

Umweltministerium
Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umwelt, Schussbühel 2, 6020 Innsbruck, Tirol, Österreich
www.tirol.gv.at

Überlegungen zur Funktionsfähigkeit von Flussauen und Feuchtgebieten aus vegetationsökologischer Sicht

W. Lazowski

Kagraner Anger, Wien. E-mail: lazowski@chello.at

Abstract

The article summarises some scientific concepts of water affected ecosystems as part of dynamic ground or open water bodies and in some cases as aquatic-terrestrial transition zones, e. g. in riverine landscapes. The main aspects of these concepts are the hydromorphologic components, integrating hydrological and geomorphological features of ecological dynamics and geobotanical aspects of ecosystems like succession, structure and entities of vegetation (plant sociology). Important site factors are seen as system determinants.

Integrated concepts, in context with a good data base, provide some approaches of evaluating the ecological situation of a given wetland or floodplain ecosystem. The article further presents a verbal characterized scheme of the ecological status of these systems, which are in fact complex situations of complex ecosystems. Interdisciplinary more than sectoral approaches have to indicate and to weigh this. The base and the prerequisites of all that before are good and sufficient investigations in a real landscape.

Keywords: Flussauen, Feuchtgebiete, ökologische Funktionsfähigkeit, Pflanzensoziologie, Hydromorphologie, Evaluation

Der Aufsatz behandelt einige Konzepte zur Funktion und Integrität wasserabhängiger Ökosysteme, insbesondere als Bestandteile dynamischer Grund- und Oberflächenwasserkörper bzw. als aquatisch-terrestrische Übergangszonen von Flusslandschaften. Schwerpunkte dieser Konzepte sind u. a. die hydromorphologischen Qualitätskomponenten, welche hydrologische und geomorphologische Aspekte ökologischer Prozesse integrieren, sowie pflanzensoziologische Qualitätskriterien wie Sukzessionen, Muster und Strukturen der Vegetation. Wichtige Standortfaktoren werden als ökologische Determinanten angesehen.

Integrierende Konzepte bieten, im Zusammenhang mit einer ausreichenden Datenbasis, verschiedene Ansätze zur Evaluierung der ökologischen Situation eines bestimmten Flussauen-Ökosystems oder Feuchtgebiets. Der Aufsatz stellt ein in diesem Sinne charakterisiertes Schema der ökologischen

Funktionsfähigkeit (Integrität) solcher landschaftlichen Ökosysteme vor. Interdisziplinäre Forschungen zur Funktion, Komplexität und Integrität von Ökosystemen und nicht nur sektorale Untersuchungen, sollten in Zukunft vermehrt wahrgenommen und durchgeführt werden.

Einleitung

Potential wird allgemein als Möglichkeit oder Leistungsfähigkeit definiert. In naturwissenschaftlicher Hinsicht stehen Potentiale immer in Abhängigkeit von Bedingungen, in ökologischer Hinsicht eben von bestimmten Faktoren (Determinanten) und deren Konstellationen.

Die auf das jeweilige Ökosystem, von „außen“, einwirkenden Umweltfaktoren betreffen zuerst Eigenschaften und Einflüsse der unbelebten Natur, seien es klimatische, geologische, orographische und edaphische (abiotische) Faktoren, an Fließgewässern besonders hydrologische und chemische Faktoren oder Wirkungen welche aus der kinetischen Energie des Fließgewässers resultieren (physikalische Faktoren). Interne Systembedingungen wie Struktur, Stoff- und Energiehaushalt werden bereits wesentlich von biotischen Faktoren bestimmt. Evaluierung muß daher von den Konditionen ausgehen und aus der Differenz zwischen aktueller Situation (Bestand) und Potential schließlich die Bewertung durchführen. Wichtig erscheint dabei das potentiell Natürliche und potentiell Mögliche, letzteres als auf einen auch varianten Sollzustand hin geordnetes Potential, auseinander zu halten, wie es allgemein zwischen Analyse und Evaluation üblich ist.

Sektorale Beurteilung und Aussagerahmen

Vorliegende Beurteilungen der Ökologischen Funktionsfähigkeit (ÖF) aus sektoraler Sicht, wie z. B. anhand des Makrozoobenthos (Moog 1994, Grasser 1994), oder der Fischfauna (Fame 2005, Schmutz & Waidbacher 1994, Zauner & Schmutz 1994), haben auch einen räumlichen Bezug wie etwa zur Substratverteilung und -struktur im Fließgewässer, zu den hydraulischen Bedingungen im Flussbett, der Verteilung der Fließgeschwindigkeit sowie der Differenzierung in lenitische und lotische Biotope oder zur lateralen, longitudinalen und auch vertikalen Konnektivität im Fließgewässer bzw. zwischen Fließgewässer und Umland (Ward & Stanford 1989). Funktionelle Aspekte stehen in zentraler Beziehung zur ÖF. Sie können auf Taxa, Biozönosen und auch auf Ökosysteme angewandt werden (vgl. „Auen-Index“, Chovanec et al., in Vorb.).

Funktionelle Eigenschaften der Vegetation wie Primärproduktion, Aufschließung, Aufnahme und Umsetzung von Nährstoffen haben eher allgemeinen ökologischen Charakter. Spezifische Funktionen der Auenvegetation scheinen

eher im unmittelbaren Einflussbereich des Fließgewässers mit hoher „Flussdynamik“, etwa über die Wirkung auf die Sedimentation, umgekehrt über den Eintrag von organischem Material (Laub, Totholz, bzw. POM) in das Fließgewässer oder in Form der hohen Produktionsleistung von Pionier- und Anfangsgesellschaften, gegeben zu sein (Muhar et al. 2000). Ein anderer Bereich wären die Funktionen von Helo- und Makrophytengesellschaften in den vom Fließgewässer entfernten Stillgewässern im Stoffhaushalt dieser Auen-Teilsysteme (Gätz & Kraill 1992).

Schließlich stellen Sukzessionen eine Funktion des Standortes dar. Der Standort ergibt sich aus der Wirkung bzw. den Bedingungen der Umweltfaktoren in horizontaler und vertikaler Ausdehnung. Erwähnt seien die Wirkungen des Fließgewässers auf die sich entwickelnde Vegetation (allogene Sukzession) oder allgemein der Grund- und Hochwassereinfluss auf die verschiedenen, z. T. flächigen Standorte der Flussauen. Dieser Bedingungs- und Ereignischarakter lässt sich formal mit dem jeweiligen Standortpotential und den nach ihm möglichen (bzw. wahrscheinlichen) ökologischen Prozessen beschreiben. Damit im Zusammenhang steht wiederum das Konzept Tüxens der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV).

Die aktuelle, räumlich-strukturelle Situation der Vegetation hat immer einen Standortsbezug. Vegetation und Standort weisen zudem einen zeitlichen Bezug, während Sukzessionen etwa als phasenbezogene Konstellation, und stochastische Eigenschaften auf.

Funktionsfähigkeit ergibt sich aus Wechselbeziehungen zwischen „Einheiten“ (Entitäten) einer über diese Relationen organisierten Gesamtheit (System). Bestimmte Konstellationen von Systemelementen und Wirkungsverknüpfungen bestimmen die Funktion oder deren mehrere, es lässt sich somit auch ein Systemzweck erkennen oder aus dieser Sicht heraus definieren. Vorerst ist allerdings festzustellen, dass Funktionen nur vom Beobachter als zweckorientierte Operationen gesehen werden und vom Maßstab der Betrachtung abhängig sind (Habersack 2000). Sie ergeben sich aus resultierenden Prozessen, als den grundlegenden Eigenschaften von Systemen.

Systemfunktionen können erlöschen, wenn Konstellationen von Elementen und Verknüpfungen verändert, Elemente herausgelöst oder ihre Zustandsgrößen verändert werden. Das System verliert seine spezifische Systemintegrität (Bossel 1994).

Diese allgemeinen Überlegungen können auch auf Ökosysteme angelegt werden, seien es Fließgewässer oder höher integrierte, landschaftliche Ökosysteme.

Die spezifischen Bedingungen von Ökosystemen werden hauptsächlich vom Klima bestimmt (Temperatur, Strahlung, Niederschlag). Dies gilt für terrestrische Systeme mehr als für aquatische, doch können andere Umweltfaktoren (Substrat, Bodenchemismus, Wasser) die klimatischen Faktoren lokal überprägen. In aquatischen Ökosystemen konstituieren interne (physikalisch-chemische) wie externe (klimatische) Faktoren gleichermaßen diese Bedingungen.

In dem von Fließgewässern beeinflussten Umland ist der zusätzliche Wassereinfluss, in Form regelmäßiger Überflutungen und durch das Grundwasser, für die spezifische Ausprägung der Standorte entscheidend. Topogene Niedermoore und Grundwasserauen können allein dem Grundwassereinfluss bzw. der von einem Fließgewässer oder vom Niederschlag abhängigen Grundwasserdynamik unterliegen.

Der Wechsel der Wasserstände, um einer Definition G. Hügin's zu folgen, ist für Flussauen entscheidend. Sie werden bei Hochwasserständen überflutet und fallen anschließend wieder trocken (Mittel- und Niederwasserstände). Definitionen der Feuchtgebiete, betonen wiederum einen mehr oder weniger konstanten Wassereinfluss (Matthews 1993). Obwohl es standörtliche Übereinstimmungen gibt, können die ökologischen Unterschiede zwischen Flussauen und typischen Feuchtgebieten beträchtlich sein. Dies wird häufig begrifflich wie auch semantisch, nicht unterschieden.

Für die hydrologische Charakteristik von Flussauen ist das Abflussverhalten des Fließgewässers entscheidend. Es kann dargestellt werden durch:

Regimetyp (Mader, Steidl & Wimmer 1996)

Ganglinie bezogen auf ein Jahr oder als statistisch „mittlere“ Ganglinie einer Jahresreihe. Dabei können Abflusswerte oder Wasserstandswerte (Pegelwerte) zur Anwendung kommen. Werden Pegelwerte verwendet, ist die Amplitude der Wasserstände auf ein Zeitintervall bezogen anzugeben.

„Ökologisch kennzeichnende Wasserstände“ und dem Verhältnis zwischen den jeweiligen Abflusswerten; weiters durch den Schwankungskoeffizienten.

Die ökologisch kennzeichnenden Wasserstände können als Pegelwerte mittels Liniennivellements direkt mit bestimmten Standorten in Beziehung gesetzt werden. Die relative Lage der verschiedenen Standorte zueinander und zu bestimmten Wasserständen bildet ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung der standörtlich-ökologischen Funktionsfähigkeit. Auf Unterschiede zwischen wasserwirtschaftlich-gewässerkundlich und ökologisch definierten Kennwerten der Wasserstände weisen Zulka & Lazowski (1999) hin. Als vertikale Masse

können die entsprechenden Daten direkt in die weitere Analyse (z. B. Berechnung der Benetzungsdauer und Überflutungshöhe) und bei Abweichung von leitbildkonformen Werten vom Naturzustand in die Bewertung eingehen.

Bei den MW-Werten empfiehlt es sich, die mittleren Wasserstände während der Vegetationsperiode zu unterscheiden. Eine weitere Differenzierung der Vegetationsperiode nach hydrologischen Gesichtspunkten kann sinnvoll sein. Bei den HW-Werten sind entsprechende Kennwerte des HQ_1 und HQ_2 ökologisch von besonderer Bedeutung, da sie „regelmäßige“ Ereignisse wiedergeben; im Weiteren wäre das HQ_5 und HQ_{10} in die Betrachtung einzubeziehen. Kennwerte mit geringerer Auftrittswahrscheinlichkeit sind ökologisch grundsätzlich anders zu beurteilen als periodische, die „mittleren“ Standortsbedingungen mitprägenden Hochwasser. Eine ökologisch-standörtliche Übereinstimmung mit dem wasserwirtschaftlich bedeutenden HQ_{30} (bzw. HQ_{100}) gibt es nicht.

In horizontaler Projektion entsprechen die Wasserstände innerhalb der gewässerspezifischen Amplitude wechselnden, mehr oder weniger aneinander liegenden oder voneinander entfernt liegenden Wasseranschlaglinien. Zwischen Niederwasser- und Bordwasserständen erreichen diese ihre größte „Liniendichte“, die entsprechend häufig benetzte Uferzone bildet somit den randlichen „Saum“ von Oberflächenwasserkörpern wechselnder Volumina. Innerhalb dieser, dem „mittleren“ Abflussgeschehen entsprechenden Amplitude, gelten für die Uferzone das „flow pulse“-Konzept (Tockner et al. 2000) und das Uferretentionskonzept (Schiemer et al. 2001). Geobotanisch von besonderer Bedeutung ist das Konzept der Ökophasen für Wasserwechselzonen nach Hejný (vgl. Pott & Remy 2000).

Bei allen Angaben zu den Wasserständen sind die zugehörigen Abflusswerte grundsätzlich von Interesse, bei den kennzeichnenden Wasserständen auch als „Abflussphasen“ in ihrer zeitlichen Verteilung (vgl. Punkt (2)). Beispielsweise haben Hochwässer in den verschiedenen Jahreszeiten, jeweils unterschiedliche Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt, die Vegetation oder die aktuell nutzbare Habitatausbildung.

Neben dem Zeitpunkt des Hochwasserereignisses ist auch dessen Dauer, als Hochwasserphase bezogen auf einen Standort oder auf die Standorte eines Auegebietes, zu beachten. Standorts- bzw. flächenbezogen sollte auch die Höhe der Überflutung und der Hochwasserdurchsatz (Retentionszeit) angegeben werden.

Tab. 1: Wetland Design Parameters ss. Mitsch et al. (1989) www.biologiezentrum.at

Q	(m ³ s ⁻¹)		Total amount of water flowing into a wetland
A	(m ²)		Area of the study wetland
L	(m ³ s ⁻¹ /m ²)	L=Q/A	Loading rate of a wetland
d	(m)		Average depth of a wetland
t ⁻¹	(m ³ s ⁻¹ /m ³)	t ⁻¹ =L/d	Turnover rate
t	(sec.)	t=(A*d)/Q	Retention or residence time of a wetland

Ähnlich kann auch das Grundwasserverhalten charakterisiert werden. In Auegebieten mittlerer und größerer Flüsse mit einem mit dem Fließgewässer korrespondierenden Grundwasserkörper, ist die GW-Ganglinie mit der Abflussganglinie korreliert, zeigt in flussferneren Bereichen aber eine Dämpfung der Amplitude und verzögerte Reaktionen auf Abflussschwankungen (Vollhofer 1979). Gerinneverbindungen können die Wechselwirkungen zwischen Vorfluter und Aquifer ebenfalls beeinflussen.

In ausgedehnten Niederungen kann, insbesondere an kleineren Flüssen, das Grundwasserverhalten, bei entsprechender Ausdehnung des Grundwasserkörpers und seines Einzugsgebietes, eine stärkere Abhängigkeit zur regionalen Niederschlagsentwicklung aufweisen. Eine derartige Überprägung des Grundwasserverhaltens in Beziehung zum Abflussverhalten der Oberflächengewässer, wurde für die burgenländische Leithaniederung festgestellt (Haider & Piock-Ellena 1997). Ökologisch wesentlich ist die Frage ob der mittlere Grundwasserstand im Feinboden (Deckschicht) liegt oder nicht, oder ob GW-Hochstände zumindest phasenweise den Feinboden bzw. den Oberboden erreichen. Der Unterschied zwischen echten Gleyböden und Auböden wird in diesem Zusammenhang zu einem Standortskriterium. Grundwasseraustritte und Überflutungen des Geländes sind ähnlich wie Hochwässer zu charakterisieren, ökologisch aber anders zu beurteilen.

Die hydrologischen Kennwerte und Merkmale, zum Teil numerisch verarbeitbar, lassen eine direkte Analyse der ÖF zu.

Für die Charakterisierung mitteleuropäischer Flussauen sind neben diesen auch flussmorphologische Merkmale anzugeben. Sie stehen mit den Gefälleverhältnissen im jeweiligen Fließgewässerabschnitt und mit dem Sedimentaufbau des Alluviums im Zusammenhang (vgl. „high and low energy floodplains“ ss. Ward).

Eine vollständige Übereinstimmung der beiden flussmorphologischen Haupttypen Furkations- und Mäandertyp mit den biozönotischen Hauptregionen

Rhithral und Potamal existiert nicht, auch die Inbeziehungsetzung zu Ober-, Mittel- und Unterlauf erweist sich im Detail als schwierig. Übergänge bilden auch hier die Regel. Wesentlich ist die Verschiedenheit der Überschwemmungsmuster während der HW-Phasen, das Verhältnis zwischen Erosion und Akkumulation in Ober- und Mittellauf, schließlich das dominierende Sedimentationsgeschehen im Unterlauf (Potamal). Die Einbeziehung von Nebenarmen in das Abflussgeschehen sowie die Übertragung flussmorphologischer Prozesse vom Hauptgerinne in Nebengerinne in Furkationsabschnitten und die Verlandung von Altwässern und Überbreiten des Flussbettes in potamalen Abschnitten, resultieren daraus.

Schließlich ist noch auf Unterschiede im Substrataufbau der Auegebiete, der Flurabstände und allgemein im Standortmuster hinzuweisen. Auch die trophische Situation der Auestandorte, in Abhängigkeit vom aufbauenden Substrat, der Art und dem Grad der Bodenbildung, steht damit in einem direkten Zusammenhang („oligotrophe“ und „eutrophe“ Auestandorte; vgl. Müller & Bürger 1990).

Vollrath (1976) legte eine Typisierung bayerischer Flussauen auf der Grundlage des Sedimenthaushaltes im Vergleich zum anthropogen Veränderten, und der Dynamik des Physio- bzw. Ökotopegfüges vor. Entsprechende Ansätze auf der Grundlage der naturräumlichen Gliederung Österreichs sollten weiter verfolgt werden.

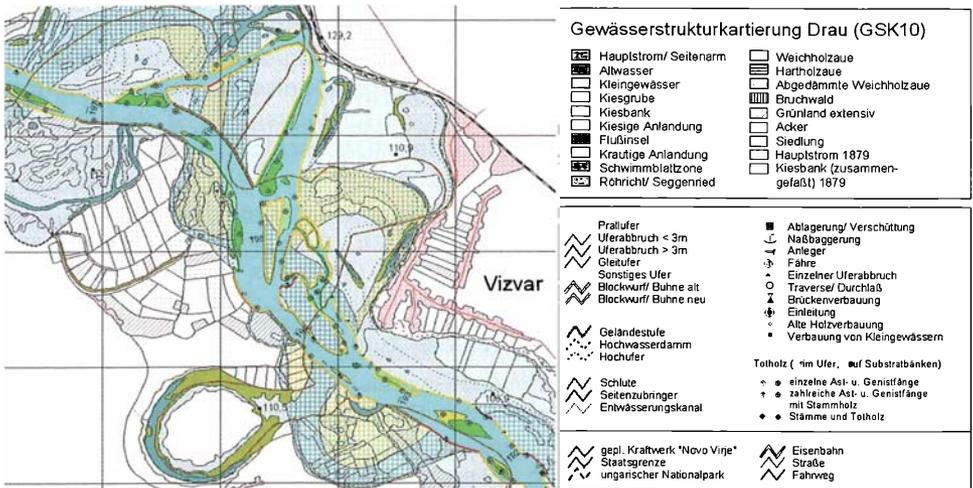


Abb. 1 (© U. SCHWARZ)

Die landschaftsökologischen Bedingungen von Flussauen werden von einer hohen hydrologischen und geomorphologischen Konnektivität bestimmt. Darüber hinaus bestimmen das Klima, insbesondere die Niederschläge innerhalb des Einzugsgebietes (hydrologische Faktoren) sowie die orographischen und geologischen Verhältnisse des Einzugsgebietes, Gefälleverhältnisse (Energie!) und sedimentologische Charakteristika. Dem System zwischen Fließgewässer und Einzugsgebiet entspricht somit das natürliche Ökosystem von Flussauen, als Einheit von Fließgewässer und Augebiet (vgl. Dister 1985).

Eine wesentliche Funktion im umgebenden Naturraum erfüllen Fließgewässer und Flussauen als ökologische Korridore, als Transportwege (Wasser- und Stofftransport) Migrations- und Ausbreitungsachsen für Tiere und Pflanzen sowie als Konzentrationslinien (hot spots) der Biodiversität. Letzteres erlangt durch die aktuellen Raumansprüche an die mitteleuropäische Kulturlandschaft naturschutzfachliche Bedeutung (Plachter 1991). Hinzu kommt die allgemeine Gefährdung biologischer Taxa (Arten-Diversität) und damit die Bedeutung der Refugialfunktion von Flussauen.

Viele der internen oder nach außen wirkenden ökologischen Funktionen sind an die Breite des Flusskorridores bzw. an die Flächengröße des Flussauengebietes gebunden (Forman & Godron 1986). Es sei hier nur angemerkt, dass für manche Arten der Flusskorridor als Barriere oder „Filter“ wirkt, bestimmte Habitate nur saisonal bzw. zeitweise genutzt werden oder das Augebiet während der Hochwasserphasen verlassen wird. Eine Integration mit dem umgebenden Naturraum kann planerisch von Interesse sein, führt aber über das gestellte Thema hinaus.

Größenabhängige Funktionen sind als solche derzeit schwer zu quantifizieren. Ähnliches gilt für Konnektivitätsmasse. In allen Fällen empfiehlt es sich, die jeweilige Auenfläche möglichst differenziert darzustellen, z. B. nach Standortseinheiten, geomorphologischen Strukturen, Zonen aktueller flussmorphologischer Dynamik, Überschwemmungsmustern in Abhängigkeit von definierten Hochwasserständen usw. Anzahl und Länge von Gerinneverbindungen (z. B. Altarmmündungen) und HW-Einströmbereichen, Laufentwicklung u. a. können, bezogen auf die aktuelle Lauflänge, auch numerisch verarbeitet werden. Vorher-Nachher-Darstellungen zur Beurteilung von Eingriffen in das Flussauengebiet, ein historischer Bezug oder geeignete Referenzstrecken ermöglichen einen Vergleich und damit die Bewertung.

Längen- und flächenbezogene Angaben können dann im Sinne des Konnektivitätskriteriums verknüpft werden. Sedell et al. (1989) geben noch den flussbettbezogenen „bank coefficient“ (Perimeterindex) und das Verhältnis zwischen Flussbett- und Flussauenbreite (floodplain width/bankfull channel width) als verarbeitbare Größen an.

Mindestgrößen müssten auf Basis bestimmter Funktionen definiert werden, z. B. Flächen in deren Rahmen bestimmte Vegetationsentwicklungen möglich sind (z. B. Sukzessionen zur Weichen Au; vgl. „minimales dynamisches Areal“ ss. Tockner) oder hydrologische Interaktionen zwischen Fließgewässer und Umland an Bedeutung gewinnen. Letzteres kann auch wasserwirtschaftlich evaluiert werden.

Für das Verständnis der ökologischen Funktionalität von Flussauen erwies sich das „Flood Pulse“-Konzept (FPC; Junk et al. 1989) als heuristisch sinnvoller Ansatz, welcher hier auch weiter verfolgt werden soll.

Überschwemmungsgebiete (floodplains) werden definiert als „areas that are periodically inundated by the lateral overflow of rivers or lakes, and/or by direct precipitation or ground water...“ Die durch Überflutung und Trockenfallen wechselnden ökologischen Bedingungen lassen eine weitere Bestimmung als „aquatic/terrestrial transition zone“ (ATTZ) zu. Das Konzept integriert verschiedene ökologisch-sektorale Ansätze unter hydrologisch-ökologischen Gesichtspunkten. Austauschvorgänge zwischen Überschwemmungsgebiet und Fließgewässer (in Flussauen), Stoffumsatz und Produktionsverhältnisse in der ATTZ und Adaptationen der Organismen an einen variablen, vom Hoch- und Grundwasser geprägten Lebensraum, werden als spezifische Merkmale solcher Ökosysteme herausgearbeitet und die Bedeutung transitiver, variabler Strukturen in der ATTZ als für die Struktur und Zusammensetzung der Biozönosen im besonderen und der (spezifischen) Biodiversität im allgemeinen betont. Ward & Stanford (1995) wiederum betonen den Zusammenhang zwischen HW-Puls und flussmorphologischen Prozessen und die Bedeutung geomorphologischer Strukturen für die Konnektivität im Sinne des „Flood-Pulse“-Konzeptes (vgl. aktuelle und potentielle Konnektivität).

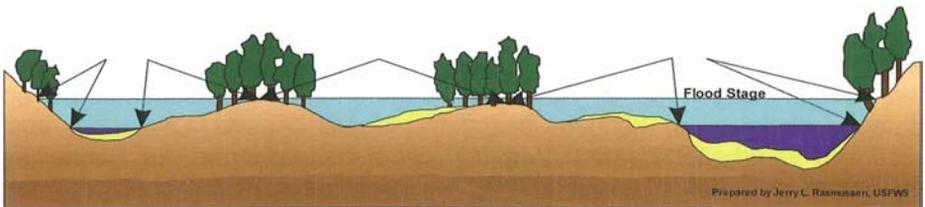


Abb.2

Das FPC modifiziert das „River Continuum“-Konzept (Vannote et al. 1980) und kann als eine auf Flussauen bzw. Überschwemmungsgebiete bezogene Anwendung des Ökotonkonzeptes gelten.

Für mitteleuropäische Flussauen muss die ATTZ auf Hochwässer mit hoher Auftrittswahrscheinlichkeit, die stochastische Komponente ist im Gegensatz zu tropischen Flusssystemen aufgrund der klimatischen Bedingungen zu beachten, bezogen werden (z. B. HQ₁₋₂). Der Bereich des HQ₅₋₁₀ erweitert zwar das Überschwemmungsgebiet, für ein konsistentes ökologisches Konzept wird dieses aber zu unregelmäßig beeinflusst (Volk 2001).

Hochwässer mit geringer Auftrittswahrscheinlichkeit treiben allerdings die flussmorphologischen Prozesse an und haben einen nachhaltigen Einfluss auf die geomorphologische Situation des Flussauengebietes!

Das FPC wäre deshalb im Hinblick auf mitteleuropäische Flussauen zu modifizieren, da unter anderem die Wirkung probabilistisch auftretender, starker Störungen in seinem Rahmen noch zu wenig argumentiert ist. Die Frage der Reichweite und der Auswirkungen starker Hochwässer im Umland ist hier nur von naturkundlichem Interesse.

Für die pannonische Naturlandschaft etwa könnte sie eine Bedeutung im Sinne der spezifischen Bedingungen des Bioms gehabt haben. Heute stellt sich diese Frage in ökologischer Hinsicht wohl nur für Feuchtgebiete weitläufiger Niederungen in mehr oder weniger großer Entfernung zu Fließgewässern.

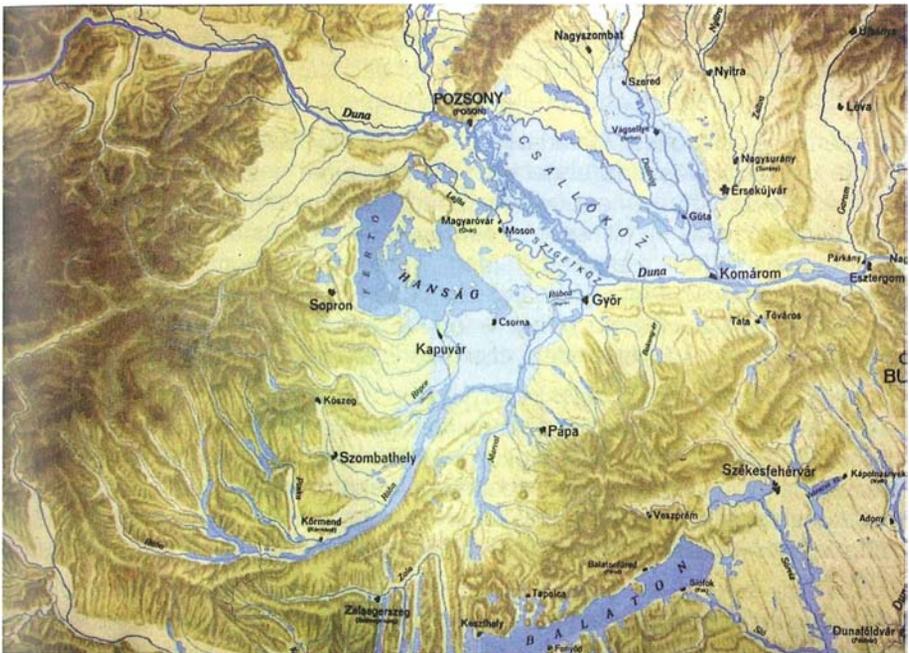


Abb. 3 Historische Überschwemmungskarte des westpannonischen Beckens (Budapest 1938; A. Lang).

In funktioneller Hinsicht nimmt der Nährstoff- und Feststoffhaushalt innerhalb der ATTZ eine zentrale Stellung ein. Die einzelnen Prozesse sind mit der biologischen Komponente eng verbunden. Hydrologische Bedingungen definieren häufig Startbedingungen (Input) und in ihrem Wechsel die Bedingungen für Prozessierung, Speicherung bzw. Output. Geomorphologische Bedingungen wiederum stratifizieren und kompartimentieren die ATTZ in Bereiche differenzierter Prozessabläufe. Für die im Wasser gelösten Stoffe, inklusive der Nährstoffe, nimmt das FPC einen Nettoimport vom Fließgewässer in die ATTZ an. Der HW-Puls fungiert dabei als Antrieb und Träger des Stoffeintrages (driving force). Die ATTZ wiederum bildet im Zuge interner ökologischer Prozesse (Primär- und Sekundärproduktion) „sinks“ und „sources“ aus. Letztere verbinden den Austauschprozess wieder mit dem Fließgewässer. Änderungen der Ionenkonzentrationen müssen aber nicht nur von gelösten Feststoffen im Fließgewässer ausgehen. Dies betrifft über Prozesse im Grundwasser etwa die Chlorid- und Sulfatkonzentration (Salinität).

Partikuläres anorganisches Material wird in suspendierter Form in die ATTZ eingetragen und sedimentiert. In Zusammenhang mit gelösten Nährstoffen, aber auch als mineralische Nährstoffressource, beeinflusst es Bodenbildung und Nährstoffhaushalt der Auwaldböden. In Augewässern ist in der Regel das Feinsediment Träger des minerogenen Verlandungsprozesses. Die gebildeten submersen und semimersen Sedimentschichten weisen meist anaerobe Bedingungen auf. Anaerobe Kompartimente in Augewässern und Feuchtgebieten bilden wesentliche Elemente des Nährstoff- und Gashaushaltes aquatischer und amphibischer (Teil-) Ökosysteme.

Partikuläres organisches Material (POM) wird vor allem im gewässernahen Bereich bei Hochwässern abgelagert („Spülsäure“), zum Teil auch weiter verdriftet. Als Strukturelement und Ausgangsmaterial ökologischer Prozesse (z. B. als Nahrungsbasis) ist es für permanente Gewässersysteme der ATTZ relevant. Das FPC postuliert einen Nettoexport von POM aus dem Überschwemmungsgebiet (Auwald) in das Fließgewässer und in die begleitenden Augewässer. Über den Stoffhaushalt in einem Donau-Nebenarmsystem während der charakteristischen hydrologischen Phasen berichten Heiler et al. (1995).

In der gesamten ATTZ dürfte der regelmäßige Wechsel zwischen aquatischen und terrestrischen Phasen die Dekomposition und Mineralisation organischen Materials beschleunigen. Stoff- und Wasserhaushalt der ATTZ bestimmen die produktionsbiologischen Verhältnisse in Flussauen (vgl. Penka et al. 1985), welche in den repräsentativen Teilbereichen als spezifisch angesehen werden können.

Forstökologische Kennwerte aus den Donauauen geben Haubenberger & Weidinger (1990) auf der Grundlage ertrags- und standortkundlicher Untersuchungen zwischen abgedämmten und offenen (funktionsfähigen) Auen

an. Ökophysiologische und Untersuchungen an Auwaldbäumen: hydrologisch beeinflusster bzw. veränderter Standorte ergaben ebenfalls signifikante Unterschiede (Maier 1989).

Auf Toleranzen, Adaptationen, Nutzungs- und Ausweichstrategien von Organismen in Bezug zum Hochwasserfaktor und den variablen Habitaten der ATTZ gehen Zulka & Lazowski (1999; dort weitere Literatur) und Zulka (1999) ein.

Letztlich ist auch die Struktur der Vegetation von Flussauen sowie die Verteilung ihrer Pflanzengesellschaften Ausdruck der horizontalen und vertikalen Reichweite des Wassereinflusses, im Verein mit dem Substrat und den geomorphologischen Bedingungen. Standortskartierungen und standortsbezogene pflanzensoziologische Analysen geben darüber Aufschluss, so Margl (1972, 1973) aus den Donauauen, Drescher (1977) und Jelem (1975) aus den Marchauen und Lazowski (1989, 2001) aus den Leithaaunen.

Struktur

Die Struktur ist Ausdruck der aktuellen Situation von Ökosystemen, ihres Entwicklungszustandes, dem Grad der anthropogenen Veränderung oder der Nutzungsart. Strukturen können auf bestimmte Biotope (bzw. Morphotope), die Vegetation, auf die Flächenstruktur (bzw. Oberflächenstruktur), auf die Artenzusammensetzung (bzw. Biozönosen) und vieles mehr bezogen werden.

Strukturen in der Artenzusammensetzung ergeben sich z. B. bereits aus dem Vergleich verschiedener Vegetationsbestände, weiters aus den Eigenschaften der diese aufbauenden Pflanzen. Dominanzstrukturen können an der „Artmächtigkeit“ und an der Verteilung der Gefäßpflanzen auf die Deckungsklassen (Braun-Blanquet-Skala) erkannt werden. Ein weiteres Kriterium bildet der sich aus dem Vergleich verschiedener, jedoch einer Assoziation zugehöriger, Bestände ergebende Artenfehlbetrag. Optimal ausgebildete, gesättigte bzw. anthropogen wenig beeinflusste Beispiele einer Pflanzengesellschaft werden in den Vergleich einbezogen.

Bei der Vegetation sind horizontale (patchiness) und vertikale (Stufung) Strukturelemente zu unterscheiden, weiters ihr Alter und im Detail etwa Umfang und Flächenverhältnis der „patches“ bzw. Vegetationseinheiten zueinander und zur Gesamtfläche, Höhe der Vegetationsschichten und ihre jeweiligen Deckungsgrade, Brusthöhendurchmesser (BHD) der Bäume, Vegetationsdichte, „leaf area index“ usw. (Sundermeier; Koch & Wallnöfer, in Traxler 1997).

Die natürliche, räumlich wirksame Struktur- und Dynamik im Wald wird vom Mosaik-Zyklus-Konzept (inkl. „gap-dynamics“) angesprochen (Scherzinger 1996). Aktuell bestimmen allerdings Strukturen des Wirtschaftswaldes und der bewirtschafteten Vegetation vielfach die Verhältnisse.

Erwähnt sei auch die Bedeutung des Totholzes (Xylal) in Flussauen. Das FPC betont den Eintrag von Totholz, bzw. „woody debris“ aus dem Auwald in das Fließgewässer. Im Gewässer selbst ist es Habitatelement (z. B. Fischeinstand), bildet Akkumulationszentren (Laub, Feinsediment etc.) und die Nahrungsbasis für xylophage Organismen. Größere Totholzansammlungen im Gewässerbett üben einen nicht unwesentlichen Einfluss auf flussmorphologische Prozesse aus (Kail 2005). Auf die Bedeutung des Totholzes im Wald geht Scherzinger (1996) ausführlich ein („Biotopholz“; Unterscheidung zwischen liegendem und stehendem Totholz; Totholz als Mikrohabitat, Ressourcenangebot und Naturwaldmerkmal). Einen bedeutenden natürlichen Anteil weist insbesondere die (flussnahe) Weiche Au auf.

Ein wichtiges flächenbezogenes Strukturkriterium bildet der Zusammenhang (Konnektivität) der Lebensräume bzw. der Vegetation und seine Beeinträchtigung durch die aktuelle Nutzung bzw. der flächenwirksamen Inanspruchnahme der Landschaft. Auf die differenzierte Habitatnutzung mehr oder weniger vernetzter Gewässerlebensräume im landschaftsökologischen Zusammenhang der Donauauen, gehen Schiemer et al. (1994) am Beispiel der Fische ein. Die zunehmende Isolation („Verinselung“) naturnaher Ökosysteme oder Landschaftselemente ist mit einer deutlichen Verringerung der Struktur- und Artendiversität verbunden. Als eine weitere Ursache dieses Diversitätsverlustes ist die flächendeckende Erschließung und Stabilisierung der Landschaft zu nennen, was wiederum mit einem Verlust natürlicher Ökosystemdynamik verbunden ist (Sukzessionen, Alterung, „disturbances“ etc.). Durch die „Öffnung“ natürlicher und naturnaher Strukturen im Sinne der Zugänglichkeit, wird der anthropogene Einfluss für viele, besonders gefährdete Arten zu einem direkten Störfaktor (Plachter 1991).

Sukzession

Sukzessionen sind in Flussauen einer der bedeutendsten vegetationsökologischen Prozesse. Nach R. M. May können diese charakterisiert werden als Abfolge der Arten und Artengemeinschaften eines Biotops in der Zeit, als Vorgang des Austausches Art-durch-Art. Art und Artengemeinschaft bezieht sich dabei selbstverständlich auf Taxa beliebigen Ranges sowie auf Biozönosen, auch im Sinne funktioneller Gilden oder ökologischer Gruppen. Sukzession ist aber auch ein stochastischer Prozess, in dem das Auftreten von Arten bestimmten Wahrscheinlichkeiten, in Abhängigkeit von den abiotischen Umweltbedingungen, der Phase der Sukzession und dem jeweiligen biozönotischen Umfeld, entspricht. Diese qualitative Charakteristik kann im Weiteren durch strukturelle Parameter ergänzt werden, wobei Veränderungen in der Struktur als „Struktursukzession“ beschreibbar sind.

Sukzessionen vollziehen sich auf Standorten (Biotopen) welche entweder neu gebildet wurden, deren bestehende Biozönosen bzw. Vegetation entfernen oder

durch die Öffnung neu besiedelbaren Raumes auf diesen Standorten stark beeinflusst wurden. Auslöser sind in vielen Fällen von „außen“ einwirkende Störungseinflüsse (disturbance), systeminterne Prozesse (Prädation, Herbivorie u. a.) oder anthropogene Einwirkungen, welche Sukzessionen initiieren bzw. erhalten.

Hydrologisch-flussmorphologische Prozesse bedingen im Abflussbereich von Fließgewässern in Bezug zu den Organismen und Biozöosen hohe Störungsraten, welche eine entsprechend hohe Sukzessionsdynamik zur Folge haben. Diese Zonen der intensivsten Wirkung von Erosion und Sedimentation weisen deshalb spezifische, „auentypische“ Biozöosen auf. In der Vegetation entsprechen die Pflanzengesellschaften durchwegs Sukzessionsstadien. Ihr räumlicher und altersbezogener Differenzierungsgrad ist hoch. Zu nennen sind beispielsweise Pioniergesellschaften der Sand- und Kiesbänke aus den Vegetationsverbänden Potentillion, Phalaridion, Bidention, Senecionion, Dauco-Melilotion, Chenopodion u. a., „Schlammfluren“ (Nanocyperion) unterhalb der MW-Linie und in lenitischen Uferzonen bisweilen auch Helophytengesellschaften (z. B. Phragmition). Die verschiedenen Wald- und Buschgesellschaften der „Weichholzaunen“ sind standörtlich ebenfalls deutlich differenziert und repräsentieren die Anfangsgesellschaften der natürlichen Waldentwicklung. Sie gehören in ihrer Mehrzahl dem Verband Salicion albae (Weidenauen) an, wobei am Oberlauf und zum Teil am Mittellauf das Alnetum incanae (Grauerlenau) und Weiden-(-Tamarisken)-Gesellschaften aus dem Verband Salicion eleagno-daphnoidis gegenüber dem Salicion albae hervortreten.

Pioniergesellschaften und Weichholzaunen bilden vielfach Sukzessionsreihen, welche in enger Verknüpfung mit dem Erosions-/Akkumulationsprozess bzw. der „Störungsdynamik“ zwischen den Pionier- und Weidengesellschaften innerhalb weniger Jahre vollzogen werden.

Sukzessionen innerhalb der Weichholzaunen bemessen wenige Jahrzehnte und sind ihrerseits mit dem Sedimentationsprozess verknüpft. Solche allogenen Sukzessionsreihen bilden besondere Teilsysteme der Flussauen („dynamische Au“) mit hoher Biotop- bzw. Strukturdiversität. Fließgewässer von hoher ökologischer Funktionsfähigkeit müssten im unmittelbar beeinflussten Uferbereich und Umland, das spezifisch mögliche Spektrum an Lebensräumen und Pflanzengesellschaften aufweisen.

Abseits der dynamischen Auzonen unterliegt die Vegetation, je nach Standort, in erster Linie dem graduell variierenden Hoch- und Grundwassereinfluss. Die Standortentwicklung wird hier noch bis zu einem gewissen Grad vom Sedimentationsgeschehen geprägt. Reife Sukzessionsstadien werden gegenüber physikalischen Umwelteinflüssen stabiler. Greifen Sukzessionsprozess und Standortentwicklung ineinander, wird aus einem störungsabhängigen Biotop ein Ökosystem welches sich diesem Faktor

gegenüber eigenständig weiter entwickelt. Nur mehr unregelmäßig auftretende Starkhochwässer können grundsätzlich verändernd oder zerstörend wirken. Kleine und mittlere Hochwässer wurden in die Gesamtentwicklung integriert, über Sedimenteintrag und Wassereinfluss wirken diese weiter auf den Standort ein.

Als Klimax wird unter gegebenen klimatischen Verhältnissen das hypothetische Reifestadium eines Ökosystems bezeichnet, dem die Sukzession zustrebt. Umweltbedingungen in Flussauen sind jedoch spezifisch ausgebildet, da die zonalen klimatischen Bedingungen von der Flussdynamik und dem zusätzlichen Wasserdargebot überlagert werden. Hinzu tritt die endogene Dynamik der Vegetation selbst, welche eine Funktion des Alterungsprozesses ist. Der Klimax ist nach Wendelberger somit als dynamische Kategorie aufzufassen und nicht ein stabiles Endstadium.

Die entsprechenden Waldgesellschaften werden allgemein als „Hartholzauen“ bezeichnet und durch den Verband *Alnion incanae* repräsentiert. Sie bilden Folge- und Endgesellschaften der Auwaldentwicklung und gemeinsam mit den Pionier- und Anfangsgesellschaften ein Zonationssystem im Querprofil der Flussauen aus. Auch hier sind die Vegetationsverhältnisse am (inneralpinen) Oberlauf und am Unterlauf jeweils verschieden.

Flussauen mit hoher ÖF müssten ebenfalls sämtliche potentiell natürlichen Haupteinheiten der Vegetation bzw. ihre naturnahen Ersatzgesellschaften aufweisen. Hinzu kommen Pflanzengesellschaften von Sonderreihen wie der Verlandungsreihe (Hydroserie) an Altwässern, von natürlichen Sonderstandorten wie Heißländen (Trockenstandorte) oder Niederterrassenresten im Augebiet.

Auentypische Sukzessionen und Differenzierungen der Vegetation sind unter Bedingungen, welcher der natürlichen Fliessgewässercharakteristik entsprechen, jederzeit entwickelbar. Werden hingegen die hydrologischen und hydraulischen Rahmenbedingungen verändert, ist mittel- und langfristig auch mit Veränderungen der natürlichen Standortcharakteristik zu rechnen. Sonderstandorte verhalten sich zwar eigenständiger, doch werden Veränderungen der Fliessgewässercharakteristik langfristig für das gesamte Umland maßgeblich.

Standortsveränderungen lösen spezifische Sukzessionen innerhalb der bestehenden Pflanzengesellschaften aus und führen zu einer Neueinstellung der Vegetation auf die geänderten Standortverhältnisse. Dieser im Auwald meist über längere Zeiträume andauernde Transformationsprozess ist am sich ändernden Artenspektrum, meist in Form von Überlagerungen im Gefüge der Krautschicht, am Eindringen bisher nicht vorhandener Gehölze in die Waldgesellschaft sowie an der herabgesetzten Vitalität von Bäumen erkennbar (Mader 1989). Veränderungen können innerhalb der Assoziation erfolgen oder zur sukzessiven Entwicklung einer anderen Pflanzengesellschaft führen,

entsprechend dem potentiellen Vegetationscharakter des veränderten Standortes. Das klassische Beispiel der Auen- und Begleitvegetation am Oberrhein (Hügin 1981), welche abschnittsweise zu mehr als 80% ein geändertes Standorts-Vegetationspotential aufweist, ist mittlerweile auf viele Beispiele übertragbar. Dabei können Vegetations- und (hydrologische) Standortdaten direkt miteinander in Beziehung gesetzt und in die Beurteilung der ÖF einfließen.

Das Beispiel der anthropogenen Veränderung von Standorten und damit der potentiell natürlichen Vegetation zeigt aber auch, dass „ökologische Funktionsfähigkeit“ im Sinne des charakteristischen Austandes zu definieren ist und Abweichungen von der natürlichen Standortcharakteristik zu bewerten sind. Die reale Vegetation ist Abbild dieser Verhältnisse.

Pflanzensoziologische Qualitätskriterien

Jede Pflanze ist Träger anatomisch-morphologischer und physiologischer Eigenschaften, welche es ihr ermöglichen in einer bestimmten Umwelt zu leben und sich zu reproduzieren. Hinzu kommen weitere biologische Merkmale, wobei insgesamt auch spezifische „Verhaltenweisen“ (Strategien) und Reaktionen gegenüber dieser Umwelt und im Rahmen der Lebensgeschichte erkennbar werden. Zu nennen sind wiederum reproduktionsbiologische Charakteristika, allgemein auch solche, welche die intra- und interspezifischen Wechselbeziehungen bestimmen. Die ökologische Valenz jeder dieser Eigenschaften verleiht dieser Auseinandersetzung mit der biologischen (bzw. biozönotischen) Umwelt und gegenüber den abiotischen Standortfaktoren eine gewisse Plastizität. Dies gilt für die Art aber auch für das Individuum.

Die Zusammensetzung (Struktur) der Pflanzengesellschaften ist wiederum Ausdruck der aktuellen synökologischen Situation bzw. der Standortbedingungen eines Ökosystems, wie auch seiner Geschichte. Pflanzengesellschaften (Assoziationen) geben somit eine Summenwirkung wieder. Im Sinne der eingangs erwähnten Beziehungen zwischen Vegetation und Standort, bilden analysierte Einheiten der Vegetation ein wichtiges Element der Standortcharakteristik und sind im Weiteren geeignet Standorte bzw. Standortgefüge zu beurteilen.

Das ökologische Verhalten der Art wird üblicherweise mittels Zeigerwerten charakterisiert (Ellenberg et al. 1992), wobei für Österreich die von Karrer modifizierten Werte herangezogen werden können. Zeigerwerte bezeichnen die relative Abstufung gegenüber einem Standortfaktor nach dem Schwergewicht des Auftretens der Art im Gelände und unter synökologischen Bedingungen, nicht jedoch „Ansprüche“ der Pflanzenart an diesen Faktor. Berechnungen der Durchschnittswerte (Median) der jeweiligen Zeigerwerte für einzelne Vegetationsaufnahmen oder Aufnahmegruppen sind zu einem unverzichtbaren

Hilfsmittel zur Charakterisierung von Standorten geworden. Selbstverständlich können aus Gruppenberechnungen gewonnene, mittlere Zeigerwerte auf Pflanzengesellschaften bezogen werden.

Die Pflanzengesellschaft selbst ist durch ihre charakteristische Artenkombination definiert, welche durch Charakter- und Differentialarten sowie konstant in der Assoziation auftretende Begleitart näher bezeichnet wird (Diagnostische Artenkombination = DAK; vgl. Mucina et al. 1993). Im Zusammenhang mit der mitteleuropäischen Vegetation kann der einzelnen Pflanzenart wiederum ein „soziologisches Verhalten“ zugeordnet werden, d. h. die mehr oder weniger starke Bindung an eine oder mehrere Pflanzengesellschaften oder höhere syntaxonomische Kategorien.

Weitere Merkmale von Gefäßpflanzen betreffen die Lebensform und den Arealtypus. Anders als mittlere Zeigerwerte werden diese bei der Analyse von Pflanzengesellschaften als Lebensform- und Arealtypenspektrum dargestellt. Ähnliches gilt für die Darstellung des soziologischen Verhaltens der Einzelarten bezogen auf eine Pflanzengesellschaft. Pflanzenbestände und Assoziationen sollten im Weiteren auch hinsichtlich ihrer Strukturmerkmale analysiert werden.

Liegen im Spektrum des soziologischen Verhaltens der eine Pflanzengesellschaft aufbauenden Pflanzenarten stark kontrastierender Verhältnisse vor, kann auf sukzessionale Veränderungen innerhalb der Vegetationseinheit geschlossen werden (Lazowski 2001). Abweichungen beziehen sich dann auf natürliche und naturnahe Referenzeinheiten oder auf eine Pflanzengesellschaft (bzw. Vegetationsverband) welche der Position des Standorts entsprechen würde (Egger 1997).

Einheiten mit Merkmalen sukzessionaler Veränderungen mögen als transitive Pflanzengesellschaften bezeichnet werden. Sukzessionen können, müssen aber nicht, Ausdruck von Veränderungen standörtlicher Rahmenbedingungen sein. In Flussauen sind Primärsukzessionen auch allogene Sukzessionen, in deren Rahmen die jeweils aktuelle Pflanzengemeinschaft und ihre Standorte in gewissen, zeitlichen Abständen verändert werden, d. h. einem Störungsregime unterliegen. Sekundärsukzessionen wiederum leiten nach vorheriger Entfernung der Vegetation oder ihrer dominierenden Straten die Wiederbewaldung ein. Der Standort selbst bleibt in Bezug zur potentiell natürlichen Vegetation unverändert. Transitive Strukturen in reifen Waldgesellschaften (Endgesellschaften) können aber als sicherer Hinweis auf nachhaltige wirkende anthropogene Veränderungen des Standorts gelten.

Beurteilungen der ÖF auf pflanzensoziologischer Grundlage erfordern einen ausreichenden Bearbeitungsgrad der zu beurteilenden lokalen Vegetationsverhältnisse. Regional vergleichbare Referenzbestände, mit ökologisch (als hoch funktionsfähig) bekannten Situationen, sind ebenfalls zu berücksichtigen.

Bei naturnahen Vegetationsverhältnissen oder Bezugnahmen zur „historischen Vegetation“, sind allfällig vorhandene Ersatzgesellschaften, mit meist extensivem Nutzungseinfluss, zu unterscheiden. Forstgesellschaften sind eine Sonderform von Ersatzgesellschaften natürlicher Waldgesellschaften. Gleiches gilt in allgemeinerer Form für das Auftreten von Neophyten, insbesondere von Massenbeständen bestimmter invasiver Arten, anstelle naturnaher Pflanzengemeinschaften.

Das Vorhandensein oder Fehlen von Vegetationseinheiten im Standortmuster einer Landschaft oder innerhalb eines Zonationsgradienten, lässt bereits erste qualitative Aussagen zur vegetationsökologischen Situation zu. Die vorhandenen Pflanzengesellschaften (Ersatzgesellschaften) können, soweit ermittelbar, nach dem Grad des anthropogenen Einflusses weiter analysiert werden. Strukturen im Bestand, im Sinne der Artenzusammensetzung und des physischen Aufbaues der Vegetation, und allgemein auch Abweichungen von der potentiell natürlichen Vegetation, bilden dafür handhabbare Kriterien. Referenznahmen zur historischen Vegetation müssen, da meist mit Kartenwerken arbeitend, auf Flächenstrukturen und einzelne Vegetationsobjekte achten. Transitive Pflanzengesellschaften des aktuellen Bestandes sind im erwähnten Sinn zu unterscheiden und bei festgestellter anthropogener Ursache der Veränderung, die Art des Eingriffes in den Standort und seine Wirkungsdauer zu ermitteln. Ähnliches gilt auch für fehlende Vegetationseinheiten.

Neben den Präsenz/Absenz-Daten bietet das Hemerobiekonzept für sämtliche im Untersuchungsgebiet auftretenden Pflanzengesellschaften einen Aussagerahmen, der eine abgestufte Einordnung der Einheiten ermöglicht. Nach Kowarik ist Hemerobie ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. Ahemerobe (natürliche) Vegetation kann also auch im Zuge der Sukzession einer anthropogenen Pflanzengesellschaft zu einer natürlichen Schlussgesellschaft auf veränderten Standorten entstehen. Komplexe Vegetationsverhältnisse können durch die Angabe des Hemerobiegrades der Pflanzengesellschaften operationabel weiter beurteilt werden (z. B. Grabherr, Koch, Kirchmeir & Reiter 1998).

Beurteilung und Bewertung

Auf der Grundlage des Kriteriensets zur Analyse von Standort und Vegetation, soll mittels eines verbal charakterisierten Schemas auf die abgestufte Beurteilung der ÖF von Flussauen aus geobotanischer Sicht eingegangen werden. Es kann und soll an dieser Stelle nur ein erster Ansatz der differenzierten Einschätzung und Bewertung naturgemäß vielfältiger und immer

spezifischer Situationen sein. Die Integration sektoral erhobener Daten in ein solches Schema sowie die interdisziplinäre Synthese entsprechender Untersuchungsergebnisse stehen wissenschaftlich erst am Anfang bzw. fehlen. Eine Adaptation des Schemas an typische Feuchtgebiete (wetlands) außerhalb der Flussauen müsste ebenfalls noch vorgenommen werden.

Standort

Stufe 1: Der Standort entspricht hydrologisch und flussmorphologisch sowie hinsichtlich anderer abiotischer Standortfaktoren dem Naturzustand.

Stufe 1-2: Der Standort entspricht hinsichtlich der abiotischen Faktoren weitgehend dem Naturzustand, zeigt allerdings in Bezug zum Einzelfaktor oder zur Faktorensomme („Bedingungen“) geringfügige Abweichungen.

Stufe 2: Der Standort weist hinsichtlich der abiotischen Standortbedingungen naturnahe Verhältnisse auf. Hydrologische Parameter und flussmorphologische Strukturen sind im Einzelnen verändert; in Summe ziehen diese Veränderungen allerdings noch keine nachhaltigen Veränderungen der Standortbedingungen nach sich. Der hydrologische Einfluss ist flächenwirksam; die flussmorphologischen Strukturen sind aktiv und werden regelmäßig erneuert.

Stufe 2-3: Historische Maßnahmen am Fließgewässer (vor 1850) veränderten die Standortbedingungen oder einzelne abiotische Faktoren geringfügig, aber nachhaltig. Die flussmorphologische Entwicklung setzte an diesen Veränderungen an und formte dem Grundtyp (Mäander- oder Furkationstyp) entsprechende Strukturen heraus. Moderne Methoden der Regulierung wurden nicht angewandt, „harte“ Einbauten fehlen. Die punktuell gesetzten und auf Abschnitte beschränkten Eingriffe sind aktuell nicht oder kaum erkennbar. Standorte im Umland sind nur im Hinblick auf die genannten Maßnahmen flächig verändert. Veränderungen sind sonst nur kleinflächig ausgeprägt und bleiben auf die Oberfläche (Geomorphologie) beschränkt.

Stufe 3: Die abiotischen Bedingungen weisen deutliche Abweichungen vom Naturzustand auf; einige Standorte sind bereits verändert oder werden nicht mehr gebildet. HW- und GW-Einfluss sind gegeben; flussmorphologische Strukturen sind zwar erhalten aber nicht mehr aktiv. Fließgewässer in gestreckten (regulierten) bzw. (sekundär) pendelnden Gerinnen mit zumindest stellenweise, befestigten Ufern; Erosion und Akkumulation finden im Hauptabflussbereich nur mehr kleinräumig statt. Regulierungen wurden meist durchgehend und nach 1850 durchgeführt.

Stufe 3-4: Der ökologische Zusammenhang zwischen Fließgewässer und Umland ist prinzipiell noch gegeben; die hydrologischen Kenngrößen im Einzelnen und in ihrer Gesamtheit allerdings deutlich verändert. (Rückgang periodisch hoher Wasserstände bzw. abgesenktes GW; an staubeinflussten

Abschnitten auch Verringerung der Amplitude der Wasserstandsschwankungen; Frequenz ökologisch-hydrologischer Interaktionen insgesamt deutlich reduziert). Flussmorphologische Strukturen bilden nur mehr Relikte der ehemals dynamischen Flusslandschaft und unterliegen dem natürlichen Alterungsprozess; der Hauptabflussbereich ist weitgehend stabilisiert. Veränderte Standorte nehmen bereits größere Flächen ein und auch die Böden verändern sich.

Stufe 4: Der ökologische Zusammenhang zwischen Fließgewässer und Umland ist nur mehr in Teilbereichen gegeben (z. B. Altarme, Auenrelikte). Das Hinterland von Dammanlagen kann in Teilbereichen noch GW-Einfluss aufweisen, ist ansonsten aber vom Fließgewässerökosystem isoliert. Das Fließgewässer ist durchgehend technisch verändert. Der Standort ist auf dem größten Teil der Fläche verändert, weist aber noch „Resteinflüsse“ auf.

Stufe 5: Das ehemals vom Fließgewässer beeinflusste Umland ist abgedämmt und/oder im ökologisch-hydrologischen Sinn nicht mehr als Auenstandort anzusprechen. Allenfalls vorhandene Teilbiotope der (ehemaligen) Aulandschaft sind mehr oder weniger isoliert. Die ökologische Funktionsfähigkeit als Auen-Ökosystem ist nicht mehr gegeben.

Vegetation

Stufe 1: Die Vegetation weist das dem natürlichen Standort entsprechende Spektrum an Pflanzengesellschaften auf. In der flussmorphologisch aktiven, dynamischen Au bestimmen allogene Sukzessionen die lebhaftere Entwicklung von Initial- und Anfangsgesellschaften. Die Haupteinheiten der Vegetation bilden ein im Standortgradienten eingebettetes Zonationssystem aus. Das ahemerobe Ökosystem unterliegt natürlichen Entwicklungen und Einflüssen; es wird nicht genutzt.

Stufe 1-2: Die Vegetation entspricht weitgehend der potentiell natürlichen Vegetation; marginale Bereiche werden jedoch genutzt, so dass extensiv bewirtschaftete Ersatzgesellschaften entstehen konnten (z. B. Wiesen und Weiden); ähnliches gilt für Struktur und Zusammensetzung des naturnahen Waldes.

Stufe 2: Die (oligohemerobe) Vegetation ist naturnahe ausgebildet; natürliche Pflanzengesellschaften und Bestände sind, dem natürlichen Standort entsprechend, vorhanden. Extensiv bewirtschaftete Ersatzgesellschaften entsprechen dem Standort und sind zum Teil flächenbestimmend; das Waldbild wird von der traditionellen Nutzungsart bestimmt; Sekundärsukzessionen bilden bereits einen wesentlichen Teil der Vegetationsentwicklung. Traditionelle Kulturlandschaft.

Stufe 2-3: Historische Nutzungsformen haben die natürliche Vegetation auf nahezu der gesamten Fläche umgewandelt, z. B. geschlossenes Waldland in offenes Grünland. Extensiv genutzte Wiesengesellschaften und Weiden, Saumgesellschaften, manche Niederwälder und Kopfbäume prägen die Vegetation; auch Weidekussel-Landschaften und „Heiden“ (β -mesohemerobe Stufe).

Stufe 3: Im natürlichen Spektrum der Pflanzengesellschaften fehlen bereits einige Einheiten oder weicht das Flächenverhältnis der Vegetationseinheiten von der natürlichen Verteilung ab; die Intensität der Bewirtschaftung entspricht nur mehr in Teilen der extensiven Nutzungsart. Struktur und Zusammensetzung der (mesohemeroben) Vegetation sind bereits deutlich verändert. Natürliche Pflanzengesellschaften und Primärsukzessionen sind nur mehr kleinräumig ausgeprägt.

Stufe 3-4: Ersatz- und Forstgesellschaften unterschiedlichen Nutzungsgrades bestimmen weitgehend die Ausprägung der Vegetation (α -mesohemerobe Stufe). Insgesamt ist ihr spezifischer Charakter allerdings noch erhalten; die Haupteinheiten der Vegetation sind in höheren syntaxonomischen Kategorien mit der Vegetation natürlicher und anthropogen unbeeinflusster Standorte vergleichbar. Neben Sekundärsukzessionen treten bereits transitive Pflanzengesellschaften auf und weisen auf nachhaltig veränderte Standorte hin; natürliche Sukzessionen sind weitgehend unterbunden. Aktuelle Kulturlandschaft.

Stufe 4: Auentypische Pflanzengesellschaften sind nur mehr in Teilbereichen vorhanden; der Großteil der Vegetation wurde umgewandelt, entfernt oder durchläuft einen Umwandlungsprozess. Euhemerobe Stufe.

Stufe 5: Vorhandene Vegetationsbestände entsprechen grundlegend veränderten Bedingungen. Die potentiell natürliche Vegetation würde auf diesen Standorten weitgehend der zonalen Vegetation entsprechen. Eine ökologische Funktionsfähigkeit als azonale Flussauenvegetation ist nicht mehr gegeben. Eubis polyhemerobe Stufe.

Literatur

- Bossel H., 1994: Modellbildung und Simulation: Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme, 402 pp., Vieweg: Braunschweig-Wiesbaden.
- Chovanec A., Waringer J., Straif M., Graf W., Reckendorfer W., Waringer-Löschenkohl A., Waidbacher H. & Schultz H., 2003: The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Archiv für Hydrobiologie (zur Veröffentlichung eingereicht; s. a. http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/wasser/oberflgwaesser/fliessgew/auen_index/).

- Dierssen K., 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). 241 pp., Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Dister E., 1985: Aulebensräume und Retentionsfunktion. In: Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft. Laufener Seminarbeiträge 3/85: 74-90, Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach.
- Drescher A., 1977: Die Auenwälder der March zwischen Zwerndorf und Marchegg. Diss. Form.-Nat. Fak. Univ. Wien, 97 pp.+ Tabelle.
- Egger G., 1997: Auswirkung einer Ausleitung auf die Auenvegetation am Beispiel eines Flusskraftwerkes an der Gurk (Kärnten). Carinthia II, 187./107.Jg.: 609-629, Klagenfurt.
- Ellenberg H., 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. Auflage, 989 pp., Ulmer, Stuttgart.
- Fame, 2005: The development of a fish-based assessment method for the ecological status of European rivers – a tool to support the implementation of the European Water Framework Directive (Summary of the Fame-Project). <http://fame.boku.ac.at/>
- Forman R. T. T. & Godron M., 1986: Landscape Ecology. John Wiley & Sons, 620 pp..
- Gätz N. & Kraill H., 1992: Wasserchemismus, trophischer Zustand und jahreszeitliche Phytoplanktonentwicklung grundwassergespeister Altarme der Oberen Lobau. Österr. Wasserwirtschaft, Jg. 44 (11/12): 307-314.
- Graherr G., Koch G., Kirchmeir H. & Reiter K., 1998: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programms, Band 17, 493 pp., Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Grasser U., 1994: Makrozoobenthosuntersuchungen im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. Gewässerbetreuungskonzepte-Stand und Perspektiven. Beiträge zur Tagung an der Universität für Bodenkultur, April 1994. Wiener Mitteilungen, Band 120: 277-303, Wien.
- Habersack H. M., 2000: The river-scaling concept (RSC): a basis for ecological assessments. Hydrobiologia 422/423: 49-60
- Haider S. & Piöck-Ellena U., 1997: Die Bedeutung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag und Überflutung Fallbeispiel Leithaniederung. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Jg. 49, Heft 1/2: 7-13.
- Haubenberger G. & Weidinger H., 1990: Gedämmte Au Geflutete Au. Vergleichende Grundlagenforschung zur forstökologischen Beurteilung abgedämmter und gefluteter Auwaldstandorte östlich von Wien. Herausgeber: Magistratsabteilung 49 Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien, 51 pp.
- Heiler G., Hein T., Schiemer F. & Bornette G., 1995: Hydrological Connectivity and Flood Pulses as the central Aspects for the Integrity of a River-Floodplain System. Regulated Rivers: Research & Management. Vol. 11: 351-361.
- Hügin G., 1981: Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals Ihre Veränderung und Gefährdung durch den Rheinausbau. Landschaft und Stadt 13 (2): 78-91.
- Jelem H., 1975: Marchauen in Niederösterreich. Mitt. der Forstlichen BVA Wien, 113. Heft, Österr. Agrarverlag.
- Junk W. J., Bayley P. B. & Sparks R. E., 1989: The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In: D. P. Dodge (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 110-127
- Kail J., 2005: Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective. Inaugural-Dissertation des Fachbereichs Biologie und Geografie an der Universität Duisburg-Essen, 152 pp.

- Lazowski W., 2001: Waldgesellschaften der burgenländischen Leithaniederung. Linzer biol. Beitr. 33/2: 827-875.
- Lazowski W., 1989: Zur Phytozönologie flussbegleitender Wälder an der Leitha. Diss. Formal- u. Naturwiss. Fak. Univ. Wien, 133 pp. + Anhang.
- Mader H., Steidl T. & Wimmer R., 1996: Abflussregime österreichischer Fließgewässer. Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie. Umweltbundesamt (UBA), Monographien Bd. 82: 192 pp., Wien.
- Mader K., 1989: Forstökologische Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. In: Hary N. (Hrg.), 1989: Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth. Teil 1. Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programms, Band 14: 267-340, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Maier R., 1989: Zur Ökologie des Auwaldes im Hinterland des Donaukraftwerkes Altenwörth unter dem ökophysiologischen Aspekt der Auswirkung unterschiedlichen Grundwasserstandes auf die Vegetation. In: Hary N. (Hrg.), 1989: Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth. Teil 1. Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MAB-Programms, Band 14: 211-265, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Margl H., 1972: Die Ökologie der Donauauen und ihre naturnahen Waldgesellschaften. Naturgeschichte Wiens Band 2: 675-707, Verlag Jugend & Volk, Wien.
- Margl H., 1973: Pflanzengesellschaften und ihre standortgebundene Verbreitung in teilweise abgedämmten Donauauen (Untere Lobau). Verh. d. Zool.-Bot. Gesellschaft Österreich, Band 113: 5-51, Wien.
- Matthews G.V.T., 1993: Feuchtgebiete - Schutz und Erhaltung im Rahmen der Ramsar-Konvention. Grüne Reihe des BM f. Umwelt, Jugend & Familie, 232 pp..
- Mitsch W., Reeder B.C. & Klarer D.M., 1989: The Role of Wetlands in the Control of Nutrients with a Case Study of Western Lake Erie. Ecotechnology - An Introduction to Ecological Engineering: 129-158, Wiley-Interscience, New York.
- Moog O., 1994: Ökologische Funktionsfähigkeit des aquatischen Lebensraumes. Gewässerbetreuungskonzepte-Stand und Perspektiven. Beiträge zur Tagung an der Universität für Bodenkultur, April 1994. Wiener Mitteilungen, Band 120: 15-59, Wien.
- Mucina L. et al., 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I: Anthropogene Vegetation. Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Teil III: Wälder und Gebüsche Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Muhar S., Jungwirth M. & Moog O., 2000: Funktionen der Vegetation für die Lebensgemeinschaften von Fließgewässern.. Ingenieurbilogie 2: 25-31.
- Muhar S., Poppe M., Schmutz S., Egger G. & Melcher A., 2003: Analyse und Ausweisung naturräumlicher Flusstypen Österreichs. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, 55. Jg., Heft 7-8: 113-121.
- Müller N. & Bürger A., 1990: Flussbettmorphologie und Auenvegetation des Lech im Bereich der Forchacher Wildflusslandschaft (Oberes Lechtal, Tirol). Jahrb. Ver. Schutze Bergwelt 55: 43-74, München.
- Plachter H., 1991: Naturschutz. UTB 1563: 463 pp..
- Pott R. & Remy D., 2000: Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. 255 pp., Ulmer, Stuttgart.
- Scherzinger W., 1996: Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 447 pp..

- Schiemer F. et al., 1994: Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz. Grüne Reihe des BM f. Umwelt, Jugend & Familie, Band 5: 160 pp.
- Schiemer F., Keckeis H., Reckendorfer W. & Winkler G., 2001: The „inshore retention concept“ and its significance for large rivers. Large Rivers Vol. 12, No. 2-4, Arch. Hydrobiol. Suppl. 135: 509-516
- Schmutz S. & Waidbacher H., 1994: Definition und Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten (GBKs). Gewässerbetreuungskonzepte-Stand und Perspektiven. Beiträge zur Tagung an der Universität für Bodenkultur, April 1994. Wiener Mitteilungen, Band 120: 61-88, Wien.
- Sedell J. R., Richey J. E. & Swanson F. J., 1989: The River Continuum Concept: A Basis for the Expected Ecosystem Behavior of Very Large Rivers? In: D. P. Dodge (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 49-55.
- Tockner K., Malard F. & Ward J. V., 2000: An extension of the flood pulse concept. Hydrological processes 14: 2861-2883
- Traxler A., 1997: Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. UBA-Monographien, Band 89 A, Teil A: Methoden, 397 pp., Wien.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E., 1980: The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137
- Volk H., 2001: Auewaldforschung am Rhein - welche Wälder sind auetypisch? Natur und Landschaft, 76. Jg., Heft 12: 520-529.
- Vollhofer O., 1979: Verhalten der Grundwasserstände an der Thaya-Grenzstrecke zwischen Bernhardsthal und Hohenau, Niederösterreich. Österr. Wasserwirtschaft Jg. 31, Heft 11/12: 319-329.
- Vollrath H., 1976: Grundzüge einer Typisierung und Systematisierung der Flussauen nach Beispielen aus Bayern. Die Erde, 107 Jg., Heft 4: 237 - 299, Ges. f. Erdkunde zu Berlin.
- Ward J. V. & Stanford J. A., 1989: Riverine Ecosystems: The Influence of Man on Catchment Dynamics and Fish Ecology. In: D.P. Dodge (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 56-64.
- Ward J. V. & Stanford J. A., 1995: The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: Research & Management 10: 159-168.
- Zauner G. & Schmutz S., 1994: Fischökologische Untersuchungen im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. Gewässerbetreuungskonzepte-Stand und Perspektiven. Beiträge zur Tagung an der Universität für Bodenkultur, April 1994. Wiener Mitteilungen, Band 120: 323-359, Wien.
- Zulka K. P. 1999: Terrestrische Arthropoden. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 259-271.
- Zulka K. P. & Lazowski W., 1999: Hydrologie. In: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 24-50.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz](#)

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: [13](#)

Autor(en)/Author(s): Lazowski Werner

Artikel/Article: [Überlegungen zur Funktionsfähigkeit von Flussauen und Feuchtgebieten aus vegetationsökologischer Sicht 84-107](#)