerden** (15 %). Von den ständig unter Wassereinfluss stehenden Böden kommen Stau- und Haftnässeböden (**Pseudogleye** – 13 %) sowie vereinzelt **Augleye** (6 %) im Untersuchungsgebiet vor.

Feine, lehmige Bodenfraktionen dominieren in der Korngrößenverteilung aller Böden, Graue und Verbraunte/Braune Auböden sowie die Braunerden zeichnen sich zusätzlich durch einen **erhöhten Sandanteil** meist in den tieferen Bodenhorizonten aus.

Die auentypische **Abfolge von unterschiedlicher Bodentextur** und –gefüge in den Bodenhorizonten ist bei den Grauen und Verbraunten/Braunen Auböden vor allem in den tieferen Schichten noch deutlich ausgeprägt. Dabei wechseln sich polyedrisch bis kohärente, feinkörnige Abschnitte mit locker geschichteten, sandigen Schichten ab. Durch den Fluss abgelagerte **Glimmerfragmente** sind dabei im gesamten Bodenprofil zu finden. **Tabelle 41** und **Tabelle 42** zeigen die Bodenhorizontabfolge zweier Auböden im Untersuchungsgebiet mit unterschiedlichem Reifungsgrad.

Tabelle 41: Bodenprofil eines Grauen Aubodens (Flächennummer 61)

Horizont	Schichtung	Eigenschaften
L – F – H	2 – 0 cm	Mullartiger Moder, geringe Nadelstreuauflage
Ahb	0 – 2 cm	lehmig, krümelig
C	2 – 40 cm	toniger Lehm, polyedrisch / kohärent
	40 – 60 cm	sandiger Lehm, polyedrisch
Cg	60 – 75 cm	lehmiger Sand, Einzelkorngefüge, rostfleckig
	> 80 cm	Sand, Einzelkorngefüge, rostfleckig

Tabelle 42: Bodenprofil eines Verbraunten/Braunen Aubodens (Flächennummer 42H)

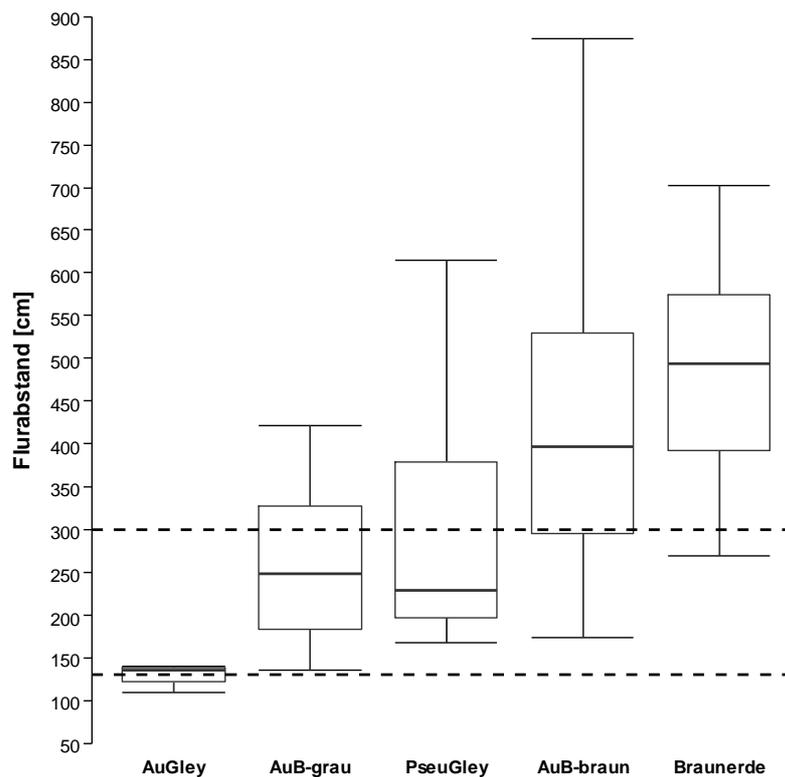
Horizont	Schichtung	Eigenschaften
L – F	2 – 0 cm	Typischer Mull
Ahb	0 – 2 cm	lehmig, krümelig
BC	2 – 25 cm	verbraunter Übergangshorizont, toniger Lehm
C	25 – 45 cm	sandig, Einzelkorngefüge
	45 – 65 cm	sandiger Lehm, polyedrisch
Cg	65 – 80 cm	Lehmiger Sand, Einzelkorngefüge, rostfleckig

Direkt unterhalb des A-Horizontes ist eine voranschreitende Reifung des Oberbodens (**Verbraunung**) bei einem Großteil (62 %) der Böden eingetreten, deutliche Spuren von zumindest kurzzeitiger Vernässung (**Vergleyung**) sind bei der Hälfte der Böden sichtbar.

Die Augleye und Pseudogleye zeichnen sich durch **lehmig-tonige, massige Bodenprofile** aus, die vielfach bis knapp unter die Oberfläche mit zahlreichen Rost- und Fahlflecken versehen sind. Besonders Augleye weisen in den untersten Bodenschichten (> 80 cm) eine sandige Textur auf.

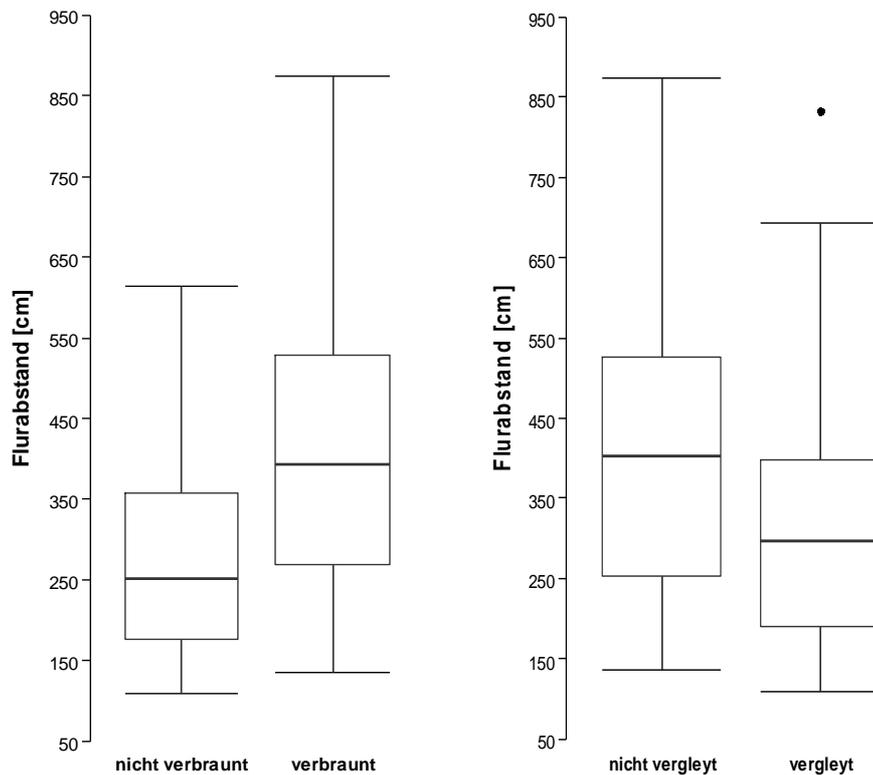
In **Anhang 15** und **Anhang 16** ist die Verteilung der **Bodentypen** bzw. deren **Korngrößenverteilung** im Untersuchungsgebiet abgebildet. Die unreiferen Böden (Gleye, Grauer Auboden) mit vorwiegend feinkörniger Textur finden sich dabei im Bereich der Partenwiese und im Baganel während sandige und reifere Böden (Verbraunter/Brauner Auboden, Braunerden) vor allem im Nahbereich der Ill und am Berge vorherrschen.

Die **Verteilung der Bodentypen** in Bezug zum **Flurabstand** ist in der **Grafik 23** dargestellt. Die Grenzen des Flurabstandes für den Bodentyp Gley (130 cm) sowie für den Grundwassereinfluss auf die Vegetation (300 cm) entsprechen den Angaben der DVWK (1986). Die Varianzanalyse ergibt dabei einen **signifikanten** Unterschied hinsichtlich des Flurabstandes (Kruskal Wallis Test; $\chi^2 = 17,0175$; $p < 0,01$).



Grafik 23: Verteilung der Bodentypen in Abhängigkeit vom Flurabstand (gestrichelte Linien: Grenzflurabstand für den Bodentyp Augley (130 cm) und den Grundwassereinfluss auf die Vegetation (300 cm); n = 53)

Der Flurabstand ist bei Böden mit sichtbarem Stau- oder Grundwassereinfluss (Merkmal **Vergleyung**) im Schnitt geringer, der Unterschied ist jedoch **nicht signifikant** (siehe **Grafik 24**; Mann-Whitney U-Test; $W = 439,5$; $p = 0,1174$). Hinsichtlich des Merkmals **Verbraunung** besteht indes ein **signifikanter** Unterschied (siehe **Grafik 25**; Mann-Whitney U-Test; $W = 195,5$; $p < 0,05$).



Grafik 24: Verteilung des Merkmals „Verbraunung“ in Abhängigkeit vom Flurabstand (n=53)

Grafik 25: Verteilung des Merkmals „Vergleyung“ in Abhängigkeit vom Flurabstand (n=53)

4.4. Auswertung der Vegetationsdaten

4.4.1. Syntaxonomische Einordnung

Die **syntaxonomische Einordnung** der Waldflächen der Nofler Au und der Meininger Au ist aufgrund der forstwirtschaftlich bedingten Einflüsse und Veränderungen äußerst schwierig. Ehemalige Fichtenaufforstungen prägen Struktur, Aufbau und Unterwuchs großflächiger Bestände, Reste naturnaher Bereiche sind durch forstliche Vor- und Endnutzung sowie das dichte Netz an Forst- und Rückewegen stark beeinflusst. Neben der Einflussnahme durch die Forstwirtschaft erschweren anthropogen bedingte **Veränderungen der natürlichen Auidynamik** eine klare syntaxonomische Zuordnung. Zu den bestimmenden Faktoren zählen dabei vor allem die Veränderungen des Grundwasserhaushalts und das Unterbinden der Überflutungsdynamik.

Von den 52 Vegetationsaufnahme­flächen wurde eine Fläche (Fläche 43) von der syntaxonomischen Bewertung ausgeschlossen, da es sich dabei um einen reinen Fichtenforst ohne Unterwuchs handelt. Ebenso verhält es sich mit der Fläche 86H, die jedoch aufgrund der Hemerobiebewertung nachträglich in die syntaxonomische Tabelle aufgenommen wurde. Zusammen mit einer Flächenteilung (91a und 91b) wurden somit **52 Vegetationsaufnahmen** berücksichtigt.

Aufnahmen des FRAXINO-ULMETUM (Tx. ex Oberd. 1953)

Mitteleuropäischer Stieleichen-Ulmen-Eschen-Auwald

Anhang 17

Allgemeine Merkmale

Der Großteil der Aufnahmen im Untersuchungsgebiet konnte dem **Fraxino-Ulmetum** zugewiesen werden.

Die Waldflächen setzen sich mehrheitlich aus einschichtigen bis **schwach zweischichtigen** Beständen mit einer mittleren Deckung der Baumschicht von 77 % (erste Baumschicht: 70 % Deckung, zweite Baumschicht: 21 % Deckung) zusammen. Die geringe Strukturvielfalt in der Baumschicht ergibt sich aus der teils intensiven forstwirtschaftlichen Nutzung der Bestände, die vielfach der gleichen Altersklasse zuzuordnen sind. Ältere und umfangstarke Bäume (Brusthöhendurchmesser über 50 cm) sind in 40 % der Flächen vertreten, Durchmesser über 70 cm BHD stellen jedoch eine Seltenheit dar und werden nur vereinzelt von *Salix alba*, *Quercus robur* und *Fraxinus excelsior* erreicht. **Totholzbäume** – stehend wie liegend – sind kaum bis überhaupt nicht vorhanden und beschränken sich vor allem auf die Naturwaldzelle, Bereiche des Matschelser Bergles, des Unterriedgrabens sowie der Oberau und der Frutzau (Nahe der Referenzfläche) in Meiningen. Der geringen Strukturvielfalt in der Baumschicht steht eine bis zu 5 m hohe, meist **dichte Strauchschicht** (mittlere Deckung: 42 %) gegenüber. Die Krautschicht

erreicht eine mittlere Deckung von 93 % und wird in der Regel nur im Bereich von dichtem Moosbewuchs, unter dichten, lichtarmen Fichtenbeständen und Rückewegen aufgelichtet.

Das Spektrum an Bodentypen und deren Reifungsstadien reicht von **Augleyen** über **Graue** und **Verbraunte Auböden** bis hin zu terrestrischen **Braunerden**.

Zusammensetzung der Baumschicht

Von den für das Fraxino-Ulmetum typischen Baumarten dominiert *Fraxinus excelsior*, gefolgt von *Quercus robur*, die meist als umfangstarker Altbaum dem Bestand beigemischt ist. Die Charakterart des übergeordneten Verbandes, *Ulmus minor*, fehlt bis auf wenige Exemplare im Bestand. An ihre Stelle tritt *Ulmus glabra*, die eingesprengt in der Baumschicht zu finden ist. Die meist unterwüchsige Bergulme bildet im Vergleich zur Esche und Eiche geringmächtigere Kronen aus, ordnet sich jedoch gut in den Bestand ein und scheint sich auch in dichteren Fichtenbeständen halten zu können.

Die **Fichte**, *Picea abies*, bleibt trotz des Anstrebens einer naturnahen Waldbewirtschaftung der letzten Jahre und Jahrzehnte stellenweise dominant. Gerade im Nahbereich der Ill stocken 50 bis 60-jährige, dichte und doch schlechtwüchsige Bestände, die mit der typischen Struktur und Artenzusammensetzung einer Harten Au nichts mehr gemein haben. Die hohe Stetigkeit in der Baumschicht zeigt, dass die forstwirtschaftliche „Auslese“ der Fichte nur langsam voranschreitet. In wenigen Bereichen des Baganel, der Oberau und der Frutzau kommt sie jedoch nur noch vereinzelt vor.

Zu den übrigen für das Fraxino-Ulmetum noch natürlich vorkommenden Baumarten zählen *Tilia cordata*, *Acer campestre*, *Alnus incana* und – mit Einschränkung der Deckung – *Acer pseudoplatanus*. Entlang des Rheins im Bereich der Naturwaldzelle sind noch Überreste der Weichen Au mit einzelnen Silberweiden (*Salix alba*) vertreten.

Typische Baumarten anderer Verbände und Folgegesellschaften, also des **Tilio-Acerion**, **Carpinion** und des **Fagion**, beschränken sich auf *Tilia platyphyllos*, *Acer platanooides*, *Prunus avium* und *Fagus sylvatica*. Von den beiden letzteren kann auf jeden Fall von einer forstlichen Einbringung ausgegangen werden, ebenso von den kleinflächigen Schwarzerlen-Beständen⁵. *Carpinus betulus* wurde bis auf ein Vorkommen am Bergle in der Baumschicht und ein einziges Verjüngungsexemplar in keiner Aufnahme gefunden und dürfte auch sonst weitgehend im Bestand fehlen.

Pinus sylvestris ist in einigen Aufnahmen entlang der Ill auf seichtgründigen, grobskelettreichen und verbrauchten Böden in der Baumschicht vertreten.

In der **Verjüngung** dominiert *Fraxinus excelsior*, deren Jungwuchs stellt dabei vielfach die deckungsstärkste Gehölzart in der Strauchschicht dar. Viele der ein- bis zwei Meter hohen Jungeschen enden jedoch als abgestorbene Dürrlinge. Diese Entwicklung kann im gesamten Untersuchungsgebiet

⁵ vgl. Aufnahmen 65 und 51 in Anhang 17. Angaben laut Förster der Agrargemeinschaft Altenstadt, Georg Fulterer, Juli 2012

beobachtet werden. Neben der Esche verjüngt sich *Ulmus glabra* stellenweise sehr zahlreich, *Quercus robur* keimt zwar häufig aus, kommt aber selten über das Sämlingsstadium hinaus. Größter Konkurrent für die Esche ist der **Bergahorn**, der sich auch im Schatten von Fichten gut verjüngt. *Picea abies* vermag sich auf der gesamten Fläche des Untersuchungsgebietes nur spärlich bis gar nicht zu verjüngen, natürlicher Jungwuchs von *Pinus sylvestris* beschränkt sich auf die lichtreichen, mit Samenbäumen bestockten Flächen entlang der III.

Zusammensetzung der Strauchschicht

Die Struktur und Dichte der **Strauchschicht** ist vom **Lichtangebot** und somit vom Deckungsgrad der Baumschicht abhängig. Unter dichten, mehrheitlich mit Fichten bestockten Beständen ist die Strauchschicht auf wenige niederwüchsige Individuen beschränkt. Unter lückigen Eschenbeständen bildet sich hingegen eine dichte, fast undurchdringliche Strauchvegetation, die mit mehreren Metern Höhe direkt an die zweite Baumschicht anschließt.

Zu den steten Arten zählen *Lonicera xylosteum* (91 % Stetigkeit), *Cornus sanguinea* (67 % Stetigkeit), *Sambucus nigra* (54 % Stetigkeit), *Ligustrum vulgare* (41 % Stetigkeit), *Prunus padus* (39 % Stetigkeit), *Corylus avellana* (39 % Stetigkeit) und *Crataegus monogyna* (39 % Stetigkeit), die allesamt in den einzelnen Subassoziationen des Fraxino-Ulmetum aufgelistet sind (WILLNER&GRABHERR 2007a). Mit *Euonymus europaeus* ist eine weitere konstante Art des Fraxino-Ulmetum vertreten, *Berberis vulgaris* und *Viburnum lantana* decken den trockenen Flügel der Gesellschaft (**Fraxino-Ulmetum subass. – caricetosum albae**) ab.

Zusammensetzung der Krautschicht

Die meist **deckungsstarke Krautschicht** beinhaltet zahlreiche diagnostische bzw. konstante Arten des Fraxino-Ulmetum sowie des übergeordneten Verbandes, des **Alnion incanae**.

Rubus caesius, *Circaea lutetiana*, *Brachypodium sylvaticum*, *Paris quadrifolia* sowie *Aegopodium podagraria* sind dabei mit einer Stetigkeit > 40 % vertreten. *Equisetum hyemale*, eine weitere diagnostischen Art des Verbandes, ist zwar nur im Bereich des Baganelns anzutreffen, erreicht dort aber beachtlich hohe Deckungswerte (> 90 %)⁶. Ebenso auffallend ist das stete Vorkommen der **Lianen** *Hedera helix* und *Clematis vitalba*. Während die erste in nahezu jeder Aufnahme die Baumkronen erklettert, sorgt die zweite in knapp zwei Drittel der Aufnahmen für eine vielfach undurchdringliche Strauchschicht.

⁶ keine vollständige Aufnahme durchgeführt, Standort fehlt deshalb in der Vegetationstabelle

Typische **Nässezeiger** sind einerseits in Geländemulden mit niedrigerem Grundwasserflurabstand und bindigen Böden zu finden, oder aber – meist unabhängig vom Wasserhaushalt der Umgebung – in den mit Regenwasser gefüllten, verdichteten Spurrinnen entlang von Rückewegen.

Zu den diagnostischen und konstanten Arten des Fraxino-Ulmetum bzw. des Alnion incanae kommen einige Trennarten des Verbandes **Tilio-Acerion** hinzu. So erreichen *Oxalis acetosella*, *Arum maculatum* und *Mercurialis perennis* hohe Stetigkeiten, letzteres deckt im Schnitt 5 – 25 % (Artmächtigkeit 2) der Aufnahme­fläche ab, in Einzelfällen sogar zwischen 75 und 100 % (Artmächtigkeit 5).

Mit *Rosa arvensis*, *Vinca minor*, *Euphorbia amygdaloides* und *Neottia nidus-avis* treten charakteristische Arten der Verbände **Carpinion** und **Fagion** auf, deren Verbreitung beschränkt sich jedoch meist auf die trockensten Bereiche des Untersuchungsgebietes. Innerhalb der Charakterarten der übergeordneten Ordnung (**Fagetalia**) sind vor allem *Galeobdolon montanum*, *Carex sylvatica*, *Asarum europaeum*, *Dryopteris filix-mas*, *Viola reichenbachiana* sowie *Daphne mezereum* zu nennen. Der **Frühjahrsaspekt** ist eher schwach ausgeprägt, *Anemone nemorosa* und *Primula elatior* sind nahezu die einzigen, dafür aber steten Frühjahrsblüher im Untersuchungsgebiet. *Allium ursinum* und *Colchicum autumnale* treten nur vereinzelt auf.

Auf **Kahlschlägen** oder im Bereich großer Femellöcher wird *Rubus caesius* durch dichte Brombeerbestände (*Rubus fruticosus* agg.) abgelöst. Auch ***Solidago gigantea*** macht sich auf Lichtungen und Schlägen breit und verhindert durch ihr massenhaftes Auftreten das Aufkommen der natürlichen Baum- und Straucharten. Neben *Solidago gigantea* kommen noch andere **Neophyten** im Untersuchungsgebiet vor. Diese – hier sind vor allem *Impatiens parviflora* sowie vereinzelt auch *Impatiens glandulifera* und *Fallopia japonica* zu nennen – erreichen im Gegensatz zu *Solidago gigantea* jedoch nur geringe Stetigkeits- und Deckungswerte.

Stellung innerhalb des Fraxino-Ulmetum

Die Abgrenzung der einzelnen **Subassoziationen** des Fraxino-Ulmetum ist in vielen Fällen aufgrund des kleinräumigen Wechsels der Standortbedingungen recht unscharf, dennoch wurde eine Zuordnung zu den einzelnen Einheiten (**Anhang 17**) ansatzweise vorgenommen.

Die **TWINSPAN**-Analyse grenzt – bis auf wenige Ausnahmen – zwei Blöcke voneinander ab, deren Aufteilung folgt dabei einem denkbaren **Feuchtegradienten**. Während Einheit A und (Teile der) Einheit B den „trocken Flügel“ darstellen, überwiegen in den Einheiten C und D feuchtere Standortbedingungen. Einheit D steht der Subassoziatio­n **Fraxino-Ulmetum-alnetosum glutinosae** nahe und bezeichnet den „nassen Flügel“ der Assoziatio­n. Zwar beschränken sich die Nässezeiger nicht nur auf diese Einheit (Spurrinnen!), jedoch ist deren Dominanz bei gleichzeitigem Ausbleiben bzw. Unterrepräsentanz der Trockenzeiger auf einigen Flächen klarer ausgeprägt. *Phalaris arundinacea* und *Carex acutiformis* sind die Trennarten der Subassoziatio­n, von denen zumindest jeweils eine in der Einheit D vorherrschend ist. Die Aufnahmen der Einheit D verteilen sich auf die Bereiche entlang des Hechtloches und der begleitenden

Gräben sowie auf die **tiefergelegenen Standorte** im Bereich des Unterriedgrabens. Aufnahme 65 und 51 sind junge Aufforstungsflächen, die mit *Alnus glutinosa* und *Prunus avium* aufgeforstet wurden. Die Bodenprofile deuten auf eine **gute bis überschüssige Wasserversorgung** hin, die sich auch in der Artenzusammensetzung widerspiegelt. Aufnahme 91a liegt in unmittelbarer Nähe des Unterriedgrabens und umfasst kleine Bereiche des Ufersaumes. Neben *Phragmites australis* und *Caltha palustris* kommen Stauden nasser Standorte vor, der Boden ist äußerst bindig und zeigt deutliche Vergleyungsspuren (Bodentyp **Augley**).

Die Aufnahmen der Einheit C wurden einerseits durch das Vorkommen von Feuchte- und Trockenzeiger der Einheiten D und A, andererseits durch das Fehlen der Trennarten in die zentrale Subassoziation, das **Fraxino-Ulmetum-typicum**, gestellt. Einheit B (**Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae**) grenzt sich mehrheitlich durch höhere Deckungswerte der Trockenzeiger von den Einheiten C und D ab. Hier ist vor allem **Carex alba** zu nennen, die stellenweise fast flächendeckend die Krautschicht beherrscht. Daneben sind Sträucher sonniger sowie (wechsel-)trockener Standorte eingestreut bis beigemischt. Zu diesen zählen *Berberis vulgaris*, *Ligustrum vulgare* und *Viburnum lantana*. Ähnlich verhält es sich bei den Aufnahmen der Einheit A, die ebenfalls zum **Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae** zu stellen sind. Im Gegensatz zur Einheit B sind hier jedoch zusätzlich diagnostische Arten bzw. Charakterarten möglicher **Folgegesellschaften (Carpinion und Fagion)** vertreten, so z.B. *Rosa arvensis*, *Euphorbia amygdaloides* und *Vinca minor*. Das Vorkommen von *Fagus sylvatica* ist, wie bereits erwähnt, forstwirtschaftlich bedingt, die Bedingungen für den Jungwuchs scheinen jedoch günstig zu sein. Aufnahmen dieser Einheit sind vermehrt auf **erhöhten Standorten** im Nahbereich der III sowie im unteren Baganel nahe Bangs zu finden. Es handelt sich mehrheitlich um flachgründige Standorte mit gereiften Bodenprofilen, auf denen zumindest im Bereich der III **Pinus sylvestris** höhere Deckungswerte erzielt.

EQUISETO-ALNETUM INCANAE Moor 1958

Tieflagen Grauerlenwald

Anhang 18

Allgemeine Merkmale

Die zur Gesellschaft **Equiseto-Alnetum incanae** gestellten Aufnahmen sind entlang des **Hechtlochs** (93H und 44H) und im Bereich des **Unterriedgrabens** (91b) gelegen, müssen jedoch allein schon aufgrund ihres geringen Flächenausmaßes als „relikt“ bezeichnet werden. Die Aufnahmeflächen befinden sich jeweils am Rande eines stehenden bzw. langsam fließenden Gewässers (Hechtloch bzw. Unterriedgraben mit Seitengraben) und unterliegen keinem sichtbaren forstwirtschaftlichen Einfluss. Sie sind gekennzeichnet durch eine äußerst dichte Strauchschicht (80 % Deckung), die zumindest in zwei der Aufnahmen (93H und 91b) direkt in die niedrigwüchsige und lückig-stehende Baumschicht (25 – 40 % Deckung) übergreift. Darunter ist eine üppige Krautschicht ausgebildet, die von liegenden

Totholzstämmen durchsetzt ist.

Die Böden sind meist feinkörnig (schluffig/lehmig), im Bereich des Hechtlochs tauchen im Bodenprofil jedoch immer wieder sandige, glimmerreiche Abschnitte auf. Die Bodenreifung ist durch **Grundwassereinfluss** (91b) oder Tagwasserstau bzw. **Haftnässe** (93H und 44H) kaum fortgeschritten, die Bodenprofile zeigen Merkmale **Grauer Auböden** bis hin zu **(Pseudo-)Gleyen**.

Zusammensetzung der Baumschicht

Im Gegensatz zum restlichen Waldbestand konnte sich im Bereich der betreffenden Aufnahmeflächen die **Grauerle** (*Alnus incana*) bis zum heutigen Zeitpunkt im Bestand halten. Die für den Tiefland-Grauerlenwald charakteristische Dominanz der Grauerle (Artmächtigkeit: 4) wird jedoch bei weitem nicht erreicht (Artmächtigkeit: 2). Es gesellen sich *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra*, *Picea abies* und stellenweise auch *Quercus robur* und *Betula pendula* in den meist **lichten Baumbestand**. Die noch vorhandenen Grauerlen zeichnen sich durch eine geringe Wuchshöhe (max. 15 m) und eine sichtbar **eingeschränkte Vitalität** aus.

Zusammensetzung der Strauchschicht

In der dichten, reich strukturierten Strauchschicht sind die **Prunetalia**-Arten *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Euonymus europaeus*, *Berberis vulgaris*, *Viburnum opulus*, *Clematis vitalba* sowie hochstete Arten der Gesellschaft des Equiseto-Alnetum incanae – *Prunus padus* und *Sambucus nigra* – auf engstem Raum ineinander verzahnt. Dazu gesellen sich Charakterarten der Klasse der **Quercu-Fagetia**, *Lonicera xylosteum*, *Corylus avellana* sowie *Hedera helix*. Dazwischen verjüngt sich *Alnus incana* bis zu einer Höhe von 2 m, mehrheitlich aus **Stöckausschlägen**.

Zusammensetzung der Krautschicht

Von den steten Arten der Gesellschaft sind *Rubus caesius*, *Brachypodium sylvaticum* und *Humulus lupulus* vertreten. *Aegopodium podagraria* und die namensgebende Art, *Equisetum hyemale*, fehlen jedoch zur Gänze. Daneben finden sich einerseits Arten feuchter bis nasser Standorte, wie *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Carex acutiformis* und *Angelica sylvestris*, andererseits ausgeprägte **Fagetalia**-Arten, wie *Galeobdolon montanum*, *Mercurialis perennis*, *Dryopteris filix-mas*, *Polygonatum multiflorum*, *Asarum europaeum* u.a.

Der **Frühjahrsaspekt** wird durch *Anemone nemorosa* und *Colchicum autumnale* bestimmt, fällt in der Regel jedoch eher schwach aus.

Stellung innerhalb des Equiseto-Alnetum incanae

Vernässungszeiger und **unreife Böden** sind an allen Standorten vorhanden, die hohe Stetigkeit **mesophiler** Verbands-Charakterarten legt jedoch eine Zuordnung zur Subassoziation frischer Standorte (**Equiseto-Alnetum-asaretosum**) nahe.

CARICI PENDULAE – ACERETUM Oberdorfer 1957

Feuchter Bergahorn – Eschenwald

Anhang 19

Allgemeine Merkmale

Die zum **Carici pendulae – Aceretum** gereihten Aufnahmen befinden sich allesamt beim bzw. auf dem „**Matscheler Berge**“. Der aus den Kreideschollen der Helvetischen Decke geformte, 12 m hohe Inselberg zeigt durchgehend **reife Bodenprofile**, die eindeutig zu den Braunerden zu stellen sind. Tiefgründige, locker geschichtete Böden mit lehmiger Textur und ausgeprägten B – Horizonten sorgen für eine gute und **ausgeglichene Wasserversorgung**. Der Bestand ist mehrheitlich **schwach zweischichtig** aufgebaut und ermöglicht als lückiger Bestand einen dichten Unterwuchs in der Krautschicht (~ 80 %). Die Strauchschicht ist auf ein paar einzelne Sträucher reduziert, von einem gezielten Entfernen der Sträucher durch die Bewirtschafter kann dabei mit großer Wahrscheinlichkeit ausgegangen werden.

Zusammensetzung der Baumschicht

Die Baumschicht wird von *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* dominiert. Im Gegensatz zu den Aufnahmen des **Fraxino-Ulmetum** treten jedoch auch andere Baumarten hervor, darunter *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Acer campestre* sowie *Fagus sylvatica* und *Carpinus betulus*. Wie gewöhnlich ist aber auch die Fichte Bestandteil der ersten und zweiten Baumschicht. Zumindest die Eschen und Eichen erreichten stattliche Größen (über 30 m), darunter reihen sich die anderen Baumarten mit einer Höhe von bis zu 25 m.

Zusammensetzung der Strauchschicht

Die **spärlich ausgeprägte Strauchschicht** setzt sich aus der Verjüngung der Baumarten, einigen typischen Auwaldarten (*Cornus sanguinea*, *Prunus padus*, *Crataegus monogyna*) sowie zweier **Quercu-Fagetea** Arten, *Lonicera xylosteum* und *Corylus avellana*, zusammen. Letztere sind in allen drei Aufnahmen vertreten.

Zusammensetzung der Krautschicht

Die Krautschicht wird einerseits von typischen Arten des **Alnion incanae** aufgebaut, andererseits sind etliche Trenn- und Charakterarten des **Tilio-Acerion** in den Aufnahmen zu finden. Typische Auwaldarten wie *Brachypodium sylvaticum* und *Aegopodium podagraria* sind sowohl für das **Fraxino-Ulmetum** als auch für das **Carici pendulae-Aceretum** charakteristisch und demnach bezeichnend für die enge Verbindung dieser beiden Gesellschaften. Im Vergleich zu den Aufnahmen des Fraxino-Ulmetum treten jedoch Arten der übergeordneten Ordnung bzw. Klasse verstärkt hervor, der **zonale, mesophile Charakter** dieses Standorts wird dadurch deutlich unterstrichen.

Das Vorkommen der **Fagetalia-** bzw. **Quercu-Fagetea-**Charakterarten *Phteuuma spicatum*, *Campanula trachelium*, *Aconitum lycoctonum* und *Milium effusum* beschränkt sich dabei fast ausschließlich auf die Standorte am Berge. Der **Frühjahrsaspekt** ist deutlich ausgeprägt und wird von *Primula elatior* bestimmt.

4.4.2. Liste der gefährdeten und geschützten Arten

Eine Auflistung der gefährdeten Arten laut der **ROTEN LISTE der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Vorarlbergs** sowie der geschützten Arten gemäß **Naturschutzverordnung** des Landes Vorarlberg (LGBl. Nr. 22/1997) findet sich im **Anhang 20**.

4.4.3. Zeigerwertanalyse

In **Tabelle 43** sind die gemittelten Zeigerwerte (arithmetisches Mittel) für die vier Einheiten des **Fraxino-Ulmetum** sowie für die Aufnahmen des **Carici pendulae-Aceretum** und des **Equiseto-Alnetum incanae** angegeben. Die Detailergebnisse der einzelnen Aufnahmen finden sich in **Anhang 21**.

Tabelle 43: mittlere Feuchte-, Stickstoff-, Licht- und Reaktionszeigerwerte der unterschiedlichen Vegetationseinheiten

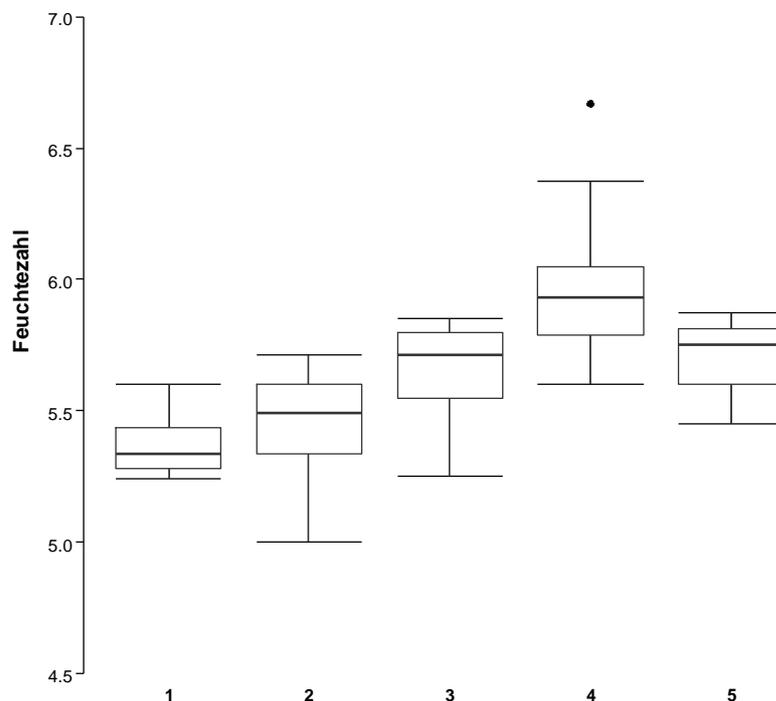
Einheit	Anzahl Aufnahmen	Zeigerwerte nach Ellenberg (1951)			
		Feuchte	Stickstoff	Licht	Reaktion
A (Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae)	14	5,4	5,8	4,9	6,9
B (Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae)	12	5,5	6,0	4,9	7,0
C (Fraxino-Ulmetum-typicum)	11	5,7	6,2	4,8	6,8
D (Fraxino-Ulmetum-alnetosum glutinosae)	9	6,0	6,3	5,2	6,9
Alnetum incanae	3	5,7	6,3	5,1	7,0
Carici pendulae-Aceretum	3	5,7	6,3	4,4	6,7

Die Werte für die Feuchtezahl liegen im Bereich zwischen minimal 5 (Frischezeiger) und maximal 6,7 (Feuchtezeiger), wobei die Mehrheit der Aufnahmen im Bereich zwischen 5 und 6 (**Frischezeiger**) anzusiedeln ist. Alle Einheiten werden im Mittel von **Mäßigstickstoff-** bis **Stickstoffreichtumszeigern** besiedelt, hinsichtlich der Reaktionszahl sind die Standorte eher als basenreich (**Schwachsäure-** bis

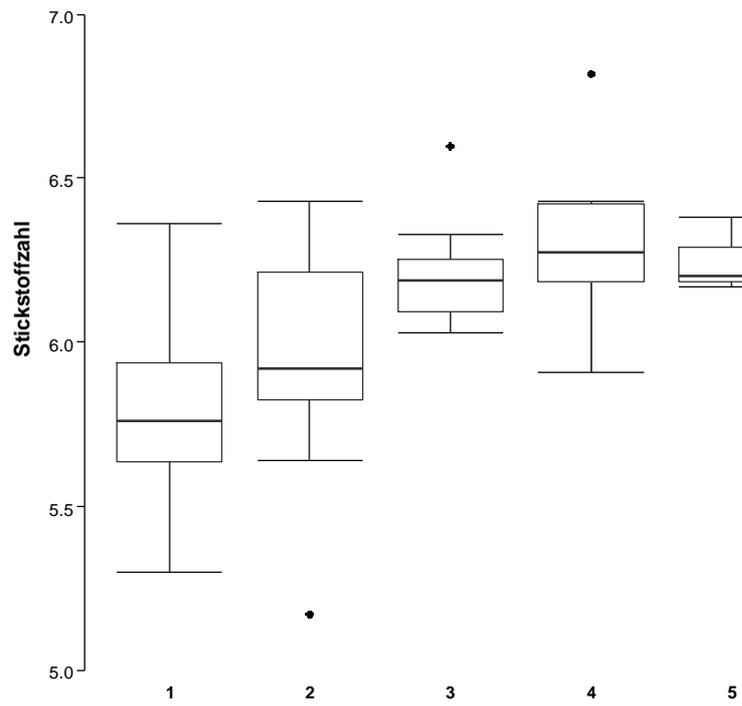
Schwachbasenzeiger) zu bewerten. Ausgeprägte Halblicht- und Volllichtpflanzen sind nur selten vertreten, im Mittel dominieren **Halbschattenpflanzen**.

Für die Aufnahmen des **Fraxino-Ulmetum** wurden die Einheiten auf signifikante Unterschiede mittels Kruskal-Wallis Test geprüft. Bis auf die Reaktionszahl konnten - bei vorhandener Varianzhomogenität (Fligner-Killeen Test) - **signifikante** ($p < 0,05$; Lichtzahl) bis **hoch signifikante** Unterschiede ($p < 0,01$; Feuchte- und Stickstoffzahl) festgestellt werden. Die Aufnahmen des *Equiseto-Alnetum incanae* sowie des *Carici pendulae-Aceretum* wurden aufgrund ihrer kleinen Probenanzahl ($n = 3$) bei den Berechnungen nicht berücksichtigt.

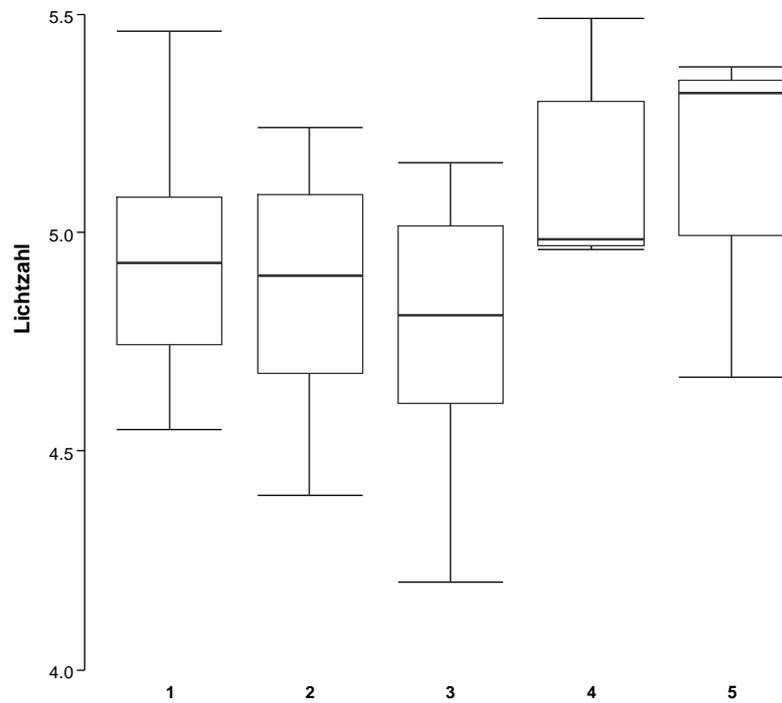
In **Grafik 26** und **Grafik 27** sind die Werteintervalle der hochsignifikanten Zeigerwerte – Feuchtezahl und Stickstoffzahl – für die Einheiten des **Fraxino-Ulmetum** sowie für das **Equiseto-Alnetum incanae** dargestellt. Die Feuchtigkeitswerte nehmen dabei von der feuchten Ausbildung des Fraxino-Ulmetum subass. – alnetosum glutinosae bis hin zur trockenen Ausbildung subass. – caricetosum albae erwartungsgemäß ab. Ebenso verhält es sich bei der Stickstoffzahl. Die mittleren Werte des *Equiseto-Alnetum incanae* liegen im Bereich der typischen Subassoziation des Fraxino-Ulmetum. Bezüglich der Lichtzahl können etwas höhere Werte (= höherer Lichtgenuss) in der feuchten Ausbildung des Eichen-Ulmen-Eschenauwaldes sowie bei den Grauerlenstandorten verzeichnet werden (siehe **Grafik 28**).



Grafik 26: Mittlere Feuchtezahl für die Einheiten A bis D des Fraxino-Ulmetum (1 bis 4) sowie des *Equiseto-Alnetum incanae* (5)



Grafik 27: Mittlere Stickstoffzahl für die Einheiten A-D des Fraxino-Ulmetum (1-4) sowie des Equiseto-Alnetum incanae (5)

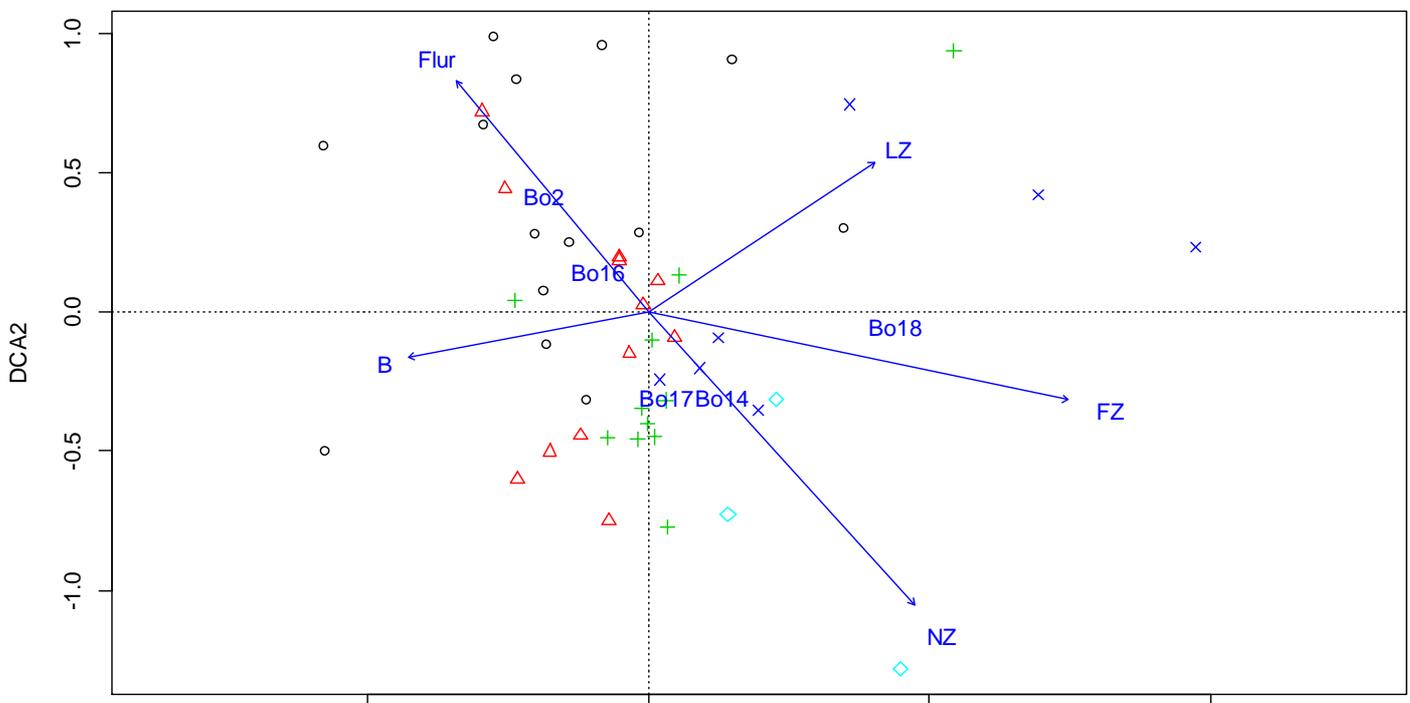


Grafik 28: Mittlere Lichtzahl für die Einheiten A-D des Fraxino-Ulmetum (1-4) sowie des Equiseto-Alnetum incanae (5)

4.4.4. Ordination der Vegetationsaufnahmen und Indirekte Gradientenanalyse

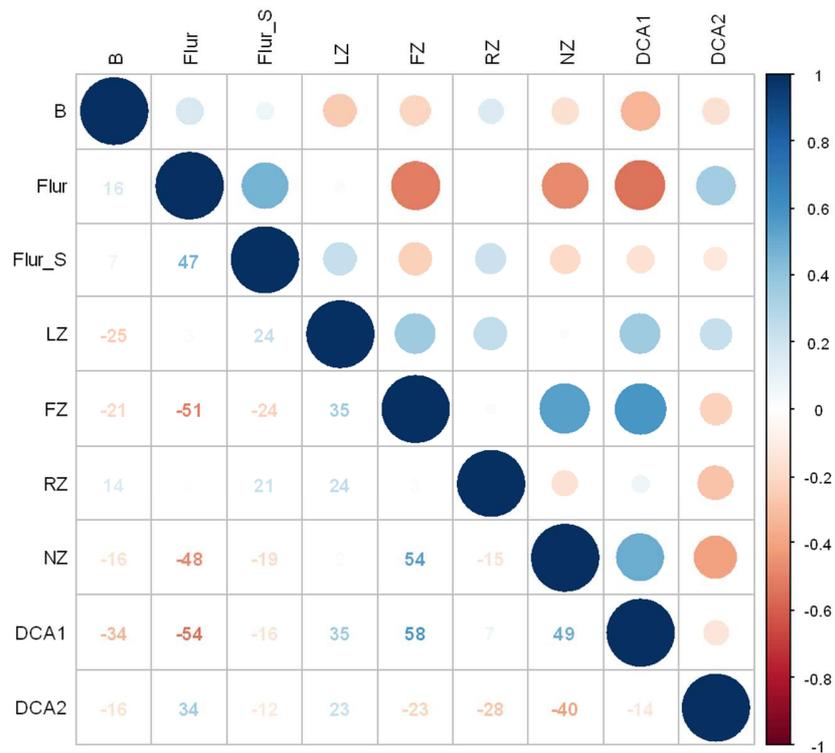
Die **Detrended-Correspondance-Analysis** (DCA) der Vegetationsaufnahmen zeigt nur eine mäßige Differenzierung entlang der Ordinationsachsen. Der Eigenwert liegt bei der ersten Achse unter 0,5 (0,31) und bei der zweiten bei 0,24, die beiden Achsen zusammen erklären somit gerade die Hälfte der Gesamtvariation des Datensatzes. Ähnlich gering fallen die Werte für die Gradientenlängen aus (3,1 bzw. 2,3).

Die Post-hoc-Korrelation der Bestandes- und Bodenmerkmale sowie der Zeigerwerte mit den Ordinationsachsen (**Indirekte Gradientenanalyse**) ist in **Grafik 29** ersichtlich.



Grafik 29: Ordinationsdiagramm basierend auf den Aufnahmen sowie anschließender Post-hoc-Korrelation der Zeigerwerte und des Merkmals „Bodentyp“ (Flur...mittlerer Flurabstand, LZ....Lichtzahl, FZ....Feuchtezahl, NZ....Stickstoffzahl, B....Deckung in der ersten und zweiten Baumschicht, Bo2: Braunerde, Bo14: Grauer Auboden, Bo16: Verbraunter Auboden, Bo17: Pseudogley, Bo18: Augley, X...Einheit D,, Kreuz...Einheit C, Dreieck...Einheit B, Kreis...Einheit A, Raute....Equiseto-Alnetum incanae)

Die Aufnahmen sind entsprechend ihrer syntaxonomischen Zuordnung gruppiert (Einheiten des Fraxino-Ulmetum sowie Aufnahmen des Equiseto-Alnetum incanae). Die abgebildeten Merkmale und Zeigerwerte beschränken sich auf jene Werte, die einen signifikanten Zusammenhang zeigen ($p < 0,05$). Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden die **signifikant korrelierenden** Bodenmerkmale **Vergleyung** und **Verbraunung** jedoch ausgespart. Der Winkel zwischen den Vektoren und der ersten Achse



Grafik 31: Korrelationsmatrix der Vektoren des Ordinationsdiagrammes
 (Zahlen entsprechen Korrelation in %, Größe der Kreise steigt mit Korrelation; B...Deckung Baumschicht, Flur...mittlerer Flurabstand, Flur_S...Schwankungsamplitude Flurabstand, LZ...Lichtzahl, FZ...Feuchtezahl, NZ...Stickstoffzahl, RZ...Reaktionszahl, DCA1...erste Ordinationsachse, DCA2...zweite Ordinationsachse)

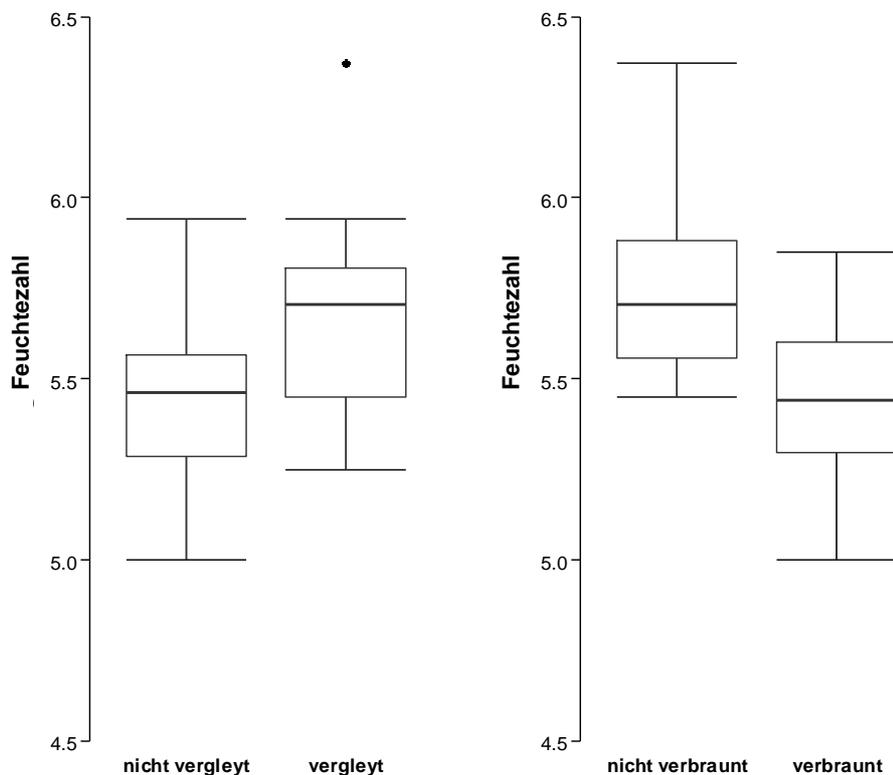
Tabelle 44: Signifikanzen der Korrelationsmatrix

(B...Deckung Baumschicht, Flur...mittlerer Flurabstand, Flur_S...Schwankungsamplitude Flurabstand, LZ...Lichtzahl, FZ...Feuchtezahl, NZ...Stickstoffzahl, RZ...Reaktionszahl, DCA1...erste Ordinationsachse, DCA2...zweite Ordinationsachse)

	DCA1		DCA2		FZ		NZ		LZ		RZ		Flur		Flur_S	
DCA2	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1
FZ	<0.01	> 0.1	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
NZ	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
LZ	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1	<0.01	> 0.1
RZ	>0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1
Flur	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Flur_S	>0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1
B1	<0.01	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1	> 0.1

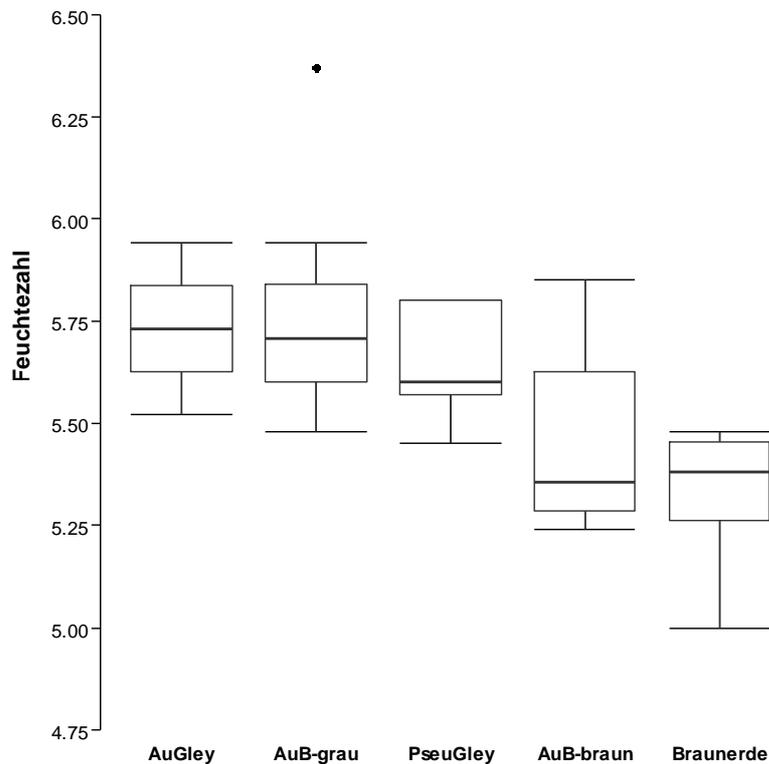
Die Korrelationen der **Bodenmerkmale** (Faktoren) mit den **Zeigerwerten** wurden getrennt mittels Kruskal-Wallis-Test und Wilcoxon-Rangsummentest berechnet. Dabei konnten **signifikante** Unterschiede

der Feuchtezahl beim Merkmal Vergleyung ($W=230,4$; $p < 0,01$), der Stickstoffzahl bezüglich der Vergleyung ($W=138,5$; $p < 0,01$), der Feuchtezahl bei der Verbraunung ($W=426,5$; $p < 0,01$) sowie der Feuchtezahl bei den einzelnen Bodentypen ($X^2 = 18,97$; $p < 0,01$) festgestellt werden. In **Grafik 32** und **Grafik 33** werden die Unterschiede der Merkmale Vergleyung und Verbraunung bezüglich der Feuchtezahl demonstriert, **Grafik 34** zeigt den Wertebereich des Feuchtezeigerwertes je Bodentyp. **Nicht signifikant** sind hingegen die Ergebnisse für die Bodenmerkmale Bodenart, Bodenskelett sowie Bodengründigkeit.



Grafik 32: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals "Vergleyung"

Grafik 33: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals "Verbraunung"



Grafik 34: Zusammenhang zwischen der Feuchtezahl und des Bodenmerkmals „Bodentyp“ (AuGley...Augley, AuB-grau...Grauer Auboden, PseuGley...Pseudogley, AuB-braun...Brauner Auboden)

4.5. Kartierung der Gießenbäche und der bachbegleitenden Vegetation

Die Wasserführung der Gießenbäche und Gräben in der Nofler Au und Meininger Au in den Sommermonaten des Jahres 2011 und 2012 ist in **Anhang 22** und **Anhang 23** ersichtlich.

Von den zahlreichen Gewässern sind – neben der Ill, Rhein und dem Spirsbach - nur noch der Abschnitt des Leimenbachs beim Matscheler Bergle (Gew.Nr. 19) und das Hechtloch (Gew.Nr. 23) das ganze Jahr über wasserführend. **Regelmäßig wasserführend**, jedoch **periodisch trockenfallend** sind der Matscheler Bach (Gew.Nr. 14 und 15), der Leimenbach bis zur Mündung des Seitengrabens (Gew. Nr. 20), der Unterriedgraben (Gew.Nr.9), der Baganel Graben (Gew.Nr.18), Teile des Sörabaches (Gew.Nr 10,11,13) sowie der große Gießenbach in Meiningen (Gew.Nr.26). Die restlichen Gräben des Gießenbachsystems der Nofler Au und Meininger Au sind das ganze Jahr über **trocken** und stehen nur bei Starkregenereignissen temporär unter Wasser.

Entsprechend der Regelmäßigkeit der Wasserführung ist das Vorkommen von **Helophyten** und vor allem **Hydrophyten** auf wenige Bereiche des Grabensystems limitiert. Im Bereich des Unterriedgrabens und des Sörabaches sind noch größere Bestände der seltenen und gefährdeten **Brunnenkresse**, *Nasturtium*

officinale, vorhanden. Dazu gesellen sich die Sumpfdotterblume, *Caltha palustris*, und die Wasserminze, *Mentha aquatica*. Eine Besonderheit stellt das Vorkommen des **Wasserhahnenfuß** (*Ranunculus subg. Batrachium*) dar, dass sich jedoch auf sehr wenige Individuen beschränkt.⁷

In der Nähe des Matschelser Bergles konnten im gemächlich fließenden Leimenbach kleine Bestände der Bachbunge, *Veronica beccabunga*, und des Rohrglanzgrases, *Phalaris arundinacea*, nachgewiesen werden. Das **Hechtloch** ist ein stehendes Gewässer, an dessen Rand sich ein ausgeprägter Schilfgürtel entwickeln konnte. Neben *Phragmites australis* ist auch noch *Iris pseudacorus* am Gewässerrand vereinzelt vertreten. Direkt im Gewässer wachsen zahlreiche Individuen des Tannenwedels, *Hippuris vulgaris* und des Wassersterns, *Callitriche palustris* agg.. Häufig trockenfallende Gräben zeichnen sich – wenn überhaupt – durch das Vorkommen von **Vernässungszeigern** aus, ausgesprochene Hydrophyten fehlen jedoch zur Gänze.

4.6. Ergebnisse der Hemerobiebewertung

4.6.1. Vergleich der unterschiedlichen Ansätze

Von den elf Einzelkriterien der Hemerobiebewertung ergeben sechs Kriterien dieselben Relativwerte für alle drei Ansätze (siehe **Anhang 25**, Übersicht über die Ansätze siehe **Kapitel 3.9.4**).

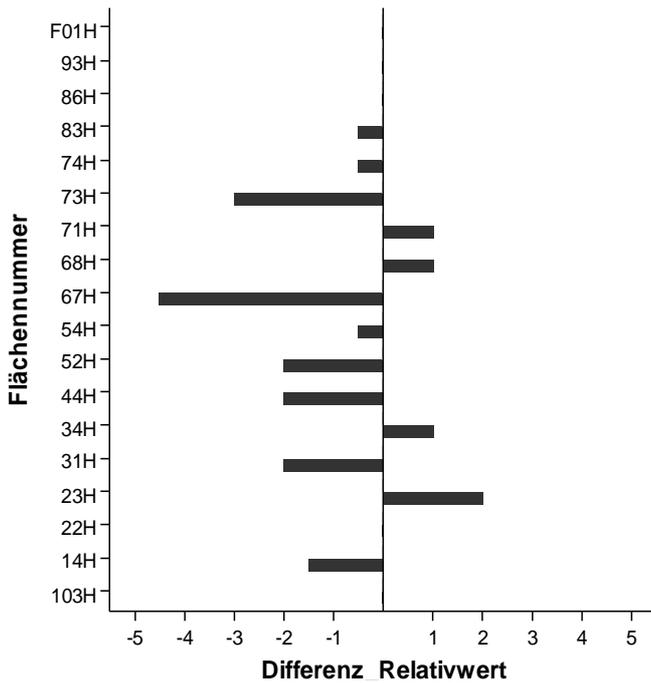
Bis auf die **Verjüngungsart** und den **Bestandesaufbau** handelt es sich dabei um Kriterien, die vom Waldtyp bzw. der Waldgesellschaft unabhängig sind (Kriterien **Freiverjüngung**, **Nutzung**, **Entwicklungsstufe**, **Totholz**). Beim Kriterium **Bestandesaufbau** gelten für die Gesellschaften Querco-Ulmetum (Ansatz 1 und 3) und Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani (Ansatz 2) dieselben Parameter, die Relativwerte bleiben demnach gleich.

Auf der Hälfte der Erhebungsflächen konnte für keine der Waldgesellschaften eine **Verjüngung** nachgewiesen werden, auf den restlichen Flächen erreichen *Ulmus species* und *Fraxinus excelsior* die höchsten Deckungsanteile an der Verjüngung. Da diese Arten in beiden Waldgesellschaften mit derselben Häufigkeit erwartet werden, stimmen die Relativwerte auch in diesem Kriterium überein.

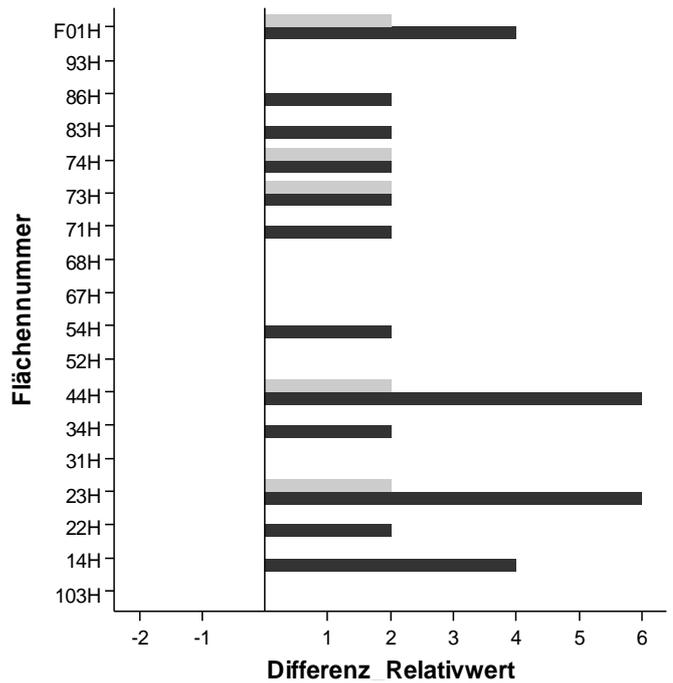
Deutlich Unterschiede ergeben sich bei den Einzelkriterien **Naturnähe der Baumartenkombination**, **Naturnähe der Bodenvegetation** und **Diversität der Baumarten**.

In **Grafik 35** und **Grafik 36** ist die Abweichung der Bewertung der Baumartenkombination und der Bodenvegetation als Differenz des Ansatzes 2 bzw. 3 und des Ansatzes 1 dargestellt. Positive Werte bedeuten eine Zunahme des Relativwertes bei Ansatz 2 bzw. 3, negative Werte beschreiben eine Abnahme der Naturnähe gegenüber des Ansatz 1.

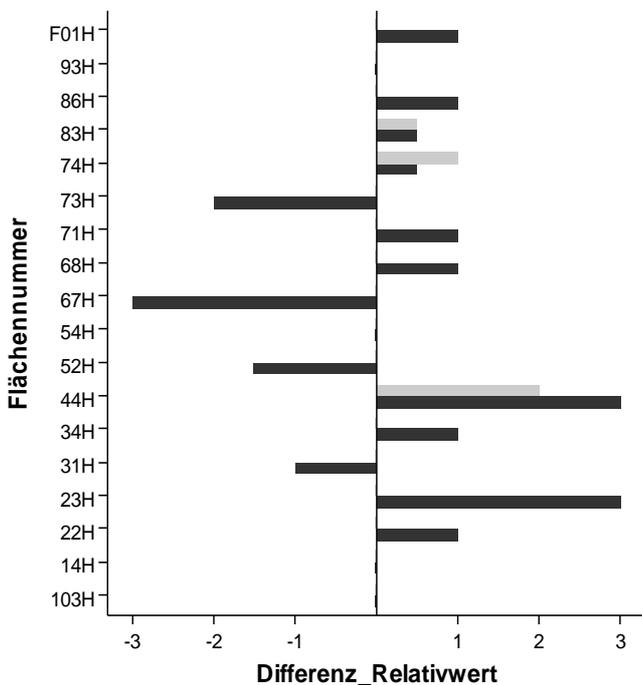
⁷ Die Bestimmung auf Artniveau konnte aus Mangel an Exemplaren und ausreichender Individuengröße nicht sicher durchgeführt werden, sollte jedoch bei Möglichkeit - besonders in Hinblick des Schutzstatus - noch erfolgen!



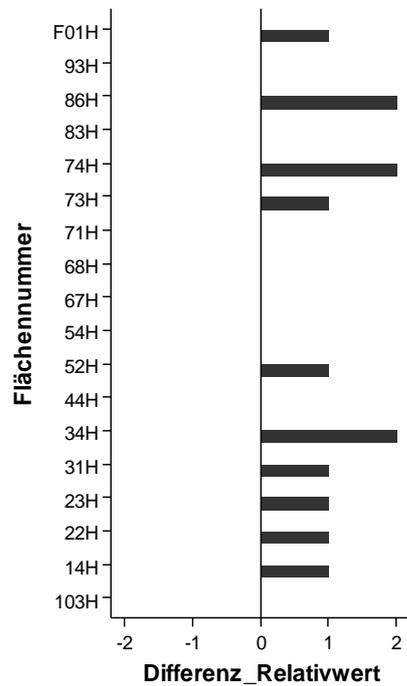
Grafik 35: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Baumartenkombination“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)



Grafik 36: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Bodenvegetation“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)



Grafik 37: Differenz des Kriteriums „Naturnähe der Vegetation“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)

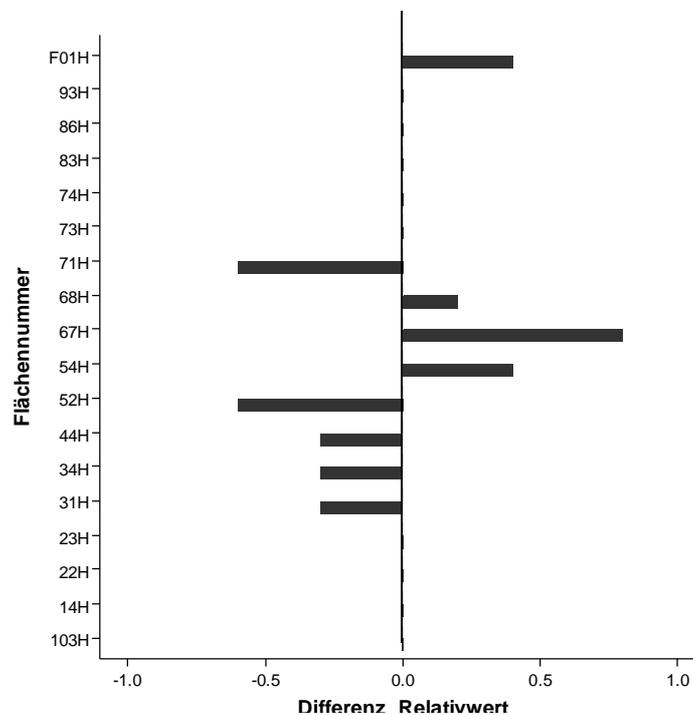


Grafik 38: Differenz des Kriteriums „Artenreichtum“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)

Trotz Zunahme aller Relativwerte in der **Naturnähe der Bodenvegetation** bei Ansatz 2 und 3 fällt das Ergebnis aufgrund von Abschlägen bei der **Naturnähe der Baumartenkombination** beim aggregierten Kriterium der **Naturnähe der Vegetation** gemischt aus (siehe **Grafik 37**). Dennoch ist eine im Schnitt positivere Beurteilung der Naturnähe der Vegetation in Ansatz 2 und 3 ersichtlich.

Das aggregierte Kriterium **Artenreichtum** aus den Einzelkriterien **Diversität der Baumarten** und **Diversität der Bodenvegetation** erhält in 70 % der Flächen bei Ansatz 2 eine positivere Beurteilung als bei Ansatz 1, für Ansatz 3 gelten indes dieselben Parameter wie für Ansatz 1 (siehe **Grafik 38**).

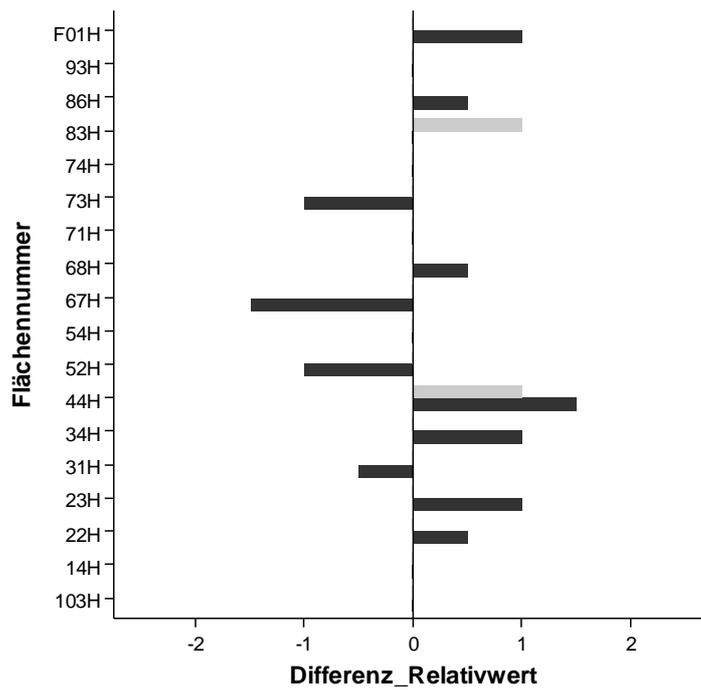
Durch die höhere Gewichtung walddtypenunabhängiger Bestandeskriterien wie Totholz, Bestandesaufbau und Entwicklungsstufe gleichen sich die Relativwerte durch die höhere **Diversität der Baumarten** in Ansatz 2 in den weiteren Verknüpfungsschritten zwischen den Ansätzen aus, das letzte aggregierte Kriterium der **Bestandesstruktur** zeigt nur mehr geringe Unterschiede (siehe **Grafik 39**).



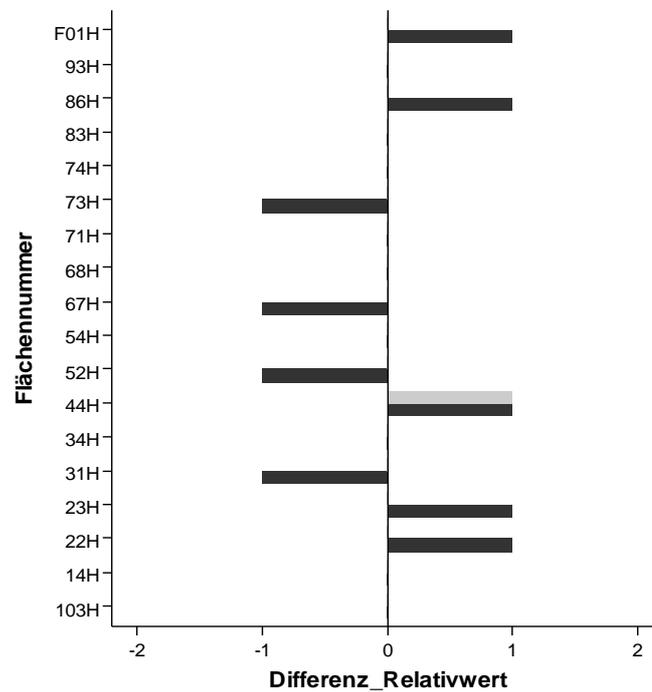
Grafik 39: Differenz des Kriteriums „Bestandesstruktur“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)

Die höhere Gewichtung der **Naturnähe der Vegetation** gegenüber walddtypenunabhängiger Kriterien entlang des zweiten Hauptastes des Verknüpfungsbaumes führt im vorletzten Kriterium der **Naturnähe der Artenzusammensetzung** indes zu deutlicheren Unterschieden (siehe **Grafik 40**).

Die **Hemerobiewerte** der Ansätze unterscheiden sich um maximal eine Stufe, wobei Ansatz 2 sowohl naturnähere als auch naturfernere Flächen im Vergleich zu Ansatz 1 aufweist (siehe **Grafik 41**).



Grafik 40: Differenz des Kriteriums „Artenzusammensetzung“ der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)



Grafik 41: Differenz der Hemerobiestufen der Ansätze 2 bzw. 3 und Ansatz 1 (schwarzer Balken: Ansatz 2, grauer Balken: Ansatz 3)

Der zwischen dem Querco-Ulmetum und dem Carici penduale-Aceretum pseudoplatani stehende **Ansatz 3** bewertet eine Fläche als naturnäher und führt somit zu einer insgesamt leicht positiveren Gesamtbewertung.

Die Mehrheit der Flächen wird bei allen Ansätzen mit der Hemerobiestufe 5 (β -mesohemerob) und der **Naturnähestufe** „mäßig verändert“ bewertet (siehe **Tabelle 45** und **Tabelle 46**).

Tabelle 45: Vergleich der Hemerobiestufen der drei Ansätze

Hemerobiestufe	Beschreibung	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3
2	α -euhemerob	1	0	1
3	β -euhemerob	1	1	1
4	α -mesohemerob	4	5	3
5	β -mesohemerob	7	7	8
6	α -oligoherob	3	4	3
7	β -oligoherob	2	1	2

Tabelle 46: Vergleich der Naturnähestufen der drei Ansätze

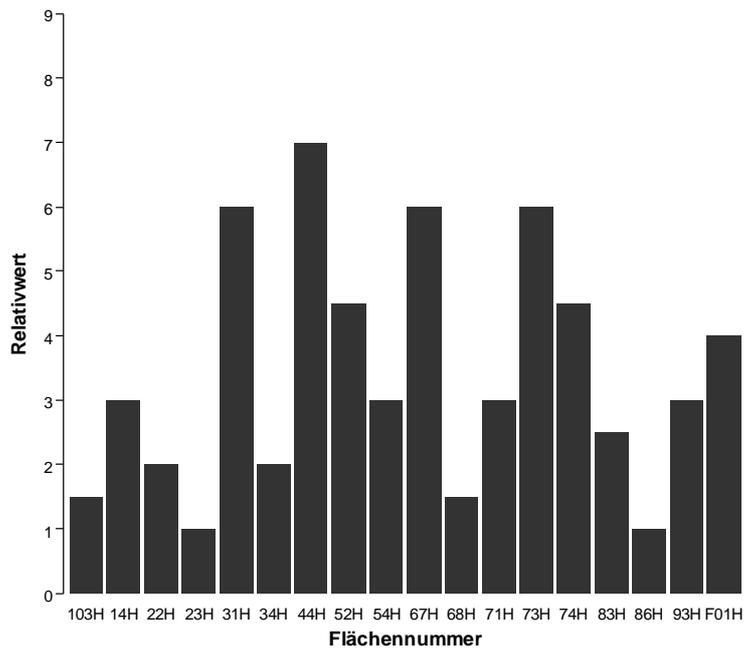
Naturnähestufen	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3
künstlich	1	0	1
stark verändert	5	6	4
mäßig verändert	10	11	11
naturnah	2	1	2

4.6.2. Ergebnisse der Einzelkriterien

Für die Darstellung und Diskussion der Einzelkriterien werden die Ergebnisse des Ansatzes 3 herangezogen (Begründung siehe **Kapitel 5.5.1**). Die Detailergebnisse der Einzelflächen finden sich im **Anhang 26**.

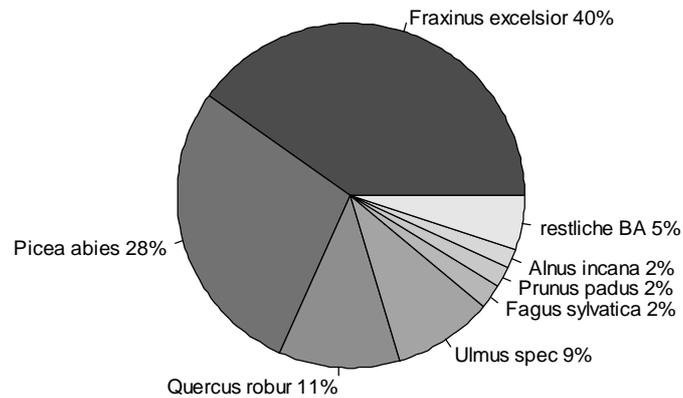
Das Kriterium **Naturnähe der Baumartenkombination** ist hinsichtlich der Gewichtung das wichtigste Einzelmerkmal innerhalb des Verknüpfungsbaumes.

Von den 19 Untersuchungsflächen werden zwölf Flächen mit einem Relativwert ≤ 4 beurteilt (siehe **Grafik 42**). Das heißt, dass ca. 63 % der Flächen hinsichtlich ihrer Baumartenkombination als „stark verändert“ gelten. Nur eine Fläche (44H) erreicht einen Relativwert von 7 und somit die Naturnähestufe „naturnah“.



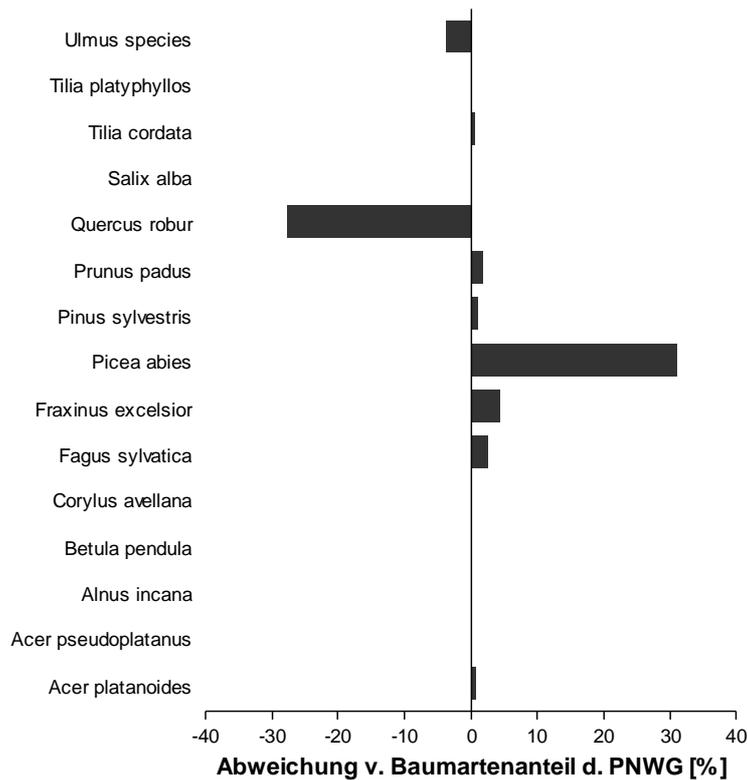
Grafik 42: Bewertung des Kriteriums „Naturnähe der Baumartenkombination“

In **Grafik 43** ist der **Anteil der Baumarten** an der Gesamtdeckung der Flächen (exklusive 93H und 103H) dargestellt, die standortfremde Baumart *Picea abies* hat dabei mit 28 % einen großen Anteil an der Gesamtüberschirmung der Flächen.



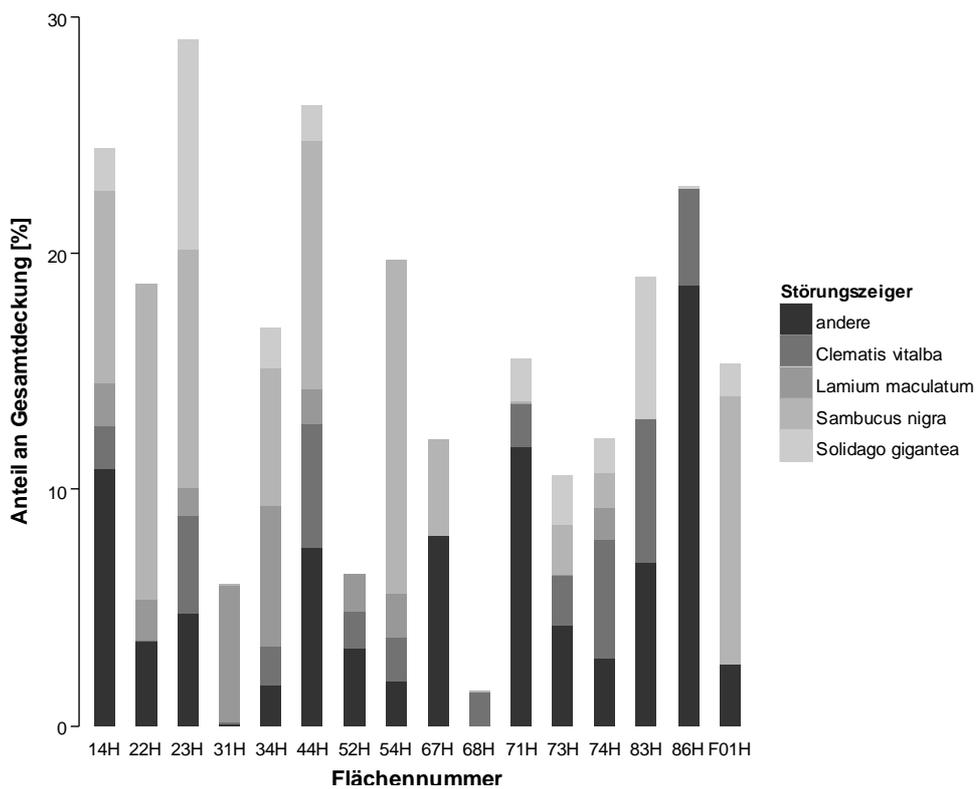
Grafik 43: Baumartenanteile an der Gesamtüberdeckung

Ein Vergleich der **Gesamtdeckung der Baumarten** im **aktuellen Zustand** zur Deckung in der **PNWG** zeigt die deutliche Überrepräsentanz der Fichte, *Picea abies* (siehe **Grafik 44**). Auch die standortgerechte Baumart *Fraxinus excelsior* ist stellenweise überrepräsentiert, *Quercus robur* und *Ulmus species* fehlen jedoch häufig bzw. erreichen nur geringe Deckungen. Letzteres trifft vor allem auf *Quercus robur* zu, die laut PNWG mit einer mittleren Deckung von 37,5 % (subdominant) erwartet wird.



Grafik 44: Abweichung der Baumartenanteile von den zu erwartenden Anteilen laut PNWG

Bei der Deckung der **Störungszeiger** (Kriterium: **Naturnähe der Bodenvegetation**) liegen 66 % unter dem Relativwert 7 (Median=5) und werden demnach als „mäßig“ (RW=5) bis „stark gestört“ (RW=3) beurteilt. Die mittlere Deckung der Störungszeiger in der Kraut- und Strauchschicht beträgt 16,5 %. Davon werden 31,6 % von *Sambucus nigra*, 14,4 % von *Clematis vitalba*, 9,0 % von *Lamium maculatum*, 10,4 % von *Solidago gigantea* sowie 34,7 % von anderen Störungszeigern eingenommen (siehe **Grafik 45**).

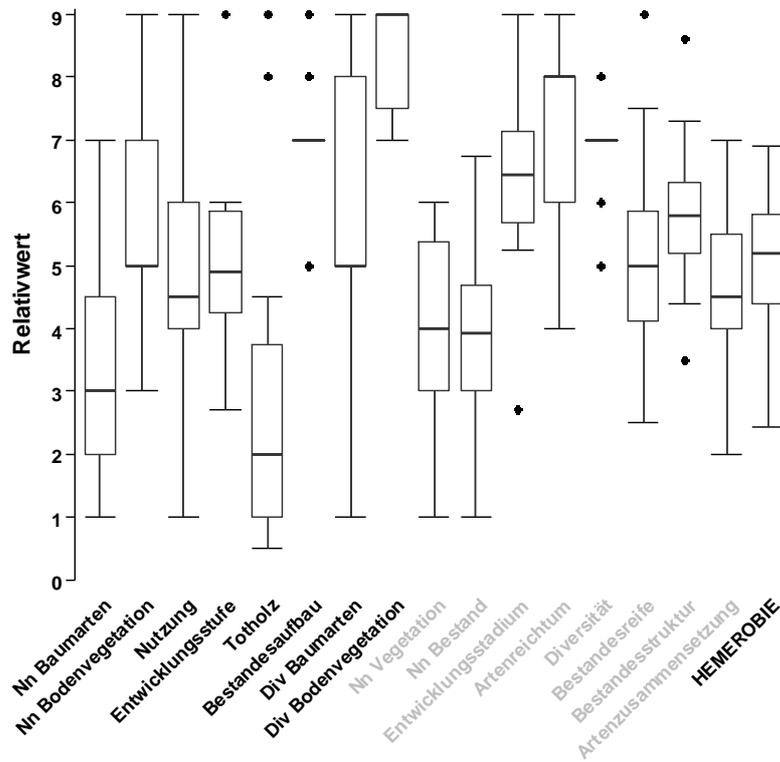


Grafik 45: Anteil der Störungszeiger an der Gesamtdeckung

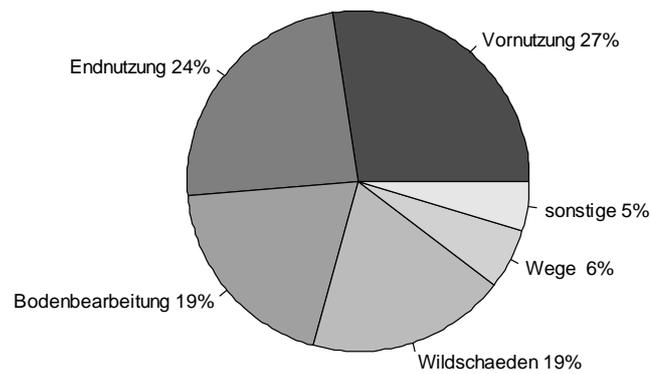
Die **Verjüngung** setzt sich bis auf eine Ausnahme aus standortgerechten, vollständig naturverjüngten Baumarten zusammen, auf der Hälfte der Fläche wurde die Mindestzahl für die Beurteilung der Verjüngung jedoch nicht erreicht. Eine **Freiverjüngung** wurde nur auf drei der 18 Flächen beobachtet.

Die Relativwerte des Kriteriums **Nutzung und Beeinflussung** erstrecken sich über den gesamten Wertebereich (siehe **Grafik 46**).

Mit einem Median von 4,5 unterliegt die Hälfte der Untersuchungsflächen - entsprechend der Naturnähestufen - einer „starken“ Nutzung. In **Grafik 47** ist der Anteil der **Nutzungs- und Beeinflussungsarten** an den Abschlagswerten der Relativwerte abgebildet, Nutzungen im Zuge der Waldbewirtschaftung (Vor- und Endnutzung sowie Bodenbearbeitung) decken dabei mehr als 75 % ab.

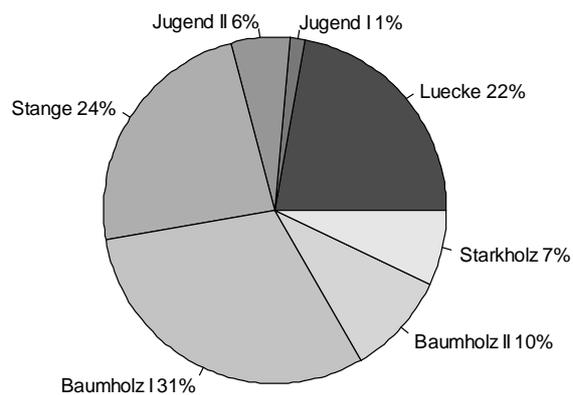


Grafik 46: Verteilung der Relativwerte der einzelnen Kriterien der Hemerobiebewertung



Grafik 47: Anteil der Nutzungsformen an der Relativwertverteilung des Kriteriums „Nutzung“

Bei den **Entwicklungsstufen** dominiert die Natürliche Waldbauphase (49,7 % Deckungsanteil), gefolgt von Flächen mit mehr als drei Wuchsklassen (22,0 %), Flächen mit drei Wuchsklassen und Entwicklungsphasen (jeweils 11,6 %). Flächen mit einer einheitlichen Wuchsklasse (bzw. einer bis zwei Wuchsklassen) beschränken sich auf 5,2 % Deckungsanteil. Zwei Drittel der Flächen sind bezüglich des Kriteriums **Entwicklungsstufe** nur „mäßig“ verändert bis „naturnah“ (RW 5-9, siehe **Grafik 46**). Die Aufteilung innerhalb der **Wuchsklassen** ist in **Grafik 48** dargestellt. Bäume mit einem BHD ab 35 cm (Baumholz I und Starkholz) sind mit 17 % vertreten, Bestandeslücken erreichen dagegen 22 %.

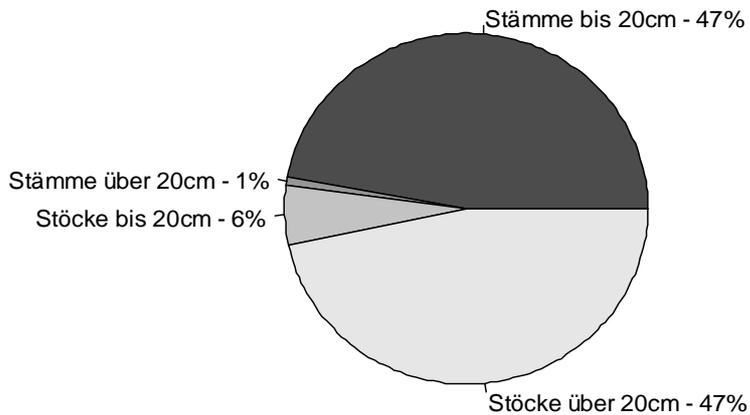


Grafik 48: Verteilung der Wuchsklassen

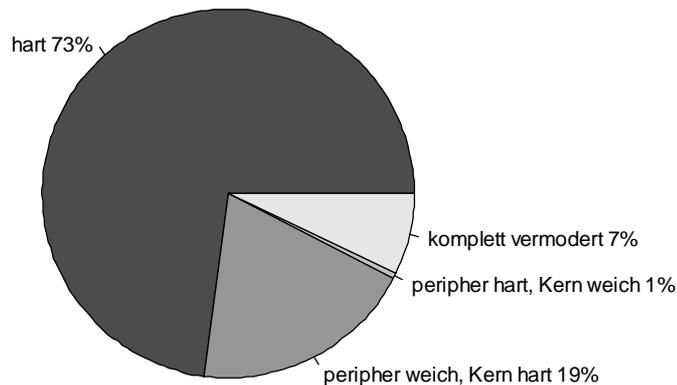
Bis auf die Referenzfläche F01H (RW=9) sowie die Flächen 93H (RW=9) und 103H (RW=8) liegen die Relativwerte für das Kriterium **Totholz** meist deutlich unter 5 (siehe **Grafik 46**) und somit im Bereich der Naturnähestufen „mäßig verändert“ bis „künstlich“.

Auf mehr als der Hälfte der Flächen (56 %) beträgt der Anteil an **anthropogenem Totholz** mehr als 50 %, stehendes Totholz wurde nur auf einer Fläche vorgefunden (93H).

Im Mittel liegen $0,25 \text{ m}^3$ Totholz auf der Fläche (Median für Holz mit einem Mittendurchmesser $> 10 \text{ cm}$). In den nicht bewirtschafteten Flächen 93H in der Naturwaldzelle sowie F01H an der Frutzmündung liegen die Werte aufgrund umgefallener und nicht entfernter Baumstämme deutlich höher ($3,56 \text{ m}^3$ und $12,12 \text{ m}^3$). Auch die Fläche am Matschelser Bergle (103H) erreicht mit zwei starken Stämmen ein Volumen von $1,74 \text{ m}^3$. Für die restlichen Flächen ist der **Anteil an Stämmen und Stöcken** (jeweils bis 20cm und darüber) in **Grafik 49** dargestellt, der **Zerfallsgrad** des Totholzes bzw. dessen Qualität ist in **Grafik 50** ersichtlich.



Grafik 49: Anteil an Stämmen und Stöcken am Totholzvorkommen



Grafik 50: Qualität des Totholzes

Mehr als die Hälfte (61 %) der Flächen sind durch einen „schwach zweischichtigen“ **Bestandesaufbau** gekennzeichnet, drei Flächen erreichen mit einer „stufigen“ vertikalen Schichtung den maximalen Relativwert von 9.

Der **Strukturzuschlag** für das Vorhandensein einer Strauchschicht wird für 16 der 18 Flächen vergeben, das Erreichen des Höchstalters bzw. der vorgegebenen Brusthöhendurchmesserklasse führt bei zehn Flächen zu einem weiteren Zuschlag.

Die **Biodiversität der Bodenvegetation** entspricht in 69 % der Flächen den natürlichen Gegebenheiten (= RW 9: zwischen 40 und 60 Arten beim Querco-Ulmetum), bei der **Biodiversität der Baumarten** nur in 18,8 % (= RW 9: mindestens 6 Baumarten beim Querco-Ulmetum).

Im Mittel befinden sich vier bis fünf - standortgerechte wie standortsfremde - Baumarten auf einer Fläche (= RW 5).

4.6.3. Ergebnisse der aggregierten Kriterien

Das Kriterium **Naturnähe der Vegetation** setzt sich aus der **Naturnähe der Baumartenkombination** und der **Naturnähe der Bodenvegetation** zusammen (siehe Verknüpfungsbaum). Trotz der teils positiven Beurteilung der Kraut- und Strauchschicht (bis RW 9, Median = 5) kommt aufgrund der höheren Gewichtung der Baumschicht keine Fläche über den Relativwert 6 hinaus. Im Mittel wird die **Naturnähe der Vegetation** mit dem Relativwert 4 und der Naturnähestufe „stark verändert“ beurteilt. Durch das Fehlen der Verjüngung bei der Hälfte der Flächen bleibt im nächsten Aggregationsschritt der **Naturnähe des Bestandes** das Ergebnis beinahe unverändert (Median = 3.9).

Das letzte Verknüpfungsergebnis dieses Hauptastes des Verknüpfungsdendrogrammes ist die **Naturnähe der Artenzusammensetzung**. Das im Schnitt positiver bewerte Kriterium der **Nutzung** führt zu einer geringfügigen Anhebung des mittleren Relativwertes (Median = 4.5), das Intervall der Artenzusammensetzung reicht dabei von RW 2 bis RW 7.

Entlang des zweiten Hauptastes wird die **Entwicklungsstufe** über den **Strukturzuschlag** aufgewertet und zum Kriterium **Entwicklungsstadium** aggregiert.

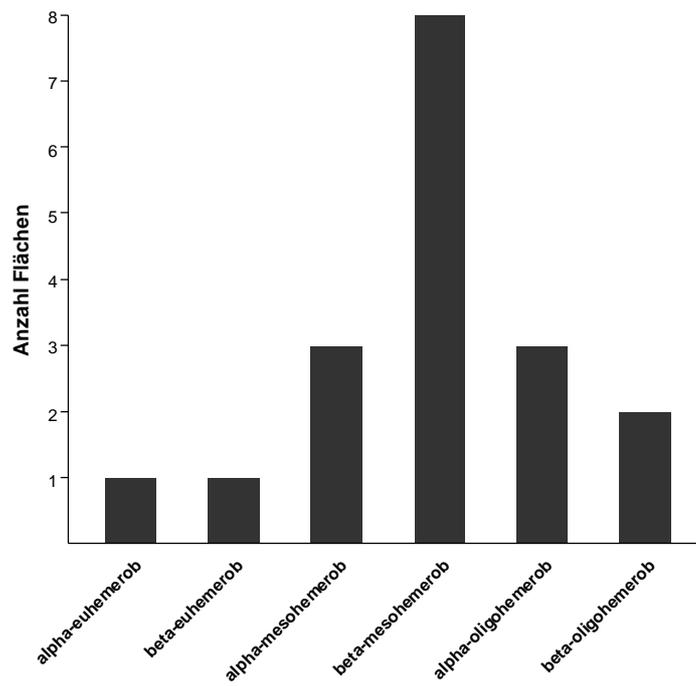
Bis auf eine Fläche (86H) liegen die Relativwerte über 5 (Median = 6.45). Die weitere Verknüpfung mit dem Kriterium **Totholz** zur **Bestandesreife** resultiert aufgrund der höheren Gewichtung des **Entwicklungsstadiums** in einem mittleren Relativwert von 5.

Die gute Bewertung der **Diversität der Bodenvegetation** und des **Bestandesaufbaus** erklären den hohen Wert des Medians (RW = 7) des aggregierten Kriteriums **Diversität**. Die hohen Werte der **Diversität** werden bei der letzten Verknüpfung zum Kriterium **Bestandesstruktur** durch die **Bestandesreife** herabgesetzt (Median = 5.8), liegen jedoch größtenteils noch über der Wertung der **Artenzusammensetzung (Grafik 46)**.

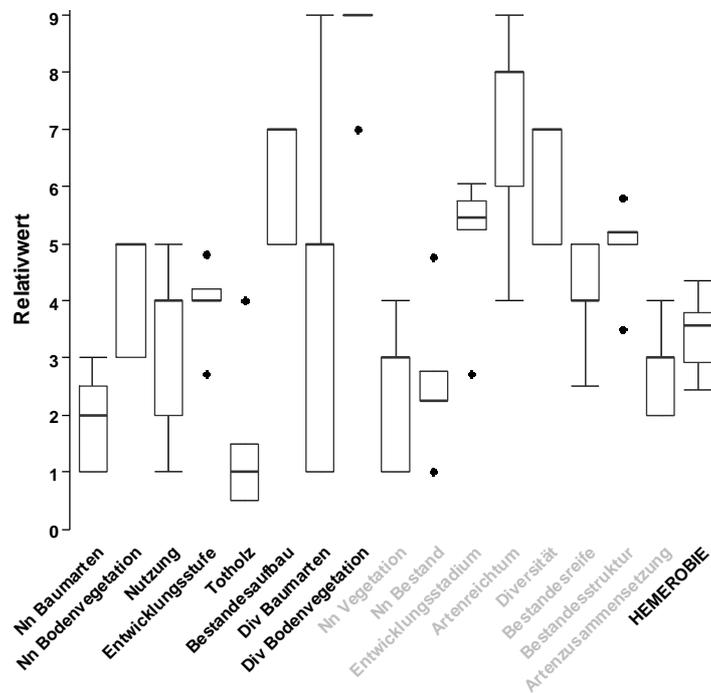
Die Bewertung der **Hemerobie** zeigt eine deutliche Mehrheit der **meshohemeroben Flächen** mit 61 % (Relativwerte 4 und 5), gefolgt von den oligohemeroben Flächen mit 27,7 % (Relativwerte 6 und 7) und den euhemeroben Flächen mit 11,1 % (Relativwerte 2 und 3, siehe **Grafik 51**).

Bei den Naturnähestufen wird eine Fläche mit „künstlich“, vier mit „stark verändert“, elf mit „mäßig verändert“ und zwei mit „naturnah“ bewertet.

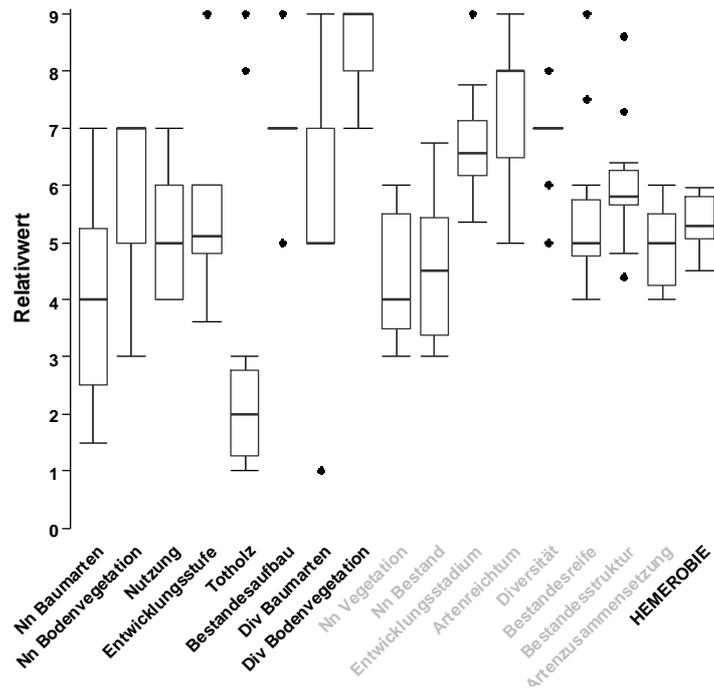
Die **Grafiken 52, 53 und 54** zeigen die Unterschiede der Kriterienausprägung für die Naturnähestufen „künstlich/stark verändert“, „mäßig verändert“ und „naturnah“.



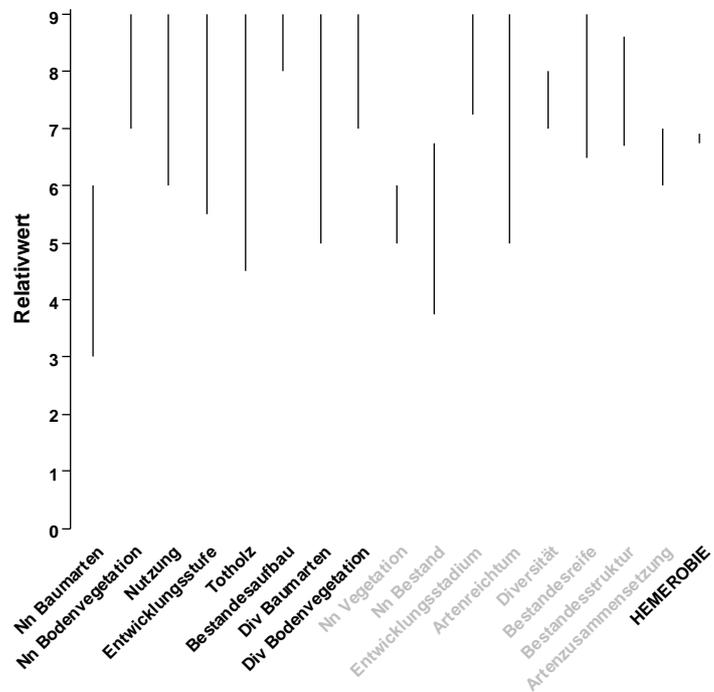
Grafik 51: Hemerobiestufen der Untersuchungsflächen



Grafik 52: Kriterienausprägung der Naturnähestufen "künstlich" und "stark verändert" (n=5)



Grafik 53: Kriterienausprägung der Naturnähestufe "mäßig verändert" (n=11)



Grafik 54: Kriterienausprägung der Naturnähestufe "naturnah" (n=2. Linien decken den Bereich zwischen den zwei Werten ab)

5. DISKUSSION

5.1. Ermittlung der Grundwasserflurabstände

Grundwasserstände und andere hydrologische Größen unterliegen meist einem **Drift** oder **Trend**, d.h. es ist eine **richtungsabhängige Änderung** der Messwerte vorhanden. Ersichtlich ist dies meist an einem überproportionalen Anstieg des Semivariogramms ab einer gewissen Distanz (BUCHER 1994). Diese Eigenschaft ist auch im Semivariogramm der Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet ersichtlich (siehe **Grafik 14**).

Bei Vorhandensein eines **Drifts** kommen entweder **deterministische Verfahren** zum Einsatz oder es wird innerhalb des Krigings (**Universal Kriging**) ein deterministischer Anteil rein statistisch berücksichtigt. Da der Schätzfehler mit Hilfe des Universal Krigings im Vergleich zum Ordinary Kriging meist nur sehr begrenzt reduziert werden kann und es zudem genauer Kenntnis der physikalischen Gegebenheiten bedarf, lohnt sich der Mehraufwand in der Regel nicht (BUCHER 1994).

Somit wurde die Anwendung des **Ordinary Krigings** auch für diese Studie als ausreichend betrachtet.

Das digitale Geländemodell (**Anhang 9**) zeigt einen klaren Geländeabfall entlang der Ill in Richtung des Rheins. Ebenso verhält es sich mit den Grundwasserständen, die entsprechend mit den Geländehöhen korrelieren. Entlang der Nord-Ost-Achse ergeben sich dadurch jeweils Bereiche mit ähnlichen Geländehöhen und Grundwasserpegel, unabhängig von der Entfernung der Messpunkte zueinander. Durch die Berücksichtigung der **Anisotropie** und die Verwendung des multivariaten Krigings (**CoKriging**) konnten die korrelierenden **Geländehöhen** und die **Richtungstendenz** in die Modellberechnung miteinbezogen und die Genauigkeit der Vorhersage innerhalb des Ordinary Krigings dadurch verbessert werden.

Für jede einzelne Variante des Ordinary Kriging wurde ein **theoretisches Semivariogramm** erstellt, das sich durch die Größen *lag size*, *range*, *sill* und *nugget* beschreiben lässt.

Die **range** beschreibt dabei den maximalen Abstand, innerhalb dessen zwei Punkte noch miteinander korrelieren (ESRI 2013). Wie in **Grafik 14** ersichtlich, ist die Differenz der Messwerte selbst bei größerer Entfernung teilweise recht gering. Dies ist auf die Ähnlichkeit der Werte entlang der Nord-Ost-Orientierung zurückzuführen. Somit ergeben sich für die *range* Werte im Bereich von über vier Kilometer.

Die Anzahl der Wertepaare, für die jeweils der Mittelwert im Semivariogramm berechnet wird, hängt von der gewählten **lag size** ab. Ist diese zu groß gewählt, wird die Gewichtung nahe gelegener Punkte reduziert, ist sie zu klein, so fehlen einige Werte für eine repräsentative Mittelwertberechnung (ESRI 2013). Unter der Annahme der Anisotropie verringern sich die möglichen Wertepaare noch zusätzlich. Die besten Ergebnisse ließen sich mit einer *lag size* von 400-520 m erreichen.

Die Größe des **nuggets** beschreibt die Diskontinuität am Nullpunkt bzw. die Abweichung der Kurve vom Koordinatenursprung entlang der Y-Achse ($h=0$), die **sill** den Wert auf der Y-Achse, an dem die Kurve abflacht und die *range* erreicht hat. Das **nugget-to-sill** Verhältnis ist ein guter Indikator für die räumliche Abhängigkeit der Variablen (MACHIWAL 2012, AHMADI&SEDGHAMIZ 2007). Dabei wird bei einem Verhältnis kleiner 0,25 von einer hohen **räumlichen Abhängigkeit** ausgegangen, mit einem Verhältnis kleiner 0,001 ist diese bei allen Varianten gegeben.

Die Auswahl der besten Variante wurde mit Hilfe der **Kreuz-Validierung** getroffen. Die geschätzten Werte der beiden Anisotropie-Varianten (Krig_aniso und CoKrig) zeigen dabei sowohl in der **Grafik 15** wie auch bei den statistischen Auswertung (**Tabelle 39**) eine genauere Übereinstimmung mit den tatsächlichen Messwerten als die Standardvariante ohne Anisotropie (Krig_default).

Für eine verzerrungsfreie Schätzung sollten der **mittlere Fehler** (mean error) und der **standardisierte mittlere Fehler** (mean standardized error) dabei nahe bei 0 liegen und die Steigungen der Regressionsgeraden identisch sein (ESRI 2013, BUCHER 1994, KRESIC&MIKSZEWSKI 2012). Bei der Standardvariante (Krig_default) kommt es zu einer deutlichen Abweichung der Geraden, bei den Anisotropie-Varianten (Krig_aniso und CoKrig) stimmen diese überein.

Der **mittlere quadratische Fehler** (Root Mean Square Error) gibt Auskunft über die Genauigkeit der Kriging-Schätzung. Je kleiner der Wert bzw. je geringer die Streuung der Werte um die Regressionsgerade ist, desto genauer ist das Modell (KRESIC&MIKSZEWSKI 2012).

Die Aussagekraft des Standardschätzfehlers ist umso höher, je näher der mittlere quadratische Fehler und der **mittlere Standardfehler** (average standard error) beieinander liegen (ROBINSON&METTERNICHT 2006). Dadurch sollte sich ein **standardisierter mittlerer quadratischer Fehler** (Root Mean Square Standardized Error) nahe 1 ergeben. Liegt der Wert über 1, so wird die Variabilität der Vorhersage unterschätzt (ESRI 2013).

Der Vergleich dieser statistischen Messgrößen bestätigt, dass **der Anisotropie-Faktor** auf jeden Fall berücksichtigt werden sollte. Die Unterschiede zwischen dem normalen Kriging mit Anisotropie und dem CoKriging mit Anisotropie fallen jedoch recht gering aus. Dies könnte mitunter an der Messnetzstellendichte und -verteilung liegen. Verbesserungen unter Einbeziehung der Geländehöhen lassen sich demnach nur in Bereichen mit geringer Messnetzstellendichte erzielen, da in Bereichen mit hoher Dichte der gute Informationsstand über die Lage der Grundwasseroberfläche nicht gesteigert werden kann (BUCHER 1994).

In der Darstellung des **Schätzfehlers (Anhang 11)** ist dies gut ersichtlich: im unteren Bereich der Karte ergeben sich aufgrund der geringen Messstellendichte recht hohe Schätzfehler, mit CoKriging können diese leicht verringert werden. Die Wahl der CoKriging-Variante für das Sampling kann damit begründet werden.

Der Vorteil des Krigings liegt in der Darstellung des **Standardschätzfehlers** (standard prediction error), der anstelle des unbekanntes Fehlers für das gesamte Untersuchungsgebiet berechnet wird (KRESIC&MIKSZEWSKI 2012). Für einen normalverteilten Datensatz bedeutet dies, dass der wahre Wert zu 95% im Bereich (+/-) des zweifachen Standardfehlers liegt.

In Abhängigkeit von der Messpunktdichte und der Variabilität der Daten ergeben sich demnach Bereiche mit kleinen (Matschels, Obere Au) und großen (untere Teil der Roten Au) Schätzfehlern. Für den Großteil der Aufnahmepunkte liegt der wahre Grundwasserstand mit einer **Abweichung von 20 cm bis 40 cm** im Bereich der Schätzung. Für das Vorkommen von einzelnen Vegetationseinheiten können diese Schwankungen durchaus bedeutend sein, jedoch müssen dabei zum einen sowohl andere Faktoren wie Grundwasserschwankungen, Bodenverhältnisse u.a berücksichtigt werden, zum anderen reicht die Genauigkeit zumindest aus, bestimmte Einheiten ein- oder ausschließen zu können.

BUCHER (1994) gibt zudem zu bedenken, dass beim Ordinary Kriging der Standardschätzfehler häufig überschätzt und die Qualität des Messnetzes unterschätzt wird. Eine größere Unsicherheit ergibt sich bei Abweichungen von 50 cm-80 cm, wie sie im unteren Teil der Roten Au auftreten. Da hier der Flurabstand deutlich unterhalb des Grenzflurabstandes (**Anhang 14**) liegt, wirkt sich der höhere Standardschätzfehler kaum auf das Ergebnis aus.

Kriging ist eine in der Hydrologie häufig angewandte und **zuverlässige Schätzmethode** für die Interpolation von Grundwasserständen (MACHIWAL 2012, KITANIDIS 1997, BUCHER 1994). Jedoch hängt die Aussagekraft eines solchen Interpolationsverfahrens bzw. des Schätzfehlers nicht nur von der eigentlichen Schätzgenauigkeit sondern auch von den hierfür zugrunde liegenden Daten ab.

Die Genauigkeit einer flächendeckend interpolierten Grundwasserstandskarte basiert somit ganz allgemein auf der Auswahl des für den verwendeten Wertes berücksichtigten **Zeitraumes** (Monats- oder Jahresmittelwerte, mehrjährige Mittelwerte u.a), der **räumlichen Verteilung** und **Anzahl der Messstellen** sowie der **Zuverlässigkeit der Punktmessung** (BUCHER 1994).

Gerade im Bereich von Flusssystemen, die durch ein bestimmtes Abflussregime geprägt sind, kann es zu beträchtlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels innerhalb eines Jahres kommen. Ebenso verhält es sich mit den monatlich und jährlich wechselnden (regionalen) Niederschlagsraten und der daraus resultierenden **Infiltration**. Die für das Kriging gewählten Einzelwerte der Messstellen sollten demnach repräsentativ für die allgemeinen Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet sein. Hierfür sollten die monatlichen Pegel sowie mehrere aufeinander folgende Jahre miteinander verglichen werden, um möglichst keine Extremwerte (außergewöhnlich tiefe oder hohe Monats- und Jahreswerte) als „Normwerte“ heranzuziehen. In diversen Studien wurde die Ermittlung des Flurabstandes entweder mit **mehreren Monatsmittelwerten** (MACHIWAL 2012), **einzelnen Monatsmittelwerten** (BUCHER 1994, HANNAPPEL&LIMBERG 2007) oder mit **Minimal-, Maximal- und Jahresmittelwerten** (AHMADI&SEDGHAMIZ 2007) vorgenommen.

Für die vorliegende Studie ist eine durchgängige Zeitreihe bei allen Messstellen nur für den Zeitraum von **Mai 2007 bis April 2008** vorhanden, weswegen keine aktuellen Daten aus dem Untersuchungszeitraum 2011-2012 berücksichtigt werden konnten. Da die Anzahl der Messwerte pro Monat und Messstelle variiert, wurde die Grundwasserflurabstandskarte mit dem **jährlichen arithmetischen Mittel** der Grundwasserdaten berechnet. Um auch die besonders für Auenökosysteme wichtigen Pegelschwankungen während des Jahres zu erfassen, wurde das Kriging zudem mit dem **höchsten und niedrigsten mittleren Monatswert** von Mai 2007 bis April 2008 durchgeführt.

Für die Berechnung des Semivariogramms bedarf es laut BUCHER 1994 einer **Mindestanzahl** von 30 Messpunkten. Der vorhandene Datensatz kann dieses Kriterium zwar nicht erfüllen, unter Einbeziehung des korrelierenden, größeren DHM-Datensatzes mittels CoKriging kann jedoch die Genauigkeit generell erhöht werden (BUCHER 1994). Wie sich zeigt, erhöht sich die Genauigkeit des Modells bei Einbeziehung der Geländehöhen nur geringfügig, die guten Ergebnisse der Kreuz-Validierung legitimieren jedoch die Beibehaltung der gewählten Variante.

Des Weiteren müssen bezüglich der **räumlichen Verteilung** der Messpunkte einige Punkte beachtet werden. Die Ausdehnung der Messstellen umfasst weitestgehend das gesamte Untersuchungsgebiet, besonders für die nahe dem Rhein gelegenen Flächen wären weitere Messstellen für eine genauere Interpolation jedoch von Vorteil.

MULL&HOLLÄNDER (2002) weisen auf die Probleme hin, die im Bereich von **Vorflutern und Grundwasserscheiden** auftreten können. Hier können die interpolierten Grundwasserstände von den tatsächlichen Grundwasserständen merkbar abweichen. Somit sollten die im Nahbereich von Vorflutern und Wasserscheiden vorkommenden Pegelhöhen berücksichtigt werden. Im Untersuchungsgebiet fehlen jedoch die entsprechenden Daten. Aufgrund der geringen Zahl an Messpunkten wurde dennoch über die größeren Vorfluter (Ill und Spiersbach) hinweg interpoliert, deren Randbereiche wurden aber hinsichtlich der auftretenden Ungenauigkeit von der Darstellung exkludiert. Weitere Abweichungen können im Bereich von kleinräumigen **Geländeerhebungen bzw. -senken** auftreten, da es hier ohne weitere Messstellen innerhalb der Erhebung bzw. Senke zu einer homogenen Interpolation kommt.

Im Untersuchungsgebiet trifft dies vor allem auf das „Bergle“ zu, wo es selbst durch das CoKriging zu keiner Anpassung gekommen ist. Die Flurabstände sollten in diesen Bereich somit ebenfalls mit Vorsicht beurteilt werden.

Die **Genauigkeit der Punktmessung** spiegelt sich innerhalb des theoretischen Semivariogramms im *nugget effect* wieder. Der *nugget effect* setzt sich aus den Probenahme- und Analysefehlern (Messfehler des Messgerätes) sowie aus mikroskalierter Varianz zusammen (BUCHER 1994, ESRI 2013) Die gewählte Variante zeigt dabei einen vernachlässigbaren *nugget effect*.

Weitaus gravierender könnten sich die von HENRICHFREISE (2000) beschriebenen tatsächlichen Unterschiede zwischen den Grundwasserständen im und außerhalb des Messrohrs auswirken. Aufgrund

schwer durchlässiger Lehmdecken kann es zu **artesischen Grundwasserständen** im Messrohr kommen, die Abweichung zur Umgebung kann dabei bis zu **neun Dezimeter** betragen. Die meisten Grundwassermessstellen seien deshalb nur sehr bedingt geeignet, um die Wasserverhältnisse im Wurzelraum zu ermitteln (HENRICHFREISE 2000).

Die Einrichtung von Hilfsmessstellen, welche wasserundurchlässige Bodenschichten (Auenlehmdecke) nicht durchdringen, sowie eine Abgleichung der gemessenen Pegel mit dem Wasserstands- und Abflussverhalten der angrenzenden Gewässer zählen hierbei zu den möglichen Lösungsansätzen (HEINRICHFRIESE 2000).

Aufgrund der zu Beginn genannten modellinhärenten Probleme und den schwer messbaren hydrologischen Gegebenheiten ist ein Interpolationsmodell für genaue Aussagen über die Wasserverfügbarkeit im Wurzelbereich sicherlich nicht ausreichend. Für kleinräumige, detailliertere Aussagen sind hierfür auch die Bodenprofile heranzuziehen.

5.2. Analyse der Abfluss- und Grundwasserdaten

5.2.1. Typisierung der Grundwasserganglinien

Die dargestellten Ganglinien zeigen die enge Verbindung der **Grundwasserspiegelschwankungen** mit den **saisonalen Hoch- und Niedrigwässern** von Ill und Rhein.

Für Hartholzauen wird in der Literatur eine Korrelation zwischen 0,6 und 0,9 angegeben, die ermittelten Werte der Grundwassermessstellen liegen mehrheitlich in diesem Bereich (HARTUNG 2002).

Sowohl das durch die Schneeschmelze bedingte **Frühjahrschwasser** als auch die Anstiege durch die **sommerlichen** lokalen und regionalen **Niederschläge** im Einzugsgebiet der Flüsse spiegeln sich in den Grundwasserganglinien wider.

Die Ill gilt dabei als treibende Kraft der Grundwasserdynamik, die Speisung des flussbegleitenden Grundwasserstromes bzw. des gesamten Ill-Schwemmfächers erfolgt fast ausschließlich über das Illwasser. Die Beeinflussung der Grundwasserganglinien durch die Ill ist dadurch auch bei größerer Distanz zum Fließgewässer im Verlauf der Ganglinien erkennbar, die vielfach beschriebene Abnahme der Korrelation (vgl. HARTUNG 2002, ERFTVERBAND 2002b) kommt somit wohl erst bei größeren Entfernungen zu tragen. Der Rhein sorgt aufgrund der tiefen Gewässersohle hingegen für eine rasche **Exfiltration** in den Fluss und vermag die Pegel nur bei Hochwasser und in unmittelbarer Nähe direkt zu beeinflussen.

Trotz der engen Bindung des Grundwasserspiegels an den Abfluss und Wasserstand der Ill ist die **Störung der ehemals intakten Grundwasserdynamik** sichtbar. Durch die Grundwasserabsenkung liegt die Grundwasseroberfläche mehrheitlich unterhalb der Illsohle, die Überdeckung erreicht mehrere Meter an Mächtigkeit. Die abflussbedingten **Schwankungsamplituden** werden dadurch deutlich **abgeschwächt**, die Pegelkurven wirken „geglättet“ (ERFTVERBAND 2002b). Die Abnahme der Korrelation der Grundwasserganglinie mit dem Abfluss ist einerseits auf die Abschwächung durch die Überdeckung als auch auf die zeitliche Verzögerung bzw. Verschiebung der Ganglinien zurückzuführen (MATTHESS und UBELL 2003).

Langjährige Vergleiche (**Grafik 18, Grafik 21, Grafik 20**) zeigen die drastische **Absenkung des Grundwasserspiegels** seit Mitte der 50er Jahre, die durch großflächige Kiesentnahmen verursacht wurde und seither mit der zunehmenden Eintiefung der Rheinsohle kontinuierlich voranschreitet.

Eine Ausnahme hiervon bildet der Zeitraum von 1999 bis 2002. Das außerordentliche **Hochwasserereignis** von 1999 führte durch das Aufreißen der Illsohle zu einer anhaltend erhöhten Infiltration von Flusswasser, die überdurchschnittlichen Niederschlagsmengen von 1999 bis 2002 sorgten zudem für eine weitere Anhebung des Grundwasserstandes im Untersuchungsgebiet (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2004).

5.2.2. Grenzwerte für einzelne Biotoptypen

Bei der Beurteilung der „signifikanten Schädigung“ nach den Vorgaben des ERFTVERBANDES (2000b) darf nicht außer Acht gelassen werden, dass allein durch das **Ausbleiben von Überschwemmungen** die **Sukzession** von den klassischen Hartholzauen zu möglichen Folgegesellschaften längerfristig **nicht zu stoppen** ist. Laut den Kriterien des ERFTVERBANDES und den Statuten der Wasserrahmenrichtlinie (RL2000/60/EG) führt dieser Umstand bei den **Eichen-Ulmen-Eschenauwäldern** bereits zu einer „**signifikanten Schädigung**“ (ERFTVERBAND 2002b).

Die weitere Entwicklung zu Folgegesellschaften bzw. die Geschwindigkeit der Sukzession bleibt jedoch auch bei Ausbleiben der Überflutung von der **Grundwasserdynamik** abhängig (ERFTVERBAND 2002b),(HÜGIN&HENRICHFREISE 1992). Für das Untersuchungsgebiet ist demnach die Analyse der Grundwassersituation von erheblicher Bedeutung, weswegen das Beurteilungsschema des ERFTVERBANDES (2000b) auch bei dieser Studie angewendet wurde.

Ein Vergleich mit der Literatur zeigt, dass grundwasserabhängige Waldbiotoptypen in der Regel bis zu einem **mittleren Flurabstand von 3 m** im Kontakt mit dem Grundwasserspiegel stehen (ERFTVERBAND 2002a, DVWK 1996).

Für wechselrockene Ausbildungen des **Eichen-Ulmen-Eschenauwaldes** und trockene Ausbildungen des **Eichen-Hainbuchenwaldes** wurden auch Werte **über 3 m Flurabstand** dokumentiert (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992). Einzelne Waldgesellschaften – wie **Eichen-Hainbuchenwälder** und **Linden-Ahorn-Mischwälder** – gelten unter bestimmten Bodenbedingungen (hoher kapillarer Aufstieg und hohe Wasserspeicherkapazität feinkörniger, meist vergleyter Böden) bis zu einem Flurabstand von maximal **5 m** als grundwasserbeeinflusst (DVWK 1996).

Im Untersuchungsgebiet beschränken sich die Bereiche mit weniger als 3 m mittlerem Flurabstand auf das Baganel, die Partenwiese und deren angrenzende Waldflächen sowie auf die etwas rheinferneren Waldbestände der Oberau.

Durch die nacheiszeitliche **Ablagerung von Schottern und Kiese** durch den Rhein und im Besonderen der Ill, liegen die flussnahen Bereiche oberhalb des umgebenden Geländes (**Anhang 9**). Zwischen den beiden Flüssen bildete sich im Bereich des Baganels und der Partenwiese eine Senke, die mehrheitlich mit Feinsediment überlagert wurde. Eben dieser Bereich steht deshalb heute noch unter Grundwassereinfluss, während der erhöhte Geländestreifen entlang der Ill und des Rheins den **Grundwasseranschluss** mittlerweile **eingebüßt** hat.

Der **Geländeanstieg** vom Rhein in Richtung Nofels führt im südöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes zu einer vollständigen **Trennung von Vegetation und Grundwasserkörper**.

Die anthropogen durch Kiesabbau bedingte Eintiefung der Rheinsohle und die daraus resultierende Absenkung des Grundwasserspiegels seit den 50er Jahren hat für den Großteil der Waldflächen die schädigende Entkoppelung von der Grundwasserdynamik hervorgerufen. Bei einer Anhebung von ca.

einem Meter wäre diese Verbindung vermutlich für die **orange** (siehe **Anhang 14**) dargestellten Bereiche zumindest zeitweise gewährleistet.

Ein für Hartholzauen besonders schwerwiegendes Defizit stellen – neben der allgemeinen Grundwasserabsenkung – die **verringerten Schwankungsamplituden** dar.

Die für Auen typischen Schwankungen des Grundwasserstandes bewegen sich laut HARTUNG (2002) im Schnitt zwischen 1,6 und 2 m - bei einem Maximum von 5,5 m – bzw. zwischen 2,5 und 3,5 m (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992; HENRICHFREISE 2007, DVWK 1996).

Für das modellierte Jahr (2007-2008) beträgt die maximale Amplitude – bis auf eine Ausnahme – **nicht mehr als ein Meter** und liegt demnach deutlich unter den natürlichen Verhältnissen.

Im Zeitraum extremer Hochwässer und Niederschläge (1999, 1965/66) werden ähnlich hohe Amplituden erreicht (siehe **Grafik 18** und **Grafik 21**), diese stellen jedoch die absolute Ausnahme dar.

5.3. Diskussion der Bodenaufnahmen

Die Verteilung der **Bodentypen** sowie deren **Korngrößenzusammensetzung** spiegeln die Abhängigkeit der Bodenbildung vom **Relief** bzw. der Geländehöhe und der **Distanz zum Fließgewässer** wider. Die Erhöhung der Geländeoberfläche durch Kies- und Schotterablagerungen in unmittelbarer Nähe zur Ill führten seit der Flussregulierung und dem Ausbleiben von Überflutungen sowie durch die Absenkung des Grundwasserspiegels vermehrt zur Bildung von **reifen Bodentypen**.

Entlang des Rheins dominieren sandige Flusssedimente die Korngrößenzusammensetzung, in den flussferneren Geländedepressionen im Bereich des Baganel und der Riedwiesen wurde aufgrund der geringeren Schleppkraft und der Erhöhung des umliegenden Geländes nur mehr feinkörniges Sediment bei Spitzenhochwässern abgelagert. In den Beckenlagen ist der Grundwasseranschluss vielfach noch gegeben, in Kombination mit der feinen Bodentextur ist in diesen Bereichen der Reifungsprozess deshalb nur wenig fortgeschritten. **Graue**, unverbraunte **Auböden** sowie **Augleye** sind größtenteils nur noch hier zu finden.

Verbraunte bzw. **Braune Auböden** stellen die Mehrheit der Bodentypen im Untersuchungsgebiet dar. Das Merkmal **Verbraunung** wurde bei mehr als der Hälfte der Böden vermerkt. Eine Korrelation mit dem **Flurabstand** ist ebenfalls zu beobachten.

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass primär verbraunte (**Braune Auböden**) und vor Ort verbraunte Böden (**Verbraunte Auböden**) kaum voneinander abzugrenzen sind (MIEHLICH 2000, WIECHMANN 2000). Der Eintrag von bereits verbrauchten Sedimenten des Einzugsgebietes in die Nofler und Meininger Au wird zumindest für den Rhein angenommen, Einträge durch die Ill sind sicherlich ebenso wahrscheinlich (HAIDVOGL&KINDLE 2001, KAISER 2005).

Unabhängig davon unterliegen die Böden aufgrund der Flussregulierung einer Reifung bzw. **Verbraunung vor Ort**, ein Blick auf die Verteilung der Bodentypen hinsichtlich des Flurabstandes macht dies deutlich. Bei einem Großteil der Grauen und vor allem Verbraunten/Braunen Auböden liegt der mittlere Grundwasserspiegel unterhalb von 150 cm Flurabstand, bei einer mittleren Grundwasserspiegelschwankung von 20 bis 50 cm kann somit nicht immer von einer Beeinflussung des Grundwassers auf den Unterboden innerhalb von 80 cm ausgegangen werden. Der **hohe Anteil vergleyter Böden** – auch innerhalb der Verbraunten/Braunen Auböden und Braunerden – ist in vielen Fällen auf eine **Pseudovergleyung** durch Haftnässe oder auf „relikte“ **Vergleyungsmerkmale** zurückzuführen (REHFUESS 1990). Erstere findet sich häufig beim Übergang von Auenlehmdecke zu tieferliegenden Sanden, letzteres bezieht sich auf das Vorhandensein von grundwasserbedingten Rost- und Fahlflecken, die selbst nach Grundwasserspiegelabsenkung über **viele Jahre bzw. Jahrzehnte** erhalten bleiben (BÜCHEL 1983, FITSCHEN 2000).

Die Obergrenze des Go- bzw. Cg-Horizontes entspricht in diesem Fall den ursprünglichen bzw. **ehemaligen Grundwasserverhältnissen**, jedoch nicht der aktuellen Situation.

Die Zuordnung vieler Bodenprofile zu den klassischen Auböden (v.a Verbraunte/Braune Auböden) und Augleye ist somit stellenweise zu hinterfragen, eine Abgrenzung zu den echten Braunerden und anderen terrestrischen Bodentypen scheint aufgrund des **mehrfachen Korngrößenwechsels**, der teils unverwitterten Flusssedimente (**Glimmerfragmente**) aber gerechtfertigt.

Unter **Haftnässe-Pseudogleye** bzw. **Reliktgleye** fallen demnach alle Bodenprofile, bei denen ein aktueller Grundwasseranschluss ausgeschlossen wird und/oder andere für Auen typische Bodenmerkmale kaum bis gar nicht mehr ausgeprägt sind.

Bei zumindest einem Drittel der Böden (Grauer Auböden und Augleye) ist gegenwärtig kein Reifungsprozess in Form einer Verbraunung sichtbar, was besonders in Anbetracht des verstrichenen Zeitraumes seit der Flussregulierung beachtlich ist. Hier verzögern weiterhin sowohl Grundwasseranschluss als auch feine Bodentexturen in den Beckenbereichen die Bodenreifung. Mit einer weiteren Absenkung des Grundwasserspiegels muss aber auch hier mit einer unaufhaltsamen Sukzession zu terrestrischen Böden gerechnet werden.

5.4. Analyse der Vegetationsdaten

5.4.1. Syntaxonomische Einordnung

Die syntaxonomische Gliederung der Auwälder am Mittellauf der Flüsse folgt in der Regel der topographischen Serie (Zonation), wie sie in Abhängigkeit von der Höhe über der Mittelwasserlinie des angrenzenden Fließgewässers ausgebildet ist (MOOR 1958, ELLENBERG et al. 2010). Der Grauerlenwald des Tieflandes (**Equiseto-Alnetum incanae**) liegt dabei im Bereich der jährlichen Frühjahrs- und Sommerhochwasser und folgt unmittelbar auf die Weiden-Weichholzaunen des **Salicion albae**. Etwas höher stehen die Standorte des Stieleichen-Ulmen-Eschenauwaldes (**Fraxino-Ulmetum**), die nur mehr von Spitzenhochwässern, jedoch zumindest **alle paar Jahre** überschwemmt werden (WILLNER&GRABHERR 2007a, MOOR 1958). Oberhalb der Spitzenhochwasserlinie – jedoch noch im Bereich der Grundwasserspiegelschwankungen – stocken die Mitteleuropäischen Stieleichen-Hainbuchenwälder (**Stellario-Carpinetum**), die allenfalls vom Feuchten Bergahorn-Eschenwald (**Carici pendulae-Aceretum**) nach oben hin fortgesetzt werden (WILLNER&GRABHERR 2007a). Soviel zur Theorie – denn die geschilderte Abfolge der Waldgesellschaften entlang des Querprofils der Flussaue ist selten so klar ausgebildet, Überlappungen und gänzlichliches Fehlen von Gesellschaften der Zonationsreihe bis hin zu lokalen und regionalen Abweichungen führen zu einer unscharfen Trennung der einzelnen Pflanzengesellschaften (MOOR 1958).

Anthropogene Störungen der natürlichen Auendynamik, wie sie im Bereich des Untersuchungsgebiets im Zuge von Flussbegradigungen und Hochwasserschutzmaßnahmen seit über einem Jahrhundert existieren, erschweren die syntaxonomische Einordnung der Waldflächen dabei um ein Vielfaches. An dieser Stelle sind vor allem Änderungen des Grundwasserhaushaltes sowie das Unterbinden der Überflutungsdynamik als die zentralen Einflussfaktoren zu nennen. Hinzu kommen forstliche Eingriffe (ehemalige Fichtenaufforstungen, Vor- und Endnutzung des Bestandes, Anlage von Forst- und Rückewegen), die einen großen Einfluss auf Struktur, Aufbau und Unterwuchs der Waldflächen haben.

In der Syntaxonomie gelten - entsprechend der Zonation der Flussauen im Querprofil - **periodische Überschwemmungen** sowie der **Einfluss des Grundwassers** auf Boden und Vegetation als zwingende Voraussetzungen für den Bestand und das Überleben der klassischen Auwaldgesellschaften. Dies gilt gleichermaßen für die Weichholzau (**Salicion albae**, **Equiseto-Alnetum incanae**) wie auch für den Stieleichen-Ulmen-Eschen-Auwald (**Fraxino-Ulmetum**). Bei Störung und Ausbleiben der Auendynamik ist eine Weiterentwicklung zu zonalen Waldgesellschaften geradezu unausweichlich (WILLNER&GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a, MUCINA et al. 1993, MOOR 1958).

Veränderungen in der Auendynamik machen sich als erstes an von Grund- und Überschwemmungswasser abgekoppelten **seichtgründigen** Standorten bemerkbar, wobei die

Entwicklung der Strauch- und Baumschicht der der Bodenvegetation um Jahre bis Jahrzehnte nachhinkt (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992, GRABHERR et al. 1998).

Die Entwicklung gestörter Standorte ist geprägt durch die zunehmende Abundanz und Deckung **überflutungstoleranter, mesophiler Arten**. In der Strauchschicht sind an dieser Stelle *Corylus avellana*, *Lonicera xylosteum*, *Juglans regia*, *Daphne mezereum*, *Berberis vulgaris* sowie *Viburnum lantana* zu nennen. In der Krautschicht steigt das Vorkommen von *Mercurialis perennis*, *Asarum europaeum*, *Arum maculatum*, *Viola reichenbachiana* sowie weiterer **Fagetalia-** bzw. **Quercu-Fagetea-Charakterarten** (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992, TRÉMOLIÈRES et al. 1998, GLENZ et al. 2006).

In der **Baumschicht** resultiert das Ausbleiben der Überschwemmungen in einer zunehmenden Dominanz der Hainbuche *Carpinus betulus*, der Ahornarten (*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*), der Winterlinde *Tilia cordata*, der Vogelkirsche *Prunus avium* und unter Umständen auch der Rotbuche *Fagus sylvatica* (TRÉMOLIÈRES et al. 1998, DEILLER et al. 2001). Zwar kommen alle diese Arten auch im klassischen Stieleichen-Ulmen-Eschenauwald vor, jedoch bleiben diese aufgrund der Überschwemmungen und dem unausgeglichene Wasserhaushalt in ihrer Abundanz und Deckung deutlich hinter den Hauptbaumarten Stieleiche, Ulme und Esche zurück (CARBIENER&SCHNITZLER 1990, DEILLER et al. 2001).

Pflanzensoziologisch bedeutet dieser Artenwechsel auch einen Wechsel der Assoziation bis hin zur Änderung des Verbandes. Das **Equiseto-Alnetum incanae** wandelt sich zum **Fraxino-Ulmetum**, diesem wiederum folgt in der Regel das dem **Carpinion** zugehörigen **Stellario-Carpinetum** sowie das **Caricipendulae-Aceretum (Tilio-Acerion)** (MUCINA et al. 1993, WILLNER&GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a). Die durch ausbleibende Überflutungen hervorgerufene Sukzession der Waldgesellschaften lässt sich somit mit der Zonation des Querprofils der Flussaue vergleichen, mit dem einzigen aber bedeutenden Unterschied, dass die Entfernung zum Fluss und Lage des Standorts über der Mittelwasserlinie an Bedeutung verlieren. Dass abgedämmte Auwälder nicht von der zonal dominierenden Rotbuche *Fagus sylvatica* beherrscht werden, ist indes auf den selbst nach Eindeichung **bleibenden Grundwasser- und Stauwassereinfluss** zurückzuführen (CARBIENER&SCHNITZLER 1990). (SCHMIDT 2000) rechnet aber auch der Rotbuche Chancen der Etablierung auf stau- und grundwasserbeeinflussten Böden zu und bewertet deren Unterrepräsentanz vielmehr als Ausdruck der aktuellen Bewirtschaftung als der Fähigkeit, auf solchen Standorten bestehen zu können.

Dennoch gilt der **Einfluss des Grundwassers** als **entscheidender Faktor**, der die Entwicklung und vor allem die Geschwindigkeit der Sukzession des Auwaldes maßgeblich beeinflusst (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992, DVWK 1996). Typische Hartholz-Auwälder sind dabei auf stark **fluktuierende Grundwasserstände** im Größenbereich von 2,5 m bis 3,5 m angewiesen, bei geringer Amplitude und gleichzeitiger Oberflächennähe des Grundwasserspiegels stellen sich an **Dauernässe** angepasste, vielfach von *Alnus glutinosa* dominierte Waldgesellschaften ein (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992, HENRICHFREISE 2007). Hierzu sind besonders das **Pruno-Fraxinetum** Oberd. 1953 und das **Carici-remotae-Fraxinetum**

Koch ex Faber 1936 zu zählen (WILLNER&GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a, MUCINA et al. 1993, ELLENBERG& KLÖTZLI 1972).

Die erwähnte Bedeutung von Überflutung und schwankendem Grundwasserspiegel für den Erhalt der typischen Auwaldgesellschaften lässt keinen Zweifel an einer **voranschreitenden Sukzession** der Waldflächen im Untersuchungsgebiet.

Die ehemals entlang des Rheins („Erlenau“) stockenden **Grauerlenbestände** sind aufgrund von Bestandesumwandlungen (fast) vollkommen verschwunden und auch die veränderten Standortverhältnisse nähern Reste dieses Bestandes immer mehr an die Struktur und Artenzusammensetzung der umliegenden Waldflächen an.

Die in dieser Studie dem **Equiseto-Alnetum incanae** zugeordneten Flächen können demnach nur als „relikt“ bezeichnet werden. Da zumindest die Bestände beim Hechtloch (93H und 44H) Überreste der ehemaligen Grauerlenau darstellen, wurden sie dennoch getrennt behandelt. Dass deren Ausweisung als eigener Bestand jedoch äußerst fraglich ist, ist anhand der Artenzusammensetzung und der Strukturmerkmale ersichtlich.

Die Grauerlenwälder der Tieflagen sind durch ihre einfache Struktur gekennzeichnet. In der Baumschicht dominiert *Alnus incana*, die ein dichtes, wenngleich wenig hochstehendes (10 – 15 m) Kronendach ausbildet. Dazwischen finden sich Silberweiden der in der Sukzession vorangehenden Weiden-Weichholzau sowie vereinzelt Esche und Traubenkirsche (MOOR 1958, OBERDORFER 1992a). (OBERDORFER 1992a) beschreibt jedoch auch Bestände, die mehrheitlich von der Esche eingenommen werden aber dennoch zum **Alnetum incanae** zu rechnen sind. Die Strauchschicht ist in der Regel reich strukturiert, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea* und *Prunus padus* erreichen beachtliche Größen (WILLNER&GRABHERR 2007a, MOOR 1958, OBERDORFER 1992a). Darunter bildet *Rubus caesius* große Herden, dazu gesellen sich nitrophile Arten sowie Ton- und Staunässezeiger (MOOR 1958).

Vom **Fraxino-Ulmetum** unterscheiden sich die Standorte laut Literatur durch **geringere Feinsedimentauflagen**, Feinsand über Kies ist die vorherrschende Bodenform (WILLNER&GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a).

Die Dominanz der Grauerle wird in den Aufnahmeflächen am Hechtloch und am Unterriedgraben deutlich unterbrochen, Esche und Ulme, stellenweise auch Stieleiche und Fichte mischen sich in die eher lichte Baumschicht. Beim Unterriedgraben, wo das ursprüngliche Vorkommen des Grauerlenwaldes nicht gesichert ist, fällt die Co-Dominanz der wärmeliebenden Art *Prunus spinosa* auf. Ihr Vorkommen sowie die lockere und lichtdurchlässige Struktur der Baum- und Strauchschicht lässt die Nähe zur Waldmantelgesellschaft **Pruno-Ligustretum** Tx. 1952 (Schlehen-Ligustergebüsch, **Pado-Coryletum** nach MOOR 1958) erkennen (WILLNER&GRABHERR 2007a). Der meist auf trockeneren Standorten vorherrschenden Schlehe stehen jedoch auch typische Nässezeiger gegenüber. Auch im Bereich des Hechtlochs finden sich sowohl Nässezeiger (**-subass. typicum**) neben Arten reiferer Standorte (**subass. – asaretosum**). Letztere – vor allem *Mercurialis perennis* – scheinen in ihrer Abundanz jedoch zu

dominieren und die Weiterentwicklung zum **Fraxino-Ulmetum** oder gar **Carici-pendulae-Aceretum** einzuleiten.

Die zum **Stieleichen-Ulmen-Eschenauwald (Fraxino-Ulmetum)** zugeordneten Aufnahmen stellen eine repräsentative Stichprobe der Waldflächen der Nofler Au und Meininger Au dar und geben einen guten Überblick über die Struktur und Artenzusammensetzung der gesamten Waldfläche im Untersuchungsgebiet. Das Fraxino-Ulmetum ist generell charakterisiert durch seine **reiche Strukturierung und Artenvielfalt** in der Baum- und Strauchschicht (HAASE&GLÄSER 2009, CARBIENER&SCHNITTLER 1990, OBERDORFER 1992a). Über die Naturnähe der Bestandesmerkmale wurde bereits in **Kapitel 4.6** berichtet.

Abgesehen von den teils dominanten Fichtenbeständen sind die charakteristischen Arten des Stieleichen-Ulmen-Eschenauwaldes, namentlich die **Gemeine Esche**, die **Stieleiche** und die **Ulme**⁸, im gesamten Untersuchungsgebiet vertreten. Im Gegensatz dazu sind andere Baumarten, darunter sowohl natürlich im Fraxino-Ulmetum vorkommende als auch Arten typischer Folgegesellschaften, deutlich unterrepräsentiert. Für Aussagen über die Sukzession der Waldfläche ist diese Tatsache jedoch von geringerer Bedeutung, da die Artenzusammensetzung der Baumschicht erstens durch die forstwirtschaftliche Nutzung bestimmt wird und sich zweitens selbst bei einer natürlichen Entwicklung die Dominanz der Baumarten nur sehr langsam ändert (SCHNITZLER 1997).

Für die Analyse des Sukzessionsfortschrittes sollte somit nur die Struktur- und Artenzusammensetzung der **Strauch- und Krautschicht** berücksichtigt werden.

Die **Strauchschicht** der Waldflächen im Untersuchungsgebiet ist gekennzeichnet durch ihren **Artenreichtum**, der die Vielfalt des Fraxino-Ulmetum sogar stellenweise übersteigt. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass ein hoher Artenreichtum nicht zwingend den natürlichen Verhältnissen entsprechen muss. Durch die veränderten Standortparameter, insbesondere der fehlenden Überschwemmungen, breiten sich auch **überflutungstolerante Arten** aus. Deren hohe Abundanz spricht für eine **Weiterentwicklung zu möglichen Folgegesellschaften**. Im Untersuchungsgebiet sind dies vor allem *Corylus avellana*, *Lonicera xylosteum*, *Daphne mezereum* sowie weitere Arten des **Berberidion** Br.-Bl. ex Tx. 1952 (WILLNER&GRABHERR 2007a). Viele davon zeigen ihren Verbreitungsschwerpunkt in der linken Hälfte (Einheiten A und B) der Vegetationstabelle, *Prunus padus* als Charakterart des **Alnion incanae** hingegen in der rechten Hälfte (siehe **Anhang 17**). Andere, wie *Cornus sanguinea*,

⁸ hiermit sind *Ulmus minor* und *Ulmus glabra* gleichermaßen gemeint. Näheres zur Verbreitung der beiden Ulmenarten siehe Kapitel 5.4.2

Lonicera xylosteum und *Corylus avellana* sind über die gesamten Aufnahmen verteilt und lassen die Einheiten dadurch weniger genau voneinander abgrenzen.

Das Vorkommen und die Abundanz von **Lianen** (*Clematis vitalba* und *Hedera helix*) in natürlichen und naturnahen Hartholzauen wurde in der Literatur vielfach diskutiert, wenngleich die Meinungen darüber oftmals auseinandergehen. So zählen bei GRABHERR et al. (1998) und DISTER (1985) Lianen zu den generellen **Störungszeigern** der Hartholzau, während MOOR (1958), OBERDORFER (1992a) und MUCINA et al. (1993) zumindest *Clematis vitalba* als konstanten Begleiter der Hartholzau charakterisieren.

TRÉMOLIÈRES et al. (1998) und SCHNITZLER&HEUZÉ (2006) konnten Unterschiede hinsichtlich der Wuchshöhe und Abundanz von *Clematis vitalba* und *Hedera helix* nach ausbleibender Überschwemmungen feststellen. Während in natürlichen Hartholzauwäldern wenige, dafür große Individuen vorhanden sind, mehrt sich die Abundanz der **kleineren Wuchsformen** in den gestörten Auwäldern. Letzteres konnte mehrheitlich auch in den Aufnahmeflächen im Untersuchungsgebiet beobachtet werden.

Auch die für Hartholzauen charakteristisch hohen Wuchsformen der Sträucher, die in naturnahen Wäldern sogar Baumhöhe (bis 15 m) erreichen können (MUCINA et al. 1993), sind in der Nofler Au und Meininger Au nur stellenweise ausgebildet. In lückigen Beständen sind dies vor allem *Cornus sanguinea*, *Sambucus nigra* und *Coryllus avellana*.

Die **Krautschicht** spiegelt die aktuellen Standortverhältnisse wohl am besten wieder. Die Charakterarten bzw. konstanten Arten des Fraxino Ulmetum und des Alnion incanae sind wohl über die gesamte Vegetationstabelle verteilt, Unterschiede einer **feucht-nassen (subass. – alnetosum glutinosae)** und vor allem aber einer **trockenen Ausbildung (subass. – caricetosum albae)** lassen sich jedoch anhand der Trennarten feststellen.

Die Subassoziation **Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae** trockener Standorte überwiegt in den Aufnahmen des Untersuchungsgebiets. Hier fällt besonders die Abundanz von *Carex alba* auf, die hohe Stetigkeit erreicht und die Einheiten A und B von der feucht-nassen Einheit D klar abgrenzt. Die Einheit ist zur „**Lindenau**“ nach JELEM (1974) zu stellen, die der höchsten Entwicklungsstufe der Au entspricht und – wenn überhaupt – nur noch selten von Grundwasserschwankungen beeinflusst wird. Neben den typischen Auwaldarten etablieren sich *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus* und *Carpinus betulus* in der ersten und zweiten Baumschicht (JELEM 196, JELEM 1974). CARBIENER&SCHNITZLER (1990) beschreiben die Lindenau der Rheinebene zwischen Basel und Mainz als Standorte, die nur höchstens **alle zehn Jahre überflutet** werden, meist auf sandigem Untergrund stocken und durch baso- thermophile Straucharten

und **meso-xerophile** Arten in der Krautschicht – darunter *Carex alba* und *Euphorbia amygdaloides* – charakterisiert sind. WILLNER&GRABHERR 2007a gliedern diese Aufnahmen in eine eigene Assoziation des Verbandes **Alnion incanae**, namentlich in das **Carici albae-Tilietum cordatae** Müller&Görs 1958. Von den Trennarten zum Fraxino-Ulmetum sind *Pinus sylvestris*, *Daphne mezereum* und *Euphorbia amygdaloides* in den Aufnahmen aufgelistet. Die Aufnahmen der **Einheit A** können in die Nähe dieser Gesellschaft gestellt werden, wenngleich *Tilia cordata* sowohl in dieser Einheit, als auch in der restlichen Waldfläche kaum bis gar nicht vertreten ist.

Die Einheit A besitzt im Gegensatz zu den restlichen Einheiten auch einzelne Charakterarten des Verbandes **Carpinion**. *Vinca minor* und *Rosa arvensis* leiten zum **Stellario-Carpinetum** über, das einige Auwaldarten mit dem Fraxino-Ulmetum teilt (WILLNER&GRABHERR 2007a). Die in der Regel natürlich auf das Fraxino-Ulmetum im Querprofil folgenden Eichen-Hainbuchenwälder entwickeln sich am Rand der Au bzw. auf der angrenzenden **Auen-Terrasse** (MOOR 1958). Bezüglich der Standortfaktoren reicht das Spektrum von „selten überschwemmt aber deutlich unter Grundwassereinfluss stehend“, bis „auf lehmig – tonigen, stauvernässten Böden stockend“ sowie „auf feinerdearmen, oftmals trockenfallenden Standorten vorherrschend“ (MOOR 1958, OBERDORFER 1992a). Vielfach wird zumindest der **Einfluss des Grundwassers** als Voraussetzung für das Vorkommen dieses Waldtyps angegeben (DVWK 1996, CARBIENER&SCHNITZLER 1990, WILLNER&GRABHERR 2007a). Dies wiederum könnte jedoch für einen beachtlichen Teil der Aufnahmeflächen **nicht** mehr zutreffen.

Für ELLENBERG&KLÖTZLI (1972) hat es **typische bodenfeuchte Eichen-Hainbuchenwälder** in der Rheintalebene generell **nie gegeben** und auch im Biotopinventar wird dieser Waldtyp nicht beschrieben. Dass sich die Hainbuche vor allem auf **anhaltend staunassen und kurzfristig trockenfallenden**, feinerdereichen Böden im Untersuchungsgebiet etablieren könnte, ist aber durchaus denkbar. Für eine endgültige Ausweisung als eine dem Stellario-Carpinetum nahe Gesellschaft fehlt es jedoch schlicht und einfach der bestimmenden Charakterart in der Baumschicht, *Carpinus betulus*.

Bei vollkommener Abkoppelung der Vegetation vom Grundwasser und ausreichender Durchlüftung des Oberbodens wäre eine **Dominanz der Rotbuche** und ein **Übergang zum Fagion** ebenso denkbar. Im Bereich des Unteren Baganel ist das Vorkommen der Rotbuche wohl forstwirtschaftlich bedingt, der aufkommende Jungwuchs spricht jedoch für **buchentaugliche Standorte**. Von den Charakterarten des Fagion sind jedoch nur wenige Arten (*Euphorbia amygdaloides*) im Untersuchungsgebiet zu finden, ein Übergang zu typischen Rotbuchen-Gesellschaften ist somit nicht ersichtlich. Das von ELLENBERG&KLÖTZLI (1972) beschriebene, im Nahbereich von Auen vorkommende **Aro-Fagetum (Mercuriali-Fagetum** Scamoni 1935 in WILLNER&GRABHERR 2007a) wurde von PETER (1991) für die

Inselberge des Rheintals beschrieben.

Die Krautschicht der Aufnahmen des Inselbergs im Untersuchungsgebiet (**Matschelser Bergle**) ist geprägt von ausgesprochenen Mullbodenarten, die im Mercuriali-Fagetum sehr stark vertreten sind und auf eine **ausgeglichene Wasser- und Nährstoffversorgung** hinweisen. Die grund- und stauwasserfreien Standorte des Bergles können auf jeden Fall als für die Rotbuche geeignete bzw. natürliche Standorte aufgefasst werden. Ob das Fehlen (Ausnahme: Aufnahme 104) der Rotbuche am Bergle anthropogen oder natürlich bedingt ist, ist indes nicht bekannt.

Sowohl auf dem Bergle als auch mehrheitlich in den restlichen Waldflächen ist die Abundanz der Charakter- und Trennarten des **Tilio-Acerion** auffallend hoch. *Mercurialis perennis* und andere mesophile Arten sind in fast jeder Aufnahme zu finden und deuten auf den schwindenden Charakter der Hartholzau hin. Das **Carici pendulae-Aceretum** Oberd. 1957 setzt laut WILLNER&GRABHERR (2007a) das Stellario-Carpinetum nach oben hin fort, also auf Standorten, die **nicht mehr überflutet** werden und die größtenteils kaum bis gar **nicht mehr von den Grundwasserspiegelschwankungen erfasst** werden. Auch OBERDORFER (1992a) ordnet die Gesellschaft in die abgedämmten Auen, wo Wasser- und Nährstoffversorgung noch ausreichend hoch sind und *Fraxinus excelsior* und die überschwemmungsempfindlicheren Baumarten *Ulmus glabra* und vor allem *Acer pseudoplatanus* optimale Wuchsbedingungen vorfinden.

Wie beim Fraxino-Ulmetum wird auch im Carici pendulae-Aceretum zwischen trockenen Standorten mit *Carex alba* und nassen Standorten mit *Carex pendula* und *Phalaris arundinacea* unterschieden. Das Vorkommen von klassischen Arten der Hartholzau ist ebenfalls typisch für die Gesellschaft (OBERDORFER 1992a). Obwohl die meisten Individuen des Bergahorns im Untersuchungsgebiet forstlich eingebracht wurden, kann zumindest aufgrund der üppigen Verjüngung von **für den Bergahorn optimalen Standorten** ausgegangen werden. Nach Angaben von Seibert (1969) gilt das Carici pendulae-Aceretum zumindest im Alpenrandgebiet als **natürliche Folgegesellschaft des Fraxino-Ulmetum**, wo es das Stellario-Carpinetum als vikariierende Gesellschaft ablöst.

In der Aktualisierung des Biotopinventars werden die Waldflächen der Nofler Au zum **Ulmo-Fraxinetum-listeretosum** Ellenberg&Klötzli 1972 gestellt, das neben der Schweiz auch in den Liechtensteiner Waldgesellschaften für die rheinbegleitenden Hartholzauen ausgewiesen wird (SCHMIDER&BURNAND 1988). Die Gesellschaft umfasst einerseits **natürliche Eschenwälder** auf von Grundwasser durchfeuchteten Böden, andererseits Bestände auf sandüberdeckten Böden in **abgedämmten Auen**. In der Baumschicht dominieren *Fraxinus excelsior* und *Acer pseudoplatanus*, in der Strauch- und Krautschicht finden sich sowohl **typische Arten der klassischen Hartholzau** sowie **mesophile Arten** der

übergeordneten Klasse bzw. Ordnung. WILLNER&GRABHERR (2007a) und MUCINA et al. (1993) ordnen diese Bestände in das **Carici pendulae-Aceretum** ein, ELLENBERG&KLÖTZLI (1972) unterstreichen hingegen die Nähe zum **Fraxino-Ulmetum** (bzw. Ulmo-Fraxinetum-typicum Ellenberg&Klötzli 1972) und somit zum Verband Alnion incanae.

Trotz der **hohen Abundanz der Charakter- und Trennarten** des Tilio-Acerion bzw. **Carici pendulae-Aceretum** wurden die Aufnahmen der Nofler Au und der Meininger Au zum **Fraxino-Ulmetum** gestellt. Dies basiert einerseits auf der teils noch **ursprünglichen Artenzusammensetzung in der Baumschicht** und andererseits auf der doch recht **hohen Abundanz der konstanten Arten der Hartholzau**. Auch wenn die für den Erhalt der Gesellschaft notwendigen Überschwemmungen nicht mehr gegeben sind, so stehen viele der Flächen wohl noch unter dem Einfluss der durch die Flüsse bedingten Grundwasserschwankungen.

WENDELBERGER (1973) berichtet für die Marchauen, dass die **Korngrößenzusammensetzung** des Bodens eine größere Auswirkung auf das Vorkommen von Hartholzauwäldern hat, als das Ausmaß der Überschwemmungen. Selbiges gilt für den Grundwasserflurabstand, der auch in den Hartholzauwäldern der Marchauen unter die 3 m – Grenze fällt.

Nichtsdestotrotz spricht das Aufkommen mesophiler und auch trockenliebender Arten für eine fortschreitende Sukzession der Waldflächen im Untersuchungsgebiet, eine Annäherung an das Carici pendulae-Aceretum scheint dabei am wahrscheinlichsten. Eine derartige Entwicklung konnte bereits von LANG et al. (2011) in den abgedämmten Donauauen bei Ingolstadt beobachtet werden.

Abschließend soll noch kurz auf die **feuchte Ausbildung** des Fraxino-Ulmetum (Einheit D) eingegangen werden.

In ihrer Dynamik gestörte Auwälder sind vielfach weniger stark schwankenden Grundwasserständen ausgesetzt, wie es in ungestörten Auwäldern üblich ist⁹ (HÜGIN&HENRICHFREISE 1992). Dadurch werden wechselfeuchte und wechsellrockene Standorte bei ausreichend hohem Grundwasserstand entweder **dauervernässt** oder aber komplett **vom Grundwassereinfluss abgeschnitten**. Letzteres resultiert in Trockenstress, der sich – wie auf der Mehrheit der Flächen im Untersuchungsgebiet – in der zunehmenden Abundanz meso-xerophiler Arten manifestiert (LEYER 2005).

Im Falle der **Dauervernässung** sprechen HÜGIN&HENRICHFREISE (1992) von „Halbauen“ und „Bastardauen“, die durch **geringe Wasserstandsschwankungen** (1,5 m bzw. unter 1 m) und gleichzeitigem **Grundwasserhochstand** gekennzeichnet sind. Dadurch wird das Vorkommen von

⁹ siehe auch Ergebnisse des Kapitels 4.2

Nässezeigern gefördert, typische wechselfeuchte und wechselrockene Arten der Hartholzau nehmen hingegen in ihrer Abundanz ab.

Anstatt des typischen Hartholzauwaldes entwickeln sich Eschen-Schwarzerlenwälder auf feuchten bis dauernassen Standorten. Hierzu sind vor allem das **Pruno-Fraxinetum** Oberd. 1953 und das **Carici remotae-Fraxinetum** Koch ex Faber 1936 zu zählen (WILLNER&GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a, MUCINA et al. 1993, ELLENBERG&KLÖTZLI 1972). Die von *Alnus glutinosa* aufgebauten Wälder auf Gleyböden sind besonders im **Bereich von Bachauen und Mulden** mit langsam fließenden Grundwasser zu finden (WILLNER&GRABHERR 2007a).

Im Untersuchungsgebiet sind hohe Grundwasserstände eher selten ausgebildet, im **Bereich des Unterriedgrabens** (Fläche 91a, 91b, 12) sind diese zusammen mit sehr bindigen, zur staunässe neigenden Böden jedoch gegeben. Das Vorkommen von *Caltha palustris* und *Carex remota* deutet – selbst bei Fehlen der Schwarzerle – auf die typischen Standortsbedingungen des **Carici remotae-Fraxinetum** hin.

Somit kann auch eine Veränderung der Auendynamik hin zu dauernassen und dadurch für das Fraxino-Ulmetum ungünstigen Bedingungen in Zukunft für die genannten Bereiche nicht ausgeschlossen werden. Die Errichtung eines Fließkraftwerkes und der dadurch verursachte Wasseraufstau kann dabei die Entwicklung zu dauernassen Standorten beschleunigen (ANTONIC 2001). Inwieweit das Kraftwerk an der Illmündung sich positiv - durch Anhebung des Grundwasserspiegels bei großem Flurabstand - oder negativ – durch Dauernässe bei geringem Flurabstand - auf den Waldbestand und die Artenzusammensetzung auswirken wird, bleibt jedoch abzuwarten.

5.4.2. Zur Verbreitung von *Ulmus glabra* und *Pinus sylvestris* in den Auwäldern Vorarlbergs

In den mitteleuropäischen Hartholzauwäldern gelten *Ulmus laevis* und *Ulmus minor* als Charakterarten des Verbandes (**Ulmenion** Oberd. 1953).

Während das natürliche Vorkommen von *Ulmus laevis* in Vorarlberg nicht ganz geklärt ist, ist die Gewöhnliche Feldulme vielfach – und im größeren Ausmaß als die Bergulme – dem „Ulmensterben“ zum Opfer gefallen und demnach nur noch selten zu finden (FISCHER et al. 2008, WILLNER& GRABHERR 2007a). Dass die **Gewöhnliche Feldulme** ehemals recht verbreitet im Bereich der Unteren Ill vorgekommen ist, zeigen die Aufzeichnungen zur „Flora des Illgebietes“ von KEMP aus dem Jahre 1874 (KEMP 1874).

(POLATSCHEK 2001) reduziert das heutige Vorkommen der Gewöhnlichen Feldulme auf den Ardetzenberg, die Nofler Au sowie „Am Hacken“ bei Bregenz.

Der durch das Ulmensterben und wohl auch in gewisser Weise forstlich bzw. anthropogen bedingte Rückgang der Feldulme macht sich auch in den Biotoplisten der Hartholzauen Vorarlbergs bemerkbar. Während die Präsenz der Feldulme kaum bis gar nicht dokumentiert ist, scheint die **Bergulme**,

wenngleich mit geringer Deckung, so doch konstant in den Aufnahmelisten der Biotopkartierung auf (LAND VORARLBERG 2002-2009). Ebenso dokumentiert POLATSCHEK (2001) das konstante Vorkommen der Bergulme in Vorarlbergs Auwälder.

MOOR (1958) bekräftigt zwar die enge Bindung der Feldulme an das Fraxino-Ulmetum, misst aber der Bergulme eine größere Bedeutung in den Schweizer Flussauen bei. Ebenso berichtet (MUCINA et al. 1993) von hohen Stetigkeiten der Bergulme in den Auwäldern des niederschlagsreichen Alpenrandbereiches.

ELLENBERG & KLÖTZLI (1972) verzichten generell auf eine Unterscheidung der häufigsten Ulmenarten (*Ulmus spec.*) in der Hartholzau.

Die flussbaulich bedingten Veränderungen der Auwaldstandorte tragen jedoch sicherlich zur Förderung der Bergulme gegenüber der Feldulme bei. Als Charakterart der Linden-Ahornwälder (**Tilio-Acerion** Klika 1955) ist die Bergulme **gegenüber Überschwemmungen deutlich empfindlicher** und bevorzugt **ausgeglichene Bodenwasserverhältnisse**, wie sie in gestörten Auwäldern vielfach ausgeprägt sind (OBERDORFER 2001, GLENZ et al. 2006, FISCHER et al. 2008). Die Umwandlung von der typischen Hartholzau zu möglichen Folgegesellschaften (auch die des Tilio-Acerion) aufgrund veränderter Standortbedingungen kann somit auch anhand der Entwicklung der Bergulme im betreffenden Gebiet beobachtet werden. Speziell hinsichtlich der „Ulmensterben“-Problematik sollte das Vorkommen der Bergulme auch in Auwäldern indes nicht als negativ beurteilt werden. Dies gilt besonders für Auwälder, deren natürliche Prozesse durch den Menschen nachhaltig gestört wurden.

Entlang der Unteren Ill, auf **seichtgründigen, grobskelettreichen** aber reifen Böden, ist vermehrt ***Pinus sylvestris*** in den Auwaldflächen eingesprengt bis beigemischt vorhanden. Laut Auskunft des Försters der Agrargemeinschaft Altgemeinde Altenstadt ist deren forstliche Einbringung nicht gesichert, ein **autochthones** Vorkommen durchaus denkbar¹⁰.

Ähnliche Vorkommen sind in Vorarlbergs Auwäldern zumindest im Bereich der Bregenzer Achmündung auf Harder Seite, im Iselwädele in Bregenz sowie in der Lorünser Aue dokumentiert. Sie stocken allesamt auf seichtgründigen, grobskelettreichen Böden, wurden stellenweise aber sicherlich forstlich eingebracht (AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2002-2009).

Das autochthone Vorkommen der Rotkiefer in den Flussauen konzentriert sich laut Literatur auf feinerdearme bis –reiche Graue Auböden auf eher trockenen Kieserhebungen oberhalb der Spitzenhochwasserlinie (WILLNER& GRABHERR 2007a, OBERDORFER 1992a) und sind dem **Erico-Pinetum sylvestris** Br.Bl. 1939 s.l. (-**subass. rupetosum caesii** und –**salicetosum eleagni**) zuzuordnen (WILLNER&GRABHERR 2007a). Es handelt sich um mehr oder weniger reine, lockere Föhrenbestände mit eingestreuten Laubhölzern (Grauerle, Esche, Stieleiche) oder Fichten, einer meist gut entwickelten Strauchschicht (*Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Cornus sanguinea*, *Juniperus communis*, *Erica*

¹⁰ Gespräch mit dem Förster der Agrargemeinschaft Altenstadt, Georg Fulterer, Juli 2012

carnea) sowie eine von *Carex humilis* bzw. *Molinia caerulea* agg. dominierte Krautschicht (WILLNER und GRABHERR 2007a). Für Vorarlberg beschreibt (FISCHER 1977) derartige Bestände in den trockenen Auwäldern der Bludescher Au im Walgau.

Der Kiefern-Laubholz-Mischbestand entlang der Unteren III kann zwar allein wegen der geringen Deckung der Kiefer und dem Fehlen der Charakterarten nicht als eigene Gesellschaft ausgewiesen werden, der **Bestand und Erhalt** der Kiefer auf seichtgründigen und grobskelettreichen Auböden entlang der III kann – ob autochthon oder nicht – zumindest aus naturschutzfachlicher Sicht **nicht vollkommen abgelehnt werden**.

5.4.3. Zeigerwertanalyse und Indirekte Gradientenanalyse

Allgemeines zur Interpretation von Zeigerwerten

Bei den **Zeigerwerten nach ELLENBERG** (2001) handelt es sich um ordinal-skalierte Werte. Eine Berechnung des arithmetischen Mittelwerts, wie es in der Software JUICE vollzogen wird, ist demnach rein mathematisch nicht korrekt. Das arithmetische Mittel kommt dennoch vielfach zum Einsatz, die mehrheitlich große Übereinstimmung mit der „korrekten“ Medianberechnung wurde in mehreren Studien dabei belegt (BÖCKER et al. 1983, DIEKMANN 2003). Ebenso gering werden die Unterschiede zwischen gewichteter (quantitativer) und ungewichteter (qualitativer) Berechnung beurteilt (SCHAFFERS&SYKORA 2000, DIEKMANN 2003). Somit wird das **ungewichtete, arithmetische Mittel** auch für diese Studie als ausreichend betrachtet.

Die **Feuchtezahl** zählt – ebenso bei dieser Studie – zu den wichtigsten und zugleich zuverlässigsten Zeigewerten (ELLENBERG 2001, BÖCKER et al. 1983). DIEKMANN (2003) und BÖCKER et al. (1983) sprechen der Feuchtezahl eine **gute Indikatorwirkung** für die Parameter Bodenfeuchte und Zusammenhänge mit dem Grundwasserspiegel zu. SCHAFFERS&SYKORA (2000) konnten signifikante Übereinstimmungen zwischen der Feuchtezahl und dem **mittleren, jährlichen Grundwasserspiegel** (Grundwasserflurabstand bis 1,5 m) und der mittleren, geringsten Bodenfeuchtigkeit im Sommer feststellen. Dabei spielt die **Bodentextur** eine bedeutende Rolle, da selbst bei tiefen Grundwasserständen eine hohe Bodenfeuchte vorhanden sein kann. Die Feuchtezahl spiegelt demnach beide Merkmale in ihrer Kombination wieder (SCHAFFERS&SYKORA 2000). WIERDA et al. (1997) erzielten die höchsten Korrelationen der Feuchtezahl mit dem mittleren Grundwasserhöchststand, Grundwasserschwankungen lieferten im Bereich von 20 bis 60 cm überzeugende Ergebnisse. Auch in dieser Studie wurde die Bedeutung der Bodentextur hervorgehoben. LANG et al. (2011) beobachtet einen großen Zusammenhang zwischen der mittleren, gewichteten Feuchtezahl und der Bodenfeuchte sowie eine hohe Korrelation der Grundwasserstände mit dem Anteil an **Überflutungs- und Wechselfeuchtezeiger**.

BÖCKER et al. (1983) gibt zu bedenken, dass der Wasserhaushalt der Bodenvegetation auch durch die Artenzusammensetzung und Struktur der Baumschicht, beispielsweise durch Interzeption, wesentlich beeinflusst werden kann.

Die **Stickstoffzahl** wird allgemein mehr als Maß für die **potentielle Biomasseproduktion** als für die Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen gewertet, die Reaktionszahl korreliert hingegen am ehesten mit der Verfügbarkeit von Calcium (Ca^{2+}) und der **Basensättigung** (DIEKMANN 2003, SCHAFFERS&SYKORA 2000). Die **Reaktionszahl** hängt dabei meist mit der Stickstoffzahl zusammen, bei mittleren Reaktionszahlen sind die Werte der Stickstoffzahl am höchsten (BÖCKER et al. 1983).

Die **Lichtzahl** liefert laut DIEKMANN (2003) nur bei entsprechend langen Gradienten (geschlossene Baumkronen bis hin zu komplett offenen Flächen) zufriedenstellende Ergebnisse.

Vorsicht ist bei **anthropogen gestörten Standorten** und bei einem raschem **Wechsel der Standortbedingungen** - natürlich wie anthropogen bedingt - geboten, da die Vegetation teilweise nur sehr langsam auf Veränderungen des Standorts reagiert bzw. sich die Konkurrenzverhältnisse laufend ändern (DIEKMANN 2003, DZWONKO 2001). Diese Einschränkung sollte im forstlich genutzten und dadurch standörtlich gestörten Untersuchungsgebiet besondere Berücksichtigung finden.

Kriterien der detrended correspondence analysis (DCA)

Die Gradientenlänge der DCA liegt bei der ersten Achse bei 3,1, also knapp über der Mindestlänge, für die ein **unimodales Verhalten** der Arten angenommen werden kann (LEYER&WESCHE 2007). Die Verwendung der DCA anstatt der PCA als Ordinationsmethode ist dadurch gerechtfertigt, es muss jedoch von einem eher **kurzen Umweltgradienten** ausgegangen werden.

Somit kann kein vollständiger Artenwechsel entlang der ersten Hauptachse erwartet werden (LEYER&WESCHE 2007). Die Eigenwerte von 0,31 der ersten und 0,24 der zweiten Ordinationsachse liegen unterhalb der günstigen 0,5-Grenze (LEYER&WESCHE 2007), die Aussagekraft der Ordination hinsichtlich der Gesamtvariation des Datensatzes ist dadurch deutlich beschränkt und muss bei der folgenden Analyse berücksichtigt werden. Die **Homogenität** des Datensatzes ist wohl auf die (stellenweise) große Ähnlichkeit der Aufnahmen hinsichtlich des Standorts sowie auf kleinräumige Überschneidungen der Standortparameter zurückzuführen.

Interpretation der Ergebnisse

Die mittleren Zeigerwerte der einzelnen Einheiten zeigen ein eher ausgeglichenes Bild, die Werte unterscheiden sich im Schnitt um weniger als eine halbe Zeigerwertstufe. Die größten Unterschiede sind bei der Feuchtezahl (max. Differenz der Mittelwerte: 0,6) und der Lichtzahl (0,8) zu verzeichnen.

Die Auswertung der **Feuchtezahl** liefert – wenn auch innerhalb eines kleinen Wertintervalls – **signifikante** Unterschiede innerhalb der Einheiten des **Fraxion-Ulmetum**. Das Vorhandensein eines **Feuchtegradienten** von der Einheit D bis hin zur Einheit A/B wird dadurch bekräftigt.

Inwieweit der Grundwasserstand oder die hohe Bodenfeuchtigkeit bedingt durch eine feinkörnige Bodentextur Einfluss auf die Artenzusammensetzung bzw. die Feuchtezahl haben, kann nicht restlos geklärt werden. Die Aufnahmen 91a und 65 erreichen mit 6,67 bzw. 6,37 die höchsten Werte bei der Feuchtezahl. Beide Aufnahmen sind gekennzeichnet durch einen feinkörnigen Boden (lehmig bis toniger Lehm), der mit der Tiefe immer sandiger wird (sandiger Lehm bis lehmiger Sand). Hinsichtlich des mittleren Grundwasserspiegels unterscheiden sie sich jedoch beträchtlich. Während die Aufnahme 91a mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von 136 cm zumindest zeitweise unter Grundwassereinfluss steht, trifft das für den Standort 65 mit einem Grundwasserflurabstand von 342 cm in der Regel nicht zu. Somit basiert die hohe Feuchtezahl bei der Aufnahme 65 eher auf der **Bodentextur** als auf dem Grundwasserspiegel, bei der Fläche 91a wird es wohl eine Kombination aus beiden Parametern sein. Die Unterschiede der Feuchtezahl beim Merkmal „**Bodenart**“ (= Bodentextur) sind laut Kruskal-Wallis-Test hingegen nicht signifikant, bezüglich der Bodentypen sowie den Merkmalen „Vergleyung“ und „Verbraunung“ jedoch schon. Ebenso ist eine **negative Korrelation des Flurabstandes mit der Feuchtezahl** gegeben (- 0,53, siehe Matrix), der Zusammenhang der Bodentypen mit dem Flurabstand wurde bereits in **Kapitel 6.3** beschrieben und ist im Ordinationsdiagramm nochmals ersichtlich. Obwohl die Mehrheit der Untersuchungsflächen außerhalb des Grundwassereinflusses liegen dürfte (siehe **Grafik 19**), kann zumindest für die wenigen, unter Grundwassereinfluss stehenden Standorte von einer **kombinierten Wirkung** der **Bodentextur** und des **Grundwasserspiegels** auf die Höhe der Feuchtezahl ausgegangen werden.

Ein Blick auf die Verteilung der Umweltvariablen und der Aufnahmen in der Ordination sowie auf deren Korrelationen untereinander (siehe **Grafik 31**) spricht für einen **Feuchte-** und auch **Reifegradienten** entlang der ersten Hauptachse. Hohe Feuchtezahlen und unreife Bodentypen (Gleye und Grauer Auboden) sind im selben Koordinatenfeld zu finden, reife Bodentypen (Braunerden und Brauner Auboden) sowie steigende Flurabstände dagegen im gegenüberliegenden Feld. Die mit der Feuchtezahl korrelierende **Stickstoffzahl** ist ebenfalls entlang dieses Gradienten vertreten, hat jedoch eine engere Bindung an die zweite Ordinationsachse. Aufnahmen des **Alnetum incanae** sowie der **feuchten** und **typischen Ausbidlung** des **Fraxino-Ulmetum** liegen vermehrt im Bereich höherer Stickstoffzahlen, die

Wuchskraft (potentielle Biomasseproduktion) dürfte aber aufgrund der kleinen Wertintervalle an fast allen Standorten **recht hoch** sein.

Ebenso verhält es sich mit der **Reaktionszahl**, die noch geringere Unterschiede zwischen den Standorten zeigt und mit ihrem Wert um 7 eine gute Basenversorgung suggeriert. Stickstoff- und Reaktionszahl sprechen demnach für die **Produktionskraft** des Auwaldes. Die Höhe der **Lichtzahl** steht der Deckung der zweiten Baumschicht sichtlich gegenüber, wirklich lichte Bestände (und Arten mit hohen Lichtzahlen) beschränken sich jedoch auf sehr wenige Standorte.

Die Verteilung der Vegetationseinheiten (A bis D des Fraxino-Ulmetum sowie das Alnetum incanae) im Ordinationsdiagramm lässt nur eine geringe Gruppierung derselben zu. Die Aufnahmen des **Alnetum incanae** lassen sich sehr gut in Richtung der Nährstoffzahl abgrenzen, Aufnahmen der feuchten Ausbildung des **Fraxino-Ulmetum** (Einheit D, subass. **-alnetosum glutinosae**) sowie der gegenüberliegenden, trockenen Einheit A/B (**-caricetosum albae**) zeigen Präferenzen für die jeweilige Achsenhälfte des Feuchtegradienten. Ein Großteil der Aufnahmen ist jedoch im Mittelfeld des Ordinationsdiagrammes gruppiert, eine allfällige **Homogenität** der Standorte bzw. die schwierige Abgrenzung der Subassoziationen wird dadurch hervorgehoben.

Die Verteilung der Arten **Grafik 29** erfolgt mehrheitlich entlang des denkbaren Feuchte- und Nährstoffgradienten. Besondere **Feuchte- und Nässezeiger** wie *Caltha palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Angelica sylvestris* und *Filipendula ulmaria* sind am äußersten Rand der ersten Achse anzutreffen, *Carex alba*, *Berberis vulgaris*, *Ligustrum vulgare* und *Crataegus monogyna* deuten auf **trockene Verhältnisse** am anderen Ende der ersten Hauptachse hin.

Auch wenn sich bei vielen klassischen Auwaldarten ihr Vorkommen auf frische bis feuchte Standorte konzentriert, so muss dennoch berücksichtigt werden, dass gerade im Bereich der Hartholzauwälder viele charakteristische Arten auf **wechselfeuchten** bzw. zeitweise recht trockenen Standorten sehr gut bestehen können und teilweise sogar auf diese angewiesen sind. Arten wie *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus* (starker Wechselfeuchtezeiger, vgl. LANDLOT et al. 2010) und *Berberis vulgaris* sind allesamt in der linken Ordinationshälfte zu finden, kommen jedoch durchaus häufig in natürlichen Hartholzauwäldern vor (MOOR 1956). **Eine Einteilung von potentiellen Hartholzstandorten entlang des Feuchtegradienten bzw. deren Ausschluss ist ohne diese Einschränkung somit mit Vorsicht zu betrachten. Für eine bessere Beurteilung wäre die Berücksichtigung von Wechselfeuchtezeigern –zum Beispiel in Form eines eigenen Vektors – sicherlich sinnvoll.** Ein möglicher Zusammenhang zwischen der Grundwasserschwankungsamplitude und dem Anteil an Wechselfeuchtezeigern wurde bereits von LANG (2011) dokumentiert.

5.5. Hemerobiebewertung

5.5.1. Methodenreflexion

Flächenauswahl

Die Flächenauswahl für die Hemerobiebewertung erfolgte durch eine **Zufallsauswahl** aus den für die gewöhnlichen Vegetationsaufnahmen erstellten Klassen. Diese basieren wiederum auf dem Flurabstand und den in der Biotopkartierung ausgewiesenen Waldtypen.

Durch diesen Ansatz wurde versucht, das komplette Spektrum an Waldtypen abzudecken, eine Unterscheidung durch den Flurabstand wurde indes primär nicht angestrebt. Vielmehr sollte dadurch eine homogene Verteilung der Flächen über das gesamte Untersuchungsgebiet gewährleistet werden.

Aufgrund der geringen Flächenauswahl einiger Klassen konnte eine gewisse **Clusterung** der Aufnahmepunkte jedoch nicht verhindert werden.

Bei der **Referenzfläche** (F01H) wurde bewusst auf eine Zufallsauswahl verzichtet, deren Auswahl basierte auf Kriterien wie Totholzmenge, das Fehlen standortsfremder Baumarten und offensichtlichen Störungszeigern, Struktureichtum und Nutzungsaufgabe.

Waldrandnahe Flächen wurden in der Hemerobiestudie aufgrund möglicher inhomogener Vegetationszusammensetzungen ausgeschieden (GRABHERR et al. 1998). Für die waldrandnahen Flächen im Untersuchungsgebiet konnten jedoch keine nennenswerten Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung festgestellt werden, die Hemerobiebewertung wurde somit auch bei diesen Flächen durchgeführt.

Erhebung der Vegetationsdaten

In der Hemerobiestudie nach (GRABHERR et al. 1998) wird für die Aufnahme der Vegetation die modifizierte Artmächtigkeitsskala von REICHELT & WILMANN (1973) empfohlen, die eine feinere Untergliederung der Artmächtigkeitstufe 2 nach (BRAUN-BLANQUET 1951) ermöglicht.

In der Publikation (GRABHERR et al. 1998) wird diese Modifikation der Artmächtigkeitsskala bei der Berechnung der Störwahrscheinlichkeit jedoch nicht berücksichtigt. Somit wurden auch bei dieser Arbeit die Vegetationsaufnahmen mit der ursprünglichen Skala nach (BRAUN-BLANQUET 1951) durchgeführt.

Vor- und Nachteile der Artmächtigkeitsskala nach BRAUN-BLANQUET (1951) wurden von zahlreichen Autoren diskutiert (vgl. DIERSCHKE 1994, TRAXLER 1997). (TRAXLER 1997) sieht die Vorteile der BRAUN-BLANQUET Skala im geringen Zeitaufwand bei den Aufnahmen, der besseren Vergleichbarkeit und der Anwendbarkeit auf großen Schätzflächen. Ein bedeutender Nachteil ist jedoch die Größe des Schätzfehlers bei der Transformation in eine metrische Skala, die auch bei der Berechnung der Störwahrscheinlichkeit in der Hemerobiestudie angewendet wird.

Um diesen Schätzfehler zu reduzieren, müssten – auch im Gegensatz zur Skala nach REICHELT &

WILMANN (1973) – alle Artmächtigkeitsbereiche feiner untergliedert bzw. eine reine Prozentskala angewendet werden. Gerade bei großen Schätzflächen stimmt die Schätzung mit Prozentwerten jedoch selten mit der tatsächlicher Deckung überein, der zusätzliche Zeitaufwand ist demnach nicht gerechtfertigt (TRAXLER 1997).

In der Hemerobiestudie wirkt sich zudem die Auswahl der Artenliste der Störungszeiger weitaus bedeutender auf das Kriterium Naturnähe der Bodenvegetation aus als die Anwendung einer fein untergliederten Schätzskala.

Herleitung der PNWG

Die Ermittlung der **PNWG** der Waldflächen im Untersuchungsgebiet erwies sich als äußerst schwierig, da die Standortparameter nicht mehr den Zuständen einer intakten Au entsprechen.

Der Hochwasserschutz an Ill und Rhein und die dadurch ausbleibenden Überschwemmungen müssen laut KOWARIK (1987, zit. nach GRABHERR et al. 1998) zumindest bezüglich der PNV als **irreversible Eingriffe** beurteilt werden. Die langjährige Absenkung des Grundwasserspiegels ist - wenn auch nicht ganz irreversibel - doch als in naher Zukunft **kaum reversibel** einzuschätzen. Für eine Harte Au spielen diese zwei genannten Faktoren jedoch eine bedeutende Rolle, deren Berücksichtigung bei der Herleitung der PNV würde Gesellschaften der Harten Au streng genommen ausschließen.

Entsprechend dem **aktualistischen Ansatz** des Hemerobiekonzepts kämen somit **natürliche Folgegesellschaften** bzw. zonale Waldtypen für die PNV in Frage, aufgrund fehlender Referenzflächen ergibt sich jedoch eine gewisse Bandbreite an möglichen Gesellschaften.

Weiters sollte – die Bewirtschaftung sei an dieser Stelle ausgeklammert – das Vorhandensein natürlicher Samenbäume berücksichtigt werden (GRABHERR et al. 1998), für denkbare Folgegesellschaften des **Carpinion** sind diese jedoch nur spärlich bis gar nicht in der näheren Umgebung zu finden.

Wie die Ergebnisse zeigen, ist eine strenge Zuweisung zu einer Folgegesellschaft (in diesem Fall das **Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani**) zwar aufgrund der Standortparameter vertretbar, ein Vergleich der aktuellen und potentiellen **Baumartenzusammensetzung** führt jedoch zu geringen Relativwerten, die dem Zustand der Probeflächen nicht immer entsprechen.

Konträr dazu wird bei einer Beibehaltung der Harten Au (Querco-Ulmetum) als PNWG der Störeinfluss einiger Arten womöglich überschätzt, da die Standortbedingungen vom natürlichen Zustand bekanntlich deutlich abweichen.

Da die von der PNWG abhängigen Kriterien **Naturnähe der Baumartenkombination** und **Naturnähe der Bodenvegetation** innerhalb des Verknüpfungsendrogrammes eine hohe Gewichtung bekommen, wirkt sich die Auswahl der PNWG dementsprechend stark auf das Ergebnis aus.

Waldbestände im „Übergangsstadium“, wie es bei abgedämmten Auen der Fall ist, werden in der Hemerobiestudie nach (GRABHERR et al. 1998) jedoch nicht berücksichtigt, deren Bewertung und Zuweisung zu einer PNWG müssen demnach stets kritisch betrachtet werden.

Der intermediäre Ansatz 3 mit der modifizierten Störungszeigerliste ist ein Versuch, dieser Problematik entgegenzuwirken. Ein möglicher Nachteil dieser Modifikationen ist jedoch die eingeschränkte Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen, die sich an der Hemerobiestudie orientieren.

Naturnähe der Baumartenkombination

In der Hemerobiestudie nach GRABHERR et al. (1998) werden für 70 Waldgesellschaften (aus 4892 Probeflächen) jene Baumarten angegeben, die in mindestens 25 % der Probeflächen einer PNWG vorhanden waren. Diese Auflistung dient als Orientierungshilfe, für die endgültige Zuweisung der Dominanzklassen müsse laut GRABHERR et al. (1998) jedoch die aktuelle Entwicklungsphase berücksichtigt werden. Ein Vergleich der Literatur zeigt, dass die Zuweisung einer Häufigkeitsklasse nicht immer eindeutig erfolgen kann (MUCINA et al. 1993, WILLNER&GRABHERR 2007a, WILLNER& GRABHERR 2007b, OBERDORFER 1992a, OBERDORFER 1992b, OBERDORFER 2001). Während dominante und subdominante Arten für eine Waldgesellschaft meist klar definiert sind, sind bei den beigemischten und eingesprengten Arten durchwegs Unterschiede in der Literatur belegt.

Dies trifft beispielsweise auf *Acer platanoides* und *Acer campestre* zu, deren Häufigkeiten im Querco-Ulmetum von fehlend bis subdominant variieren. In der Bewertung der Baumartenkombination werden Abweichungen der Deckung von „eingesprengt“ zu „beigemischt“ deshalb wohl nur mit einem Abschlag von – 0,5 bewertet, das Fehlen einer potentiell eingesprengten Art wird neutral beurteilt (siehe Matrix 1, **Anhang 6**) Wird eine Art hingegen „beigemischt“ erwartet und fehlt diese auf der Fläche, steigt der Abschlag auf -1. Bei mehrfach unklarer Zuweisung summieren sich diese Abschläge und führen zu niedrigen Relativwerten, die bei anderer Auslegung durchaus positiver ausfallen können. Noch problematischer wirkt sich dies bei Waldflächen aus, die als Übergangsstadien bewertet werden und somit nicht eindeutig einer PNWG zugewiesen werden können.

Aufgrund dieser Unsicherheit wird in dieser Arbeit ein Großteil der Arten mit der Häufigkeitsklasse „**eingesprengt möglich**“ belegt, die Unterschiede zwischen den Ansätzen bzw. Gesellschaften sind dennoch klar ersichtlich.

Für die Vergleichbarkeit verschiedener Hemerobie-Untersuchungen nach der Methodik von (GRABHERR et al. 1998) wäre eine detailliertere Ausarbeitung der PNWG wünschenswert.

Naturnähe der Bodenvegetation

Größere Nachbesserungen in der Methodik der Hemerobiestudie bedarf es hinsichtlich der **Störungszeigerliste** des Waldtyps „Harte Au“. Diese Problematik wurde ebenfalls in einer Studie im Nationalpark Donauauen angesprochen (ZSAK& ILLEDITS 2012).

Konkret geht es um die stickstoffzeigenden Arten *Aegopodium podagraria*, *Sambucus nigra* und *Clematis vitalba*, die in der Hemerobiestudie als Störungszeiger ausgewiesen werden. *Aegopodium podagraria* zählt indes laut (ELLENBERG&KLÖTZLI 1972) und (OBERDORFER 2001) zu den konstanten Arten der

Harten Au. Bei WILLNER&GRABHERR (2007a) wird die Art mit einer Deckung von 5 - 25 % (Artmächtigkeit 2) bei einer Stetigkeit von 70 % im Fraxino-Ulmetum (entspricht dem Querco-Ulmetum) erwartet, bei MUCINA et al. (1993) sogar mit der Häufigkeitsklasse „subdominant“.

Die Ausweisung als Störungsart ist demnach sehr fraglich, im Zuge dieser Arbeit wurde die Störungswahrscheinlichkeit deshalb bei Ansatz 1 und Ansatz 3 auf null gesetzt.

Sambucus nigra und *Clematis vitalba* zählen bei (OBERDORFER 1992b) zu den Differentialarten des Querco-Ulmetum, bei WILLNER&GRABHERR (2007a) sind die beiden Arten in der nördlichen Gebietsausbildung mit ca. 30 % und 48 % Stetigkeit vertreten.

Beim Waldtyp „Grauerlenwald“, aus dem sich das Querco-Ulmetum mitunter entwickeln kann, sind diese beiden Arten nicht als Störungszeiger ausgewiesen, ebenso fehlen sie im Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani. Zwar schließt eine gewisse Stetigkeit der Arten in der Literatur ihr generelles Störpotenzial nicht aus, jedoch wäre eine Zuteilung zu den „**Deckungsstörern**“ und somit eine Verringerung der Störwahrscheinlichkeit zu überdenken.

Weitere Angaben über das natürliche Vorkommen von *Clematis vitalba* in Hartholzauen sind dem **Kapitel 7.4** zu entnehmen.

Nutzungstypen

Die Erfassung der Wege wird in der Hemerobiestudie von (GRABHERR et al. 1998) zwar beschrieben, jedoch wird diesen bei der Bewertung des Kriteriums **Nutzung / Beeinträchtigung** keine Gewichtung zugewiesen. In der vorliegenden Arbeit wurde der Nutzungstyp **Wege** mit dem Gewicht 1 versehen. Somit wirken sich die Wege im Vergleich zur forstlichen Nutzung (Vor- und Endnutzung) weniger auf den Relativwert aus wenngleich deren Dichte und Beschaffenheit (Erdwege gegenüber Forststraßen) eng mit der Bewirtschaftungsform- und intensität in Zusammenhang stehen. Da Wege innerhalb der Fläche zusätzlich beim stärker gewichteten Kriterium **Bodenbearbeitung** berücksichtigt werden, wurde die geringe Gewichtung beibehalten.

Entwicklungsstufe

Das Kriterium **Entwicklungsstufe** ermöglicht die Einteilung des Waldbestandes in eine **Entwicklungsphase, Naturnahe Waldbauphase** und/oder **Wuchsklasse**.

Bei einer natürlichen Entwicklungsdynamik ohne menschlichen Einfluss wird der Waldbestand mit der **Entwicklungsphase** (Jungwuchsphase, Optimalphase oder Zerfallphase) bzw. dem maximalen Relativwert 9 beurteilt. Als Bedingung hierfür gilt das Vorherrschen einer natürlichen Verjüngung, keine anthropogene Verkürzung des Entwicklungszeitraumes sowie keine Anzeichen forstlicher Nutzung (GRABHERR et al. 1998). Im forstwirtschaftlich genutzten Untersuchungsgebiet werden diese Bedingungen im Grunde nirgendwo erfüllt. Für die zwei außer Nutzung gestellten Flächen 93H und F01H wurde dennoch der Relativwert 9 vergeben, da einerseits nur geringe Nutzungsspuren vorhanden waren

und andererseits dadurch eine gewisse Abgrenzung zu den forstwirtschaftlich genutzten Flächen erreicht wurde.

Für die **Naturnahe Waldbauphase** müssen die Waldbestände ausschließlich aus Naturverjüngung entstanden sein, als Bewirtschaftungsformen kommen Einzelstammnutzung, Kleingruppennutzungen und Kleinschirmschläge in Frage (GRABHERR et al. 1998).

Von den standortgerechten, dominierenden Baumarten im Untersuchungsgebiet sind soweit alle aus natürlicher Verjüngung entstanden, kommen aber zu unterschiedlichen Mischungsverhältnissen mit den aufgeforsteten Fichten im Bestand vor¹¹. Naturnahe Waldstücke mit nur noch eingesprengt vorkommenden Fichten und kleinflächiger Nutzung wurden in die **Naturnahe Waldbauphase** gestellt, der Flächenanteil der Fichten wurde mit den **Wuchsklassen** berücksichtigt. Eine räumliche Trennung von **Naturnaher Waldbauphase** und **Wuchsklasse** wurde dadurch aufgehoben, die sukzessive Umwandlung des Bestandes konnte somit aber besser beurteilt werden.

Totholz

Die Ermittlung der Naturnähe des Kriteriums **Totholz** erfolgt in Anlehnung an die Österreichischen Waldinventur auch in der Hemerobiestudie auf der 300 m² großen Sondererhebungsfläche (GRABHERR et al. 1998).

Im Zuge der Hemerobiebewertung der Wälder Südtirols wurde eine modifizierte Aufnahmemethode für das Kriterium Totholz gewählt, die das tatsächliche Totholzangebot deutlich besser widerspiegelt (VACIK et al. 2000). Diese „line intersect“ Methode wird auch von (GRABHERR et al. 1998) für zukünftige Untersuchungen empfohlen, einheitliche Aufnahmekriterien wurden diesbezüglich jedoch noch nicht ausgearbeitet.

5.5.2. Vergleich der unterschiedlichen Ansätze

Die deutlichen Unterschiede in der Bewertung der **Naturnähe der Baumartenkombination** und der **Naturnähe der Bodenvegetation** zwischen Ansatz 1 und 2 unterstreichen – zumindest auf den ersten Blick – die Bedeutung der Auswahl der PNWG.

Eine Abweichung von zwei Relativwertestufen bei der Baumartenkombination ist auf vier Flächen zu beobachten, bei Fläche 73H sind es drei, bei 67H sogar viereinhalb Stufen.

Auf der Fläche 67H dominieren *Fraxinus excelsior* (subdominant), *Quercus robur* (dominant) und *Ulmus glabra* (subdominant), also eine Baumartenzusammensetzung, wie sie annähernd im **Querco-Ulmetum** erwartet wird. Durch das Fehlen der erwarteten Baumarten *Acer pseudoplatanus* (subdominant) und *Fagus sylvatica* (beigemischt) kommt es bei der Auswahl des **Carici pendulae-Aceretum pseudoplatanus** als PNWG zu deutlichen Abschlägen in der Bewertung. Ähnlich verhält es sich bei den Flächen mit den

¹¹ Gespräch mit dem Förster der Agrargemeinschaft Altenstadt, Georg Fulterer, Juli 2012

Abschlägen 0,5 bis 3.

Auf der Fläche 23H sind sowohl *Acer pseudoplatanus* als auch *Fagus sylvatica* forstlich eingebracht worden, für die Bewertung des Ansatzes 2 führt dies dennoch zu einer deutlich positiveren Bewertung. Diese zwei Beispiele zeigen, dass **natürliche Altbestände** der Harten Au dadurch **abgestuft** (73H), forstlich stärker beeinflusste Bestände hingegen aufgewertet werden (23H). Obwohl die Standortsbedingungen die Auswahl der Folgegesellschaft der Harten Au mehrheitlich bestätigen, kann diese Beurteilung nicht dem Konzept der Naturnähe entsprechen. Die konstante Abwertung im Kriterium **Naturnähe der Bodenvegetation** zeigt hingegen, dass **Anpassungen** in der Hemerobiebewertung, vor allem für „Übergangsgesellschaften“, **notwendig** sind.

Bei den Störungszeigern nach Ansatz 1 dominieren *Sambucus nigra* und *Clematis vitalba*, mehrheitlich in Strauchschicht. Da Sträucher dieser Art in forstwirtschaftlich intensiv genutzten Wäldern großteils als störendes „Unkraut“ angesehen und konsequent beseitigt werden (vgl. FULTERER 2011), kann in diesem Zusammenhang nicht wirklich von „nutzungsbedingten Störungszeigern“ gesprochen werden. Vielmehr ist deren Vorkommen auf die **veränderten Standortsbedingungen** zurückzuführen. Im Ansatz 3 wird diese Veränderung durch die **modifizierte Störungszeigerliste** berücksichtigt, ohne die ursprüngliche Baumartenzusammensetzung dabei abzuwerten.

Die Bestandesmerkmale sind hingegen meist unabhängig vom Waldtyp bzw. unterscheiden sich nur geringfügig. Dadurch werden die aggregierten Kriterien, wie die **Bestandesstruktur** und die **Artenzusammensetzung**, im Vergleich der Ansätze etwas ausgeglichen.

Die **Abweichungen der Hemerobiestufen** decken sich somit ziemlich genau mit dem Kriterium **Naturnähe der Vegetation**, nur die Amplitude hat sich aufgrund der konstanten Bestandesparameter verringert.

Aufgrund der eher geringen Änderung von einer Hemerobiestufe ist die Auswahl der PNWG zumindest in dieser Studie schlussendlich doch weniger relevant als angenommen, die Bedeutung der Baumartenkombination und Störungszeigerauswahl wird jedoch unterstrichen.

Der modifizierte Ansatz 3 führt, im Vergleich zu Ansatz 1, nur bei einer Fläche zu einer Änderung, dennoch ist die Modifikation der Störungszeigerliste aus den oben genannten Gründen gerechtfertigt. Bei der Ergebnisdarstellung wurde deshalb dieser Ansatz herangezogen, eine weitere bzw. unterschiedliche Art der Modifikation wäre aber mit Sicherheit denkbar.

5.5.3. Vergleich des Ansatzes 3 mit den Ergebnissen der österreichweiten Hemerobiestudie

In der Hemerobiestudie wurden die österreichweiten Ergebnisse für die jeweiligen Wuchsklassen nach KILIAN (1994, zit. nach GRABHERR et al. 1998) sowie für die einzelnen Bundesländer angegeben (siehe **Tabelle 47**).

Tabelle 47: Vergleich der Ergebnisse der Hemerobiebewertung mit der österreichweiten Hemerobiestudie nach GRABHERR et al. (1998) (Zahlen entsprechen den relativen Waldflächenanteilen des Wuchsgebietes bzw. Bundeslandes bzw. dem Prozentsatz der Probeflächen in Matschels-Meiningen)

	Wuchsgebiet	Vorarlberg	Vorarlberg	Matschels-Meiningen
künstlich	3	3	18	6
stark verändert	16	13	22	22
mäßig verändert	41	38	20	61
naturnah	35	41	40	11
natürlich	5	5	0	0

Im Wuchsgebiet „Nördliche Randalpen – Westteil“ und auch Bundesweit überwiegt der Anteil **mäßig veränderter** Waldflächen. **Naturnahe und natürliche Wälder** sind im bundesweiten Vergleich in den nördlichen Randalpen und Vorarlberg deutlich stärker vertreten. An dieser Stelle muss jedoch berücksichtigt werden, dass der Anteil naturnaher Flächen durch schwer zugängliche und kaum bis überhaupt **nicht genutzte Bergwälder** angehoben wird. Ein Vergleich mit den Waldflächen der Nofler Au und Meininger Au ist somit nur begrenzt möglich. Durch die **leichte Erschließung** der Waldflächen im Rheintal unterliegen diese einem deutlich **größeren Nutzungsdruck**, was sich auch im Anteil der mäßig bis stark veränderten Flächen in der Nofler Au und Meininger Au abzeichnet.

In den **submontanen Wäldern** Vorarlbergs überwiegen **naturfernere Hemerobiestufen** (mäßig verändert bis künstlich), auffallend ist jedoch der gleichbleibende Anteil naturnaher Wälder mit 40 %.

Der Auwald in Bangs-Matschels-Meiningen besitzt im Vergleich dazu zwar nur **halb so viele künstliche Flächen**, jedoch **bleibt die Häufigkeit naturnaher Wälder deutlich hinter dem landesweiten Vergleich in der submontanen Stufe zurück**.

Bezüglich der unterschiedlichen **Waldgruppen** überwiegt bei den **Harten Auwäldern** bundesweit die Naturnähestufe „**mäßig verändert**“ (60 %) bzw. die Hemerobiestufen alpha-oligohemerob (34 %) und beta-meshohemerob (26 %). Auf die beta-oligohemeroben und somit naturnahen Flächen fallen 18 %, auf die stark veränderten (alpha-mesohemerob und beta-euhemerob) 22 %. Dies entspricht mehrheitlich den Ergebnissen im Untersuchungsgebiet, wengleich der **Anteil an naturnahen Flächen etwas höher** liegt und innerhalb der mäßig veränderten Flächen die Stufe alpha-oligohemerob dominiert (34 % zu nur 17 % im Untersuchungsgebiet). Die Naturnähestufe „künstlich“ wurde hingegen für keine Fläche ausgewiesen.

Ähnliche Ergebnisse wurden im Zuge der Hemerobiebewertung der abgedämmten Lobau (Nationalpark Donauauen) erzielt (ZSAK&ILLEDITS 2012). Auch hier dominieren die alpha-oligohemeroben Flächen

(46,2 %) gefolgt von beta-oligohemeroben Flächen (naturnah) mit 17,9 % und alpha-mesohemeroben Flächen (stark verändert) mit 17,9 %.

Im Untersuchungsgebiet kommt es aufgrund der teils intensiven, teils weniger intensiven - forstwirtschaftlichen Nutzung zu den genannten Abweichungen. **Durch die Umwandlung der ab den 50er Jahren fast flächendeckend bestehenden Fichtenkulturen wurde der Anteil an künstlichen Flächen zwar herabgesetzt, naturnahe Bereiche sind jedoch immer noch die Ausnahme.**

5.5.4. Beurteilung der Naturnähestufen

Künstliche und stark veränderte Waldflächen

Die **künstlichen bis stark veränderten** Waldflächen im Untersuchungsgebiet sind charakterisiert durch die Dominanz von *Picea abies* (meist subdominant bis dominant) bei gleichzeitiger Unterrepräsentanz **klassischer Auwaldbaumarten**. Dies führt zu einer deutlichen Reduktion der **Naturnähe der Baumartenkombination**. Im Unterwuchs finden sich etliche **Störungszeiger**, *Solidago gigantea* erreicht mitunter hohe Deckungswerte. Es sind **ein- bis schwach zweischichtige** Bestände, die aber mehrere Wuchsklassen und eine ausgeprägte Strauchschicht besitzen.

Totholz ist wenn überhaupt nur **spärlich** vorhanden und von geringerer Qualität, d.h. überwiegend anthropogen bedingt, mit hohem Stockholzanteil und geringem Zersetzungsgrad.

Die Flächen werden **mäßig bis stark genutzt**, Schadholzaufarbeitungen, Schirm- und Kleinkahlschläge verbunden mit deutlicher Bodenbeeinträchtigung durch die Holzernte führten zu einer deutlichen Störung des Bestandes.

Intensive forstliche Eingriffe und Nutzungen - teils im Zuge von Bestandesumwandlungen – prägen diese Waldflächen, deren Artenzusammensetzung sich vor allem in der Baumschicht deutlich von den natürlichen Gegebenheiten unterscheidet.

Mäßig veränderte Waldflächen

Die Mehrheit der Untersuchungsflächen in Bangs-Matschels und Meiningen wird mit „**mäßig verändert**“ beurteilt. Hinsichtlich der Baumartenkombination reicht das Spektrum der Naturnähe von künstlich bis naturnah, im Mittel dominieren jedoch **stark veränderte** Baumartenzusammensetzungen. Abzüge in der Bewertung werden durch die Dominanz der standortsfremden Baumart *Picea abies* (beigemischt bis subdominant) sowie durch die geringe Deckung (*Quercus robur* meist nur beigemischt) oder gar das **Fehlen** (v.a. *Ulmus species*) **der Zielbaumarten** verursacht. Der Einfluss von Störungszeigern tritt im Vergleich zu den stark gestörten Flächen zurück, meist sind es *Sambucus nigra* und *Clematis vitalba*, die sich unter die gut strukturierte und artenreiche Strauchschicht mischen. Die **Schichtung** der Bestände ist in der Regel nur **schwach ausgeprägt** (schwach zweischichtig), der **einheitliche Altersklassenaufbau** ehemaliger Fichtenreinkulturen wird jedoch durch naturverjüngte Zielbaumarten aufgelockert. Stellenweise sind Merkmale und Tendenzen einer Naturnahen Waldbauphase erkennbar.

Gering bleiben hingegen die **Mengen und die Qualität des Totholzes**, es überwiegt hartes und geringmächtiges (zwischen 10 und 20 cm Mittendurchmesser) Stammholz sowie Stockholz. Der anthropogen bedingte Stockholzanteil liegt bei der Hälfte der Flächen über 50 %. Eine Ausnahme bilden die **Referenzfläche** (F01H) und die Fläche beim **Bergle** (93H), die größere Mengen starkes und natürliches Stammholz besitzen.

Die aktuelle forstliche Nutzung zeichnet sich durch **schwache bis mäßige Durchforstungsmaßnahmen** aus, der hohe Stockholzanteil deutet auf kleinflächige Femelungen und Schadholzaufarbeitungen in der Vergangenheit hin. Veränderungen und Verdichtungen des Oberbodens durch die Holzernte bleiben gering, **Wildschäden** - meist durch Verbiss - wirken sich hingegen recht stark auf die Verjüngung aus.

Naturnahe Waldflächen

Einer der zwei mit „**naturnah**“ bewerteten Flächen liegt innerhalb der **Naturwaldzelle** bei Matschels und wurde als Überrest eines ehemaligen Grauerlenstandortes (**Equiseto-Alnetum incanae**, 93H) charakterisiert. Durch das allmähliche Verschwinden von *Alnus incana* wird der SOLL-Deckungswert nicht erreicht, auch hier liegt der Wert für die Naturnähe der Baumartenkombination im unteren Bereich. Die zweite Fläche in der **Oberau in Meiningen** (68H) ist fast ausschließlich mit den Zielbaumarten der PNWG bestockt, die Mischungsverhältnisse und das Vorkommen vereinzelt eingestreuter Fichten führen zu geringen Abweichungen von der PNWG. Davon abgesehen erreichen Störungszeiger nur geringe Deckungswerte, eine **reich strukturierte Strauch- und Baumschicht** kennzeichnet die naturnah bewirtschafteten bis ungenutzten Bestände. **Totholz** fällt in der ungenutzten Naturwaldzelle **reichlich** an und weist verschiedenste Zersetzungsgrade und Durchmesser auf. In der Oberau liegen die Totholzvorkommen mengenmäßig und qualitativ aufgrund der Bewirtschaftung deutlich darunter. Nutzungen bleiben komplett aus (93H) oder beschränken sich auf die Entnahme von kränkenden Einzelstämmen bzw. **schwache Durchforstungsmaßnahmen** (68H).

Die beta-oligohemeroben Flächen zeichnen sich somit durch **naturnahe Bestandesstrukturen** aus, die durch schwache Nutzung und/oder veränderten Standortbedingungen (93H) eine **geringfügig abweichende Artenzusammensetzung** aufweisen.

5.5.5. Repräsentanz der Untersuchungsflächen und Einstufung der restlichen Waldbestände

In **Anhang 27** sind die Untersuchungsflächen mit den jeweiligen Hemerobiewerten sowie eine Einschätzung des „Forstgrades“ (= Anteil standortsfremder Baumarten) der Forstabteilung des Landes Vorarlberg dargestellt¹².

In der Klasse „ > 50% standortsfremde Baumarten“ stimmen die Hemerobiewerte mit der Darstellung überein, es dominieren die Naturnähestufen „künstlich“ bis „stark verändert“. **Bezüglich der Flächenaufteilung muss jedoch angenommen werden, dass die mit niedrigen Hemerobiewerten beurteilten Flächen unterrepräsentiert sind.**

Für die Bestände zwischen Ill und Unterried, entlang der Ill bis kurz vor den Illspitz sowie in der Spirsau und der Oberen Erlenau wären mit Sicherheit Hemerobiestufen zwischen 2 und 4 (alpha-, beta-ehemerob und alpha-mesohemerob) zu erwarten. Hier dominieren gleichaltrige Fichtenreinbestände mit geringem Unterwuchs und fehlender Strukturen.

Im Baganel im Bereich der Aufnahmefläche 31H (Hemerobie: 6) wäre hingegen stellenweise mit „mäßig veränderten“ bis „naturnahen“ Flächen zu rechnen.

Die Zusammensetzung der Bestandesschichten, der höhere Anteil an Altbäumen als auch die strukturellen Parameter sprechen dafür, ähnlich wie bei der Fläche 31H liegen die **Defizite** vor allem im **geringen Totholzvorkommen** und den teils **stärkeren forstlichen Eingriffen** (Tannenpflanzungen!).

Flächen mit ähnlich hohen Hemerobiewerten sind im äußersten, **reinnahen Bereich der Oberau** vorhanden (bei 67H). Stellenweise ist aber auch hier mit einem erhöhten Fichtenanteil und fehlenden Strukturen zu rechnen (bei 68H), die forstliche Nutzung ist im Vergleich zu den restlichen Beständen jedoch deutlich weniger intensiv.

Der südöstliche Teil der Oberau (bei 34H) ist wiederum durch gleichaltrige, intensiv bewirtschaftete Fichtenbestände gekennzeichnet, Hemerobiewerte zwischen 3 und 4 wären denkbar.

Im **Bereich des Illspitzes** wurden einige Bestände zur Gänze von Fichten befreit und werden nun hauptsächlich von der Esche dominiert (74H). Aufgrund der Durchforstungsmaßnahmen sind die Standorte noch deutlich gestört, Bodenverdichtungen sowie fehlende Schichtung und Strukturen in der Baum- und Strauchschicht sind Begleiterscheinungen des forstlichen Eingriffs. Diese Bestände sind

¹² Dieser GIS-Layer ist im Detail fehlerhaft und konnte deshalb für das Sampling nicht verwendet werden, für einen groben Vergleich ist er ausreichend

derzeit mit „**mäßig naturnah**“ zu beurteilen, längerfristig – je nach Intensität der Bewirtschaftung vereinzelt auch mit „naturnah“.

Im Nahbereich des **Matschelser Bergles** (73H und 103H) mangelt es ebenso an der Strukturierung der Baum- und Strauchschicht, Totholz fällt bis auf einzelne Flächen (103H) nur wenig an. Auch hier könnten die Bestände durch eine Extensivierung der Nutzung in Zukunft als „naturnah“ gelten.

In der **Naturwaldzelle** befinden sich drei Hemerobie-Untersuchungsflächen (14H, 44H und 93H), von denen eine (93H) als Überrest eines Grauerlenwaldes (**Alnetum incanae**) gewertet wurde.

Dieser kleine Bereich zwischen Hechtloch und Partenenwiesen dürfte schon länger aus der Nutzung genommen worden sein, das Totholzvorkommen und die Bestandesstruktur sprechen jedenfalls dafür.

Abgesehen von der geringen Deckung von *Alnus incana* wird der Standort deshalb als „**naturnah**“ bewertet. Ähnlich naturnahe, kleinräumige Flächen befinden sich zwischen den Aufnahmepunkten 91a/b und 12.

Anders verhält es sich mit den Restflächen der Naturwaldzelle (Naturnähestufe „stark verändert“) (siehe **Anhang 24**). Einerseits sind noch **reine Fichtenbestände** vorhanden (Naturnähestufe „künstlich“), andererseits unterliegen die Bestände dem Einfluss starker forstlicher Eingriffe, die vermutlich im Zuge einer Bestandesumwandlung vor der Ausweisung der Naturwaldzelle vorgenommen wurden (14H). In der Nähe des Hechtlochs (44H) sind die Bestände wieder dichter und strukturierter, aber auch hier ist der Einfluss ehemaliger, starker Durchforstungen erkennbar. Langfristig kann aufgrund des Verzichts der Nutzung aber mit höheren Naturnähestufen gerechnet werden.

Auch im Bereich der **Referenzfläche** (F01H) wurde vor einigen Jahren die Nutzung aufgegeben. In der Fläche selbst liegen zwei starke, aber kaum zersetzte Eschen (Durchmesser > 20 cm), ein derartiges Totholzvorkommen ist im gesamten Gebiet sonst nirgendwo zu verzeichnen. Der Bestand ist reich strukturiert, verschiedenste Altersstufen (BHD 20 cm bis > 70 cm) sind vertreten. Die mäßige Naturnähe kommt aufgrund von **Wildschäden**, der Unter- oder Oberrepräsentanz der Zielbaumarten und der hohen Deckung von Störungszeigern (v.a. *Solidago gigantea* und *Sambucus nigra*) zustande. Die abweichende Baumartenkombination kann auf die ehemalige Bewirtschaftung zurückgeführt werden, die generelle Problematik der Beurteilung der Baumartenkombination und der Störungszeiger sei an dieser Stelle aber nochmals erwähnt. Die Fläche ist somit durchaus als naturnah zu bezeichnen und kann im Zuge der weiteren Entwicklung als **Referenzbestand** herangezogen werden.

6. GESAMTÜBERBLICK

Zustand der Waldflächen des Natura2000-Gebietes Bangs-Matschels und der Meininger Au

Der Bestand und Erhalt der klassischen Hartholzau ist im Wesentlichen an zwei Faktoren gebunden. **Periodische Überflutungen** sowie ein **wechselnder Grundwassereinfluss** sorgen für charakteristische, von fluviatilen Sedimenten geprägte Bodenhorizonte, zusätzlichen Nährstoffeintrag und eine autotypische Vegetation, die an die wechselfeuchten Bedingungen optimal angepasst ist (HENRICHFREISE 2000, MIEHLICH 2000, MOOR 1958). Störungen der natürlichen Auwalddynamik resultieren zwangsläufig in einer Veränderung der Waldstruktur und der Artenzusammensetzung der ehemals intakten Auwaldvegetation (LANG et al. 2011; TRÉMOLIÈRES et al. 1998; LEYER 2005).

Die Waldflächen des Natura-2000-Gebietes Bangs-Matschels und der Meininger Au unterliegen zweifelslos dem Einfluss der **Flussregulierungen**, die zum **Verlust von Sediment- und Nährstoffeintrag** aufgrund ausbleibender **Überschwemmungen** und zu einer fortschreitenden **Grundwasserabsenkung** seit den 50er Jahren geführt haben.

Der Grundwasserspiegel befindet sich auf annähernd der gesamten Untersuchungsfläche unterhalb des auf die Vegetation wirksamen **Grenzflurabstandes**, es kann daher auch bezüglich des Grundwassereinflusses größtenteils von einer „**signifikanten Schädigung**“ des Auwaldes ausgegangen werden (ERFTVERBAND 2002b). Des Weiteren sinkt mit steigendem Flurabstand die Abhängigkeit der Grundwasserganglinie vom **Abfluss** der angrenzenden Fließgewässer, die für den Erhalt des Auwaldes notwendigen **Grundwasserschwankungen** liegen mit durchschnittlich 0,8 Meter deutlich unterhalb der natürlichen 2,5 bis 3,5 Meter.

Mit dem Abstand des Grundwasserspiegels zur Oberfläche ist eine **Reifung der Bodenhorizonte** verbunden. **Verbraunte** (Au-)Böden bis hin zu **terrestrischen Braunerden** sind vor allem im Bereich grundwasserferner, seichtgründiger Standorte ausgebildet.

Auch die **Artenkombination** der Strauch- und Krautschicht folgt einem signifikanten **Feuchte- bzw. Reifegradienten**, der einerseits mit dem Flurabstand und andererseits mit stau- und grundwasserabhängigen, meist unreifen Bodentypen (Grauer Auboden, Augley, Pseudogley) gegenläufig korreliert. Selbst ohne direkten Grundwassereinfluss auf die Vegetation wirken sich große Flurabstände auf die **Bodenreifung** und somit auch **indirekt** auf die Vegetation aus.

Die deutliche Unterschreitung des Grenzflurabstandes bei gleichzeitigem Vorkommen von Feuchtezeigern in der Kraut- und Strauchschicht unterstreicht zudem die **Bedeutung der Korngrößenzusammensetzung** der Bodenhorizonte auf den Wasserhaushalt und die Artenzusammensetzung.

In den Aufnahmen ist die steigende Abundanz **mesophiler** und **überflutungsintoleranter Arten** klar ersichtlich, Übergänge zum **Carici pendulae-Aceretum** sind dabei fließend. **Eine vollständige Ablöse des Fraxino-Ulmetum bei gleichbleibenden Standortsbedingungen kann für den Großteil der Flächen als wahrscheinlich betrachtet werden.** Bei einem - rein hypothetischen - Ausbleiben des forstwirtschaftlichen Einflusses wären von Eichen und Hainbuchen dominierte Waldgesellschaften (v.a. das **Stellario-Carpinetum**) ebenso denkbar, das **Fehlen feuchter Carpinion-Gesellschaften** in den umliegenden Gebieten sowie die niedrige Abundanz typischer Charakterarten der Gesellschaft und des Verbandes sprechen jedoch für die Etablierung des Carici pendulae-Aceretum. **Ein direkter Übergang zu Gesellschaften des Fagion (Mercuriali-Fagetum) kann indes für die grundwasserfernen, gut durchlüfteten Standorte nicht vollkommen ausgeschlossen werden** (ELLENBERG&KLÖTZLI 1972, SEIBERT 1969).

Trotz der hohen Abundanz meso- als auch xerophiler Arten (Fraxino-Ulmetum-caricetosum albae) ist der typische Auwaldcharakter – zumindest was die Artenzusammensetzung betrifft – stellenweise noch recht gut erhalten. Angesichts der langanhaltenden abiotisch und forstlich bedingten Störungen ist das langsame Voranschreiten der Sukzession durchaus bemerkenswert. Ähnliche Beobachtungen konnten bereits bei anderen Hartholzauen beobachtet werden, die teilweise über 150 Jahre ohne die Einwirkung von Überschwemmungen einen gewissen Auwaldcharakter aufrecht erhalten konnten (TRÉMOLIÈRES et al. 1998, CARBIENER&SCHNITZLER 1990).

Im Untersuchungsgebiet sind derartige Standorte mit **kaum gereiften, Grauen Auböden** und einer typischen Artenzusammensetzung vor allem im Bereich des **Unterriedgrabens** und des **Baganels** sowie in den Waldflächen um die **Partenwiese** zu finden. Das flächendeckende Vorkommen des Winterschachtelhalms, *Equisetum hyemale*, entlang der Matschelser Straße im Baganel spricht dabei für den bestehenden Einfluss des Grundwassers auf die Vegetation (**Quellaufstöße**).

Die Ausbildung **feinkörniger Böden** verbunden mit **geringen Grundwasserschwankungen** und gleichzeitigem **Grundwasserhochstand** führt – im Gegensatz zu den weitaus häufigeren, permanent grundwasserunabhängigen Standorten – zu **dauervernässten Standorten**, die ebenso wenig der natürlichen Ausprägung der Hartholzau entsprechen. Es kommt zur **Dominanz der feuchte- bis nässeliebenden Arten**, typische wechselfeuchte Arten verschwinden dabei zunehmend. Diese für abgedämmte Auen typischen Bedingungen wurden bereits von HÜGIN&HENRICHFREISE (1992) und LEYER (2005) beschrieben und dürften stellenweise auch auf die **Bereiche des Unterriedgrabens und Sörabachs** zutreffen, wenngleich noch wenige Charakterarten dieser von *Alnus glutinosa* mitbeherrschten Pflanzengesellschaften vorhanden sind.

Abgesehen von den abiotischen Veränderungen wirkt sich der **Einfluss der Forstwirtschaft** wohl am stärksten auf die Waldstruktur und Artenzusammensetzung in der Strauch- und Baumschicht aus.

Mehr als die Hälfte der untersuchten Flächen gilt hinsichtlich der **Baumartenzusammensetzung** gemäß der Hemerobiebewertung nach GRABHERR et al. (1998) als „**stark verändert**“, die Fichtenaufforstungen der 50er und 60er Jahre bestimmen trotz der aktuellen Umstellung auf Laubholzbewirtschaftung das Bild der Wälder der Nofler Au und Meininger Au.

Selbst ohne neue Fichtenpflanzungen ist der Nutzungsdruck auf den Waldbestand auch heute noch recht hoch, knapp die Hälfte der Flächen unterliegt einer „**starken**“ **Nutzung**.

Ebenfalls mangelhaft fällt die **Strukturierung** der Baum- und Strauchschicht aus, fast zwei Drittel der Flächen verfügen dabei über maximal zwei (schwach ausgeprägte) Bestandesschichten. Im Vergleich zu natürlichen Hartholzauwäldern, in denen bis zu fünf Strata ausgebildet sein können, werden die **Defizite im Bestandaufbau** dadurch deutlich sichtbar (SCHNITZLER 1997).

Ebenso unbefriedigend ist das **geringe Totholzvorkommen** in der Nofler Au und Meininger Au. Stehende Tot- und Altholzbäume werden sukzessive aus dem Bestand geräumt und auch liegendes, natürlich anfallendes Totholz beschränkt sich auf wenige Bereiche in der **Naturwaldzelle**. Letztere ist jedoch stellenweise von jungen Fichtenreinbeständen überprägt, eine natürliche Entwicklung wird dadurch deutlich verzögert.

Und dennoch gelten einige Bereiche der Nofler Au und Meininger Au im Sinne des Hemerobiekonzepts als „**mäßig verändert**“ bis „**naturnah**“ (β -mesohemerob bis β -oligohemerob). Es sind dies Bereiche, die von Fichten „befreit“ wurden und durch den Altbestand an Stieleichen, Eschen und Ulmen einen recht naturnahen Unterwuchs zulassen. Im **Baganel** und der **Oberau** in Meiningen sind derartige Verhältnisse (noch) vorhanden, wenngleich sich der sinkende Grundwasserspiegel speziell in der Oberau negativ auf den Fortbestand der natürlichen Artenzusammensetzung auswirken wird.

Ausblick und Schlussfolgerung

Der **überhöhte Anteil standortfremder Baumarten**, das **Ausbleiben der wichtigen Überschwemmungen** und die teils **intensive forstwirtschaftliche Nutzung** sind wohl die Hauptgründe, weshalb die Waldflächen des Natura-2000-Gebiets Bangs-Matschels derzeit als „**nicht signifikant**“ beurteilt werden. Mit dieser Beurteilung entfällt auch die Pflicht, die Waldflächen der Nofler Au in Hinblick ihres teils noch bestehenden Auwaldcharakters zu erhalten und zu fördern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

Schon mit der Verordnung der Landesregierung über das **Naturschutzgebiet „Matschels“** des Jahres 1974 wurden wirtschaftliche Nutzungsansprüche dem Naturschutz vorangestellt, eine „*übliche land- und forstwirtschaftliche Nutzung*“ (LGBl. 48/2007, §3, Abs. 4) bleibt von den Schutzbestimmungen ausgeschlossen.

Selbiges ist im Gesetz über **Naturschutz und Landschaftsentwicklung** (LGBl. 27/2005) vermerkt, wenngleich **Auwäldern** laut §25 selbst **nach durchgeführter Flussregulierungen** ein **besonderer Schutz** zukommt.

Und auch innerhalb der **FFH-Richtlinie** besitzt das Gebiet mit seinen blütenreichen Pfeifengraswiesen und kalkreichen Niedermooren zwei **FFH-Lebensräume**, für die der „**günstige Erhaltungszustand**“ noch oberstes Gebot ist. Darunter fällt auch die **aktuelle Grundwassersituation**, die für den Erhalt der FFH-Lebensräume des Offenlandes von ebenso hoher Bedeutung ist wie für den umliegenden Auwald.

In der **Wasserrahmenrichtlinie** der Europäischen Union (2000/60/EG) ist gemäß Anhang V, Punkt 2 ein „mengenmäßig guter Zustand“ eines Grundwasserkörpers mit dem Schutz „**unmittelbar von Grundwasser abhängender Landökosysteme**“ direkt verbunden. Dabei können länger zurückliegende Veränderungen wie die vorgenommenen Flussregulierungen zwar nicht berücksichtigt werden, **die voranschreitende Grundwasserabsenkung unter den Grenzflurabstand stellt jedoch sowohl für die Lebensräume des Offenlandes als auch die Reste des Auwaldes eine aktuelle Gefährdung dar, der laut Richtlinie entgegengewirkt werden sollte** (ERFTVERBAND 2002a).

Dass flussbauliche Projekte wenn schon nicht aus primär naturschutzfachlichen Interessen, so doch in Hinblick des Hochwasserschutzes derzeit Aufschwung erlangen, beweist das Projekt „**Rhein, Erholung und Sicherheit**“, kurz **RHESI**, das eine Aufweitung des Rheins unterhalb der Illmündung vorsieht und sich auch positiv auf den Grundwasserspiegel des Gebiets auswirken könnte (RHESI 2013).

Ungewiss bleiben auch die Auswirkungen des neuen **Mündungskraftwerkes** an der Unteren Ill. Die **Grundwasseranreicherung** im Bereich der Partenwiesen sowie eine generelle **Anhebung des Grundwasserspiegels** könnten sich durchaus **positiv** auf das Gebiet auswirken, die weitere **Unterbindung der natürlichen Grundwasserschwankungen** sowie die durch Kolmation drohende Gefahr der **Verringerung der Grundwasserinfiltration** lassen jedoch noch keine gesicherten Aussagen über die Zukunft der Grundwassersituation im Untersuchungsgebiet zu (BASLER 1983).

Die **Dotierung des Matschelser Baches** und die **Reaktivierung der Gießenbäche** stellen hinsichtlich der Zahl geschützter und gefährdeter Arten und der generellen Aufwertung des Auwaldcharakters sicherlich eine Bereicherung für das Gebiet dar.

Nachholbedarf gibt es im Bereich der **Forstwirtschaft**. Zwar ist die aktuelle Umstellung auf eine nachhaltige Laubholzbewirtschaftung bei gleichzeitiger Reduktion der Kahlschläge sehr zu begrüßen, das vielerorts verbreitete Credo des „aufgeräumten Waldes“ scheint aber auch in der Nofler Au und Meininger Au Anwendung zu finden. Neben der **Förderung einer vielschichtigen Bestandesstruktur** durch ungleichaltrige Bestände sollte der **Totholzanteil** – auch in Hinblick der schützenswerten Vogelarten – auf jeden Fall erhöht werden!

Der **Naturverjüngung** wird derzeit schon Vorrang gegeben, eine weitere Förderung der natürlich verjüngten Baumarten Esche, Stieleiche und Ulme wäre auf jeden Fall wünschenswert.

Erschwerend wirkt sich natürlich das **Ulmensterben**, das derzeit teils stark um sich greifende **Eschentriebsterben** sowie die **spärliche Verjüngung und schwierige Aufzucht der Stieleiche** auf die naturnahe Bewirtschaftung aus. Eine gemäßigte Förderung anderer, standortgerechter Baumarten - wie die Winterlinde oder der Bergahorn und vereinzelt die Hainbuche - stellt sicherlich eine Alternative dar, sollte jedoch zu **keinem Verlust der Zielbaumarten** Esche, Stieleiche und Ulme führen!

Die gegenwärtig auch von den Agrargemeinschaften angestrebte Ausweisung **neuer Naturwaldzellen** in der Nofler Au und Meininger Au ist sicherlich zu begrüßen, eine generelle **Extensivierung**, vor allem der naturnahen Flächen, wäre jedoch ebenso wünschenswert und würde zu einer deutlichen Aufwertung des Gebietes zwischen Ill und Rhein beitragen.

Besonders in Hinblick zukünftiger Entwicklungen - bis hin zur Renaturierung der Gewässer - sollte das Potential des größten zusammenhängenden Waldgebiets im Alpenrheintal (auch) in Zukunft auf jeden Fall erhalten und gefördert werden.

7. LITERATURVERZEICHNIS

AGRARGEMEINSCHAFT ALTGEMEINDE ALTENSTADT (Hg.) (1963-2006): Vollversammlung der Agrargemeinschaft Altenstadt. Rankweil.

AGRARGEMEINSCHAFT MEININGEN (2012): 50 Jahre Agrargemeinschaft Meiningen. Meiningen.

AHMADI, S.; SEDGHAMIZ, A. (2007): Geostatistical Analysis of Spatial and Temporal Variations of Groundwater Level. In: Environmental Monitoring and Assessment 129 (1), S. 277–294.

AISLEITNER, E. (1996): Landschaftswandel in Bangs und Matschels: Gedanken, Fakten, Stimmen, Bilder. In: VORARLBERGER NATURSCHAU (Hg.): Naturmonographie. Bangser Ried und Matschels (Feldkirch), Band 2. Dornbin (Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 2), S. 17–30.

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2002-2009): Aktualisierung des Biotopinventars (Naturjuwele Vorarlberg, div.Bände).

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2004): Grundwasser in Vorarlberg. Bericht 2003. Quantitative Erfassung des unterirdischen Wassers. Bregenz: Hydrografischer Dienst Vorarlberg.

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2010a): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. Spirsbach. Maßnahmenkonzept. Bregenz: Amt der Vorarlberger Landesregierung. Abteilung Wasserwirtschaft.

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2010b): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. Untere III. Maßnahmenkonzept. Bregenz: Amt der Vorarlberger Landesregierung. Abteilung Wasserwirtschaft.

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2010c): Klima von Vorarlberg : eine anwendungsorientierte Klimatographie. 3 Bände. Bregenz (1).

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2010d): Klima von Vorarlberg : eine anwendungsorientierte Klimatographie. 3 Bände. Bregenz (2).

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (2013). Online verfügbar unter www.vorarlberg.at/abfluss, zuletzt geprüft am 01.04.2013.

AMT FÜR NATUR UND UMWELT GRAUBÜNDEN (2013): Natur- und Landschaftsschutzinventar. Online verfügbar unter <http://map.geo.gr.ch/naturschutz/>, zuletzt geprüft am 10.08.2013.

ANTONIC, O. et al (2001): Modelling groundwater regime acceptable for the forest survival after the building of the hydro-electric power plant. In: Ecological Modelling 138, S. 277–288.

BASLER, E. (1983): Wasserkraftausbau der „Unteren III“ – Beurteilung der Auswirkungen auf Aspekte des Natur- und Landschaftsschutzes. Gutachten im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung. Zürich: s.n.

BELZ, J.U (2007): Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert. Analyse, Veränderungen, Trends. Lelystad: Secretariaat CHR/KHR (Bericht der KHR, I-22).

BFW (2013): Werbung von Waldbodenproben. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. Institut für Waldökologie. Online verfügbar unter <http://bfw.ac.at/300/1225.html>, zuletzt geprüft am 01.04.2013.

BÖCKER, R.; KOWARIK, I.; BORNKAMM, R.: Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 11, S. 35–56.

BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Wien: Springer Verlag.

BRUNNER, S.; PICHLER, A. (2012): Auwald unter Druck. Zwei Kurzstudien zum Auwald in Vorarlberg. Dornbirn: Vorarlberger Naturschutzanwaltschaft.

BÜCHEL, F. (1983): Einige Zusammenhänge zwischen Bodenmorphologie, FE(II)-Verbindungen und Grundwasserständen. Petzenkirchen: Mittellungen aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (29).

BÜCHELE, B. (2007): Langzeitsimulation täglicher Fluss- und Grundwasserstände zur quantitativen Bewertung von Flussauen. Karlsruhe (Mitteilungen des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung - Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, 236).

BUCHER, B. (1994): Optimierung von Grundwassermessnetzen mit Kriging - Verfahren. Freiburg (Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 3).

CARBIENER, R.; SCHNITZLER, A. (1990): Evolution of Major Pattern Models and Processes of Alluvial Forest of the Rhine in the Rift Valley (France/Germany). In: Vegetatio 88 (2), S. 115–129.

DEILLER, A.F.; WALTER, J.M.; TRÉMOLIÈRES, M. (2001): Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the Upper Rhine alluvial hardwood forest. In: Regulated Rivers: Research & Management 17, S. 393–405.

DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. In: Basic and Applied Ecology 4 (6), S. 493–506.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden ; 55 Tabellen. Stuttgart: Ulmer (UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie).

DISTER, E. (1985): Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (Querco-Ulmetum Issl.24) am nördlichen Oberrhein. In: Verhandlungen der Zoologischen - Botanischen Gesellschaft Österreich 123, S. 13–32.

DVWK (1986): Beweissicherung bei Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt von Vegetationsstandorten. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey (Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 208).

DVWK (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. Bonn: DVWK-Schriften (112).

DVWK (1998): Feuchtgebiete - Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey (Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 248).

DZWONKO, Z. (2001): Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. In: *Journal of Applied Ecology* 38, S. 942–951.

ELLENBERG, H. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl.: *Scripta Geobotanica* (18).

ELLENBERG, H.; KLÖTZLI, F. (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. In: Schweizerische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. *Mitteilungen* 48 (4), S. 591–930.

ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C.; DIERSCHKE, H. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer (UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie).

ERFTVERBAND (2002a): LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Bericht zu Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme. Bergheim.

ERFTVERBAND (2002b): LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Bericht zu Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte). Bergheim.

ESRI (2013): Online verfügbar unter www.arcgis.com, zuletzt geprüft am 01.04.2013.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): *Natura2000 - Gebietsmanagement*. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

EYJOLF, A. (1996): Landschaftswandel in Bangs und Matschels. Gedanken-Fakten-Stimmen-Bilder. In: Vorarlberger Naturschau (Hg.): *Naturmonographie*. Bangser Ried und Matschels (Feldkirch). Dornbirn (Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 2).

FIEL, K (1987): *Nofels: Fresch, Bangs, Matschels; Geschichte eines Dorfes*. Nofels: Selbstverl. d. Verf.

FISCHER, A. (1977): *Natur und Landschaft des Walgaus*. Feldkirch: Feldkirch Reticus-Gesellschaft (Schriftenreihe der Reticus-Gesellschaft, 3).

FISCHER, M. A.; OSWALD, K.; ADLER, W. (2008): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3. Aufl. Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.

FITTSCHEN, R.; GRÖNGRÖFT, A. (2000): Eisen- und Manganverteilung in eingedeichten Auenböden der Mittelelbe. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, M.; RODE, G. (Hg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen*. Böden und Hydrologie. Schadstoffe. Bewertungen. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, S. 79–88.

FRIEBE, G. J. (2007): *Vorarlberg. Geologie der österreichischen Bundesländer*. Geologische Bundesanstalt. Wien.

FULTNER (2011): *Unser Wald im Wandel*. In: Agrargemeinschaft Altgemeinde Altenstadt (Hg.): *50 Jahre Agrargemeinschaft Altenstadt. 1960-2010*. Rankweil, S. 63–86.

GAU, C. (2010): Geostatistik in der Baugrundmodellierung. Die Bedeutung des Anwenders im Modellierungsprozess: Vieweg+Teubner Verlag, Springer Fachmedien.

GLENZ, C.; SCHLAEPFER, R. IORGULESCU I.; KIENAST, F. (2006): Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. Review. In: Forest Ecology and Management 235.

GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H.; REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Innsbruck: Universitätsverlag Wagner (Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms, 17).

GRABHERR, G.; MUCINA, L. (1989): Übersicht der Wälder und Waldstandorte in Vorarlberg (Lebensraum Vorarlberg, 3).

HAASE, D.; GLÄSER, J. (2009): Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig. In: Forest Ecology and Management 258, S. 887–894.

HAIDVOGL, G.; KINDLE, T. (2001): Die Fließgewässer Liechtensteins im 19. und 20. Jahrhundert. ursprüngliche Lebensräume. technische Eingriffe. ökologische Folgen. Vaduz: Amt für Umweltschutz Liechtenstein.

HANNAPPEL, S.; LIMBERG, A. (2007): Ermittlung des Flurabstands des oberflächennahen Grundwassers in Berlin. In: Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge (1), S. 65–74.

HÄRDITZ, W. (1995): On the Theoretical Concept of the Potential Natural Vegetation and Proposals for an Up-to-Date Modification. In: Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 30 (3), S. 263–276.

HARTUNG, A. (2002): Konzept zur Ermittlung langfristiger hydrologischer Standortbedingungen von Fluss und Grundwasser in Auenwäldern. Dissertation. Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, Dresden.

HENNEKENS, S.M; SCHAMINEE, J.H.J (2001): Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. In: Journal of Vegetation Science 12. S. 589-591

HENRICHFREISE, A. (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flußauen als Grundlage für Landeskultur und Planung - Beispiele von der Donau. In: Angewandte Landschaftsökologie 37, S. 13–21.

HENRICHFREISE, A. (2007): Das auentypische Wasserregime als Grundlage für eine Reaktivierung von Auen. In: Berichte Freiburger Forstliche Forschung 70, S. 59–67.

HIEBELER, C. (2007): Waldfachplan. Bangs-Matschels. Bregenz: Amt der Vorarlberger Landesregierung. Abteilung Forstwesen.

HILL, M.O (1979): TWINSPLAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way-table by classification of the individuals and attributes: Section of Ecology and Systematics, Cornell University.

HILL M.O; GAUCH H.G (1980): Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. In: Vegetatio 42 (1-3), S. 47–58.

HÜGIN, G.; HENRICHFREISE, A. (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes – Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. Bonn-Bad Godesberg: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Schriftenreihe für Vegetationskunde, 24).

HUNZIGER&ZARN (2001): Morphologie und Geschiebehaushalt Alpenrhein. Zusammenfassender Bericht über die Untersuchungen zwischen 1985 und 2000. Aarau und Domat/Ems: Hunziger, Zarn&Partner. Ingenieurbüro für Fluss- und Wasserbau.

IRKA (2012): Alpenrhein - Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Kurzbericht. Masein: Internationale Regierungskommission Alpenrhein.

IRKA/IRR (2005): Entwicklungskonzept Alpenrhein. Kurzbericht. Masein, Rohrschach: Internationale Regierungskommission und Internationale Rheinregulierung.

JELEM, H. (1966): Standortserkundung und Waldbaugrundlagen in den Salzachauen im Flachgau und Tennengau (Salzburg). Wien: Mitteilungen der Forstlichen Bundes-Versuchsanstalt (17).

JELEM, H. (1974): Die Auwälder der Donau in Österreich. Wien: Mitteilungen der Forstlichen Bundes-Versuchsanstalt (109).

KAISER, M. (2005): Der St. Galler Alpenrhein und der Landschaftswandel. In: Zürich Naturforschende Ges. (Hg.): Der Rhein - Lebensader einer Region. Zürich: Veröffentlichung der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich (208), S. 274–292.

KEMP, H. (1874): Nachträge zur Flora des Illgebietes von Vorarlberg. In: Österreichische Botanische Zeitschrift 24.

KILIAN, W. et al (2002): Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs. Wien: Mitteilung der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (67).

KITANIDIS, P.K (1997): Introduction to Geostatistics. Applications in Hydrogeology. Cambridge: Cambridge University Press.

KOBEL, M. (1993): See- und Flussablagerungen im Rheintal. In: IRR (Hg.): Internationale Rheinregulierung 1892-1992. Der Alpenrhein und seine Regulierung. 2. Aufl. Buchs: BuchsDruck und Verlag, S. 34–35.

KÖHLER, W. et al (2012): Biostatistik: Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 5. Aufl. Berlin: Springer (Springer-Lehrbuch).

KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiell natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. In: Tuexenia 7, S. 53–67.

KRESIC, N.; MIKSZEWSKI, A. (2012): Hydrogeological Conceptual Site Models. Data Analysis and Visualisation. Boca Raton: CRC Press.

LANDLOT, E.; BÄUMLER, B. (2010): Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. 2. Aufl. Bern, Genf: Haupt; Ed. des Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève.

LANG, P.; FREI, M.; EWALD, J. (2011): Waldgesellschaften und Standortabhängigkeit der Vegetation vor Beginn der Redynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. In: Tuexenia 31, S. 39–57.

LEBENDIGER ALPENRHEIN (2013). Online verfügbar unter www.lebendigerrhein.org, zuletzt geprüft am 01.04.2013.

LEYER, I. (2005): Predicting plant species' responses to river regulation: the role of water level fluctuations. In: *Journal of Applied Ecology* 42, S. 239–250.

LEYER, L.; WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie: eine Einführung*. Berlin: Springer Verlag.

LUTZ, S. (1996): Naturschutzgebiet Matschels. Untersuchungen zum Bodenaufbau und zur Nährstoffversorgung im Unterried. Unter Mitarbeit von P. SINGER. Bregenz: Umweltinformationsdienst Vorarlberg (Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, 32).

MACHIWAL (2012): Modeling Short-Term Spatial and Temporal Variability of Groundwater Level Using Geostatistics and GIS. In: *Natural Resources Research*. Springer 21 (01), S. 117–136.

MADER, Helmut; STEIDL, Theo; WIMMER, Rheinhard (1996): *Abflussregime Österreichischer Fließgewässer. Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie*. Wien: Umweltbundesamt. Monografie (82).

MATTHESS, Georg; UBELL, Károly (2003): *Allgemeine Hydrogeologie. Grundwasserhaushalt*. 2. Aufl. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger (Lehrbuch der Hydrogeologie, 1).

MICHOR, K. et al (2005): *Entwicklungskonzept Alpenrhein. Kurzbericht*. Rohrschach, Masein: Internationale Regierungskommission und Internationale Rheinregulierung.

MIEHLICH, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, M.; RODE, G. (Hg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie. Schadstoffe. Bewertungen*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, S. 3–17.

MOOR, M. (1958): *Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen*. Zürich: Schweizerische Anstalt für das Forstliche Veruschswesen. Mitteilungen (34).

MORD, M. (1996): *Der Alpenrhein und sein Nebengewässersystem. Ein Zustandsbericht mit dem Schwerpunkt Gewässermorphologie*. Diplomarbeit. Wien: Universität für Bodenkultur.

MUCINA, L.; GRABHERR, G.; WALLNÖFER, S. (1993): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Jena: Gustav Fischer Verlag (Teil III: Wälder und Gebüsche).

MULL, R.; HOLLÄNDER, H. (2002): *Grundwasserhydraulik und -hydrologie: eine Einführung*. Berlin: Springer Verlag

NATURFORSCHENDE GESELLSCHAFT ZÜRICH (Hg.) (2005): *Der Rhein - Lebensader einer Region*. Zürich (Neujahrsblatt).

NESTROY, O. et al (2000): *Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik)*. Wien: Mitteilung der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (60).

o.V (o.J): *Hemerobie österreichischer Waldökosysteme - Aufnahmeschlüssel*.

- o.V (2003): Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Gemeinsame Umsetzungsstrategie. Übergreifender Leitfaden Feuchtgebiete. Treffen der Wasserdirektoren am 24/25 November 2003 in Rom
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992a): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl. Jena: Gustav Fischer Verlag (A.Textband).
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992b): Süddetusche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl. Jena: Gustav Fischer Verlag (B.Tabellenband).
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- PETER, C. (1991): Eibenreiche Wälder in Vorarlberg. Universität Innsbruck: Diplomarbeit.
- PLATZER, G. (1993): Die Illmündung. In: IRR (Hg.): Internationale Rheinregulierung 1892-1992. Der Alpenrhein und seine Regulierung. 2. Aufl. Rohrschach: Internationale Rheinregulierung, S. 273–275.
- POLATSCHEK, A. (2001): Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Innsbruck: Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum (Band 4).
- REHFUESS, K. (1990): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Aufl. Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey (Studentexte, 29).
- REY, P. (2001): Neues Leben für den Spiersbach. Ein Konzept zur ökologischen und schutzwasserbaulichen Gewässerentwicklung. Broschüre. Konstanz: HYDRA - Institut für angewandte Hydrobiologie.
- RHESI (2013). Rhein, Erholung, Sicherheit. Online verfügbar unter www.rhesi.org, zuletzt aktualisiert am 01.04.2013.
- ROBINSON, T.P; METTERNICHT, G. (2006): Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. In: Computers and Electronics in Agriculture (50), S. 97–108.
- ROULIER, c. (2005): Die Auenvegetation des Rhein. In: Zürich Naturforschende Ges. (Hg.): Der Rhein - Lebensader einer Region. Zürich (Veröffentlichung der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 208), S. 161–175.
- RUSCH, J. (2009): Interreg IV. Projektnummer 99. Neugestaltung der Spiersbachmündung. Schlussbericht: o.A.
- SCHAFFERS A.P; SYKORA K.V: Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. In: Journal of Vegetation Science 2000 (11), S. 225–244.
- SCHLEGEL, H. (1996): Zur Entstehungsgeschichte des Alpenrheintales im Raume Bangs. In: Vorarlberger Naturschau (Hg.): Naturmonographie. Bangser Ried und Matschels (Feldkirch). Dornbirn (Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 2), S. 31–37.
- SCHMIDER, P.; BURNAND, J. (1988): Waldgesellschaften im Fürstentum Liechtenstein: Regierung des Fürstentum Liechtenstein (Naturkundliche Forschung im Fürstentum Liechtenstein, 10).

SCHMIDT, P.A (1998): Potentielle Natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? In: Forstwirtschaftliches Zentralblatt 117, S. 193–205.

SCHMIDT, W. (2000): Eiche, Hainbuche oder Rotbuche? - Zur Vegetation und Baumartenzusammensetzung von stau- und grundwasserbeeinflussten Wäldern des nordwestdeutschen Tieflandes. Ergebnisse aus den Naturwäldern Hasbruch und Pretzter Landwehr. In: Tuexenia 20, S. 21–43.

SCHNITZLER, A. (1995): Successional status of trees in gallery forest along the river Rhine. In: Journal of Vegetation Science 6, S. 479–486.

SCHNITZLER, A. (1997): River Dynamics as a Forest Process: Interaction between Fluvial Systems and Alluvial Forests in Large European River Plains. In: The Botanical Review 63 (1), S. 40–64.

SCHNITZLER, A.; HEUZÉ, P. (2006): Ivy (*Hedera helix* L.) dynamics in riverine forests: Effects of river regulation and forest disturbance. In: Forest Ecology and Management 236, S. 12–17.

SEIBERT, P. (1969): Über das *Aceri-Fraxinetum* als vikariierende Gesellschaft des *Galio-Carpinetum* am Rande der bayersichen Alpen. In: Vegetatio 17 (1), S. 165–175.

SPINDLER, T. (1996): Ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill-Frutz-Schwemmfächers. In: VORARLBERGER NATURSCHAU (Hg.): Naturmonographie. Bangser Ried und Matschels (Feldkirch). Dornbirn (Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken, 2), S. 39–82.

STADTWERKE FELDKIRCH (2013). Online verfügbar unter feldkirch.at/stadtwerke, zuletzt geprüft am 01.04.2013.

STARCK, P. (1970): Über die Grundwasserverhältnisse im Vorarlberger Bodenseerheintal, unter besonderer Berücksichtigung der Flusswasserinfiltration. Dissertation: Universität Innsbruck.

SUKOPP, H. (2004): Human-caused impact on preserved vegetation. In: Landscape and Urban Planning 68 (4), S. 347–355.

SUTTERLÜTTI, R. (2011): Die Entstehung des Alpenrheintales bei Feldkirch. In: Agrargemeinde Altgemeinde Altstadt (Hg.): 50 Jahre Agrargemeinschaft Altstadt. 1960-2010. Rankweil, S. 109–117.

SYNERGO (1992): Wasserwirtschaftliches Gesamtkonzept Ill-Frutz-Schwemmfächer. Phase 1: Problemanalyse, Generelle Zielsetzungen. Zürich.

TICHY, C. (2002): JUICE, software for vegetation classification. In: Journal of Vegetation Science 13, S. 451-453

TK CONSULT (2007): Grundwassermodell Alpenrhein. Instationäre Modellierung. Zürich: TK Consult AG.

TRAXLER, A. (1997): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Wien: Umweltbundesamt (Monographien, 89A).

TRÉMOLIÈRES, M.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.M; SCHNITZLER, A. SCHMITT D. (1998): Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. In: Plant Ecology 135, S. 59–78.

- TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Stuttgart: Ulmer.
- TRÖSCH, J. (2005): Das Rheingebiet als Grundwasserträger. In: Naturforschende Gesellschaft Zürich (Hg.): Der Rhein - Lebensader einer Region. Zürich (Neujahrsblatt).
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: Angewandte Pflanzensoziologie 13, S. 5–43.
- UMG (2007): Natura2000-Gebiet Bangs-Matschels. Managementplan. Lebensräume des Offenlandes. Umweltbüro Grabherr. Hard.
- VACIK, H.; EGGER, A.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. (2000): Totholzerhebung im Rahmen der Hemerobiebewertung in Südtirols Wäldern. In: Centralblatt für das gesamte Forstwesen 117 (2), S. 115–132.
- VORARLBERGER ILLWERKE AG (2013). Online verfügbar unter www.illwerke.at, zuletzt geprüft am 01.04.2013.
- WAIBEL, F. (1993a): Die Werke der Internationalen Rheinregulierung. In: IRR (Hg.): Internationale Rheinregulierung 1892-1992. Der Alpenrhein und seine Regulierung. 2. Aufl. Buchs: BuchsDruck und Verlag, S. 206–229.
- WAIBEL, F. (1993b): Wasserwehr am Rhein in Vorarlberg. In: IRR (Hg.): Internationale Rheinregulierung 1892-1992. Der Alpenrhein und seine Regulierung. 2. Aufl. Rohrschach: Internationale Rheinregulierung, S. 366–368.
- WENDELBERGER, G. (1973): Überschwemmte Hartholzauen? In: Vegetatio 28 (5/6), S. 253–281.
- WIECHMANN, H. (2000): Die bodensystematische Kennzeichnung von Auenböden. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, M.; RODE, G. (Hg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie. Schadstoffe. Bewertungen. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, S. 19–25.
- WILLNER, W.; GRABHERR, G. (2007a): Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. München: Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag (Band 1: Textband).
- WILLNER, W.; GRABHERR, G. (2007b): Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. München: Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag (Band 2: Tabellenband).
- ZERBE, Stefan (1998): Potential Natural Vegetation: Validity and Applicability in Landscape Planning and Nature Conservation. In: Applied Vegetation Science 1 (2), S. 165–172.
- ZODERER, A. (2011): Die Grundwassersituation an der Unteren Ill. In: Agrargemeinde Altgemeinde Altstadt (Hg.): 50 Jahre Agrargemeinschaft Altstadt. 1960-2010. Rankweil, S. 119–125.
- ZSAK, K.; ILLEDITS, A. (2012): Hemerobiebewertung der Waldökosysteme im Wiener Anteil des Nationalpark Donau-Auen. Diplomarbeit. Universität Wien.

8. ANHANG

Anhang 1: Daten und Datenquellen

Daten	Datentyp	Stand	Datenquelle	Ansprechperson
Grundwasser	shapefile, dat-file	Okt. 2012		
Abfluss (Ill + Rhein)	csv-file	Okt. 2012	Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der Vorarlberger Landesregierung	Ing. Grabher R.
Wasserstand (Ill + Rhein)	csv-file	Okt. 2012		Marent E.
Niederschlag (Umgebung Fldk)	csv-file	Okt. 2012	Hydrographischer Dienst Vorarlberg	Dipl. Ing. Mathis C.
Niederschlag (Feldkirch)	online	Okt. 2012	ZAMG – Jahrbücher www.zamg.ac.at	
Niederschlag (Wartau, CH)	online	Okt. 2012	Kanton St. Gallen www.umwelt.sg.ch	
Waldtypen und Forstgrad	shapefile	28.04.2011	Abteilung Forstwesen des Amtes der Vorarlberger Landesregierung	Ing. Hiebeler C.
Biotoptypen	shapefile, Excel-file	11.04.2011		
Naturwaldzelle	shapefile	18.09.2012	Abteilung Natur- und Umweltschutz des Amtes der Vorarlberger Landesregierung	Mag. Peter C. Dipl.Ing. Rainer T.
Orthofotos	Raster	10.10.2012		
digitales Höhenmodell	Raster	April 2011	Department für Naturschutz, Vegetations- und Landschaftsökologie	Ass.Prof Reiter K.
Waldbestand „Nofler Au“	pdf	Sep. 2012	Agrargemeinschaft Altgemeinde Altenstadt	Georg Fulterer (Förster)
Waldbestand „Meininger Au“	pdf	Sep. 2012	Agrargemeinschaft Meiningen	Martin Kühne (Obmann)

Anhang 2: Grundwassermessstellen

Messstelle	Messung	Anzahl Einzelwerte	verfügbarer Zeitraum
Altenstadt, BI 01.32.01 A	Datensammler	11528	12.11.1954 07:01 bis 31.12.2011 23:30
Altenstadt, BI 01.32.10 A	Datensammler	7925	03.01.1966 07:01 bis 29.12.2011 19:00
Altenstadt, BI 01.32.37 A	händisch /Kabellichtlot	1870	01.01.1979 07:01 bis 21.12.2011 14:28
Nofels, BI 01.32.19 A	Datensammler	7777	07:01 bis 31.12.2011 18:00
Nofels, BI 01.32.21 A	händisch /Kabellichtlot	2959	15.12.1954 07:01 bis 21.12.2011 15:50
Nofels, BI 01.32.24 A	Datensammler	7907	23.10.1954 07:01 bis 31.12.2011 12:00
Nofels, BI 01.32.25	händisch /Kabellichtlot	619	11.04.2005 07:01 bis 26.04.2010 07:01
Nofels, BI 01.32.38	Datensammler	1812	01.01.1979 07:01 bis 31.12.2010 15:41
Nofels, BI 01.32.49	Datensammler	383	02.07.2001 07:00 bis 31.12.2010 15:41
Nofels, BI 01.32.71	Datensammler	3005	02.01.2006 07:01 bis 31.12.2011 22:00
Nofels, BI 01.32.72	händisch /Kabellichtlot	477	02.07.2001 07:01 bis 21.12.2011 15:39
Nofels, BI 01.32.75	händisch /Kabellichtlot	408	02.07.2001 07:01 bis 21.12.2011 15:24
Nofels, BI 01.32.77	händisch /Kabellichtlot	224	02.07.2001 07:01 bis 19.05.2008 08:01
Nofels, BI 01.32.78	händisch /Kabellichtlot	210	02.07.2001 07:01 bis 19.05.2008 08:01
Nofels, BI 01.32.79	händisch /Kabellichtlot	469	02.07.2001 07:00 bis 21.12.2011 15:02
Meiningen, BI 01.33.01	händisch /Kabellichtlot	3018	07.09.1954 07:01 bis 21.12.2011 14:51
Meiningen, BI 01.33.04	Datensammler	14480	01.01.1979 07:01 bis 31.12.2011 21:00
Meiningen, BI 01.33.06	Datensammler	9593	03.01.1966 07:01 bis 31.12.2011 23:00
Meiningen, BI 01.33.07	-	1885	01.01.1979 07:01 bis 26.12.2011 07:01
Meiningen, BI 01.33.11	händisch /Kabellichtlot	782	12.01.1998 07:00 bis 21.12.2011 14:57

Anhang 3: Abflussmessstellen des Rheins und der Ill

Messstelle	Zeitraum
Pegel Bangs (Rhein)	01.01.2007 bis 31.12.2010, im 5 min Intervall
Pegel Gisingen (Ill)	01.01.2007 bis 31.12.2010, im 5 min Intervall

Anhang 4: Volumenschätzung des Totholzes ab 10 cm Durchmesser (Werte = 1/100 m³)

Länge (m)	Mittendurchmesser (cm)										
	15	20	25	30	35	40	45	50	60	70	80
1	2	3	5	7	10	13	16	20	28	38	50
2	4	6	10	14	19	25	32	39	57	77	101
3	5	9	15	21	29	38	48	59	85	115	151
4	7	13	20	28	38	50	64	79	113	154	201
5	9	16	25	35	48	63	80	98	141	192	251
6	11	19	29	42	58	75	95	118	170	231	302
7	12	22	34	49	67	88	111	137	198	269	352
8	14	25	39	57	77	101	127	157	226	308	402
8	14	25	39	57	77	101	127	157	226	308	402
9	16	28	44	64	87	113	143	177	254	346	452
10	18	31	49	71	96	126	159	196	283	385	503

Anhang 6: Bewertungsmatrizen

Matrix 1

		potentielle Häufigkeitsklasse						
		1p	2p	3p	4p	5p	6p	7p
aktuelle Häufigkeitsklasse	1a	0	-1	-2	-3	-4	-4	+2
	2a	-1	0	-1	-2	-3	-4	+1
	3a	-2	-1	0	-0,5	-1	-1	0
	4a	-3	-2	-0,5	0	-0,5	-0,5	0
	5a	-3	-2	-1	0	0	0	0
	0a	-3	-2	-1	0	0	0	0

Matrix 2

		Naturnähe der Baumartenkombination								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Naturnähe der Bodenvegetation	1	1	2	2	3	3	3	3	4	4
	2	1	2	3	3	3	3	4	4	4
	3	1	2	3	4	4	5	5	6	6
	4	1	3	3	4	5	5	6	6	7
	5	1	3	4	4	5	6	6	7	7
	6	2	4	4	5	5	6	7	7	8
	7	2	4	4	5	6	6	7	8	8
	8	3	4	5	6	7	7	7	8	8
	9	3	4	5	6	7	7	8	8	9

Anhang 6: Bewertungsmatrizen

Matrix 3

		Naturnähe der Verjüngungsart									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Fläche der Freiverjüngung	1	0	1	2	2	2	3	3	4	5	5
	2	0	1	2	3	3	4	5	5	5	5
	3	0	2	2	3	4	4	5	6	6	6
	4	0	3	3	3	4	5	5	6	7	7
	5	0	3	3	4	4	5	6	6	7	8
	6	0	4	3	4	5	5	6	7	7	8
	7	0	4	4	4	5	6	6	7	8	8
	8	0	4	4	5	5	6	7	7	8	9
	9	0	5	5	6	6	7	7	8	8	9

Matrix 4

		Naturnähe des Bestandes								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nutzung / Beeinflussung	1	1	1	2	2	3	3	3	3	3
	2	1	2	2	3	4	4	4	4	4
	3	1	2	3	4	4	5	5	6	6
	4	2	3	3	4	5	5	6	6	6
	5	2	3	4	4	5	6	6	7	7
	6	2	3	4	5	6	6	7	7	8
	7	2	3	5	5	6	7	7	8	8
	8	2	3	5	5	6	7	8	8	9
	9	2	3	5	6	6	8	8	9	9

Anhang 6: Bewertungsmatrizen

Matrix 5

		Entwicklungsstadium								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Totholz	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	1	2	2	3	3	4	5	6	8
	2	1	2	3	3	4	4	5	6	8
	3	2	2	3	4	4	5	6	7	8
	4	2	3	3	4	5	5	6	7	8
	5	3	3	3	4	5	6	7	8	9
	6	3	4	4	5	5	6	7	8	9
	7	4	4	5	5	6	7	7	8	9
	8	4	5	5	6	6	7	7	8	9
	9	4	5	6	6	7	8	8	8	9

Matrix 6					
		Diversität Baumarten			
		1	2	5	9
Diversität Bodenvegetation	0	0	1	5	9
	1	1	1	2	3
	5	5	2	5	5
	7	7	4	5	7
	9	9	6	8	9

Anhang 6: Bewertungsmatrizen

Matrix 7

		Bestandesaufbau									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Artenreichtum	0	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	1	1	2	2	3	4	4	5	6	6
	2	2	1	2	2	3	4	5	5	6	6
	3	3	1	2	2	4	4	5	6	6	7
	4	4	2	2	3	4	5	5	6	7	7
	5	5	2	2	3	4	5	6	6	7	7
	6	5	2	3	3	4	5	6	7	7	8
	7	5	2	3	3	4	5	6	7	7	8
	8	5	2	3	4	4	5	6	7	8	8
	9	6	2	3	4	5	5	6	7	8	9

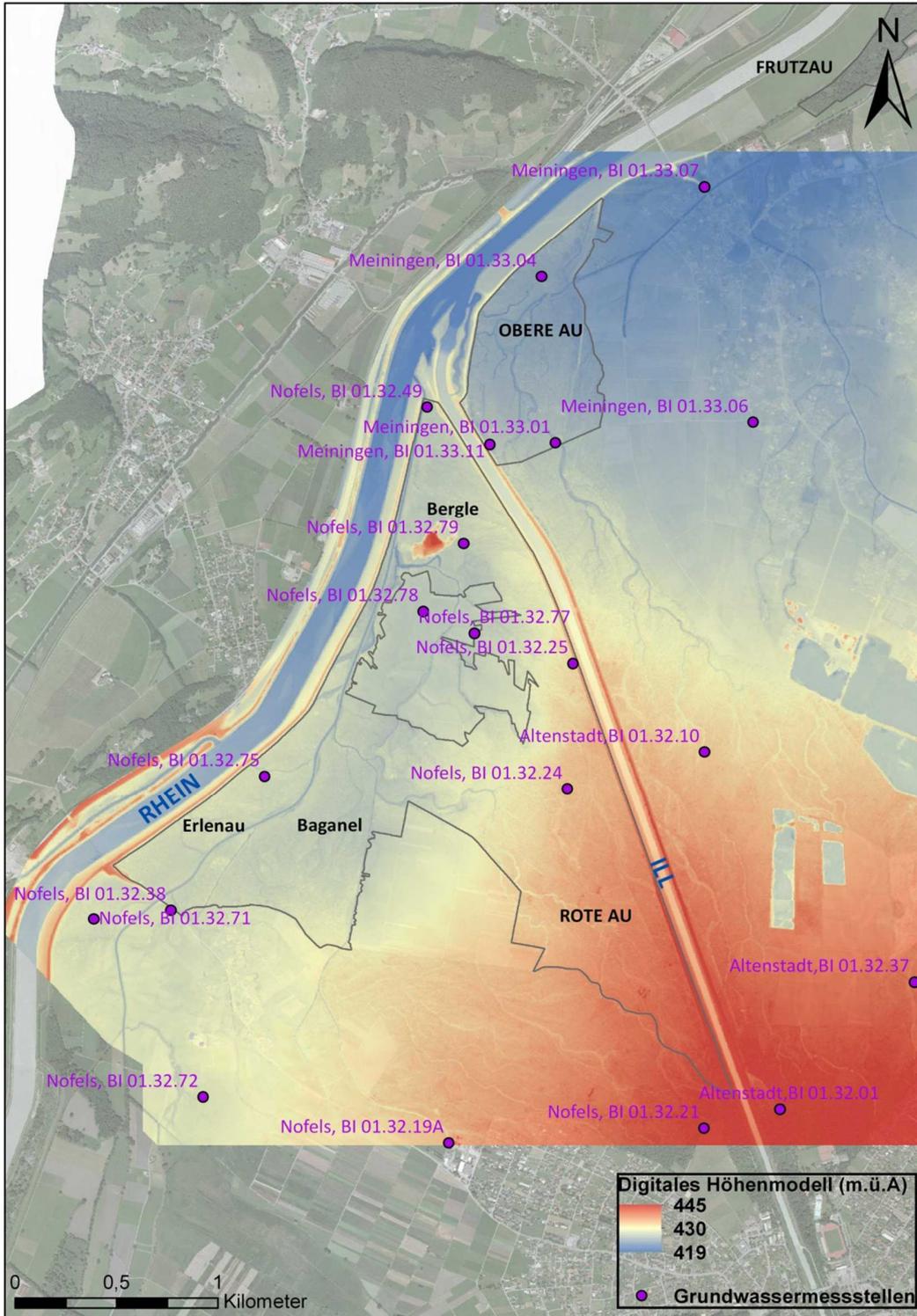
Anhang 7: Verjüngungsarten

Grundtypen der Verjüngungsart	Gewicht (GW)
Naturverjüngung mit Baumarten der PNWG oder spontanen (standortsgerechten) Pionierbaumarten	0,9
Stockausschlag von Baumarten der PNWG	0,7
Kultur mit Baumarten der PNWG	0,5
Naturverjüngung mit standortsfremden Arten	0,3
Kultur standortsfremder Arten oder Neophyten; Naturverjüngung mit Neophyten	0,1

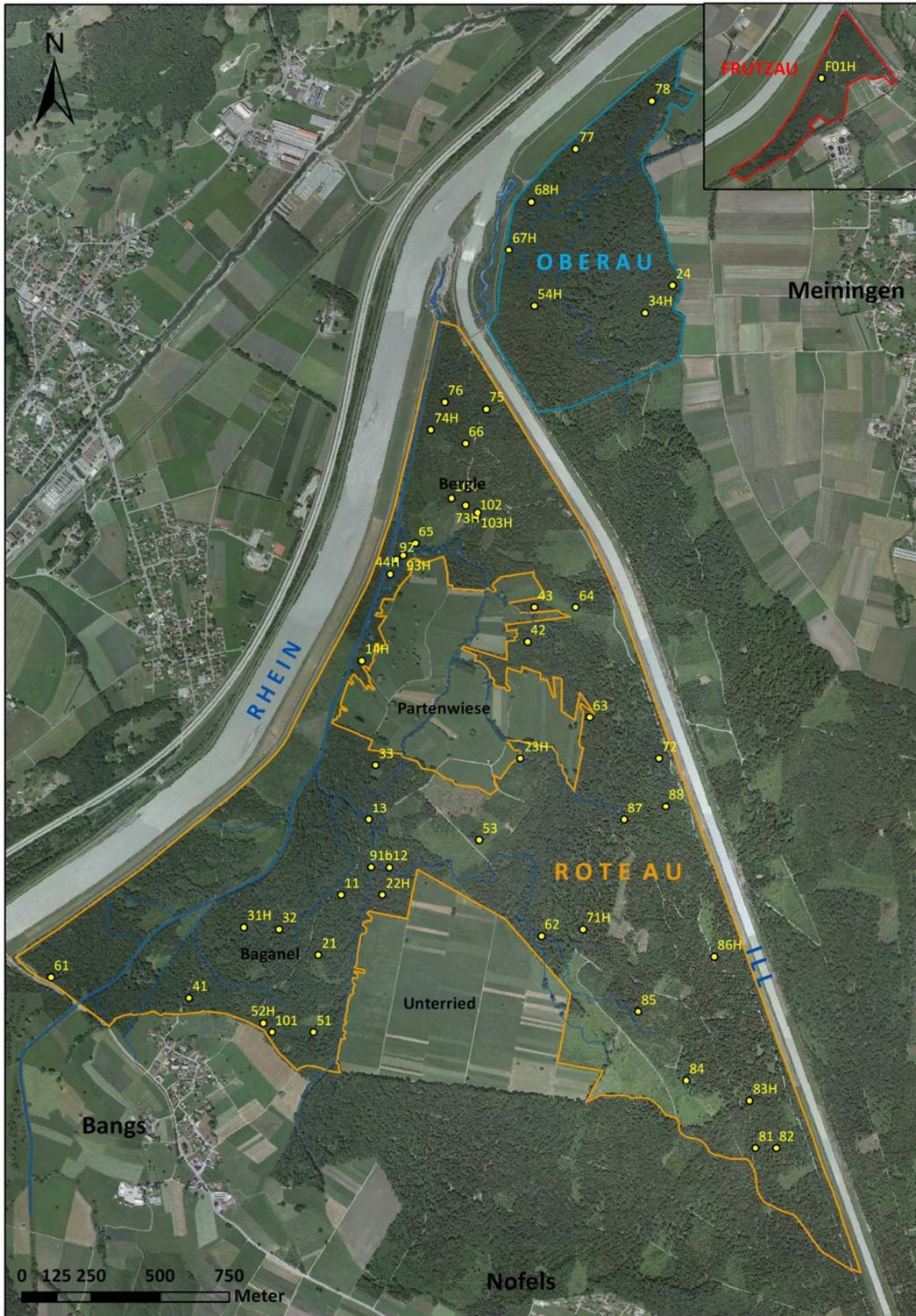
Anhang 8: Störungszeigerliste

a= allgemeine Störungszeiger, z=zusätzlich erfasste Störungszeiger

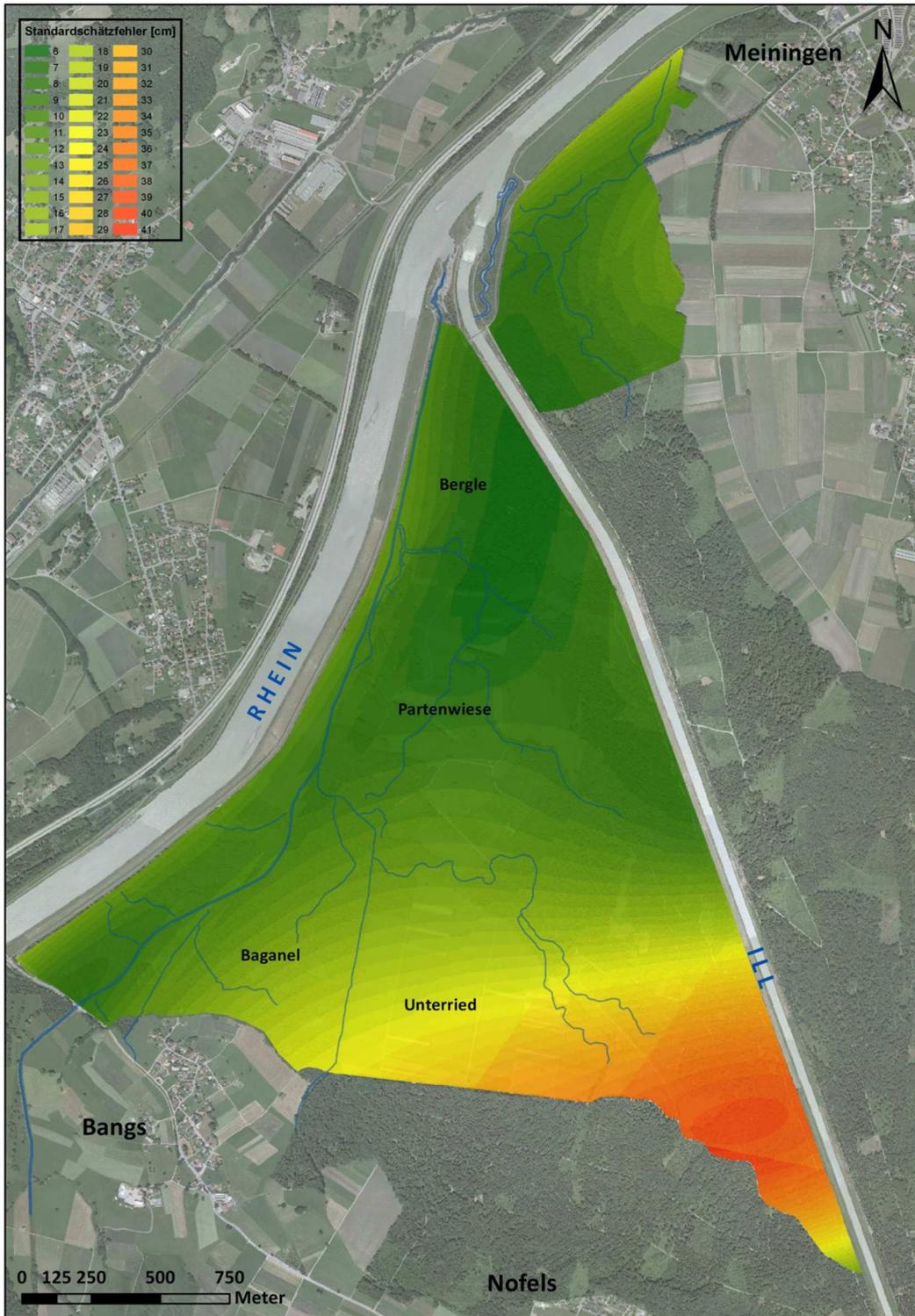
	Ansatz 1	Ansatz 2 (+ 103H)	Ansatz 3	Fläche 93 H
Achillea millefolium	1	1	1	1
Atropa bella-donna	0	1	0	0
Berberis vulgaris	0	1	0	0
Betula pendula	0	1	0	0
Carex flacca	1	1	0,75	0
Cirsium vulgare	1	1	1	1
Clematis vitalba	1	0	0,5	0
Dactylis glomerata	1	1	1	1
Deschampsia	1	0	0,5	0
Eupatorium	1	0	0,5	0
Euphorbia cyparissias	0	1	0	1
Filipendula ulmaria	0	0,5	0	0
Fragaria vesca	1	0	0,75	0
Galeopsis tetrahit	0	1	0	1
Galium aparine	1	0,5	1	0,5
Galium mollugo agg.	1	0	0,75	0,5
Geum urbanum	1	0	0,5	0
Humulus lupulus	0	0,5	0	0
Juglans regia	0	1	0	0
Juncus effuses	0	1	0	0
Lamium maculatum	1	0	0,75	0
Mentha longifolia	0	0,5	0	0
Oxalis acetosella	0	1	0	0
Phalaris arundinacea	0	1	0	0
Pimpinella major	1	0	0,75	0
Poa annua	1	0	1	1
Potentilla reptans	1	1	1	1
Prunus spinosa	0	1	0	0
Rubus fruticosus agg.	0	0,5	0	0
Salix caprea	0	0,5	0	0
Salvia pratensis	1	1	1	1
Sambucus nigra	1	0	0,75	0
Solidago gigantea	1	0	0,75	0
Stellaria media	1	1	1	0,5
Tussilago farfara	1	0	0,75	0
Urtica dioica	1	0,5	1	0
Vicia sepium	1	0	0,75	0
a Bellis perennis	1	1	1	1
a Erigeron annuus	1	1	1	1
a Impatiens	1	1	1	1
a Impatiens parviflora	1	1	1	1
a Plantago major	1	1	1	1
a Solidago canadensis	1	1	1	1
a Taraxacum officinale	1	1	1	1
z Berberis thunbergii	1	1	1	1
z Buddleja davidii	1	1	1	1
Cotoneaster species	1	1	1	1
z Fallopia japonica	1	1	1	1
z Leontodon species	1	1	1	1



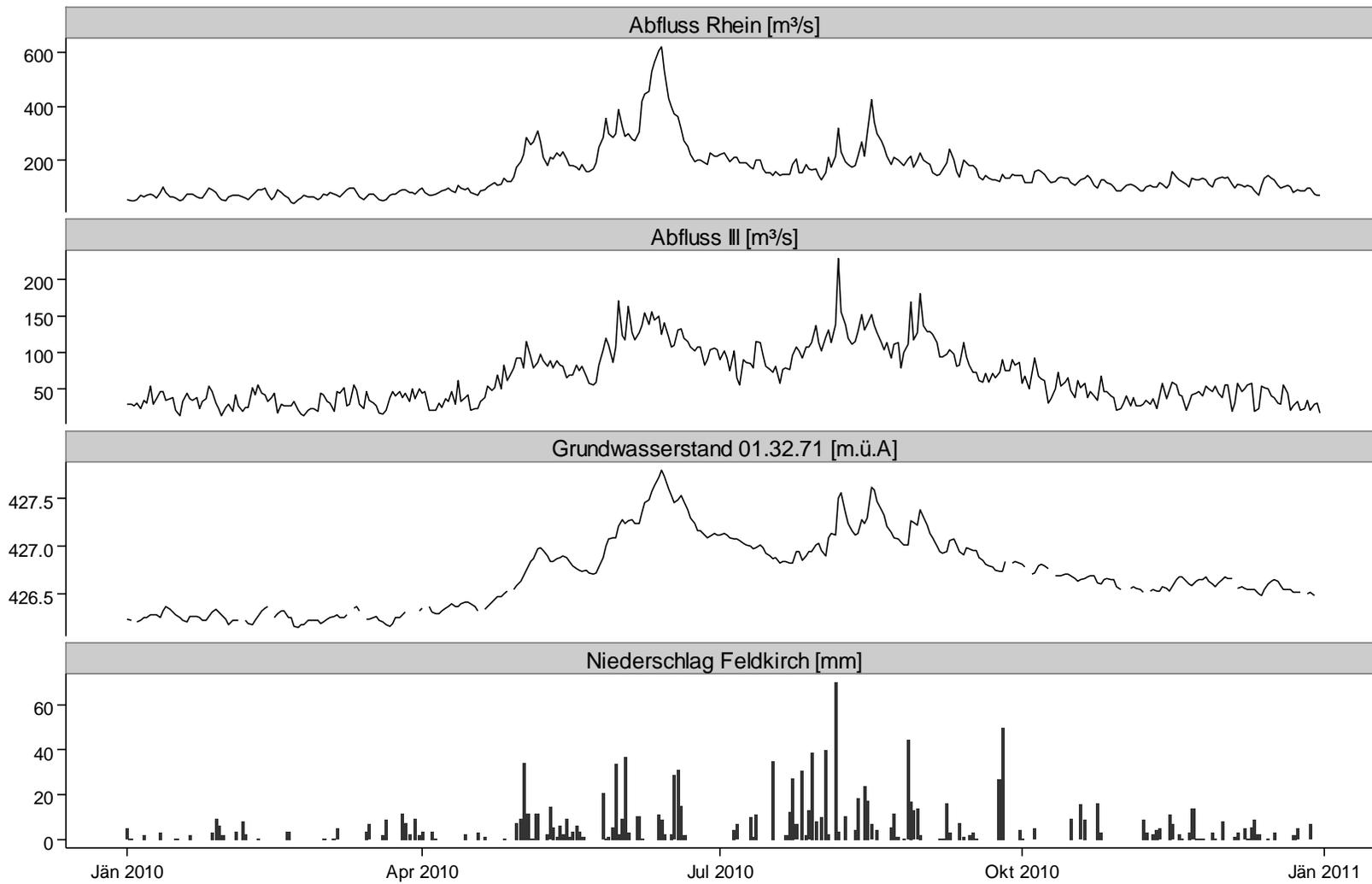
Anhang 9: Digitales Höhenmodell mit Lage der Grundwassermessstellen



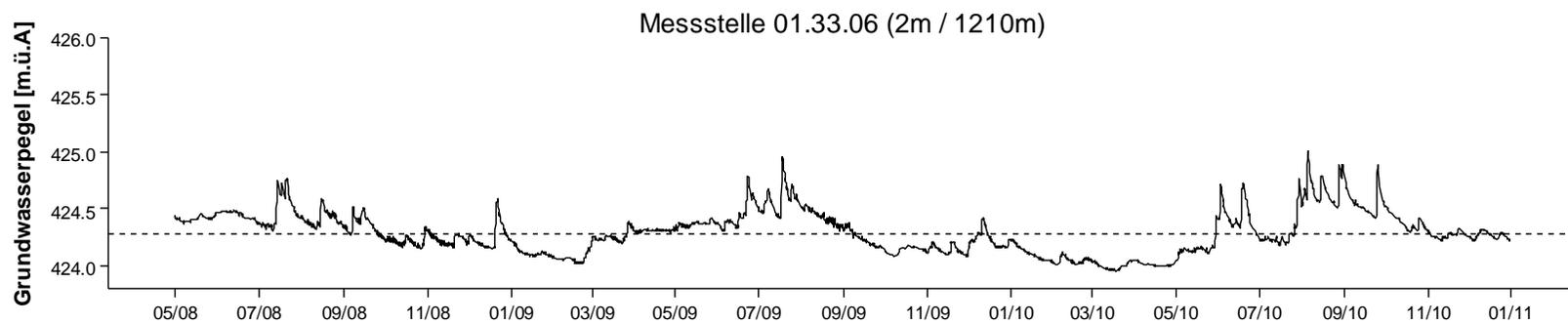
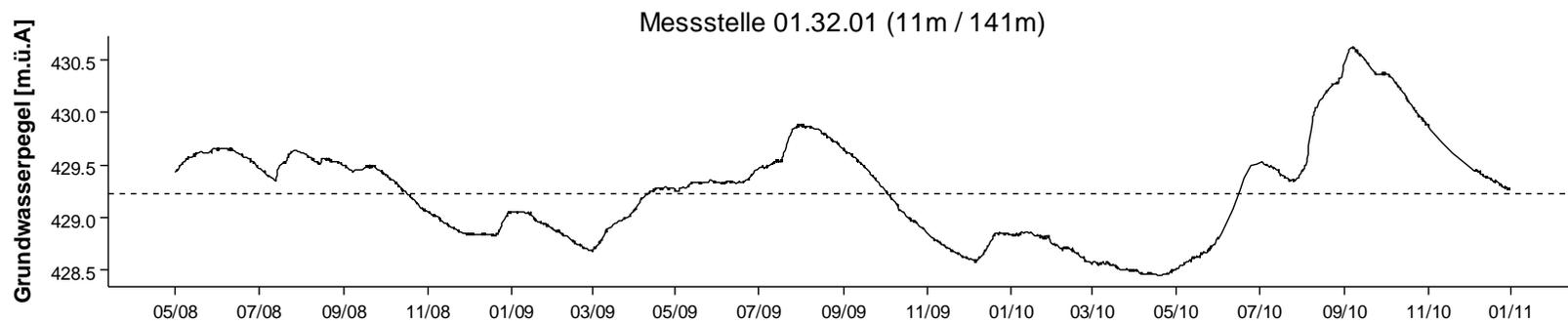
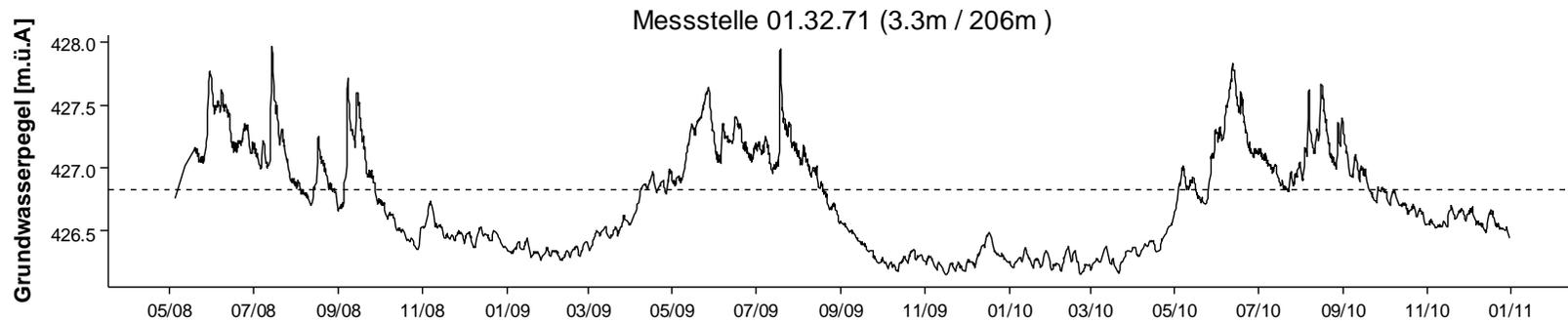
Anhang 10: Lage der Aufnahmeflächen im Untersuchungsgebiet



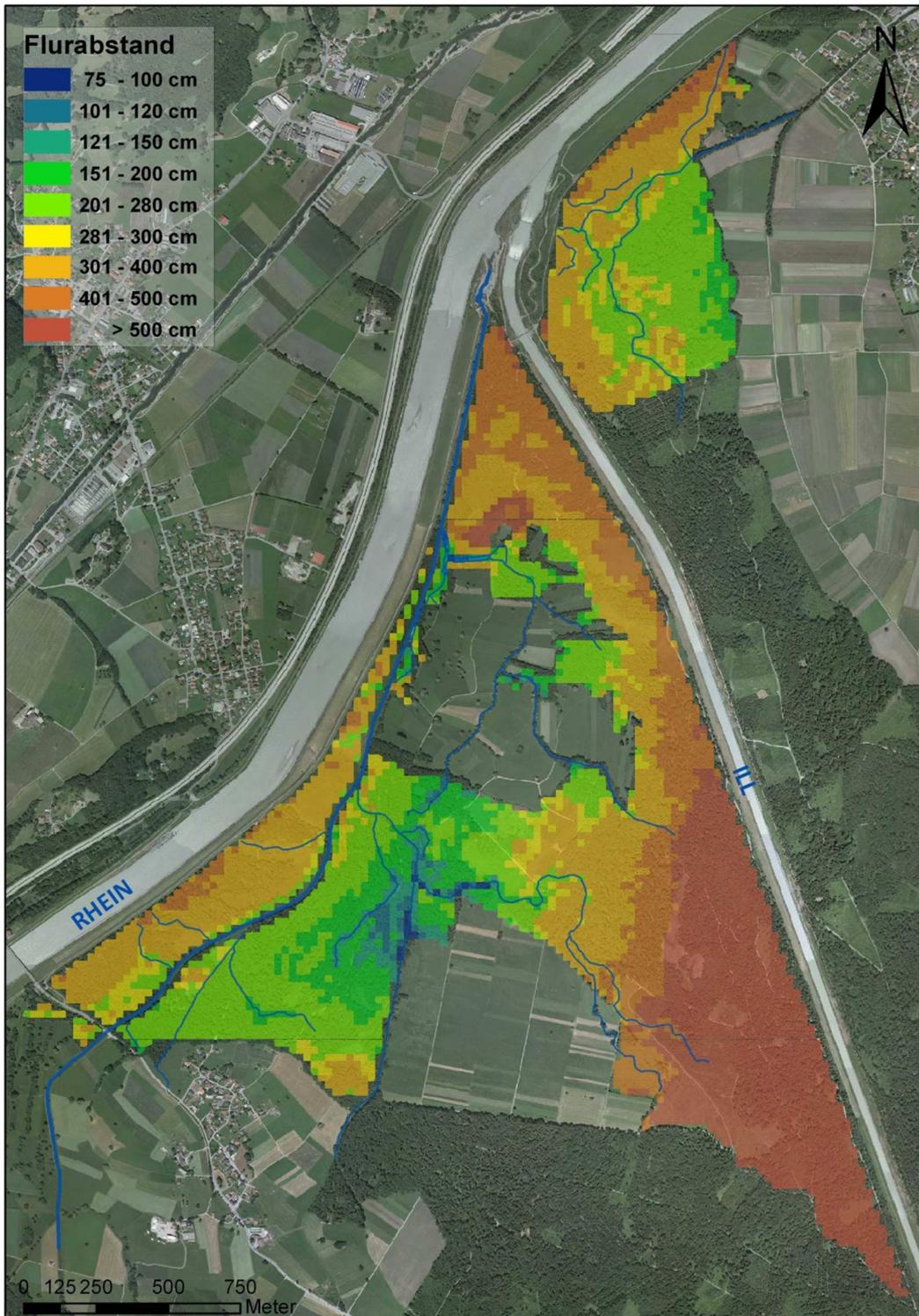
Anhang 11: Standardschätzfehler der Grundwasserflurabstandskarte



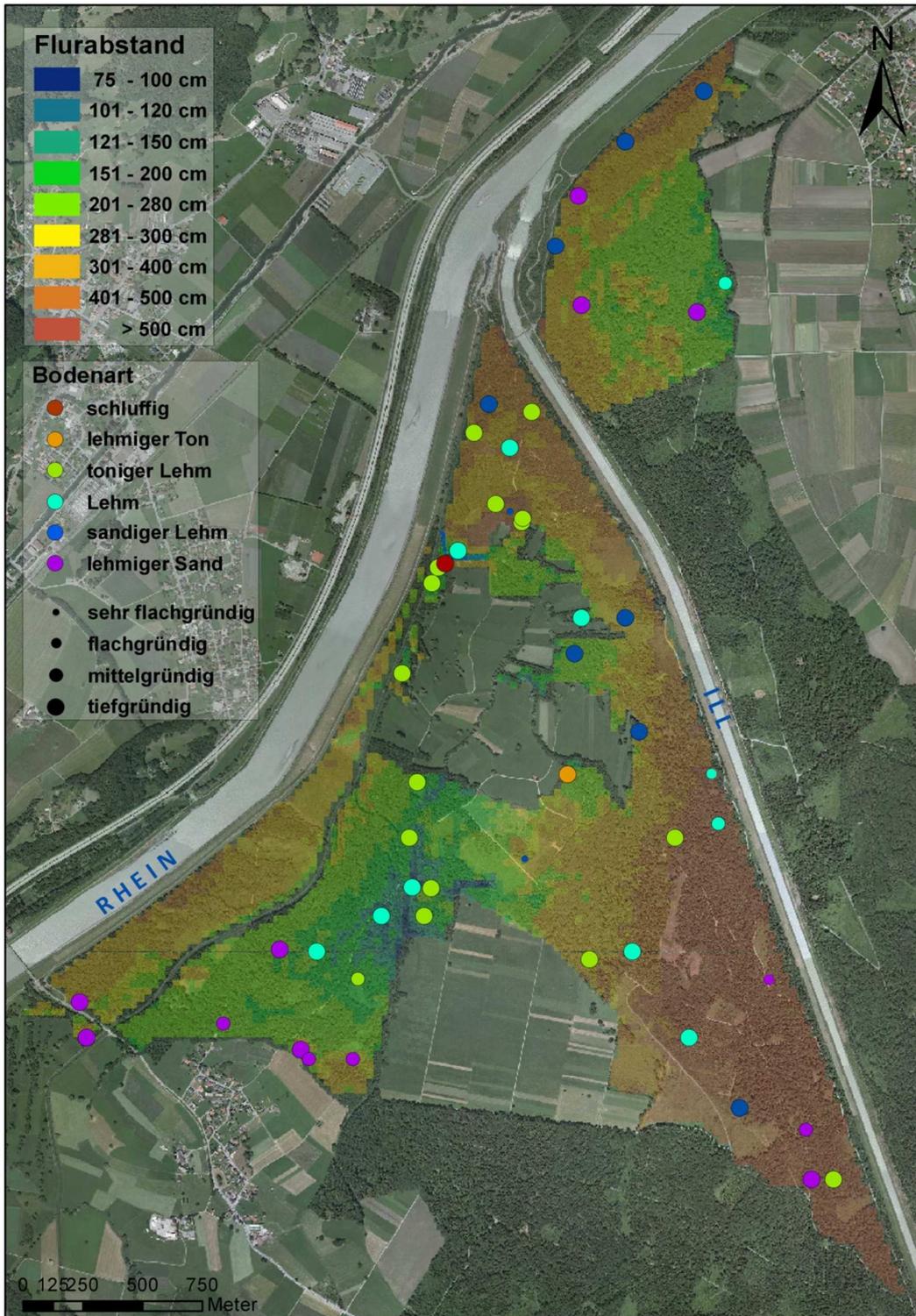
Anhang 12: Grundwasserpegelschwankungen der Messstelle 01.32.71 zusammen mit den Abfluss-Ganglinien von Ill und Rhein sowie den täglichen Niederschlagssummen bei Feldkirch Gisingen im Jahr 2010



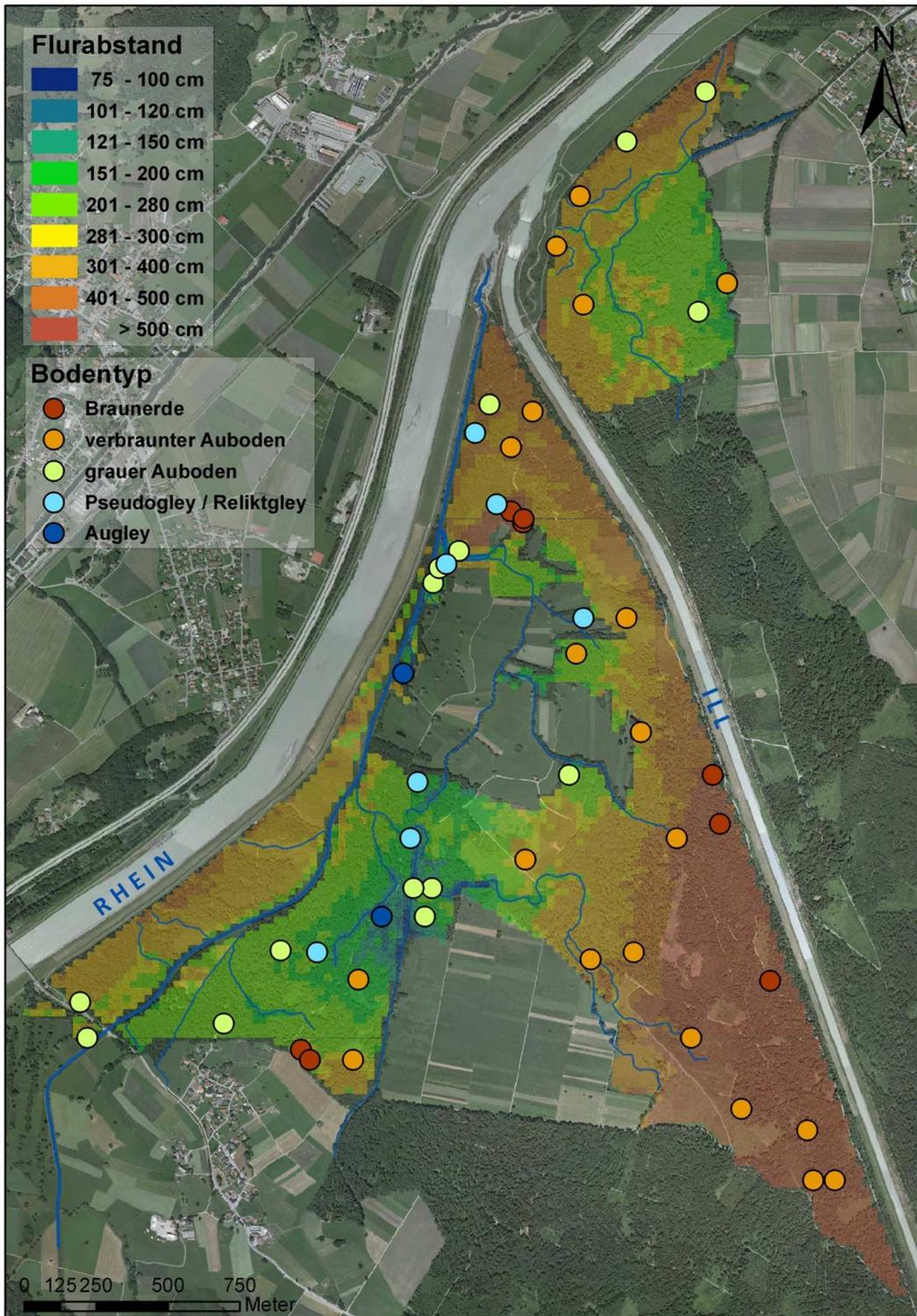
**Anhang 13: Vergleich der Grundwasserganglinien der Messstellen 01.32.71, 01.32.01 und 01.33.06
 ()...mittlerer Flurabstand / Entfernung zum nächstliegenden Fließgewässer (Ill oder Rhein);
 gestrichelte Linie: mittlerer Grundwasserpegel)**



Anhang 14: Interpolierte Grundwasserflurabstände im Untersuchungsgebiet



Anhang 15: Verteilung des Merkmals "Bodenart" und „Gründigkeit“ im Untersuchungsgebiet



Anhang 16: Verteilung des Merkmals "Bodentyp" im Untersuchungsgebiet

Impatiens parviflora	6	26	+ 1 1 . . 1	1 . 1 . . 1	1 1 1 + . 1 .
Galium mollugo	6	26	. 1 1 . 1	+ 1 1 1	1 . 1
Geum urbanum	6	26 1	1	+ 1 . +	1 1 1 +
Maianthemum bifolium	6	26	. . . 1 1 . 1 + 1 . 1 . 1 . 1	1	r 1 .
Lamium maculatum	6	24	1 . 1 1 1	+	1 1 1 1	1 +
Solanum nigrum ssp. nigrum	6	20	+ + + + . 1 . . . +
Galeopsis tetrahit	6	17 1 . . . + 1 1 . . +
Dryopteris dilatata	6	15	+ 2 1 +
Clinopodium vulgare	6	13	r . 1 1 1 1 +
Vicia sepium	6	11	. . . + . + . 1	1 +
Fragaria vesca	6	11 1 . . 1 1	1 1 1
Equisetum arvense	6	9 1	1 . r
Prunus spinosa	4	9	1 + + + +
Prunus spinosa	6	7	+ + +
Listera ovata	6	7	1 1 1
Listera ovata	7	7 1 1 +
Galium aparine	6	7	1 1 1
Molinia arundinacea	6	7 + 2 1
Juglans regia	4	7	1 1 +
Juglans regia	6	7	+ + +
Urtica dioica	6	7	1 + 1 1
Sorbus aucuparia	4	4	1 +
Sorbus aucuparia	6	4	r r
Salix caprea	4	4	+ 1
Ranunculus ficaria	6	4	1 1 1
Hypericum hirsutum	6	4	+ 1
Calamagrostis epigejos	6	4	+ . 1
Viola odorata	7	4	1 1
Carex flacca	6	4	+ 1
Abies alba	6	4	+ . r
Hepatica nobilis	7	4	+ . 1

Anhang 18: Aufnahmen des Equiseto-Alnetum incanae

Flächennummer		9 1 b	9 3 H	4 4 H
Artenzahl (Ø 45)		3 7	4 7	5 1
konstante - Equiseto-Alnetum incanae		L		
Prunus padus	4	.	2	3
Prunus padus	6	1	2	.
Cornus sanguinea	4	2	2	2
Cornus sanguinea	6	1	2	1
Sambucus nigra	4	2	2	2
Sambucus nigra	6	.	2	+
Rubus caesius	6	1	1	1
Brachypodium sylvaticum	6	1	1	1
DA Equiseto-Alnetum incanae typicum				
Phalaris arundinacea	6	.	2	.
Carex acutiformis	6	2	.	.
Phragmites australis	6	+	.	.
DA subass. -asaretosum				
Ulmus glabra	1	1	2	2
Ulmus glabra	6	.	.	+
Acer pseudoplatanus	4	1	.	.
Acer pseudoplatanus	6	+	+	.
Daphne mezereum	4	+	.	.
Mercurialis perennis	6	2	1	4
Asarum europaeum	6	2	.	1
Polygonatum multiflorum	6	+	.	.
DA gegen Aceri-Alnetum incanae				
Euonymus europaeus	4	2	.	1
Euonymus europaeus	6	1	+	1
Crataegus monogyna	4	1	.	.
Crataegus monogyna	6	1	.	.
Ligustrum vulgare	4	.	.	+
Ligustrum vulgare	6	.	+	.
Viburnum opulus	4	.	.	1
Viburnum opulus	6	1	+	1
Clematis vitalba	6	.	2	.
Humulus lupulus	6	.	1	.
Impatiens parviflora	6	.	1	.
CA / DA Alnenion-glutinosae incanae				
Alnus incana	1	2	2	2
Alnus incana	4	+	1	1
Alnus incana	6	2	.	.
CA Alnion incanae				
Festuca gigantea	6	.	+	+
Circaea lutetiana	6	+	1	.
weitere Nässezeiger				
Deschampsia cespitosa	6	.	+	1
Angelica sylvestris	6	.	1	.
Cirsium oleraceum	6	.	1	.

Flächennummer		9 1 b	9 3 H	4 4 H
		3 7	4 7	5 1
CA Fagetalia		L		
Fraxinus excelsior	1	1	3	2
Fraxinus excelsior	4	1	.	.
Fraxinus excelsior	6	1	.	+
Dryopteris filix-mas	6	+	.	+
Carex sylvatica	6	1	+	.
Galium odoratum	6	1	.	.
Primula elatior	6	+	.	.
Sanicula europaea	6	r	.	.
Paris quadrifolia	6	+	.	.
CA Quercu-Fagetea				
Corylus avellana	3	.	1	2
Corylus avellana	6	.	1	+
Hedera helix	6	2	1	1
weitere				
Picea abies	1	.	2	+
Picea abies	6	.	r	.
Prunus spinosa	1	2	.	.
Prunus spinosa	4	3	.	+
Prunus spinosa	6	2	+	.
Betula pendula	1	.	1	.
Acer campestre	1	.	.	+
Acer campestre	6	+	.	.
Quercus robur	1	.	2	.
Quercus robur	6	.	+	.
Lonicera xylosteum	4	2	2	2
Lonicera xylosteum	6	.	1	2
Salix caprea	4	.	.	+
Salix caprea	6	.	.	+
Berberis vulgaris	4	.	.	+
Glechoma hederacea	6	.	2	1
Galeobdolon montanum	6	1	1	.
Lamium maculatum	6	1	1	.
Geum urbanum	6	.	1	1
Solidago gigantea	6	.	1	.
Oxalis acetosella	6	.	1	.
Solanum nigrum ssp. nigrum	6	.	1	.
Galeopsis tetrahit	6	.	+	.
Dryopteris dilatata	6	.	.	+
Fallopia japonica	6	.	r	.
Frühjahrsgeophyten				
Anemone nemorosa	7	1	1	.
Colchicum autumnale	7	1	1	.
Arum maculatum	7	1	1	.
Primula elatior	7	.	1	+

L....Layer: 1 – erste Baumschicht, 3 – zweite Baumschicht, 4- Strauchschicht, 6 – Krautschicht, 7 – Fröhjahrsaufnahme

in unmittelbarer Umgebung vorkommend (Aufnahmenummer):

Actaea spicata (93H, 44H), Polygonatum multiflorum (93H), Carex sylvatica (93H), Stachys sylvatica (93H), Humulus lupulus (44H), Galium odoratum (44H), Carduus crispus (44H), Dryopteris filix-mas (44H), Fragaria vesca (44H), Melica nutans (44H), Eupatorium cannabinum (44H), Sanicula europaea (93H), Dryopteris dilatata (44H), Galium mollugo (44H), Geranium robertianum (44H), Carex alba (44H)

Anhang 19: Aufnahmen des Carici pendulae-Aceretum

Flächennummer		1	1	1		1	1	1
		0	0	0		0	0	0
		4	2	3		4	2	3
				H				H
Artenzahl (Ø 42)		3	4	4		3	4	4
		4	4	8		4	4	8
konstante Carici p.-Aceretum	L				CA Quercu Fagetea / Fagetalia	L		
Fraxinus excelsior	1	3	3	3	Carpinus betulus	1	2	. .
Fraxinus excelsior	3	2	1	.	Fagus sylvatica	1	2	. .
Fraxinus excelsior	4	1	.	.	Tilia cordata	1	.	2 .
Fraxinus excelsior	6	1	.	.	Tilia cordata	3	2	2 2
Ulmus glabra	3	.	2	.	Lonicera xylosteum	4	1	+ 2
Ulmus glabra	4	.	.	+	Lonicera xylosteum	6	.	. 1
Ulmus glabra	6	.	1	+	Dryopteris filix-mas	6	2	1 +
Acer pseudoplatanus	3	2	.	.	Campanula trachelium	6	1	+ 1
Corylus avellana	3	.	2	2	Carex sylvatica	6	1	1 1
Corylus avellana	4	1	1	1	Anemone nemorosa	7	.	2 2
Mercurialis perennis	6	2	3	3	Milium effusum	6	.	1 1
Brachypodium sylvaticum	6	1	1	1	Phyteuma spicatum	6	.	+ 1
Aegopodium podagraria	6	2	2	2	Polygonatum multiflorum	6	.	+ 1
Equisetum arvense	6	.	+	1	Viola reichenbachiana	6	+	. +
Galium aparine	6	.	.	1	Vinca minor	6	2	. .
Silene dioica	6	.	.	1	Scrophularia nodosa	6	.	1 .
CA/DA Tilio-Acerion					Carex digitata	6	1	. .
Acer platanoides	3	.	.	2	Actaea spicata	6	+	. .
Acer platanoides	6	.	.	1	Acer campestre	6	.	. +
Hedera helix	6	2	2	1	weitere Arten			
Galeobdolon montanum	6	1	2	1	Picea abies	1	.	2 .
Aconitum lycoctonum	6	1	1	.	Picea abies	3	2	2 .
Arum maculatum	7	.	1	.	Picea abies	4	1	. .
CA/DA Alnion incanae					Betula pendula	1	2	. .
Quercus robur	1	.	2	3	Dryopteris dilatata	6	+	+ +
Quercus robur	6	.	+	.	Acer campestre	3	.	. 2
Prunus padus	3	1	.	+	Sambucus nigra	4	1	+ .
Prunus padus	4	2	.	+	Impatiens parviflora	6	1	1 +
Prunus padus	6	+	.	1	Athyrium filix-femina	6	+	+ +
Cornus sanguinea	4	.	.	+	Glechoma hederacea	6	+	1 1
Cornus sanguinea	6	+	.	+	Angelica sylvestris	6	+	. .
Crataegus monogyna	4	.	.	+	Cirsium oleraceum	6	.	. +
Crataegus monogyna	6	.	r	+	Ligustrum vulgare	6	.	. 1
Circaea lutetiana	6	1	1	1	Frangula alnus	6	.	. +
Paris quadrifolia	6	1	+	1	Primula elatior	6	+	. +
Euonymus europaeus	6	.	+	+	Oxalis acetosella	6	.	1 1
Rubus caesius	6	.	.	2	Geum urbanum	6	.	1 1

Festuca gigantea	6	.	.	1	Vicia dumetorum	6	.	1	.
Galium odoratum	6	1	.	.	Vicia sepium	6	.	.	1
Frühjahrsblüher					weitere Arten (Fs.)				
Primula elatior	7	1	1	1	Fragaria vesca	6	.	.	1
Colchicum autumnale	7	.	1	.	Lamium maculatum	6	.	1	1
Leucojum vernalis	7	.	1	.	Sambucus nigra	6	.	+	.
Ranunculus ficaria	7	.	1	.	Galeopsis tetrahit	6	.	1	+
Anemone ranunculoides	7	.	.	+	Epilobium parviflorum	6	.	+	.
					Dactylis glomerata	6	.	1	.
					Prunella vulgaris	6	.	1	.

in unmittelbarer Umgebung vorkommend (Aufnahmenummer):

Deschampsia cespitosa (103H), Impatiens noli-tangere (104,102), Rubus fruticosus agg. (102), Galium aparine (104), Geranium robertianum (104), Hypericum hirsutum (104,102), Urtica dioica (104,102), Viburnum lantana (102), Solidago gigantea (102,103H), Stachys sylvatica (104,103H), Petasites hybridus (103H), Chaerophyllum temulum (103H), Dentaria pentaphyllos (103H), Solidago virgaurea ssp. virgaurea (103H)

Anhang 20: Liste der gefährdeten und geschützten Arten im Untersuchungsgebiet

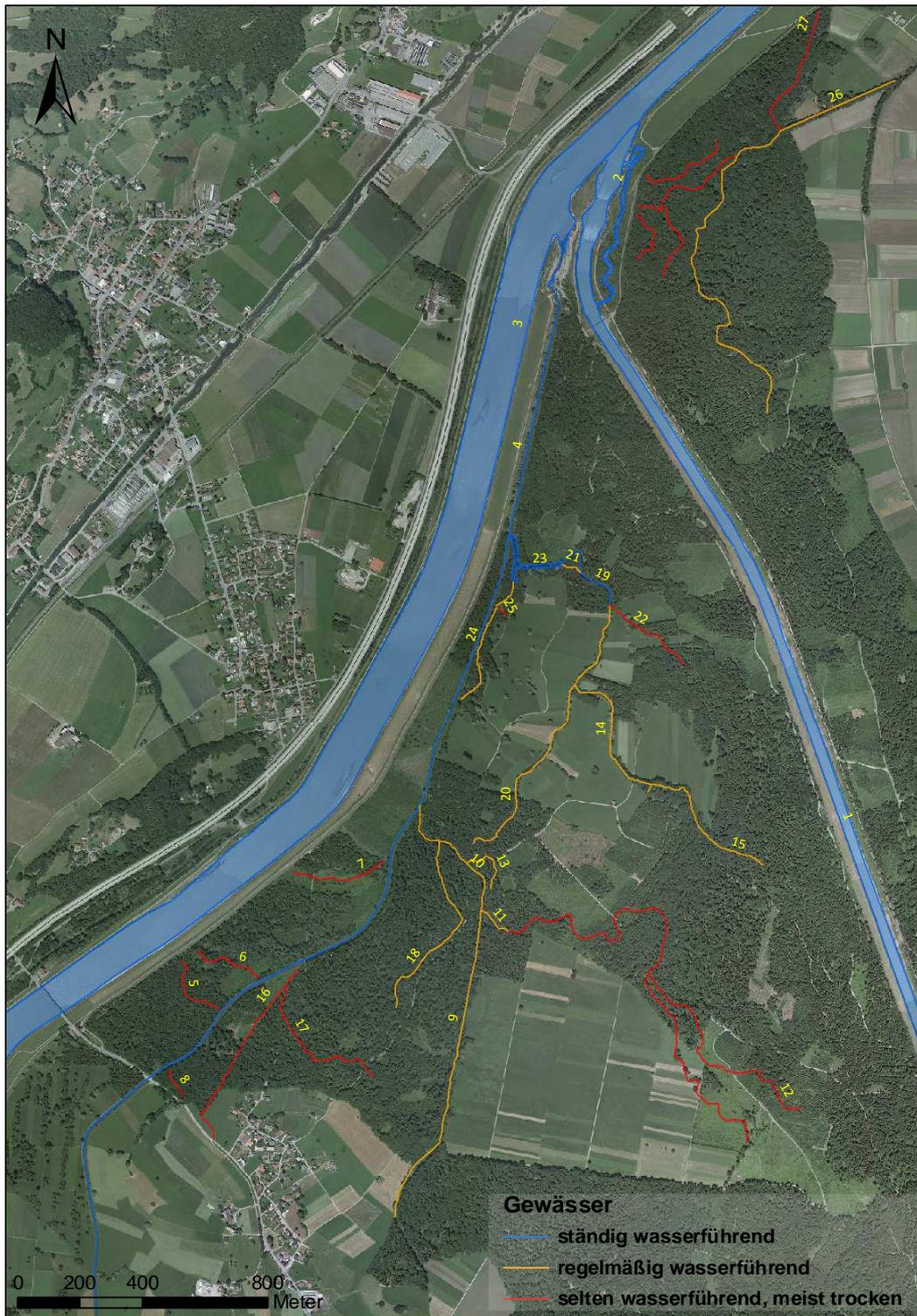
Art	Rote Liste Vlbg	Naturschutzgesetz Vlbg
Chaerophyllum temulum	1	
Iris pseudacorus	2	
Leucojum vernalis	2	
Ulmus minor	2	
Abies alba	3	
Acer campestre	3	
Anemone ranunculoides	3	
Carex distans	3	
Corydalis cava	3	
Cypripedium calceolus	3	
Cypripedium calceolus	3	
Dactylorhiza maculata	3	
Dactylorhiza maculata	3	
Dactylorhiza maculata	3	
Dactylorhiza majalis	3	
Dactylorhiza majalis	3	
Dentaria pentaphyllos	3	
Equisetum hyemale	3	
Hippuris vulgaris	3	
Lysimachia nummularia	3	
Nasturtium officinale	3	vollkommen geschützt
Primula veris	3	
Prunus padus	3	
Taxus baccata	3	
Tilia platyphyllos	3	
Ulmus glabra	3	vollkommen geschützt

<i>Viola alba</i>	3	vollkommen geschützt
<i>Viola odorata</i>	3	vollkommen geschützt
<i>Acer platanoides</i>	4	
<i>Alnus glutinosa</i>	4	
<i>Aquilegia atrata</i>	4	vollkommen geschützt
<i>Arum maculatum</i>	4	
<i>Asarum europaeum</i>	4	
<i>Carduus personata</i>	4	
<i>Carex acutiformis</i>	4	
<i>Carex pendula</i>	4	
<i>Colchicum autumnale</i>	4	
<i>Dentaria bulbifera</i>	4	
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	4	
<i>Filipendula ulmaria</i>	4	
<i>Geum rivale</i>	4	
<i>Hippuris vulgaris</i>	4	
<i>Humulus lupulus</i>	4	
<i>Hypericum hirsutum</i>	4	
<i>Hypericum tetrapterum</i>	4	vollkommen geschützt
<i>Lilium martagon</i>	4	
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	4	
<i>Rhamnus cathartica</i>	4	
<i>Rosa arvensis</i>	4	
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	4	
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>	4	5 Stück
<i>Tilia cordata</i>	4	
<i>Aruncus dioicus</i>	-	5 Stück
<i>Cephalanthera longifolia</i>	-	vollkommen geschützt
<i>Daphne mezereum</i>	-	vollkommen geschützt
<i>Epipactis atrorubens</i>	-	vollkommen geschützt
<i>Listera ovata</i>	-	vollkommen geschützt
<i>Neottia nidus-avis</i>	-	vollkommen geschützt
<i>Platanthera bifolia</i>	-	vollkommen geschützt

Anhang 21: Mittlere Zeigerwerte der einzelnen Aufnahmen

Einheit	Aufnahmefläche	Licht	Feuchtigkeit	Reaktion	Nährstoffe
A	72	5,1	5,5	7,0	5,4
Fraxino-Ulmetum	24	4,8	5,5	7,0	6,1
-caricetosum albae	84	4,7	5,3	6,7	5,8
	101	4,7	5,2	6,8	5,8
	87	4,6	5,3	6,8	5,7
	18	4,9	5,3	7,0	5,7
	88	5,0	5,4	6,8	6,4
	82	5,1	5,3	6,8	5,3
	53	4,7	5,3	7,1	5,6
	81	5,1	5,4	6,8	5,9
	83H	5,5	5,3	6,9	5,4
	23H	5,3	5,6	6,8	6,1
	52H	4,8	5,3	7,0	5,9
	67H	4,9	5,4	7,1	5,9
	Max	5,4	5,6	7,1	6,4
	Min	4,6	5,2	6,7	5,3
B	76	5,2	5,7	7,1	5,8
Fraxino-Ulmetum	75	5,2	5,7	7,2	5,6
-caricetosum albae	77	4,7	5,6	6,9	5,8
	10	4,4	5,5	6,9	6,1
	62	4,7	5,3	6,8	6,3
	21	5,1	5,5	7,0	6,4
	78	4,8	5,6	6,9	6,2
	86H	5,1	5,0	6,8	5,2
	73H	5,0	5,5	7,1	5,9
	71H	4,6	5,4	6,8	6,3
	31H	4,7	5,5	6,9	5,8
	68H	5,0	5,2	7,2	5,9
	Max	5,2	5,7	7,2	6,4
	Min	4,4	5,0	6,8	5,2

C Fraxino-Ulmetum -typicum	42	4,6	5,8	6,5	6,3
	41	4,6	5,6	6,9	6,2
	11	4,8	5,5	6,8	6,0
	33	4,9	5,6	6,8	6,2
	64	5,1	5,9	6,9	6,1
	63	4,5	5,8	6,8	6,3
	61	5,2	5,7	6,8	6,2
	74H	5,2	5,8	7,0	6,2
	54H	4,2	5,3	6,9	6,1
	34H	4,9	5,7	7,0	6,1
	22H	4,7	5,5	6,7	6,6
	Max	5,2	5,9	7,0	6,6
	Min	4,2	5,3	6,5	6,0
D Fraxino-Ulmetum -alnetosum glutinosae	51	5,0	5,6	6,8	6,2
	12	5,0	5,9	6,8	5,9
	66	5,0	5,8	6,9	6,4
	91a	5,6	6,7	7,0	6,3
	F01H	4,7	6,1	6,8	6,6
	13	5,0	5,8	6,6	6,2
	92	5,6	5,9	7,0	6,2
	65	5,4	6,4	6,9	6,4
	14H	5,5	5,9	6,9	6,8
	Max	5,6	6,7	7,0	6,8
Min	4,7	5,6	6,6	5,9	
E.-Alnetum incanae	93H	5,3	5,5	7,1	6,2
	91b	4,7	5,8	7,0	6,4
	44H	5,4	5,9	6,8	6,2
	Max	5,4	5,9	7,1	6,4
	Min	4,7	5,5	6,9	6,2
Carici p.-Aceretum	102	4,5	5,6	6,6	6,4
	103	4,2	5,8	6,8	6,4
	104H	4,6	5,7	6,6	6,2
	Max	4,6	5,8	6,8	6,4
	Min	4,2	5,6	6,6	6,2



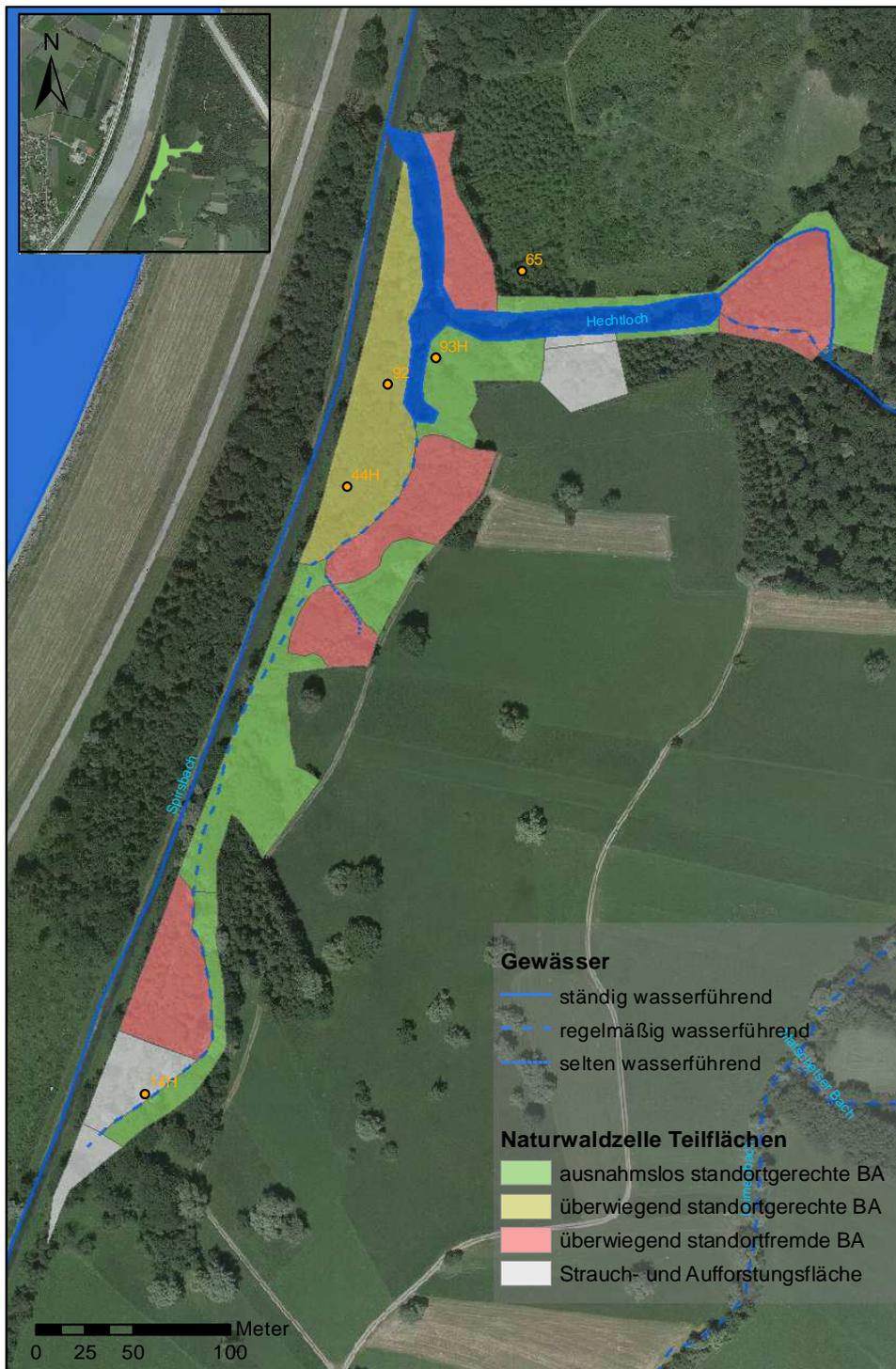
Anhang 22: Wasserführung der Gießenbäche und anderer Gewässer im Untersuchungsgebiet (Beschreibung der Gewässernummer findet sich in Anhang 17)

Anhang 23: Auflistung der untersuchten Gewässer im Untersuchungsgebiet

Gew_Nr.	Gew_Name	st_wf	reg_Wf	slt_wf	tro_fa	Hydro- und Helophyten	Bemerkung
1	III	1					
2	III Nebengerinne_Fischaufstiegshilfe	1					
3	Rhein	1					
4	Spirsbach	1				1	
5	Spirsbach Seitenarm 1			1	1		ca. 1m tief, mit Bäumen im Graben
6	Spirsbach Seitenarm 2			1	1		
7	Spirsbach Seitenarm 3			1	1		
8	Spirsbach Seitenarm 4			1	1		2 m tief, 3 m breit, keine Nässezeiger
9	Unterriedgraben		1			1	Aug.2012: knöchel- bis knietief, langsam fließend; Graben dicht mit Phragmites australis bewachsen, daneben Cannabium eupatorium, Angelica sylvestris, Carex pendula, Caltha palustris, Nasturtium officinale, Ranunculus repens, Ranunculus subg. Batrachium, Mentha aquatica und Galium palustre Jul.2011: knöcheltief Apr.2012: großteils nicht wasserführend, aber feucht, mit Helophyten
10	Sörabach (0-0.48 km)		1			1	Aug.2012: knietief, langsam fließend; Graben dicht mit Phragmites australis bewachsen, daneben Cannabium eupatorium, Angelica sylvestris, Carex pendula, Caltha palustris, Nasturtium officinale, Ranunculus repens, Mentha aquatica und Galium palustre Jul.2011: knöchel- bis knietief Apr.2012: großteils wasserführend, in der Nähe des Unterriedgrabens nur staunass
11	Sörabach (0.48-0.52 km)		1			1	bei Abzweigung Unterriedgraben zu Fläche 12A Aug.2012: direkt bei Abzweigung zuerst knöcheltief wasserführend, dann staunass; Caltha palustris, Ranunculus repens Jul.2011: nicht wasserführend, aber nass, mit Nasturtium officinale, Ranunculus repens, Caltha palustris
12	Sörabach (ab 0.52 km)			1	1		Sep.2012: relativ flacher Graben; z.T mit Fichten im Graben, keine Nässezeiger
13	Sörabach Seitengraben (bei 0.25 km)		1		1	1	ca.1m tief, 3m breit Jul.2011: wasserführend Sep.2012: trocken, vereinzelt mit Helophyten

14	Matschelser Bach	1	1		Aug.2012: ab Brücke bei 23H etwas mehr als knöcheltief wasserführend; kurzer Seitengraben bei 23H nicht wasserführend; generell fast ohne Vegetation, keine Amphiphyten oder bestandsbildende Helophyten Jul.2011: nicht wasserführend	
15	Matschelser Bach_Verlängerung	1	1		Verlängerung des Matschelser Baches, im Beobachtungszeitraum nicht wasserführend	
16	Bangser Graben		1	1	1	Aug.2012: trocken, ohne feuchte Stellen, nur vereinzelt Phragmites australis, Angelica sylvestris, Carex acutiformis; sonst viel Rubus fruct. agg
17	Bangser Graben_Abzweigung		1	1		
18	Baganel Graben	1		1		Sep.2012: kaum bis keine besonderen Nässezeiger, ca. 80 cm tief, 2 m breit, vermutlich zeitweise trockenfallend
19	Leimenbach (0.2-0.4km)	1				Aug.2012: z.T schneller fließende Abschnitte mit Phalaris arundinacea anstatt Phragmites australis, daneben viel Nasturtium officinale, Caltha palustris vereinzelt Veronica beccabunga; Bach mit schwarzem Schlamm
20	Leimenbach (ab 0.40km)		1			Aug.2012: knietief wasserführend, wenig Vegetation; vereinzelt Phragmites australis, Nasturtium officinale und Caltha palustris
21	Teilstrecke Leimenbach vor Hechtloch	1				Sep.2012: langsam fließende Abzweigung, kaum wasserführend
22	Leimenbach Seitengraben		1	1		Sep.2012: nicht wasserführend, keine Anzeichen einer Wasserführung
23	Hechtloch	1				großes Schilfröhricht bei 0.2 km (Phragmites australis), daneben Carex acutiformis, Nasturtium officinale, Caltha palustris und Mentha aquatica, Callitriche palustris agg., Hippuris vulgaris, Iris pseudacorus durchgehend dunkler Schlamm
24	Gießen NWZ		1			Aug.2012: bei 14H nicht wasserführend, ansonsten stellenweise knietief mit Nasturtium officinale Jul.2011: nicht wasserführend bis auf Bereich Nähe des Hechtlochs
25	Seitengraben NWZ		1	1		meist ständig trocken, ohne Nässezeiger
26	großer Gießenbach in Meiningen	1	1	1		überwiegend trocken, wenige Nässezeiger
27	Gräben in Meiningen		1	1		nur bei ausgiebigen Regenfällen mit Wasser gefüllt, keine Nässezeiger

st_wf...ständig wasserführend, reg_w...regelmäßig wasserführend, teilweise trockenfallend, tro_fa...meistens trocken, nur bei Starkregenereignissen wasserführend

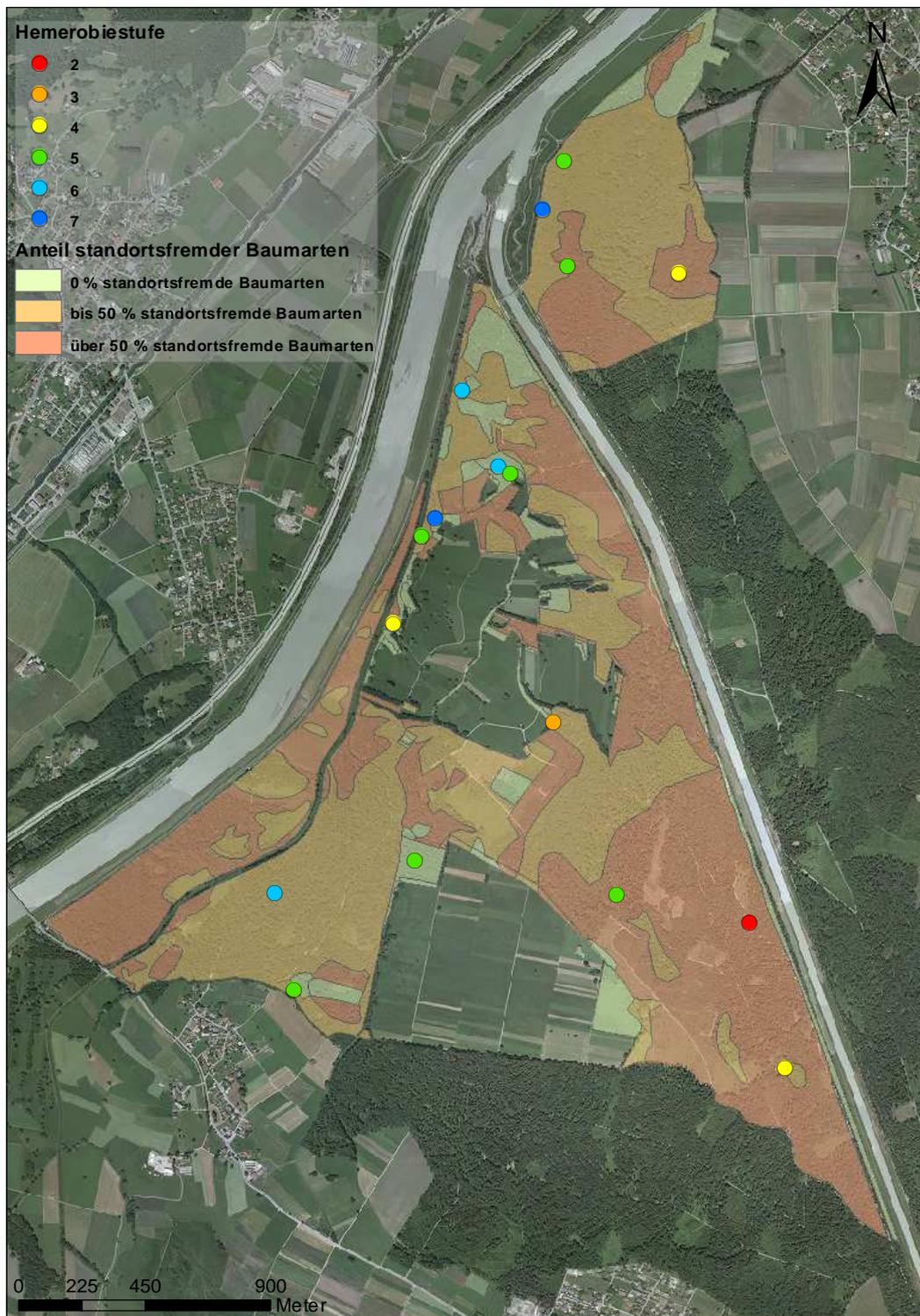


Anhang 24: Anteil standortfremder Baumarten in der Naturwaldzelle

Anhang 26: Detaillierergebnisse der Hemerobiebewertung des Ansatzes 3

FN	NBA	NVG	VJ	FVJ	NZ	EW	TH	BA	ST	DVBA	DVVG	KB_Nn	KB_VJ	KB_BD	KB_AZ	KB_ES	KB_BR	KB_AR	KB_DIV	KB_BS	HEM
14H	3	3	0	8	5	4,2	4	7	1,25	5	9	3	0	2,25	3	5,45	5	8	7	5,8	4
22H	2	5	9	9	6	4,4	1	5	1,25	5	9	3	9	4,50	5,5	5,65	4	8	5	4,4	5
23H	1	3	9	7	1	4	0,5	7	1,25	5	9	1	8	2,75	2	5,25	4	8	7	5,2	3
31H	6	7	9	7	4	6	1,5	7	1,75	5	9	6	8	6,50	5,5	7,75	6	8	7	6,4	6
34H	2	5	0	9	5	4	0,5	5	1,75	1	9	3	0	2,25	3	5,75	5	6	5	5	4
44H	7	3	0	9	6	5,5	2	7	1,25	9	9	5	0	3,75	5	6,75	5	9	7	5,8	5
52H	4,5	7	0	9	4	4,2	1	7	1,75	5	9	5,5	0	4,13	4	5,95	4	8	7	5,2	4
54H	3	5	0	9	7	3,6	2	7	1,75	5	7	4	0	3,00	5	5,35	4	5	6	4,8	5
67H	6	7	9	9	6	5,5	4,5	9	1,75	5	7	6	9	6,75	7	7,25	6,5	5	7	6,7	7
68H	1,5	7	9	9	5	3,9	2,5	9	1,75	5	7	3	9	4,50	4,5	5,65	4,5	5	7	5,5	5
71H	3	5	0	9	6	4,8	1	7	1,75	1	9	4	0	3,00	4	6,55	5	6	7	5,8	5
73H	6	7	9	9	4	6	3	7	0,00	5	9	6	9	6,75	6	6,00	5	8	7	5,8	6
74H	4,5	7	9	9	5	5,1	2,5	7	1,25	9	7	5,5	9	6,38	6	6,35	4,5	7	7	5,5	6
83H	2,5	5	6	9	2	4,2	1	7	1,25	9	9	4	7	4,75	4	5,45	3	9	7	4,6	4
86H	1	5	0	9	4	2,7	1,5	5	0,00	1	7	1	0	0,75	2	2,70	2,5	4	5	3,5	2
F01H	4	5	0	9	6	9	9	9	1,75	5	9	4	0	3,00	4	9,00	9	8	8	8,6	5
93H	4	9	0	9	9	9	9	8	1,75	9	9	6	0	4,50	6	9,00	9	9	8	8,6	7
103H	1,5	7	9	9	5	6	9	7	1,50	9	9	3	9	4,50	4,5	7,50	8	9	7	7,6	5

FN...Flächennummer, NBA...Naturnähe Baumartenkombination, NVG...Naturnähe der Bodenvegetation, VJ...Verjüngungsart, FVJ...Fläche der Freiverjüngung, NZ...Nutzung/Beeinflussung, EW...Entwicklungsstufe, TH...Totholz, BA...Bestandesaufbau, ST...Strukturzuschlag, DVBA...Diversität Baumarten, DVVG...Diversität Bodenvegetation, KB_Nn...Naturnähe der Vegetation, KB_VJ...Naturnähe der Verjüngung, KB_BD...Naturnähe des Bestandes, KB_AZ...Naturnähe der Artenzusammensetzung, KB_ES...Entwicklungsstadium, KB_BR...Bestandesreife, KB_AR...Artenreichtum, KB_DIV...Diversität, KB_BS...Naturnähe Bestandesstruktur, HEM...Hemerobie-Relativwert



Anhang 27: Verteilung der Hemerobiestufen im Untersuchungsgebiet (ohne F01H) sowie Anteil standortsfremder Baumarten (Quelle: AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG, Abteilung Forstwesen,

ZUSAMMENFASSUNG

Der Bestand der klassischen Hartholzau (Fraxino-Ulmetum) ist im Wesentlichen an zwei abiotische Faktoren gebunden. Periodische Überflutungen und stark schwankende Grundwasserpegelstände sorgen für charakteristische, von fluviatilen Sedimenten geprägte Bodenhorizonte, zusätzlichen Nährstoffeintrag und eine autotypische Vegetation, die an die wechselfeuchten Bedingungen optimal angepasst ist. Störungen der natürlichen Auedynamik resultieren in einer Veränderung der Waldstruktur und der Artenzusammensetzung der ehemals intakten Auwaldvegetation.

Die Waldflächen des Natura-2000-Gebietes Bangs und Matschels (Vorarlberg) werden seit Anfang des letzten Jahrhunderts nicht mehr überflutet. Durch die Sohleneintiefung des Rheins seit den 50er Jahren droht nun auch der Einfluss des Grundwassers auf die Waldflächen vollends verloren zu gehen. Hinzu kommt eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung, die zu einem erheblichen Wandel in der Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur geführt hat.

Die vorliegende Studie beschreibt die Auswirkungen der veränderten abiotischen Standortbedingungen sowie der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Vegetation und den generellen Auwaldcharakter.

Hierfür wurden Abflussganglinien der Flüsse Ill und Rhein, angrenzende Grundwasserpegelstände und eine eigens durch Interpolation (KRIGING) in ArcMap erstellte Flurabstandskarte für die Beschreibung der Standortverhältnisse herangezogen. Eine Charakterisierung der Bodenhorizonte, der floristischen Artenzusammensetzung und des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation (Bewertung des Hemerobiegrades) liefern einen Gesamtüberblick über den Zustand der Hartholzau von Bangs-Matschels.

Die Ergebnisse zeigen, dass große Bereiche der Waldflächen bereits außerhalb des Einflussbereiches des Grundwasserspiegels liegen, die Grundwasserspiegelschwankungen entsprechen dabei einem Bruchteil der natürlichen Schwankungsamplitude. Mit dem Flurabstand steigt auch der Anteil reifer Bodenprofile, unreife Auböden (Grauer Auböden) und Augleye beschränken sich auf Geländedepressionen mit hohem Grundwasserspiegel. Die Artenzusammensetzung der Vegetation folgt ebenfalls einem Feuchte- und Reifegradienten. Hohe Feuchte- und Stickstoffzeigerzahlen nach ELLENBERG korrelieren negativ mit dem Flurabstand und der Ausbildung reifer Bodentypen (Braunerden, Verbraunte Auböden).

Mit Ausbleiben der Überflutung und des Grundwassereinflusses steigt die Zahl mesophiler und xerophiler Arten, Übergänge vom Fraxino-Ulmetum zum Carici pendulae-Aceretum sind dabei fließend. Einen großen Einfluss auf die Waldstruktur hat die forstwirtschaftliche Nutzung. Der Großteil der Untersuchungsflächen gilt als „mäßig verändert“, die Defizite basieren auf dem Vorkommen standortfremder Baumarten, der geringen Totholzmenge und der unzureichenden Schichtung des Bestandes. Die weitere Entwicklung des Auwaldes ist einerseits von der zukünftigen Bewirtschaftungsweise abhängig. Andererseits sollten mögliche Auswirkungen flussbaulicher Projekte auf den Grundwasserspiegel genauestens beobachtet werden.

ABSTRACT

Floodplain forests are characterised by two essential factors. Periodic flooding and high groundwater levels determine the maturity of soils and the typical composition of riparian vegetation. Disturbances to floodplain dynamics generally result in a drastic change of species composition and forest structure. The (former) floodplain forest of the Natura-2000 site Bangs-Matschels in Vorarlberg has been subject to missing inundation and increasing depth to groundwater level due to river regulations and stream bed erosion for over a century.

This study aims to evaluate the effect of these changes to floodplain vegetation and to which extent groundwater level fluctuations, maturity of soils and forestry – in terms of hemeroby - contribute to on-going succession and changes in forest structure.

Therefore, streamflow data of adjacent rivers and groundwater data were examined. Depths to groundwater level were interpolated for the whole study site using Kriging-methods in ArcMap. Additional field studies describe soil conditions, vegetation patterns and anthropogenic influence on forest development.

Results show that the majority of forest sites have lost contact to groundwater level and the maturity of soils correlates with increasing depth to groundwater level. High Ellenberg indicator values for moisture and nutrients correlate to low depths to groundwater level and immature soil profiles. In general, the amount of mesophilic and xerophilic species increases with decreasing influence of groundwater dynamics. Syntaxonomical shifts to terrestrial forest types (e.g. *Carici pendulae-Aceretum*) can be observed. The greatest impact on forest structure is due to intensive forestry. Most stands show insufficient stratification of tree layers and a severe lack of deadwood.

The prospective development of the floodplain forest in Bangs-Matschels is depending on future silvicultural management and changes in groundwater dynamics due to river engineering measures.

LEBENS LAUF

CHRISTIAN KUEHS

E-mail: christian.kuehs@aon.at

AUSBILDUNG

- Okt. 06 – Nov. 13** **Universität Wien**
Diplomstudium Ökologie
Schwerpunkt Vegetations- und Landschaftsökologie

am Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und
Landschaftsökologie
- Sep. 96 – Jun. 04** **Neusprachliches Gymnasium Gallusstraße, Bregenz**
Matura mit ausgezeichnetem Erfolg

TUTORIUM

- Mär. 12 und Mär. 13** **Universität Wien**
Tutor der Lehrveranstaltung „Raumanalytische Methoden im
Naturschutz“ – Anwendung von ArcGIS10

PRAKTIKA und ZUSATZQUALIFIKATIONEN

- Jän. 13** **Max Planck Institut für Ornithologie, Radolfzell**
Vogelberingerkurs (Theorie) in der Beringerzentrale Radolfzell
- Jun. 12 – Nov. 12** **Ausbildung zum zertifizierten Waldpädagogen**
Zertifikatslehrgang des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für
Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW) - inkl. forstfachlichem
Seminar und Prüfung
- Okt. 10 – Feb. 11** **Österreichische Umweltschutzorganisation Global2000**
Umweltkulturpraktikum
Öffentlichkeitsarbeit, Organisation von Events und Aktionen

BERUFSERFHRUNG

Jul.-Sep.13	Biotopkartierung der Almflächen des Hochgebirgsnaturparks Zillertaler Alpen Planung und Durchführung einer naturschutzfachlichen Bewertung der Almflächen in den Zillertaler Alpen
Aug. 10	Forstabteilung der Bezirkshauptmannschaft Feldkirch Mitarbeit beim Wildschaden-Monitoring Erfassung von Naturverjüngung und Wildschäden im Wald
Feb. 06 – Sep. 06	Europäischer Freiwilligendienst (EFD), Süd-England Charity Organisation - Countryside Education Trust, Hampshire Führung von Schulklassen durch den Nationalpark New Forest

WEITERE TÄTIGKEITEN

Aug. 08 und 09	Alpenschutzverband Vorarlberg Teilnahme an der Aktion „Saubere Alpen, saubere Gewässer“
Feb. 05 – Feb. 06	Zivildienst im Landeskrankenhaus Bregenz Patiententransport und –betreuung

EDV und FREMDSPRACHEN

EDV	ArcGIS Geoinformationssystem R-Statistik freie Programmiersprache für statistisches Rechnen und statistische Grafiken Statgraphics statistische Analysen und Grafiken Sigmaplot wissenschaftliche Datenanalyse und Datenpräsentation Juice Software für Vegetationsklassifizierungen Msoffice
Fremdsprachen	Englisch fließend - First Certificate in English (Cambridge ESOL) Französisch Maturaniveau Spanisch Grundkenntnisse

DANKSAGUNG

Zu guter Letzt noch ein paar Worte des Dankeschöns an alle, die mich während meines Studiums und auch abseits davon begleitet und unterstützt haben!

Ein besonderer Dank gilt meinem Betreuer Karl Reiter, der mir bei der Erarbeitung dieser Studie sehr viel Freiraum gewährt hat und mir stets hilfreich zur Seite stand.

Weiters bedanke ich mich bei...

... meiner direkten Ansprechperson im Ländle, Cornelia Peter von der Naturschutzabteilung des Landes Vorarlberg, für die hilfreichen Informationen und Weitervermittlungen.

... Caroline Zsak für die Access-Hilfe.

... dem Haufen netter Leute im Dipl-Kammerl. Gmätlich wors!

... meinen langjährigen Studienkollegen, die ich mittlerweile zu meinen Freunden zählen darf!

... meinen altbekannten und doch nicht faden Freunden für die notwendige Ablenkung!

... der Familie Lustig in wechselnder aber wohlgeemerkt stets perfekter Besetzung!

... meiner Familie, besonders Gitti und Gerhard for financial and mental support!

... Sebi. einen besten Freund braucht man eben! Cheers!

... Anna. sie weiß Bescheid!

... meinen Eltern, Renate und Wolfgang, die mich in allem unterstützt haben, was mir so in den Sinn gekommen ist und mir immer gute Freunde waren!

... mir selber. fürs fertigwerden und so.