©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Ber. ANL | 5 | 99-137
Dez. 1981

Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Voralpenraum

– überprüft am Beispiel des »Haunstetter Waldes« (Lechauen)

U. Ammer und U. Sauter

Gliederung Seite

1. Einführung und Problemstellung 100

2. Generelle Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen 100

2.1 Begriffe und Abgrenzungen 100
2.2 Biotopwert, Schutzwürdigkeit und Gefährdungsgrad 101
2.3 Indikatoren, Skalen, Verknüpfungen 103
2.3.1 Die einzelnen Indikatoren und ihre Bewertung 103
2.3.1.1 Vegetation 103
2.3.1.2 Flußdynamik 106
2.3.1.3 Pflanzenverfügbares Wasserangebot 109
2.3.1.4 Zusätzliche Komponenten 111
2.3.1.5 Gefährdungspotential 111
2.3.2 Verknüpfung der Indikatoren 111
2.3.2.1 Vegetation und Flußdynamik 111
2.3.2.2 Pflanzenverfügbares Wasserangebot. 112
2.3.2.3 Zusätzliche Komponenten 112
2.3.2.4 Gefährdungspotential 113

3. Anwendung der Bewertungsverfahren im Testgebiet Haunstetter Wald (Lechauen) 113

3.1 Einführung 113
3.2 Bewertung der Vegetationsverhältnisse 113
3.2.1 Material und Datenkollekte 113
3.2.2 Ermittlung der naturraumspezifischen Vegetation 114
3.2.3 Heutige Vegetationsdecke 115
3.2.4 Bewertungsverfahren 115
3.3 Bewertung der Flußdynamik 117
3.3.1 Vorgehen und Material 117
3.3.2 Ursprüngliche Verhältnisse 117
3.3.3 Heutige Verhältnisse 118
3.3.4 Ergebnis der Bewertung der Flußdynamik 119
3.4 Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes. 120
3.4.1 Vorgehen und Material 120
3.4.2 Ursprüngliche Verhältnisse 120
3.4.3 Heutige Verhältnisse 120
3.4.4 Ergebnis der Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes 121
3.5 Bewertung der zusätzlichen Komponenten 122
3.5.1 Material 122
3.5.2 Beschreibung der Parameter 122
3.5.3 Bewertung der Parameter 122
3.6 Verknüpfung der Indikatoren »Vegetation«, »Flußdynamik« und »pflanzenverfügbares Wasserangebot« zum Biotopwert 124
3.7 Verknüpfung von Biotopwert und zusätzlichen Komponenten zum Schutzwürdigkeitsgrad 124
3.8 Bewertung des Gefahrenpotentials 124
3.8.1 Material 124
3.8.2 Beschreibung der möglichen Gefahren. 126
3.8.3 Bewertung der Parameter 126

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen 128

5. Anhang 129

5.1 Übersicht der Pflanzengesellschaften im Haunstetter Wald nach BRESINSKY, 1963 129
5.2 Vegetationsaufnahmen. 130
5.3 Bewertung der ausgeschiedenen Formationen 132
5.4 Bewertung der Probekreise 135

6. Literaturverzeichnis 136

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

1. Einführung und Problemstellung

Der Gesamtbestand an Auebiotopen entlang von Main, Donau, Altmühl, Iller, Lech, Isar und Inn wird heute mit etwa 35 000 ha angegeben (EISENMANN, 1977). Diese Fläche setzt sich aus einer Vielzahl von Aueresten zusammen, die aus standörtlichen und historischen Gründen verschieden gut erhalten sind.

Für den Schutz dieser Lebensräume lassen sich ganz allgemein mannigfache Gründe anführen:

Flußauen haben z.B. vorteilhafte Wirkungen auf Qualität und Menge des Grundwassers (JUON, 1967). In Trockenperioden wirken sie ausgleichend auf die Atmosphäre. Auebiotope sind natürliche Retentionsräume und erfüllen daher eine wichtige Funktion bei der Hochwasserrückhaltung sowie bei der Senkung von Hochwasserspitzen (vgl. KAULE et al., 1979: Biotopkartierung Bayern). Auch der Artenschutz ist hier anzuführen, denn Auebiotope können letzte Rückzugsgebiete für seltene Tier- und Pflanzenarten sein. Nicht zuletzt sind Auelandschaften erlebnisreiche Wander- und Erholungsgebiete (vgl. MICKLEY, 1975), deren Reiz sich aus dem Gegensatz der Sicherheit menschlicher Siedlungen und der ungebändigten Urlandschaft mit Inseln, Verzweigungen, Altwässern und Quellen ergibt. Die landschaftliche Schönheit von Wildflußauen könnte auch durch den Kontrast »von der wüstenartigen Schotterterrasse bis zum tropenähnlichen Dschungeldickicht und zum prächtigen Laubmischwald« - wie es JUON (1967) beschreibt - gekennzeichnet werden.

Konsequenterweise bezeichnet denn auch das Landesentwicklungsprogramm von Bayern Auebiotope ohne Unterschied ausdrücklich als schutzwürdig.

Leider stehen dieser Einschätzung sehr häufig Zielsetzungen der Verkehrsplanung, des Kraftwerkbaues, der Kiesgewinnung oder der Wasserwirtschaft (Flußbegradigung im Zuge der Hochwasserfreimachung) gegenüber. Zu diesen Zielkonflikten zwischen den Ansprüchen des Naturschutzes und regionaler bzw. überregionaler Entwicklungsplanung kommen noch die Nutzungsansprüche von Land- und Forstwirtschaft hinzu. So wurden z.B. in einem Gutachten über die pflanzensoziologischen Verhältnisse im Haunstetter Wald (KLEMENT, 1951) Weidengebüsche als »Unhölzer« bezeichnet, und es wird vorgeschlagen, diese Standorte für Kiefernpflanzungen zu nutzen. Im Bereich der Landwirtschaft wächst in Verbindung mit der Verringerung der Hochwassergefahr durch wasserbauliche Maßnahmen der Rodungsdruck auf die wenigen noch vorhandenen Auewaldflächen. Selbst ungenehmigte Rodungen sind keine Seltenheit.

Bereits aus dieser kurzen Situationsanalyse ergibt sich, daß zur Lösung dieser Zielkonflikte Instrumente notwendig sind, die eine Differenzierung der Schutzwürdigkeit erlauben, die aber auch ein hohes Maß an Transparenz und Nachvollziehbarkeit - und zwar auch für den Nichtfachmann - bieten. Mit dem nachstehenden Bewertungsverfahren, das im Haunstetter Wald in den Lechauen getestet worden ist, sollen Wege hierzu aufgezeigt werden, wobei das modelltheoretische Konzept vor allem an der Praktikabilität und der Datenverfügbarkeit orientiert ist.

2. Generelle Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen

2.1 Begriffe und Abgrenzungen

In der Literatur werden oft die Begriffe *»Auwald«* und *»Auebiotop«* synonym verwendet.

Au-*wald* ist jedoch nur *eine* der möglichen Ausbildungsformen eines Auebiotopes.

In der vorliegenden Studie sollen nicht nur waldartige Auebiotope untersucht werden, sondern die Gesamtheit aller möglichen Ausbildungsformen flußnaher Lebensräume. Deshalb werden die beiden Begriffe im folgenden differenziert angewendet.

Unter Auebiotopen sind Lebensgemeinschaften der Kontaktzone zwischen Fließgewässern und Land zu verstehen. Sie besitzen deshalb in ursprünglichen Landschaften eine hohe Raum- und Strukturdiversität. Ihre Standorte sind besonders geprägt durch den Faktor Wasser (KAULE et al., 1979).

Auebiotope werden als unreife Systeme aufgefaßt, die mit zunehmender Gesellschaftsentwicklung einem Klimaxstadium zustreben. Die stetige Erneuerung und der Ablauf dieser dynamischen Entwicklung (Sukzession) stehen in Abhängigkeit vom Verhalten des Fließgewässers und dem damit zusammenhängenden Grundwasserregime (vgl. BRESINSKY, 1959; SEIBERT, 1958 und 62; ELLENBERG, 1963; KAULE et al., 1979; MEISEL, 1979). Das besondere Kennzeichen von Auelandschaften gegenüber anderen Lebensräumen ist demnach in der stetigen natürlichen Veränderung zu sehen.

Durch Schmelzwasserdynamik und Niederschlagsverteilung, die je nach Einzugsgebiet eines Flusses unterschiedlich sind, liegen in Bayern naturräumlich verschiedene Ausprägungen von Auebiotopen vor. Die Ausprägungen unterscheiden sich aber auch durch die natürlichen Verbreitungsgrenzen der Florenelemente und durch die voneinander abweichende Flußdynamik am Ober-, Mittel- und Unterlauf. Solchermaßen bedingte Verhältnisse werden als »naturraumspezifisch« bezeichnet.

Im Sinne einer Grobgliederung kann man die *Auen der voralpinen Flüsse* von den *Auen im Hügelland und im Mittelgebirge* unterscheiden. Letztere sind geprägt durch hohe Niederschläge im Winter und die bereits im zeitigen Frühjahr eintretende Schneeschmelze. Während der Vegetationszeit fallen dagegen nur geringe Niederschläge. Die häufigsten Überflutungen finden deshalb im Winter und Frühjahr statt. In den übrigen Jahreszeiten herrscht nur geringe Hochwassergefahr. Deshalb, und auch wegen der allgemein geringen Fließdynamik, stehen die Hügelland- und Mittelgebirgsflußauen schon

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

seit dem Mittelalter unter Nutzung. Hier sind daher fast nur mehr sekundäre Systeme anzutreffen.
Anders stellt sich die Situation in den voralpinen Flußauen dar. Die Niederschlagsverteilung zeigt hier ein ausgeprägtes Maximum im Sommer, die Schneeschmelze tritt erst im späten Frühjahr ein (SEIBERT, 1958). Die Abflußmengen sind hier deshalb im Sommer am höchsten. Die Fließdynamik der Voralpenflüsse ist zudem relativ stark ausgebildet. Auch innerhalb des Sommerhalbjahres weichen die Abflußwerte stark voneinander ab. Hochwässer treten meist nur kurzzeitig, dafür aber heftig auf. Zeitweise kann die abfließende Wassermenge auch so gering sein, daß weite Teile des Flußbettes austrocknen. Eine intensive Nutzung flußnaher Bereiche war daher auf größeren Flächen bis in die Neuzeit nicht möglich.
Mit zunehmender Entwicklung der Technik gelang es zwar auch hier, mehr und mehr Überschwemmungsgebiete durch Maßnahmen der Verbauung zu schützen und das Abflußverhalten zu beeinflussen. Trotz dieser Bemühungen, die Naturlandschaft unter den Gesichtspunkt anthropogener Nutzungsmöglichkeiten zu gestalten, sind Teile der Voralpenflüsse hiervon lange Zeit wenig oder ganz unberührt geblieben (vgl. BUCHWALD, 1968; OLSCHOWY, 1979 a). So fanden z.B. erste Eingriffe an der oberen Isar schon ab dem 15. Jahrhundert statt; diese wurden jedoch mit jedem Hochwasser wieder beseitigt. »Trotz Siedlungstätigkeit, Kulturbaumaßnahmen, Uferschutz, Senkbäumen zur Ableitung von Mühlbächen und Hilfsmaßnahmen für den Floßbetrieb konnte die noch ungebändigte Isar mit ihrem Refugium am Ende des vorigen Jahrhunderts noch als eine echte Urlandschaft inmitten jahrhundertealter Kulturlandschaft bezeichnet werden« (SPEER, 1977).
Ähnlich sind die Verhältnisse am Lech, worauf später detailliert eingegangen wird. Allerdings gibt es auch Hinweise auf extensive Nutzungsformen. Wie BRESINSKY (1959) darlegt, konnten durch Streunutzung und Schafweide in Schneeheide-Kiefernwäldern Heideflächen entstehen. Von der oberen Isar ist bekannt, daß 1791 vor und nach dem Almsommer Vieh in die Auen getrieben wurde (SPEER, 1977). Auch muß mit Niederwaldwirtschaft in Erlenauen ebenso gerechnet werden wie mit Stammholznutzung in den ältesten Sukzessionsstadien der Auewaldungen (vgl. SIEGRIST, 1913).
Um den Optimalzustand eines Biotopes zu kennzeichnen, wird im ökologischen Bereich oftmals der Begriff *»potentiell natürlich«* verwendet. Damit umschreibt man den Zustand, der sich entwickeln würde, wenn der Einfluß des Menschen auf einen Lebensraum aufhören würde. Diese Hilfskonstruktion wurde von ELLENBERG (1963) vorgeschlagen, da es wegen der vielen Standortsveränderungen, die der Mensch bewußt oder unbewußt seit Jahrtausenden auslöste, unmöglich sei, eine unberührte Naturlandschaft zu rekonstruieren.

Im Gegensatz zu ELLENBERGs allgemeiner Aussage dauert in den Flußlandschaften die Veränderung der naturgegebenen Voraussetzungen oft erst einige Generationen an. Außerdem zeichnen sich Auebiotope durch eine starke, natürliche Veränderlichkeit aus. Dadurch werden Standortveränderungen in den Auesukzessionen immer wieder vermindert oder ganz weggewischt, während sie in Dauergesellschaften über sehr lange Zeit wirksam bleiben, sich evtl. sogar aufaddieren.
Dadurch, daß der Wildflußcharakter unserer Voralpenflüsse erst seit einigen Generationen entscheidende Abschwächungen erfährt, liegen zusätzlich schriftliche Beurkundungen über das Aussehen ursprünglicher Wildflußlandschaften vor. Die Anfänge einer floristischen Erforschung der Umgebung Augsburgs lassen sich beispielsweise bis zum Beginn des vorigen Jahrhunderts zurückverfolgen (v. ALTEN, 1822; CAFLISCH, 1848).

Da sich das Gesamtbild einer Wildflußau ständig ändert, ist es gar nicht nötig, daß sehr genaue und detaillierte Beschreibungen vorhanden sind. Sie würden nur das Gesamtbild zu einem ganz bestimmten Zeitpunkt wiedergeben. Wichtig ist allein die Kenntnis einzelner Phasen des Sukzessionsablaufes, wie er für den betreffenden Naturraum ursprünglich ist oder war. Der vollständige Sukzessionsablauf läßt sich daraus dann rekonstruieren. Da für begrenzte Flußabschnitte die naturbedingten Gegebenheiten in etwa gleichzusetzen sind, kann man auch aus Beschreibungen benachbarter Gebiete Rückschlüsse ziehen auf das naturraumspezifische Spektrum von Vegetationseinheiten im eigentlichen Untersuchungsgebiet. Zudem muß eine Vielfalt unterschiedlicher Ausprägungen und Varianten dieser Vegetationseinheiten als naturgemäß angenommen werden.
Auch wenn es nach den bisherigen Ausführungen heute nicht mehr möglich erscheint, das Bild einer unberührten Urlandschaft zu zeichnen und deshalb die heutigen, tatsächlich vorhandenen Verhältnisse nicht mehr an den ursprünglichen, unberührten gemessen werden können (- was in der Theorie richtig und exakt wäre -), so ist es doch im speziellen Fall der Auebiotope möglich, wenigstens ein Bild der naturraumspezifischen Verhältnisse zu rekonstruieren. Bei der Bestimmung der Natürlichkeitsgrade von Auebiotopen muß also nicht versucht werden, die vorgefundenen Verhältnisse exakt am unberührten Urzustand zu messen. Es ist vielmehr die Feststellung ausreichend, ob bzw. bis zu welchem Grad die einzelnen Teile eines Auebiotopes naturraumspezifisch sind.

2.2 Biotopwert, Schutzwürdigkeit und Gefährdungsgrad

Wie bereits dargestellt, unterliegen Flußlandschaften seit langer Zeit anthropogenen Einflüssen. Ein zu untersuchender Biotop befindet sich also zum Zeitpunkt der Bewertung in einem Zustand, der duch menschliche Einflußnahme aus einem ursprünglich unberührten Naturzustand hervorging.
Die vielfältigen anthropogenen Einflüsse konzentrieren sich vor allem auf folgende vier Hauptbereiche:
- wasserwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Flußregulierung, Dammbau)
  landwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Urbarmachung, Waldweide)
- forstliche Maßnahmen (z.B. Melioration, Anbau standortsfremder Baumarten)
- direkter Bevölkerungsdruck (z.B. Erschließung, Erholungsverkehr)

In Abhängigkeit von den naturgegebenen Voraussetzungen und der Intensität der Eingriffe verursachen diese Vorgänge mehr oder weniger tiefgreifende Veränderungen im Naturhaushalt. Mit zunehmender Stärke der Veränderungen vergrößert sich die Entfernung des gegenwärtigen Zustandes von der natürlichen Situation. Geht man davon aus, daß der Wert eines Biotops im ursprünglichen Naturzustand als optimal anzusehen ist, dann werden die genannten Störungen bzw. ihre Auswirkungen im allgemeinen eine Verringerung des Biotopwertes bewirken.
Eine Ausnahme hiervon bilden Biotope aus zweiter Hand, die durch landschaftspflegerische Maßnahmen in einen naturnäheren Zustand zurückgeführt und damit dem Urzustand wieder nähergebracht wurden.
Der Wert eines Biotopes wird also ganz wesentlich durch die Nähe zur natürlichen Situation bestimmt. SOLMSDORF, LOHMEYER und MRASS (1975) verwendeten den Natürlichkeitsgrad als wesentliches Kriterium für die Untersuchung naturnaher und daher schutzwürdiger Bereiche in den Rheinauen. SEIBERT (1980) geht bei der Herleitung einer ökologischen Bewertung von Ökosystemen weiter und stellt im wesentlichen auf die Faktoren Maturität, Natürlichkeit (im engeren Sinne), Diversität, Seltenheit und Präsenz ab, die gleichgewichtig verwendet werden. Demgegenüber beschränkt sich

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

das vorliegende Bewertungsverfahren für Auebiotope auf die Hauptindikatoren
- Natürlichkeitsgrad der Vegetation
- Flußdynamik und
- pflanzenverfügbares Wasser.

Aus der Verknüpfung dieser drei Indikatoren ergibt sich der *Biotopwert,* aus dem unter Berücksichtigung
- zusätzlicher Komponenten (wie Wohlfahrts- und Schutzwirkungen des Biotops oder Seltenheitswert von Flora und Fauna)

dann die *Schutzwürdigkeit* des Biotopes abgeleitet wird.

Biotopwert und Schutzwürdigkeit werden dann noch dem Gefährdungsgrad - und zwar ohne Verrechnung mit den erstgenannten Größen - gegenübergestellt (vgl. Abb. 1).

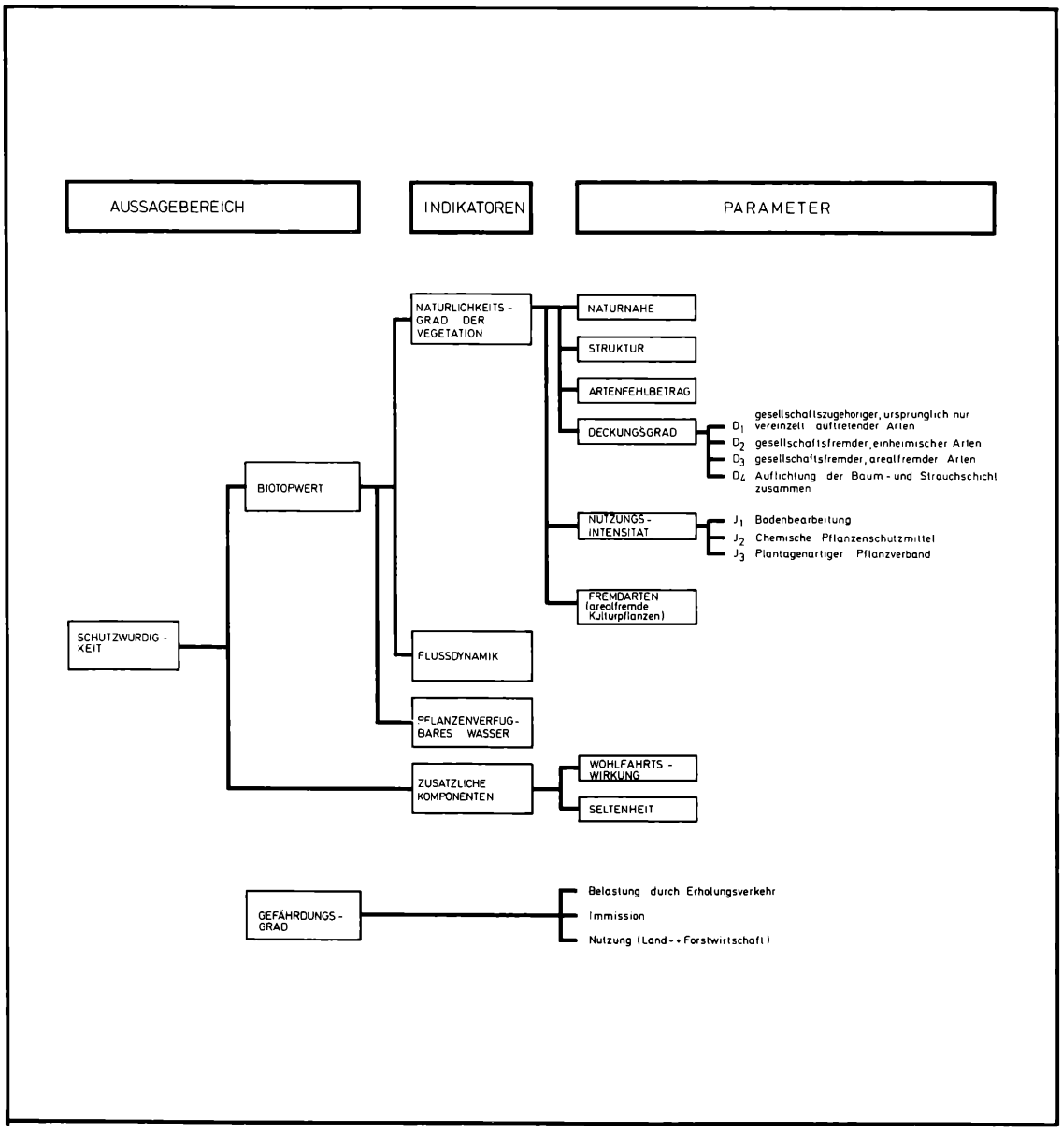
Dieses Vorgehen orientiert sich an der Vorstellung, daß an Naturnähe von Vegetation, Flußdynamik und pflanzenverfügbarem Wasser gemessene, relativ hohe Biotopwerte nicht in jedem Einzelfall mit hoher Priorität schützenswert sein müssen, z.B. weil sie im Naturraum oder landesweit häufig sind, wie umgekehrt Auebiotope (im Sinne des Naturschutzes) schützenswert sein können, weil in ihnen seltene Pflanzen und Tiere vorkommen, obwohl - oder gerade weil - der Biotop als solcher erheblich anthropogen beeinflußt und deshalb mit relativ niedriger Wertzahl eingestuft ist.

Mit dem Biotopwert wird also versucht, Ökosysteme (nutzungsunabhängig) auf der Basis ihrer Naturnähe einzustufen, während die Schutzwürdigkeit unter Berücksichtigung von Wohlfahrtswirkungen bzw. von Aspekten des Artenschutzes an erwarteten oder gewünschten Nutzungen und Leistungen ausgerichtet ist.

Innerhalb des Biotopwertes wird auf die gesonderte Beurteilung der Reife der Systeme verzichtet, weil es sich bei Auebiotopen in der Regel um Dauer- oder natürliche Folgegesellschaften handelt, die auch nach der SEIBERTschen (1980) Bewertungsmethode bestenfalls zwei verschiedenen Bewertungskategorien angehören, so daß sich aus diesem Kriterium kein Differenzierungseffekt ergeben hätte. Demgegenüber sind wichtige Elemente der Diversität, d.h. der Struktur in der Weise in die Bewertung eingegangen, daß sie mit zur Festlegung der Natürlichkeit herangezogen werden (vgl. Abb. 1). Verzichtet wurde auch auf eine formale Berücksichtigung des Raumbezuges (Präsenz). Abgesehen davon, daß eine schematische Behandlung schon

Abbildung 1:

Übersicht über die Verwendung von Indikatoren und Parametern und ihre Zuordnung zu Aussagebereichen im Rahmen des gewählten Bewertungsmodells



©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

deshalb schwierig ist, weil Gebietsgröße, Häufigkeit und Verteilung je nach Betrachtungsweise enorm schwanken, kommt bei Auebiotopen ihre enge Bindung an die Fließgewässer hinzu.
Von sehr viel entscheidenderem Einfluß sind dagegen Größen, die eine Veränderung des Wasserhaushaltes bewirken. Hier ist an Standortveränderungen zu denken - insbesondere Änderungen des Bodenfeuchteregimes -, wie sie z.B. durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen hervorgerufen werden können (MEISEL, 1979). Untersuchungen am Oberrhein (HÜGIN, 1963) und im unteren Illertal (BUCHWALD, 1968) ergaben, daß Austrocknungsprozesse relativ langsam verliefen und überhaupt erst nach Jahrzehnten deutlich wurden (vgl. auch SIEGRIST, 1913). Eine pflanzensoziologische Ansprache solcher Störungen scheint also nur sehr schwer und mit großer Fachkenntnis möglich. Für ein praxisgerechtes Bewertungssystem müssen deshalb zusätzlich zur Vegetationszusammensetzung Indikatoren angewandt werden, die es erlauben, den heutigen Zustand eines Auebiotopes hinreichend genau zu bestimmen. Wie bereits dargelegt, sind Auebiotope besonders charakterisiert durch das dynamische Verhalten eines Fließgewässers und eines spezifischen Grundwasserregimes. Störungen des Naturhaushaltes in Auebiotopen sind oft gleichzusetzen mit einer Beeinträchtigung dieser beiden Merkmale. Es bietet sich deshalb an, als weitere Indikatoren für das Bewertungssystem »Flußdynamik« und »pflanzenverfügbares Wasserangebot« hinzuzunehmen.
Der *Gefährdungsgrad* schließlich umfaßt Einflußfaktoren wie
- Belastungen durch Erholungsverkehr
- Immissionen oder
- Nutzungen land- und forstwirtschaftlicher Art,

die eine Verschlechterung der Biotopqualität hervorrufen oder erwarten lassen.
Eine Bilanzierung dieser Größe ist nicht vorgesehen. Abgesehen von den modelltheoretischen Schwierigkeiten einer formalisierten Bilanz erscheint eine generelle Abminderung der Schutzwürdigkeit durch ein mehr oder weniger hohes Gefährdungspotental auch raumordnungspolitisch für nicht vertretbar, weil sie politische Entscheidungen zur Gefahrenabwehr bei besonders hoher Schutzwürdigkeit beinahe systembedingt ausschließt.

2.3 Indikatoren, Skalen, Verknüpfungen

Die Schwierigkeit, komplexe und vielschichtige Zusammenhänge mit herkömmlichen Methoden (Merkmalsbeschreibung ohne feste Verfahrensregeln) ganzheitlich zu beurteilen und zwar so, daß die Ergebnisse und Schlußfolgerungen auch von Nichtexperten nachvollzogen werden können, haben dazu geführt, daß insbesondere für die Kennzeichnung ökologischer Verhältnisse und im Bereich von Raumordnung und Landesplanung systemanalytisch - normative Methoden eingesetzt werden (AMMER et al., 1979). Diese Methoden zeichnen sich dadurch aus, daß sie ein Klassifikationsergebnis anstreben, das vor allem im beurteilenden Vergleich der Klassen untereinander deren Rangfolge im Hinblick auf die Zielaussage eines Sachbereichs angibt (AMMER, BECHET, KLEIN, 1980).
Das hier vorgeschlagene Verfahren stützt sich auf eine Reihe von Indikatoren, die teils direkt erhoben bzw. eingestuft werden, teils aufgrund weiterer Informationen (Parameter) ermittelt werden (vgl. Abb. 1).
Der erste Schritt für eine leicht verständliche Aufbereitung der originären Information besteht in einer klassifizierenden Bewertung der Indikatoren. Hierfür ist die Bildung von Skalen erforderlich. Bereits bei früheren Arbeiten (DORNIER - PROGNOS - AMMER, 1975 und AMMER, BECHET, KLEIN, 1979) hat sich gezeigt, daß sich für die Darstellung ökologischer Zusammenhänge eine 9teilige Skala (9,8,7....2,1), die in Einheitsintervalle gleicher Präferenzunterschiede geteilt ist, sehr gut eignet. In ihrer absoluten Interpretation geht diese Skala davon aus, daß gute, mittlere und schlechte Verhältnisse jeweils ein Drittel der Einstufungsspanne umfassen. Die Skalenniveaus 9,8,7 beschreiben gute Verhältnisse, 6,5,4 mittlere und 3,2,1 schlechte Verhältnisse. Stufe 9 ist der beste, Stufe 1 der schlechteste Wert. Die Anwendung dieser Skala für die Klassifizierung bezüglich eines Aussagebereiches entspricht mathematisch gesehen der im Einzelfall zu definierenden Abbildung der Rohdaten auf diese Skala für das als Indikator verwendete Merkmal. Bei dieser Skalierung sind nicht nur lineare Transformationen zulässig, sondern prinzipiell jede Abbildungsform. Maßgeblich sind nicht formale, sondern ausschließlich inhaltliche, nämlich sach- und wertbezogene Gesichtspunkte. Eine aus methodischer Sicht maßgebliche Frage ist die nach der Kardinalität dieser Klassifizierung.
Zunächst einmal ist die Kardinalität in all den Fällen formal - methodisch verzichtbar, in denen mit den skalierten Werten keine arithmetischen Operationen, also z.B. »nur« Verknüpfungen nach den Regeln der logischen Kombination vorgenommen werden. Andererseits ist eine kardinale Skalierung formal notwendig, wenn die Aussagen arithmetisch weiter verarbeitet werden.
Mit dieser Feststellung ist bereits die Frage der *Verknüpfung einzelner Informationen* (Indikatoren bzw. Parameter) zu verdichteten Aussagen angesprochen. Da bei einer ökologischen Bewertung nach Natürlichkeitsgraden, wie sie in der vorliegenden Arbeit angewandt wird, die Niveauunterschiede zwischen den einzelnen Skalenwerten weder durch Differenzrelation noch durch physikalische Meßwerte in genau gleichen Intervallen wiederzugeben sind, ist eine strenge Kardinalität nicht zu erreichen. Eine Aggregation von Indikatoren mit Hilfe nutzwertanalytischer Ansätze (arithmetische Operation) ist deshalb nicht zulässig.
Die vorgesehenen Verknüpfungen (vgl. Abb. 2) erfolgen deshalb nach den Prinzipien der logischen Kombination, was u.a. auch dadurch erleichtert wird, daß die Zahl der zu verknüpfenden Indikatoren relativ gering ist.
Nachstehend werden die
- einzelnen Indikatoren
- die Bewertungsvorschriften (Skalen) und
- die verwendeten Matrizen bzw. Verknüpfungsvorschriften

im einzelnen dargestellt.

2.3.1 Die einzelnen Indikatoren und ihre Bewertung

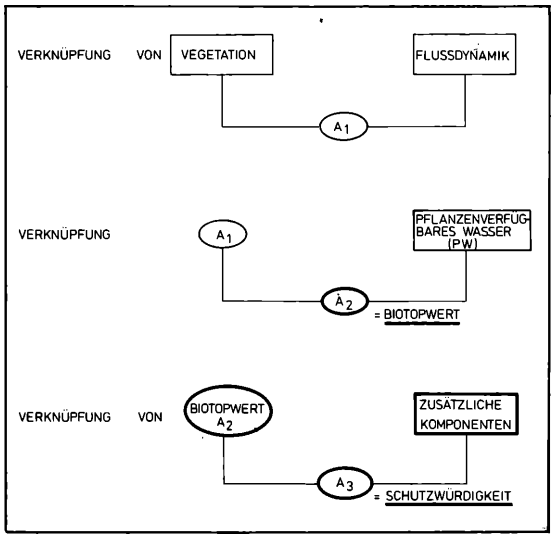
2.3.1.1 Vegetation

ELLENBERG (1963) beschreibt »den Menschen« als ebenso wichtigen Faktorenkomplex für die Vegetation Mitteleuropas wie Klima und Boden. Ausmaß, Dauer und Veränderungen, die verschie-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 2 (zu Kapitel 2.3)

Schema für die Verknüpfung der Indikatoren zu den Aussagen »Biotopwert« und »Schutzwürdigkeit«



dene Vegetationsformen unter dem Einfluß des Menschen erhalten haben, seien verschieden.

In Anlehnung an v. HORNSTEIN (1958) ordnet ELLENBERG sie nach dem Grad ihrer Natürlichkeit in folgende Reihe ein:

unberührt
natürlich
naturnah
bedingt naturnah — *naturbetont*

bedingt naturfern
naturfern
naturfremd
künstlich — *kulturbetont*

Diese Reihe von Natürlichkeitsgraden bietet sich als Grundlage für eine Skala zur Vegetationsbewertung an.

Da ELLENBERGs Reihe nur acht Natürlichkeitsgrade enthält, wurde diese Einteilung um ein Glied erweitert und zwar durch die Einführung eines Skalenwertes genau in der Mitte der ELLENBERGschen Reihe. Damit können die übrigen Definitionen ELLENBERGs nahezu unverändert übernommen werden. Der zusätzliche Skalenwert wird mit dem Begriff »entfernt naturnah« gekennzeichnet.

Die heute noch vorhandenen Vegetationsgesellschaften von Auebiotopen sind nach unserer Auffassung besonders häufig im Bereich zwischen »naturnah« und »naturfern« einzuordnen. Eine Verdichtung von Skalenwerten gerade im mittleren Bereich bietet also auch den Vorteil einer größeren Trennschärfe.

ELLENBERG umschreibt die einzelnen Natürlichkeitsgrade sehr allgemein, da er die Vegetationsverhältnisse ganz Mitteleuropas einschließlich der Alpen zugrundelegt. Im Falle der hier zu untersuchenden Auegesellschaften ist es deshalb nötig, die Definitionen der einzelnen Natürlichkeitsgrade zu spezifizieren und so auszudrücken, daß sie einen praktikablen Bewertungsschlüssel für die Vegetation von Auebiotopen ergeben.

Im folgenden werden die einzelnen Bewertungsstufen beschrieben und definiert:

Unter *»unberührt«* versteht ELLENBERG Formationen, deren Lebensbedingungen nicht von den völlig ungestörten abweichen. Als Beispiel nennt er »abhängige Gesellschaften«, wie manche Epiphyten-Vereine der Baumäste und Rinden in naturnahen und natürlichen Wäldern.

Nach ELLENBERG ist die Vegetation Mitteleuropas das Ergebnis jahrtausendelanger Menschheitsgeschichte, so daß »buchstäblich kein Flecken unverändert seinen Naturzustand bewahren konnte«, bzw. »unberührt« blieb. Theoretisch stellt die Bezeichnung »unberührt« somit den höchsten denkbaren Stellenwert für eine Vegetationsgesellschaft dar. Eine selbständige Gesellschaft, die dieser hohen Anforderung - weder direkt noch indirekt von menschlicher Tätigkeit beeinflußt zu sein - gerecht wird, gibt es in Mitteleuropa heute aber praktisch nicht mehr. Auch im Bereich der Auwälder muß man heute davon ausgehen, daß es unberührte Vegetationseinheiten nicht mehr gibt. Die Umwandlung von Naturlandschaften in Kulturlandschaft hat zumindest indirekt auch Auswirkungen auf die darin vorkommenden Fließsysteme und die mit diesen in Wechselwirkung stehenden Biotope. Beispielhaft hierfür wäre etwa eine Änderung der Flußdynamik durch Flächenversiegelung oder eine Eutrophierung überschwemmter Böden durch Abwassereinleitungen in das Flußsystem.

Als *»natürlich«* beschreibt ELLENBERG Flächen im Hochgebirge, die selten betreten und vom Vieh kaum besucht werden, z.B. Felsen und Geröllhalden. Er zählt dazu auch bisher kaum beweidete oder ausgeholzte Wälder, die aber nicht als »unberührt« zu bezeichnen sind, da das Verhältnis der zur Lebensgemeinschaft gehörenden Tiere gestört wurde.

Vereinfacht könnte man sagen:

Menschliche Einflüsse werden nicht völlig ausgeschlossen. Ihr Wirkungsgrad ist aber so gering, daß sie höchstens vermutet, nicht aber tatsächlich erkannt werden können. ELLENBERG s Aussagen lassen sich auch dahingehend interpretieren, daß die Vegetationsverhältnisse eines Gebietes der Vorgabe »naturraumspezifisch« entsprechen. Um als »natürlich« gelten zu können, muß eine Pflanzengesellschaft also bereits ursprünglich in dieser Gegend ausgebildet gewesen sein. Die Frage der ursprünglichen Flächenanteile und Zonationsanordnung findet über die Indikatoren »Flußdynamik« und »pflanzenverfügbares Wasserangebot« Eingang ins Bewertungssystem und kann deshalb an dieser Stelle vernachlässigt werden.

Von *»naturnahen«* Vegetationseinheiten fordert ELLENBERG, daß sie in Schichtenbau, Lebensformen-Spektrum und Artengefüge vorwiegend von den natürlichen Standortbedingungen geprägt und durch Nutzungen nur wenig verändert sind. Er versteht darunter beispielsweise Laubwälder in schwer zugänglicher Lage, die früher kaum beweidet wurden und deren Baumschicht sich ohne Pflanzung, Saat oder Bodenbearbeitung verjüngt.

Diese Aussage kann man so zusammenfassen, daß trotz erkennbarer Eingriffe die Artenkombination naturraumspezifisch und ohne längerdauernde Strukturveränderungen im wesentlichen erhalten sein muß. Nutzungen sind also erlaubt, soweit sie das Artengefüge nicht beeinträchtigen bzw. nur kurzfristig und kleinflächig stören.

Als Beispiel hierfür seien aus dem Auewaldbereich die Niederwaldwirtschaft im Alnetum incanae sowie einzelstammweise Nutzung im Molinio-Pinetum angeführt.

»Bedingt naturnah« und *»bedingt naturfern«* bilden den Übergang von naturbetonten zu kulturbetonten Formationen. Naturbetonte Pflanzengemeinschaften weichen weder in ihrem Formationscharakter noch in ihren Florenelementen wesentlich vom Zustand ab, der von Natur aus vorgegeben wäre (ELLENBERG, 1963). In kulturbetonten Gemeinschaften dominieren dagegen andere Lebensformen. Die Zahl der Arten, die der mitteleuropäischen Flora ursprünglich fremd sind, nimmt nach ELLENBERG zu. Für bedingt naturnahe und bedingt naturferne Pflanzenbestände gelten diese Kriterien abgeschwächt oder nur für eine Schicht.

Die Stufe *»bedingt naturnah«* könnte man folgendermaßen abgrenzen:

Das Artengefüge ist quantitativ leicht gestört, d.h. die Mengenrelation der Arten untereinander ist verschoben worden. Es kommen aber in nennenswertem Umfang keine gesellschaftsfremden Arten vor. Der Charakter der Formation bleibt deshalb noch gut erhalten. Im Gegensatz zu »naturnah« sollen bei »bedingt naturnah« auch Verhältnisse berücksichtigt werden, bei denen Struktur und Artengefüge nicht nur vorübergehend, sondern längerfristig gestört sind. Diese Situation wäre beispielsweise im Auewald bei einer Überhöhung des Fichtenanteiles im Molinio-Pinetum gegeben. Die Fichte kommt zu einem geringen Prozentsatz in dieser Formation von Natur aus vor. Durch Anflug aus benachbarten Fichtenforsten kann sie aber einen unnatürlich hohen Mengenanteil erreichen. Wenn allerdings die Fichte so dominant wird, daß dadurch Standortveränderungen entstehen, die geeignet sind, Florenelemente aus ihrer Vegetationsgesellschaft zu verdrängen und gesellschaftsfremde Arten zu fördern, dann läßt sich diese Formation nicht mehr unter »bedingt naturnah« einordnen, weil damit der Formationscharakter verändert wurde. Heiden und Trockenrasen, die durch Schafweide aus lichten Schneeheidekiefernwäldern entstanden sind und deren Artenspektrum sich ausschließlich aus Pflanzen zusammensetzt, die auch in der Ausgangsgesellschaft natürlich vorkommen, sind

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

wohl noch unter »bedingt naturnah« einzureihen. Man kann davon ausgehen, daß ihr Standort- und Formationscharakter durch die zusätzliche Auflichtung nur unwesentlich verändert wurde. Solche Heiden sind aber nie gänzlich baum- oder strauchlos. Sie kommen nur kleinflächig vor, da ein Wildfluß in dem Bereich naturraumspezifischer Entwicklungen von Schneeheidekiefernwäldern rasch wechselnde Standortbedingungen schafft. Die flachgründigen Böden der Dorycnio-Pineten werden immer wieder abgelöst von tiefgründigen Bereichen, auf denen von Natur aus ein heideartiger Bewuchs nicht aufkommt.

Haben Einflüsse auf die naturraumspezifische Vegetation neben quantitativen vereinzelt auch qualitative Veränderungen im Artenspektrum zur Folge, die so geartet sind, daß der Formationscharakter leicht gestört ist, dann wird vorgeschlagen, hierfür den Begriff *»entfernt naturnah«* zu verwenden. Dieses wäre z.B. angebracht bei einer kleinflächigen Kiefernkultur im Molinio-Pinetum, wenn langfristig mit einer Erhaltung der typischen Bodenvegetation zu rechnen ist, da sie mit zunehmender Auflichtung des Bestandes aus benachbarten Rückzugsflächen wieder einwandern kann. Ebenfalls unter »entfernt naturnah« könnte man auf größerer Fläche völlig baum- und strauchlose Heideflächen einreihen, die aus Schneeheidekiefernwald hervorgingen. Durch das Fehlen von Baum- und Strauchwuchs ist hier der ursprüngliche Formationscharakter als leicht gestört zu bezeichnen.

Besteht allerdings Grund zur Annahme, daß eine Heidefläche durch Standortdegradierung entstand, so kann sie diesem Stufenwert nicht mehr zugeordnet werden. Hier haben in jedem Fall starke und nachhaltige Veränderungen an Struktur und Artenspektrum einer naturraumspezifischen Vegetationsdecke stattgefunden. Denkbar wäre ein solcher Fall in einem Gebiet, in dem erst durch Bodenabtrag Standortsverhältnisse entstanden sind, die einen heideartigen Bewuchs bedingen, z.B. nach der Auflassung von Kiesgruben.

Mit *»bedingt naturfern«* können Vegetationseinheiten beschrieben werden, in denen Pflanzenarten vorkommen, die zwar in der Nähe ihres jetzigen Wuchsortes unter natürlichen Verhältnissen auch anzutreffen wären (ELLENBERG, 1956), die aber jetzt eine Konstellation bilden, die ursprünglich dort nicht auftritt. Als Beispiel für »bedingt naturfern« kann auch die Bewirtschaftung eines Molinio-Pinetum mit Kiefer genannt werden, wenn es dadurch großflächig zur Ausbildung gleichaltriger Bestände kommt. Durch Lichtentzug wird während der Dickungsphase die Bodenvegetation weitgehend zerstört. Infolge der großen Flächenausdehnung des Kiefernbestandes scheint es unwahrscheinlich, daß sich die gesellschaftstypische Bodenvegetation wieder in charakteristischer Weise ausbreitet, wenn der Bestand allmählich aufgelichtet wird.

Für die Einordnung einer Fläche als »bedingt naturfern« könnte demnach folgende Definition verwendet werden: Neben der Mengenrelation weicht auch die qualitative Zusammensetzung der Formation so tiefgreifend von der naturraumspezifischen Vorgabe ab, daß der Formationscharakter nachhaltig und stark verändert oder gar ganz zerstört ist. Zur Abgrenzung vom nächstniedrigeren Natürlichkeitsgrad »naturfern« ist zu fordern, daß die einzelnen Arten überwiegend einheimisch, dominierende Arten außerdem noch standortgerecht sind.

Als *»naturfern«* bezeichnet ELLENBERG Flächen, auf denen der Mensch bewußt die Standortbedingungen durch Düngung, Entwässerung oder Bodenbearbeitung geändert hat. Als Beispiele nennt er Kunstwiesen, Fettwiesen und auch Forsten, deren Baumschicht auf standortfremde Hölzer umgestellt wurde.

Davon ausgehend kann man diese Stufe der Bewertungsskala folgendermaßen formulieren:

Die dominierenden Arten müssen der mitteleuropäischen Flora entstammen. Sie können sowohl einer anderen Lebensform angehören als auch standortfremd sein. Für die Begleitpflanzen werden keine Einschränkungen formuliert, sie können also auch arealfremd sein.

Als Beispiel könnte man hierzu Aufforstungsversuche mit Fichte im Alnetum incanae oder im Dorycnio-Pinetum nennen. Die Fichte ist hier ebenso als standortfremd anzusehen wie beispielsweise auch die Buche im Molinio-Pinetum.

Naturfremde Biotope bestehen bei ELLENBERG aus einer Kombination von Kulturpflanzen und einigen subspontanen Begleitern. Er nennt als Beispiel Forsten, in denen nicht nur standortfremde Lebensformen dominieren, sondern auch Arten in der Baumschicht vorkommen, die einer fremden Florenregion angehören. Wie bereits bei »naturfern« spielt die Zugehörigkeit der Begleitpflanzen bei diesem stark kulturbetonten Natürlichkeitsgrad keine Rolle mehr. Gefordert wird lediglich, daß diese sich spontan, d.h. ohne menschliches Zutun als Partner der Kulturpflanzen einstellen. Diese Kulturpflanzen können auch dem Artenspektrum fremder Florenregionen angehören.

Im Falle der Auebiotope kann man hier an Plantagen aus Hybridpappeln denken. Diese sind zwar keine Angehörigen fremder Florenregionen, sondern Zuchtformen verschiedenster Herkunft. Auf jeden Fall aber sind sie Kulturpflanzen, die in unserer Florenregion unter natürlichen Bedingungen nicht vorkommen.

Bodenbewuchs stellt sich in Pappelplantagen spontan ein und muß zur Erhaltung der Pappeln nicht mühsam unterdrückt werden. Deshalb ist diese Lebensform nicht als *»künstlich«* zu bezeichnen, denn dieser geringste Natürlichkeitsgrad wird gekennzeichnet durch das Vorhandensein von Zuchtformen oder landfremden Arten auf eigens bereiteten Böden. Diese Pflanzen müssen mühsam gegen Unkräuter verteidigt werden (ELLENBERG, 1963). Unter diesen Natürlichkeitsgrad gehören neben Ziergartenanlagen auch Maisfelder, denn beide Lebensformen sind nur durch ständige Pflegeeingriffe auf besonders bereiteten Böden zu erhalten.

Schlüssel für die Vegetationsbewertung – direkte Einstufung

Aus der Erläuterung und Definition der einzelnen Skalenwerte ist für die Einstufung verschiedener, flußnaher Vegetationsformen ein Bewertungsschlüssel abgeleitet worden (Abb. 3). Er beinhaltet zu jedem Skalenwert eine Kurzdefinition sowie ein Beispiel. Auf dieser Grundlage können die abgegrenzten Bewertungseinheiten hinsichtlich ihres Natürlichkeitsgrades *direkt eingestuft werden.*

Vegetationsbewertung durch *Grobeinstufung mit Abschlagsverfahren*

Zur Überprüfung der direkten Einstufung wurde ein alternativer Vorschlag zur Einschätzung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation entworfen, der auf einer Grobeinstufung mit anschließender Feineinschätzung auf der Grundlage eines Abschlagsverfahrens beruht. Geht man davon aus, daß »unberührte« Vegetationsverhältnisse – wie bereits dargelegt – nicht mehr anzutreffen sind, dann würde der höchstmögliche Skalenwert für die natürlichste Ausprägung der naturraum-spezifischen Vegetation der Wert 8 sein.

Demgegenüber würde eine absolut naturferne bzw. naturfremde Vegetationseinheit günstigstenfalls den Wert 3 erhalten können.

Von dieser Zweiteilung geht die Grobeinstufung aus und teilt die zu klassifizierenden Einheiten in mehr oder weniger naturraum-spezifische (mit dem Optimalwert 8) und mehr- oder weniger naturraumfremde (mit dem Optimalwert 3) ein. Über die Parameter

S	(Struktur)	Reihenpflanzung
A	(Artenfehlbetrag):	Artenfehlbetrag durch Lichtentzug
D_1	(Deckungsgrad)	Deckungsgrad gesellschaftszugehöriger, ursprünglich nur vereinzelt auftretender Arten
D_2		:Deckungsgrad gesellschaftsfremder, einheimischer Arten
D_3		Deckungsgrad gesellschaftsfremder, arealfremder Arten
D_4		Auflichtung der Baum- und Strauchschicht
J_1	(Nutzungsintensität)	Bodenbearbeitung
J_2		Chemische Pflanzenschutzmittel
J_3		Plantagenartiger Pflanzenverband
F	(Fremdarten)	Arealfremde Kulturpflanzen

werden diese Optimalwerte durch Abschläge reduziert, deren Größe sich an der jeweiligen Bedeutung des Parameters für die naturraum-spezifische Vegetation orientiert (vgl. Abb. 4). So wird beispielsweise eine Reihenpflanzung in Dorycnio-Pinetum in aller Regel eine stärkere Veränderung der Artenzu-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 3:

Schlüssel für die Vegetationsbewertung - direkte Einstufung

Skalenwert	Natürlichkeitsgrad	Definition	Beispiel
9	unberührt	Vegetation naturraumspezifisch; weder direkt noch indirekt von menschlicher Tätigkeit beeinflußt	
8	natürlich	Vegetation naturraumspezifisch; Abweichungen durch menschliche Einflüsse nicht erkennbar	Dorycnio - Pinetum ohne erkennbare Beeinträchtigung
7	naturnah	Naturraumspezifische Vegetation trotz erkennbarer Einflüsse im wesentlichen erhalten;	Niederwaldwirtschaft im Alnetum incanae
6	bedingt naturnah	Formationscharakter der naturraumspezifischen Vegetationsgesellschaften gut erhalten, aber Artenspektrum quantitativ gestört	Kleinflächige Heiden mit vereinzeltem Baum- oder Strauchbestand
5	entfernt naturnah	Formationscharakter der naturraumspezifischen Vegetation leicht gestört; neben quantitativen auch vereinzelt qualitative Veränderungen im Artenspektrum	Größerflächige Heide, die aus Dorycnio - Pinetum entstanden ist
4	bedingt naturfern	Formationscharakter der naturraumspezifischen Vegetation auf Dauer stark gestört; Arten überwiegend einheimisch, dominierende Arten standortgerecht	Heidefläche, die durch Standortdegradierung entstand
3	naturfern	Charakter der naturraumspezifischen Formation völlig zerstört; dominierende Arten einheimisch, Begleitpflanzen beliebig	Fichtenaufforstung im Alnetum incanae
2	naturfremd	Formation aus Kulturpflanzen beliebiger Herkunft; Begleiter beliebig und spontan aufkommend	Pappelplantage
1	künstlich	Formation aus beliebigen Pflanzenarten; auf besonders bereiteten Böden mühsam gegen Unkräuter verteidigt	Ziergärten, Maisfelder

sammensetzung nach sich ziehen als etwa im Alnetum incanae oder im Molinio-Pinetum, da das Dorycnio-Pinetum besonders reich an lichtliebenden Blütenpflanzen ist: beim Parameter A - er beschreibt Verhältnisse, bei denen sich die Zahl gesellschaftszugehöriger Arten durch Verdunkelung verringert hat - ist für die Bewertung des Alnetum incanae kein Abzug vorgesehen (vgl. Abb. 4), da diese Vegetationsform auch von Natur aus stark verdunkelt vorkommt. Schließlich gibt es auch bei Parameter D_4, der unnatürliche Auflichtungen erfassen soll, beim Alnetum incanae keinen Abzug, denn hier können wegen der engen Verzahnung mit der Flußdynamik auch von Natur aus geringer bestockte Bereiche auftreten.

Die endgültige Einstufung erfolgt durch Abzug der Summe der Abschläge vom Höchstwert, wobei eine Formation, deren ursprünglicher Charakter - wenn auch nur schwach noch erkennbar ist, nicht schlechter eingestuft wird als mit Natürlichkeitsgrad 4, selbst dann, wenn mehr als 4 Abschlagspunkte vergeben worden sind.

Zwei Beispiele sollen das Bewertungsverfahren »Grobeinstufung mit Abschlägen« verdeutlichen:

1. In einem durch Reihenpflanzung geprägtem Molinio-Pinetum ist die Anzahl gesellschaftszugehöriger Arten durch Verdunklung um 20-25 % gesunken. Nach der Bewertungsvorschrift in Abb. 4 (oberer Teil) ist deshalb für die Parameter S und A jeweils 1 Punkt abzuziehen. Das Ergebnis der Vegetationsbewertung beträgt demnach 8 - 2 = 6. Dies entspricht einer Einschätzung, wie sie sich auf der Grundlage der direkten Einstufung (Abb. 3) als »bedingt naturnah« d.h. Formationscharakter der naturraumspezifischen Gesellschaften gut erhalten, aber Artenspektrum quantitativ gestört - ergeben würde.

2. Im Untersuchungsfeld liegt ein Maisfeld. Da die ursprüngliche Vegetationsform dieser wirtschaftlich genutzten Fläche nicht mehr erkennbar ist, wird ihr Höchstwert mit »3« festgesetzt. Für die zutreffenden Parameter (J_1, J_2 und F) sind davon insgesamt 2 Punkte anzuziehen. Das Ergebnis 3 - 2 = 1 entspricht der untersten Skalenstufe des allg. Bewertungsschlüssels (Abb. 3) (künstlich).

2.3.1.2 Flußdynamik

Zwischen einem Wildfluß und den Auebiotopen, die ihn begleiten, bestehen enge Wechselbeziehungen. Zum einen schafft der Fluß durch Verlagerung seiner Abflußrinne immer wieder neue Flächen, auf denen Sukzession einsetzt. Auf anderen Standorten kann der Fluß eine fortgeschrittene Vegetationsentwicklung durch Erosion wieder unterbrechen. Niveauunterschiede und Bewuchs im Gelände der Wildflußaue bedingen unterschiedliche Schleppkraft der bei Hochwasser darüber hinwegflutenden Wassermassen. Je nachdem, wie stark das Arbeitsvermögen eines Flusses durch den natürlichen Geländewiderstand eingeschränkt ist, gelangt mehr grob- oder mehr fein-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 4 (zu Kapitel 2.3.1.1)

Schlüssel für die Vegetationsbewertung - Abschlagsverfahren.

Abzüge vom Höchstwert (8)	Parameter	Alnetum-Incanae (A.J.)	Molinio-Pinetum (M.P.)	Dorycnio-Pinetum (D.P.)
Reihenpflanzung	Struktur (S)	1	1	2
Artenfehlbetrag durch Lichtentzug	Artenfehlbetrag (A)		20 - 25% 1 26 - 50% 2 › 50% 3 › 90% 5	20 - 25% 1 26 - 50% 2 › 50% 3 › 90% 5
Deckungsgrad gesellschaftszugehöriger, ursprünglich nur vereinzelt auftretender Arten	Deckungsgrad (D_1)	10 - 25% 1 26 - 50% 2 › 50% 3 › 90% 5	10 - 25% 1 26 - 50% 2 › 50% 3 › 90% 5	5 - 10% 1 11 - 25% 2 › 25% 3 › 75% 5
Deckungsgrad gesellschaftsfremder, einheimischer Arten	Deckungsgrad (D_2)	5 - 10% 1 11 - 25% 2 26 - 50% 3 › 50% 4 › 90% 5	5 - 10% 1 11 - 25% 2 26 - 50% 3 › 50% 4 › 90% 5	1 - 5% 1 6 - 10% 2 11 - 25% 3 › 25% 4 › 75% 5
Deckungsgrad gesellschaftsfremder, arealfremder Arten	Deckungsgrad (D_3)	1 - 5% 1 6 - 10% 2 11 - 25% 3 › 25% 4 › 90% 5	1 - 5% 1 6 - 10% 2 11 - 25% 3 › 25% 4 › 90% 5	1 - 5% 2 6 - 10% 3 › 11% 4 › 75% 5
Auflichtung der Baum- und Strauchschicht zusammen	Deckungsgrad (D_4)		50 - 26% 1 25 - 11% 2 ‹ 10% oder › 25 m^2 baum- u.strauchlos 3	25 - 11% 1 10 - 5% 2 ‹ 5% oder › 100 m^2 baum- u.strauchlos 3

Abzüge vom Höchstwert (3)	Parameter	Naturraumfremde Gesellschaften (N.G.)		
		landwirtschaftlich	forstwirtschaftlich	derzeit ungenutzt
Bodenbearbeitung	Nutzungsintensität (J_1)	0,5	0,5	0,5
Chemische Pflanzenschutzmittel	Nutzungsintensität (J_2)	1	1	
Plantagenartiger Pflanzverband	Nutzungsintensität (J_3)		0,5	
Arealfremde Kulturpflanzen	Fremdarten (F)	› 75% 0,5	› 75% 0,5	

körniges Material zur Ablagerung. Dadurch entstehen in mehr oder weniger kleinflächigem Wechsel unterschiedliche Standorte, auf denen mit der Rohbodenbesiedlung die Vegetationsentwicklung einsetzt. Der ständige Wandel der Vegetation und der immerwährende Neubeginn von Sukzessionsreihen sind für den Wildflußcharakter und sein Landschaftsbild ein wesentliches Merkmal (SEIBERT, 1958, 1962).

Darüber hinaus rufen die periodisch wiederkehrenden Überschwemmungen nach SEIBERT eine Selektion der Pflanzenarten in der Wildflußau hervor:

Pflanzen, die auf mechanische Verletzung empfindlich reagieren und solche, die zeitweiligen Sauerstoffmangel im Wurzelbereich nicht vertragen können, werden ausgeschaltet. Überflutungen bereichern den Boden mit Nährstoffen und beeinflussen so die Vegetationsentwicklung, die parallel zur Bodenreife verläuft.

Die naturgegebene Flußdynamik ist heute durch Stauseen, Begradigungen, befestigende Längs- und Querbauten sowie durch Deiche eingeschränkt. Das Vorhandensein solcher Einrichtungen kann als Indiz für Störungen der ursprünglichen Flußdynamik gewertet werden. Im folgenden sind solche möglichen Störungen mit ihren Auswirkungen auf die Vegetation beschrieben:

Stauseen können Hochwasserspitzen dämpfen und mit den aufgestauten Wassermassen zu einem anderen Zeitpunkt Niedrigwasser aufhöhen. Letzteres ist allerdings für die flußnahe Vegetation im Alpenvorland nicht von Bedeutung, da die Niedrigwasserstände meist außerhalb der Vegetationsperiode auftreten (SEIBERT, 1958). Allerdings wird durch die Dämpfung der Hochwasserspitzen die Überschwemmungsfläche kleiner. Der Verlust natürlicher Hochwasserrückhalteräume und die Flächenversiegelung durch Siedlung- und Straßenbau in unserer Kulturlandschaft verursachen andererseits eine Erhöhung der Hochwasserspitzen. Stauseen schaffen hierfür einen gewissen Ausgleich (BUND, 1980). Trockenschäden an der Vegetation sind nach SEIBERT (1958) durch Stauseen zumindest im Alpenvorland nicht zu erwarten. Inwieweit dennoch Auswirkungen von Stauanlagen zu erwarten sind, hängt nicht zuletzt auch von der

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Nutzung der Stauseen ab. Sie werden vielfach für Erholungszwecke und Fremdenverkehr erschlossen, wie z.B. die Lechstaustufe 23 bei Augsburg oder der Forggensee bei Füssen. Um die Erholungsfunktion zu gewährleisten, muß u.a. in den Sommermonaten der Wasserstand auf eine bestimmte Höhe gebracht bzw. dort gehalten werden. Dadurch wird die Aufnahme- und Abgabekapazität des betreffenden Stauraumes eingeschränkt.

Künstliche Rückhaltebecken stellen zwar einen gravierenden Eingriff in das Abflußregime eines Flusses, dar, ihre Auswirkungen werden aber aus den genannten Gründen hier nicht allzu negativ beurteilt.

Eine ähnliche Wirkung wie Stauseen haben bei Hochwasser *Ableitungen in Kanäle.* Hochwasserspitzen können dadurch abgedämpft werden; auch hier ist eine Verkleinerung der Überschwemmungsfläche die Folge. Allerdings werden die Abflußmengen bei Niedrigwasser geringer als bei Stauseen bzw. Rückhaltebecken, weil Kanäle meist aus gewerblichen Gründen angelegt werden und deshalb stets eine möglichst gleichmäßige Wasserführung aufweisen müssen. Die Möglichkeit der Austrocknung von Teilen des Flußbettes bei Niedrigwasser kann dadurch verstärkt werden. Diese Gefahr wird im Alpenraum deshalb eingeschränkt, weil die Niedrigwasserstände ja v.a. außerhalb der Vegetationsperiode auftreten. Mit nennenswerten Trokkenschäden an der Vegetation ist daher kaum zu rechnen. Wie sehr die ursprüngliche Flußdynamik durch Wasserableitungen beeinträchtigt wird, ist von der Entnahmemenge abhängig.

Wesentlich negativer im Sinne einer ungestörten Flußdynamik ist die *Begradigung* von Flußläufen zu beurteilen. Auf eine Begradigung folgt praktisch immer eine Sohleneintiefung, weil mit der Laufverkürzung das Gefälle steigt, wodurch die Schleppkraft des Fließgewässers erhöht wird. Diese Kraft wirkt so lange erodierend, bis wieder ein Gleichgewichtszustand herrscht (DUHM, 1951). Zur besseren Fixierung des Flußbettes wird eine solche subspontane Eintiefung bei der Planung mit einbezogen oder als unvermeidliche Folge der Flußregulierung zumindest bis zu einem gewissen Grad in Kauf genommen.

Eine Auffächerung des Flußlaufes in mehrere Seitenarme oder eine Richtungsänderung des Hauptstromes wird umso effektiver verhindert, je fortgeschrittener die Sohleneintiefung ist. Für die Vegetationsentwicklung bedeutet dies, daß die Flächen, auf denen Auwaldsukzessionen beginnen können, dementsprechend reduziert sind.

Im Zusammenhang mit Begradigungen werden meist auch *künstliche Uferbefestigungen* durchgeführt. Diese sollen den Fluß noch zuverlässiger in eine möglichst genau vorausbestimmte Gewässerrinne zwingen. Die Auswirkungen auf den Wildflußcharakter richten sich nach dem Ausbaugrad solcher Befestigungsanlagen. »Das kanalisierte und korrigierte Gewässer wird umso weniger naturnah sein, je mehr seine Ufer versteint, betoniert und damit von den seitlichen Talflächen und ihrem Grundwasser getrennt sind« (OLSCHOWY, 1979 a). Diese Befestigungsanlagen können durchgehend angelegt sein oder sich nur auf besonders gefährdete Uferabschnitte beziehen. Im letzteren Fall bleibt dem Fluß noch eine gewisse Bewegungsfreiheit. Je größer der Abstand zwischen zwei befestigten Flußabschnitten ist, desto geringer sind die Auswirkungen auf den Wildflußcharakter im dazwischenliegenden Bereich. Wo Uferstrecken durch Befestigungsbauwerke vor Erosion geschützt sind, spielen auch die verwendeten Materialien eine Rolle. Sie können einigermaßen naturnah und bei Hochwasser mehr oder weniger abbruchsicher sein. Die Extremsituation negativer Art wäre bei einer kanalartigen Einfassung mit befestigter Sohle gegeben. Der Neubeginn von Auwaldsukzessionen ist dann ausgeschlossen.

Als Folge von Begradigungen können Schwierigkeiten auftreten wie zu starke Eintiefung, erhöhter Geschiebetransport und größere Hochwasserspitzen. Diesen Gefahren wird durch die Anlage von *Schwellen, Sohlrampen, Wehren* oder ähnlichen Querbauten, die geeignet sind, dem Fluß sein künstlich überhöhtes Gefälle zu nehmen, entgegengewirkt. Um die seitliche Verankerung solcher Anlagen abzusichern, sind in deren Vor- und Nachfeld immer auch Maßnahmen zur Uferbefestigung nötig. Querbauten wirken sich v.a. auf die Dynamik des Abflußverhaltens aus. Da sie aber nicht auf eine Veränderung ursprünglicher Wildflußdynamik abzielen, sondern einen Ausgleich für künstlich hervorgerufene Gefällesteigerungen schaffen sollen, sind ihre Auswirkungen für die Flußdynamik in der Regel nicht negativ zu bewerten, wohl aber kann man im Vorhandensein von Querbauten einen Hinweis darauf sehen, daß Störungen der ursprünglichen Flußdynamik stattgefunden haben.

Die größte Sicherheit vor Hochwässern ist durch *Deiche* zu erreichen. Die tatsächliche Schutzwirkung für das Binnenland ist abhängig von der Dimensionierung der Deiche. Aber selbst wenn der Deich nur auf eine geringe Jährlichkeit ausgelegt ist, so verliert doch die Flußdynamik auf der wasserabgewandten Seite entscheidend an Wirkung. Geschiebeführung und Schleppkraft sind hier auch bei Überflutung zu gering, um Auwaldteile fortzureißen und damit erneut Rohböden zu schaffen. Je größer die Jährlichkeit, auf die ein Deich ausgelegt ist, desto geringer wird auch der Einfluß, den Überflutungen durch Selektion und Düngung auf die Vegetation des Binnenlandes ausüben können.

Auf der Wasserseite des Dammes werden die Auswirkungen von Hochwässern dagegen verstärkt, da durch den Damm die Ausbreitungsfläche der Wassermassen verkleinert wird. Die Beeinträchtigung des Wildflußcharakters besteht hier in der übersteigerten Wirkung sowie in der Begrenzung auf den Bereich innerhalb der Dämme.

Die im vergangenen Abschnitt erläuterten Eingriffsmöglichkeiten werden bei Flußregulierungen meistens in *Kombination* angewandt. Das Ausmaß der Beeinträchtigung des Wildflußcharakters ist abhängig vom Wirkungsgrad der einzeln oder kombiniert durchgeführten Eingriffe und beeinflußt die Veränderlichkeit der Zonierung, die Vollständigkeit von Sukzessionsreihen, den Flächenanteil einzelner Entwicklungsstadien und den Anteil an Pioniergesellschaften.

Auf der Grundlage der dargestellten Störfaktoren und ihrer Auswirkungen auf die Flußdynamik wurde eine Bewertungsskala entworfen, die fünf Störungsgrade umfaßt:

völlig ungestört
leicht gestört
deutlich gestört
stark gestört
völlig zerstört

Die einzelnen Skalenwerte sind folgendermaßen definiert:

Ähnlich dem Natürlichkeitsgrad »unberührt« bei der Vegetationsbewertung soll die Einstufung der Flußdynamik als *»völlig ungestört«* den Optimalzustand darstellen, sozusagen die Vorgabe der Natur. Die nachfolgenden Skalenwerte weichen davon mehr oder weniger stark ab. »Völlig ungestört« heißt, daß ein Fluß ungehindert von irgendwelchen unnatürlichen Einflüssen in der Aue hin- und herpendeln kann. Das Abflußverhalten wird allein durch natürliche Ereignisse gesteuert wie Niederschläge, Schneeschmelze und natürliche Retention. Diesen Idealfall dürfte es in Mitteleuropa kaum mehr geben, denn selbst wenn am gesamten Flußlauf keinerlei wasserwirtschaftliche Maßnahmen durchgeführt wären, so ist doch mit indirekten Folgen aus der intensiven Landnutzung zu rechnen.

Als *»leicht gestört«* kann man die Verhältnisse bezeichnen, wenn der Fluß sein Bett noch in ständigem Wechsel von Erosion und Sedimentation beliebig verlagern kann. Im Bewertungsgebiet selbst dürfen also keine Regulierungs- und Dammbauwerke vorhanden sein. Indirekter Einfluß auf die Dynamik kann aber von wasserwirtschaftlichen Eingriffen an anderer Stelle ausgehen. Sie sind dann zu berücksichtigen, wenn sie im Untersuchungsgebiet erkennbar die Flußdynamik verringern. In Frage kommen z.B. Stauseen. Zu denken wäre aber auch an eine Begradigung unterhalb des fraglichen Flußabschnittes, weil dadurch eine rückschreitende Eintiefung ausgelöst werden könnte. Wichtig für eine Einstufung als »leicht gestört« ist, daß der Wildflußcharakter im eigentlichen Untersuchungsgebiet nicht wesentlich gefährdet ist. Als Beispiel für diese Kategorie ließe sich etwa die Isar im Bereich der Pupplinger Au anführen. Durch die Bewirtschaftung des Sylvensteinspeichers verringert sich zwar der Anteil früher Entwicklungsstadien, aber die Zonierung bleibt veränderlich und die Sukzession vollständig (SEIBERT, 1958).

In einem Bereich mit *»deutlich gestörter«* Dynamik kann der Fluß nicht mehr frei hin- und herpendeln. Er tritt zwar noch regelmäßig über die Ufer, aber das Ausmaß und die Häufigkeit solcher Ereignisse sind merklich verringert. Der potentiell mögliche Überflutungsbereich wird dabei nicht durch Dammbauten eingeengt. In geringem Umfang besteht also noch die Möglichkeit zu einem Wandel des Vegetationsbildes und zum Neubeginn von Sukzessionsreihen.

Kennzeichnend für eine derartige Situation sind Befestigungen besonders gefährdeter Uferabschnitte wie z.B. Prallufer oder Wehrbereiche. Die Begradigung von Flußabschnitten oder Querbauwerke sind ebenfalls Hinweise auf eine deutliche Störung der Flußdynamik.

Bei *»stark gestörter«* Dynamik führen lediglich seltene Spitzenhochwässer zu Überschwemmungen. Die Gewässerrinne ist so weit fixiert, daß eine Flußbettverlagerung nahezu ausgeschlossen ist. Frühe Phasen der Sukzession entwickeln sich somit ungefährdet weiter, Initialstadien bleiben aus. Daraus folgt, daß alle unreifen Phasen der Auwaldsukzession auf lange Sicht unmittelbar in ihrem Bestand bedroht sind.

Kennzeichnend für eine starke Störung der Dynamik ist z.B. ein begradigter Flußlauf mit durchgehender Ufersicherung und eventuell zusätzlichem Schutz durch Dammbauten. Das Abflußverhalten kann auch durch eine tiefgreifende Regulierung der Abflußmengen oberhalb des untersuchten Gebietes stark nivelliert sein. Die Dynamik ist dann stark gestört, obwohl die Dimensionierung der Bauwerke im Bewertungsgebiet selbst nur auf eine geringere Störung schließen ließe. Entscheidend für die

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Bewertung ist aber auf jeden Fall, daß trotz gelegentlicher Überflutungen kein Sukzessions-Neubeginn mehr stattfindet.
Wenn Überflutungen nach menschlichem Ermessen überhaupt auszuschließen sind, so kann man von einer *»völligen Zerstörung«* der Flußdynamik sprechen. Ein derart weitreichender Einfluß ist dann gegeben, wenn durch entsprechende Bauwerke - d.h. durch massive Längs- und Querverbauung, wirkungsvolle Abflußregulierung und auf hohe Sicherheit ausgelegte Hochwasserdämme - jede Einwirkung des Flusses auf die ihn begleitende Vegetation verlorengegangen ist. Die Sukzessionsreihe wird damit immer unvollständiger.

Bei der Diskussion um den Grad der Beeinträchtigung der Flußdynamik ist zu berücksichtigen, daß die Auswirkungen gestörter Flußdynamik bei den einzelnen Zonationen bzw. Sukzessionsstadien verschieden stark zu bewerten sind, je nachdem, wie sehr sie unter natürlichen Umständen von der Flußdynamik betroffen sind. Mit zunehmender Reife und Flußentfernung sinkt der Einfluß der Flußdynamik auf die Pflanzengesellschaften. So beschreibt SEIBERT (1958) für die Pupplinger Au, daß die locker bestockten Terrassen etwa einmal pro Jahr von Hochwasser durchströmt werden, die Terrassen mit großflächiger Verbreitung von Kiefern- und Weidenbuschbeständen nur alle drei bis vier Jahre. Die Kiefernbaumbestände werden dagegen nur von Katastrophenhochwässern erreicht, manche Flächen überhaupt nicht mehr (vgl. auch ELLENBERG, 1963). Bezogen auf eine Bewertung bedeutet dies, daß strenggenommen jeder Skalenwert mit einem zusätzlichen Gewicht versehen werden müßte, das der Bedeutung der Flußdynamik für die jeweils betrachtete Vegetationsgesellschaft entspräche.
Die Flußdynamik ist jedoch nicht nur als Standortfaktor für die einzelnen Vegetationseinheiten zu sehen. Vielmehr ist sie als ein wichtiges Merkmal der Wildflußauen insgesamt zu begreifen, denn deren wesentliche Charakterzüge wie Veränderlichkeit der Zonierung und Vorhandensein aller Auwaldsukzessionsstadien sind direkt abhängig vom Grad der Flußdynamik. Einem Auwaldgebiet, in dem alle ursprünglich möglichen Stadien der Vegetationsentwicklung vorkommen, muß sicherlich eine höhere Bedeutung beigemessen werden als vereinzelten Auwaldresten. Deshalb ist der Grad der Flußdynamik auf jeden Fall auch dann in der Biotopbewertung von erheblichem Gewicht, wenn im Untersuchungsgebiet nur noch isolierte Relikte fortgeschrittener Auwaldgesellschaften vorkommen.
Aus dieser Betrachtungsweise läßt sich eine Vereinfachung rechtfertigen, die auf eine Gewichtung für die verschiedenen Vegetationsgesellschaften verzichtet, denn diese sind zwar von Störungen der Flußdynamik jeweils verschieden stark betroffen, aber insgesamt überwiegt die Bedeutung der Dynamik hinsichtlich der Veränderlichkeit und Sukzessionsvollständigkeit für den ganzen Auwaldbereich.
Auf diese Weise kann ein Bewertungsproblem vermieden werden, das dann auftreten würde, wenn bei kulturbetonten Pflanzenformationen erst über Nachbarbestand, Flußentfernung, Bodenuntersuchung etc. die ursprüngliche Vegetationseinheit dieser Stelle zu rekonstruieren wäre. Erst dann nämlich könnte man eine Gewichtung treffen, die der Bedeutung der Flußdynamik für diesen Standort in etwa gerecht würde.

Schlüssel zur Bewertung der Flußdynamik

Die Beschreibung der Skalenwerte im vorigen Abschnitt läßt sich verkürzt zu einem Bewertungsschlüssel zusammenfassen (Abb. 5).

Im Sinne der geforderten Praktikabilität scheint es nicht sinnvoll, mehr als fünf Grade der Flußdynamik auszuscheiden. Eine feinere Einstufung verbietet sich u.E. auch aus der Schwierigkeit der Abgrenzung der verschiedenen Einflußgrößen.

2.3.1.3 Pflanzenverfügbares Wasserangebot

Neben Niederschlag, Oberbodenmächtigkeit und Bodenstruktur ist die Wasserversorgung der Pflanzen auch abhängig vom Flurabstand des Grundwasserspiegels.
Das Grundwasser kann auf die Vegetation allerdings nur dann Einfluß ausüben, wenn es während der Vegetationszeit genügend lange so hoch ansteht, daß es wenigstens mit seinem Kapillarsaum die durchwurzelte Bodenschicht erreicht. Soll das Grundwasser für die Pflanzen wirksam werden,

Abbildung 5:

Bewertungsschlüssel für den Indikator »Flußdynamik«

Skalenwert	Natürlichkeitsgrad der Flußdynamik	Definition	Beispiel
9	völlig ungestört	Flußverlauf und Abflußverhalten in keiner Weise vom Menschen beeinflußt	
7	leicht gestört	Flußverlauf unbeeinträchtigt; Abflußverhalten beeinflußt, aber Wildflußcharakter erhalten	Stausee oberhalb des Bewertungsgebietes
5	deutlich gestört	Flußverlauf und Abflußverhalten so beeinflußt, daß Wildflußcharakter stark beeinträchtigt	streckenweise Uferbefestigung
3	stark gestört	Flußverlauf weitgehend fixiert; Abflußverhalten wirksam gesteuert; Wildflußcharakter gebrochen	durchgehende Uferbefestigung
1	völlig zerstört	Flußverlauf und Abflußverhalten vollkommen künstlich gesteuert	wirkungsvolle Abflußregulierung mit zusätzlich massiver Längs- und Querverbauung

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

muß es also - wie SEIBERT (1958) dargestellt hat - umso höher anstehen, je grobkörniger und durchlässiger der Boden ist. Bei Hochwasser kann in den flußnahen Bereichen zwar das Grundwasser bis nahe der Geländeoberkante oder sogar darüber hinaus mit angehoben werden, aber nach Rückgang des Hochwassers fallen diese Böden schnell wieder trocken (vgl. WICHTMANN, 1966; ABDELKADER, 1969; SEIBERT, 1972).

Das bedeutet, daß im allgemeinen die flachgründigen Aueböden auf grobkörnigen Flußsedimenten von Natur aus trocken-ertragende Vegetationsbildungen beheimaten; und dies, obwohl sie gelegentlich überflutet werden. Anders liegen dagegen die Verhältnisse bei mittel- oder tiefgründigen Böden. Sie haben wegen der günstigeren Voraussetzung zu kapillarem Wasseraufstieg ständig oder über längere Zeit Grundwasseranschluß und reagieren zudem träge auf Grundwasserschwankungen, da sie eine größere Wasserhaltekraft besitzen. Auf solchen Böden können sich feuchte Formen von Auevegetation ausbilden. Verschwindet der Grundwassereinfluß aus dem Wurzelbereich, so ändern sich in aller Regel auch die ökologischen Bedingungen zugunsten xerophiler Pflanzen (SIEGRIST, 1913). Dieses kann z.B. nach einer Flußbegradigung eintreten (SEIBERT, 1962; FISCHER, 1950; SIEGRIST, 1913).

Hohe Niederschlagsmengen während der Vegetationszeit können allerdings eine Grundwasserabsenkung bis zu einem gewissen Grad kompensieren (SEIBERT, 1962; oder auch KARL, 1956). So weist SEIBERT (1958) für die Pupplinger Au mit einem Jahresniederschlag von 1090 mm (wovon allein im Juli 150 mm fallen) nach, daß die wasserspeichernde Kraft des Bodens für die Rückhaltung des Niederschlagwassers ausreicht. Die Vegetation des für grundwasserbeeinflußte Böden typischen Alnetum incanae salicetosum weist daher dort bei einem mittleren Grundwasserstand von 1 m unter Flur gleichbleibend Feuchtigkeitszeiger auf, obwohl das Relief mit Höhenunterschieden von mehr als 50 cm stark wechselt. Da auch die Gesellschaftsentwicklung auf Böden mit geringer Wasserkapazität in der Regel unabhängig vom Grundwasser verläuft, kommt SEIBERT (1958) zu dem Schluß, daß der Grundwasserstand in diesem Gebiet nur in untergeordnetem Maß Einfluß auf die Vegetation hat.

Auch nördlich von München, wo die Niederschlagsmenge nur noch knapp 800 mm beträgt, sind Auegesellschaften noch so hoch über dem Grundwasserspiegel nachgewiesen worden (SEIBERT, 1962), daß von einer Grundwasserabhängigkeit keine Rede mehr sein kann. Es gibt allerdings dort wie auch in der Pupplinger Au grundwasserbeeinflußte Vegetationsbildungen aller Entwicklungsstadien, die durch eine Absenkung des Grundwassers sehr wohl beeinträchtigt werden können. Beispiele sind nach SEIBERT (1962) die Carex oenensis-Ausbildung der Weiden- und Erlenau oder die Röhricht-, Großseggen- und Rasengesellschaften alter Flußarme. Sie machen jedoch nur einen Bruchteil der gesamten Auefläche aus. Neben der durch Grundwasserabsenkung bedingten Bestandsgefährdung einiger Formationen können natürlich auch nur Verschiebungen der Flächenanteile von naturraumspezifischen Pflanzengesellschaften vorkommen.

Aus den umfangreichen Untersuchungen, die SEIBERT (1958, 1962) in den Isarauen nördlich und südlich von München anstellte, geht insgesamt hervor, daß der Grundwasserstand für verschiedene Formationen in der Wildflußau eine Rolle spielt. Die Folgen einer Grundwasserabsenkung sind nach diesen Untersuchungen jedoch abhängig von der möglichen Kompensation durch Niederschläge und vom ursprünglichen Flächenanteil tatsächlich grundwasserbeeinflußter Böden.

Da im gesamten Alpenvorland während der Vegetationsperiode reichlich Niederschläge fallen, kann man - etwa im Gegensatz zum Oberrhein mit vergleichsweise geringen Niederschlägen und relativ hohen Temperaturen - entlang der Alpenflüsse eine gewisse Kompensation des Grundwassers durch Niederschlag voraussetzen. Dabei ist anzunehmen, daß der Kompensationsgrad von den Alpen zur Donau hin abnimmt, da die Niederschlagsmenge in dieser Richtung von 1500-2000 mm auf 500-600 mm sinkt. Gleichzeitig steigt jedoch die durchschnittliche Temperatur von 6° C auf 8-9° C an. Dies bedingt einen höheren Wasserverbrauch bei geringerem Angebot.

Konsequenzen für die Bewertung des Indikators:

Man wird hieraus ableiten dürfen, daß durch Veränderungen am Grundwasserregime das Spektrum ursprünglicher Vegetationseinheiten zwar geschmälert oder mengenmäßig verzerrt wird, daß aber Niederschläge auf Grundwasserabsenkungen kompensatorisch wirken können. Eine exakte Festlegung des Kompensationsgrades für begrenzte Naturräume scheint allerdings nicht möglich.

Der Flächenanteil grundwasserbeeinflußter Böden in einer ursprünglichen Wildflußlandschaft kann heute nicht mehr mit Bestimmtheit rekonstruiert werden. Dennoch kann davon ausgegangen werden, daß unter natürlichen Verhältnissen die grundwasserbeeinflußten Standorte eine nicht geringe Rolle gespielt haben.

Wenn also in einem Untersuchungsgebiet Hinweise zu finden sind, die auf eine künstlich hervorgerufene und anhaltende Absenkung oder Überhöhung des Grundwasserstandes deuten, so muß dies als Entfernung von den natürlichen Verhältnissen und damit als eine Wertminderung des Auebiotopes berücksichtigt werden.

Um den Natürlichkeitsgrad des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes in einer mehrstufigen Skala wiedergeben zu können, müßte man Bodenwasserdefizit und Anteil betroffener Flächen bestimmen. Dieses ist mit einfachen und praxisnahen Mitteln nicht realisierbar.

Berücksichtigt man außerdem, daß nach SEIBERT (1958, 1962, 1972) der Einfluß eines ausreichenden Wasserangebotes auf die Veränderung von Auebiotopen als wesentlich geringer anzunehmen ist als die Flußdynamik, so scheint hier der Verzicht auf eine vielstufige Skala vertretbar. Es wird daher vorgeschlagen, ein evtl. unzureichendes Angebot pflanzenverfügbaren Wassers als Abschlag im Bewertungssystem zu berücksichtigen. Eine solche Vorgehensweise bietet zusätzlich den Vorteil, daß die Verknüpfungsvorschrift möglichst übersichtlich bleibt.

In Gebieten mit hohen Niederschlägen während der Vegetationsperiode und von Natur aus geringem Anteil grundwasserabhängiger Vegetationsformen scheint ein Abschlag in Höhe max. 1/2 Punktes angemessen, wenn eine deutliche Grundwasserabsenkung festzustellen ist. Ein solcher Korrekturwert dürfte i.a. an Ober- und Mittellauf der Voralpenflüsse zutreffen.

Demgegenüber erfahren Auelandschaften mit einem großen Anteil echter Grundwasserböden (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG,

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

1978) v.a. in niederschlagsarmen Gebieten durch Grundwasserabsenkung eine stärkere Schädigung. Ein Abschlag bis zu einem Punkt erscheint hier angemessen. Ein derartiger Abzug kann am Unterlauf der Voralpenflüsse angebracht sein (siehe dazu auch Abb. 6).

Abbildung 6:

Schlüssel für die Bewertung des Indikators »pflanzenverfügbares Wasserangebot«

Abschlagshöhe (Wertzahl)	Definition
0,5	deutliche Grundwasserabsenkung; hohe Sommerniederschläge; von Natur aus geringer Anteil grundwasserabhängiger Vegetationsformen
0,5 - 1,0	deutliche Grundwasserabsenkung; geringe Sommerniederschläge; von Natur aus hoher Anteil grundwasserabhängiger Vegetationsformen

2.3.1.4 Zusätzliche Komponenten

Unabhängig vom auespezifischen Biotopwert können Gründe vorliegen, die eine Erhöhung der Schutzwürdigkeit rechtfertigen. Sie alle haben gemeinsam, daß sie von äußeren Umständen abhängen, denen das konkrete Bewertungsgebiet ausgesetzt ist. In der Nähe von Ballungsräumen stellen Flußlandschaften z.B. ein Erholungspotential für die Bevölkerung dar. Neben der Erholungsfunktion können Auebiotope aber auch andere Wohlfahrtswirkungen erfüllen. Sie verbessern Grundwasserhaushalt und Klima und sie sind als natürliche Retentionsräume auch für die Wasserwirtschaft von Bedeutung (JUON, 1967; MICKLEY, 1975; KAULE et al., 1979). Darüber hinaus können Auebiotope durch die Seltenheit verschiedener Vegetationsgesellschaften, Pflanzen- oder Tierarten regionale oder überregionale Bedeutung erlangen.
Die Vielfalt dieser Gründe für eine Steigerung der Schutzwürdigkeit über den aus Vegetation, Flußdynamik und pflanzenverfügbarem Wasserangebot hergeleiteten Biotopwert hinaus lassen sich unter zwei Aspekten zusammenfassen:
- Bedeutung für den Menschen (Wohlfahrtswirkungen)
- Bedeutung für Flora und Fauna

Die Bewertung des Indikators »zusätzliche Komponenten« erfolgt nach dem Erfüllungsgrad dieser beiden Parameter.
Bei der Beurteilung des Einflusses dieser zusätzlichen Komponenten auf die Schutzwürdigkeit wird von der Überlegung ausgegangen, daß - ähnlich wie beim Indikator pflanzenverfügbares Wasserangebot - der Umfang der Einflußnahme nur beschränkt sein wird und es sich deshalb lediglich um Korrekturen am Biotopwert handeln kann. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen:
Die Schutzwürdigkeit eines geringwertigen Auebiotopes kann auch dann nicht mehr als hoch angesehen werden, wenn etwa die lokale Bedeutung für den Erholungsverkehr groß ist. Dieses Gebiet wäre dann wohl unter dem Gesichtspunkt der Erholungsfunktion schützenswert, nicht aber speziell als Auebiotop.
Nach unserer Einschätzung wird deshalb die Bedeutung des Indikators »zusätzliche Komponenten« im Bewertungssystem durch einen Zuschlag von max. 2 Stufen ausreichend berücksichtigt. Dieser Höchstzuschlag wird aber nur vergeben, wenn die genannten Komponenten einzeln oder zusammen einen sehr hohen Erfüllungsgrad aufweisen.
Für bestimmte Gebiete ist ein differenziertes Vorgehen (z.B. unterschiedliche Ausstattung der Parameter mit Zuschlägen) denkbar. Von der Schwierigkeit der Definition bestimmter Wirkungszusammenhänge her, aber auch vom Problem der Datenverfügbarkeit, erscheint dies allerdings als sehr schwierig.

2.3.1.5 Gefährdungspotential

Das Gefährdungspotential kann sich aus verschiedenen äußeren Einflüssen ergeben, konkret z.B. aus der starken Inanspruchnahme eines Gebietes durch Erholungssuchende, aus einer Zerstückelung der Auelandschaft durch Wege, Straßen, landwirtschaftliche Flächen oder auch aus geplanten Bauvorhaben und Änderungen der bisherigen Nutzungsform.
Bei der Einstufung der Gefährdungen in bestimmte Gefährdungsgrade sind Möglichkeiten zur Verbesserung oder Erhaltung des derzeitigen Auwaldzustandes mit Hilfe landschaftspflegerischer Maßnahmen zu berücksichtigen.
So kann ein Nutzungseingriff, z.B. das Zurückhalten von Kernwüchsen und periodisches »auf den Stock setzen« der Erlen in einem Erlenauwald diesen längerfristig erhalten. Ein landschaftstechnisches Mittel zur Bewahrung charakteristischer Auevegetation kann z.B. auch in der Anlage von Überflutungsgräben bestehen.
Da eine gebietsspezifische, relativ großflächige Gefährdung durch zusätzliche lokale Belastungen überprägt sein kann, ist eine separate Einschätzung notwendig.
Schlüssel zur Bewertung des Gefährdungspotentials
Für die Einstufung der Gefährdungsgrade wird - ähnlich der Bewertung der Flußdynamik - eine 9teilige Skala vorgeschlagen, in der jedoch nur die Stufen 9,7,5,3,1 besetzt sind.
Die Definition von fünf verschiedenen Gefährdungsgraden erscheint für die Anwendung in der Praxis hinreichend genau. Sollten im Einzelfall dennoch Einordnungsprobleme entstehen, die eine feingliedrigere Skalierung erfordern, so ist eine weitergehende Differenzierung insofern möglich, als Gefährdungsgrad und Schutzwürdigkeit nicht miteinander verrechnet werden.
Für die Einstufung des jeweiligen Gefahrenpotentials wird der in Abb. 7 wiedergegebene Bewertungsschlüssel vorgeschlagen, der sowohl großflächig wirksame Faktoren als auch sehr lokale Belastungen erfaßt.

2.3.2 Verknüpfung der Indikatoren

2.3.2.1 Vegetation und Flußdynamik

Wie bereits dargelegt (vgl. auch Abb. 2), wurden die skalierten Einzelaussagen über eine Matrize unmittelbar miteinander verknüpft (Abb. 8). Bei der Konstruktion der Matrix wurde von folgender Einschätzung ausgegangen:
Für die Entstehung einer Wildflußlandschaft ist zwar eine intakte Flußdynamik die entscheidende Voraussetzung, aber die typische Auevegetation

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 7 (zu Kapitel 2.3.1.5)

Bewertungsschlüssel für den Aussagebereich »Gefährdungspotential«

Skalenwert	Gefährdungsgrad	Definition	Beispiel
9	gering	Biotop nur zeitweise und kleinflächig belastet; Regeneration spontan und ohne besonderen Pflegeeingriff; dauerhafte Schäden entstehen nicht; Auencharakter wird nicht beeinträchtigt	gelegentlich von Wanderern aufgesucht
7	mäßig	Biotop über längere Zeiträume kleinflächig belastet; Regeneration und Erhaltung des typischen Pflanzenbestandes längerfristig ohne besondere Pflegeeingriffe gewährleistet; Artenbestand und Auencharakter insgesamt nicht gefährdet	kleinere Anlage zur Grundwassergewinnung
5	kritisch	Biotop zeitweise großflächig oder an vereinzelten, kleineren Stellen dauerhaft belastet; Regeneration bzw. Erhaltung des typischen Pflanzenbestandes auf natürliche Weise zwar nur mühsam oder unvollständig, aber durch Pflegemaßnahmen soweit möglich, daß der Auencharakter im wesentlichen bestehen bleibt.	Trampelpfade in einem Dorycnio-Pinetum
3	hoch	Biotop dauerhaft und großflächig so sehr belastet, daß eine natürliche Regeneration oder Erhaltung der betroffenen Gesellschaften ausscheidet; Erhaltung des Auencharakters mit Hilfe der Landschaftspflege auf Dauer kaum erfolgversprechend	intensive, forstliche Nutzung
1	sehr hoch	Biotop so stark belastet, daß mit einer weitgehenden Zerstörung in naher Zukunft zu rechnen ist; Pflegeeingriffe aussichtslos	landwirtschaftliche Nutzung

beherrscht den Aspekt der Wildflußau. Die Auevegetation ist der sichtbare Ausdruck eines dynamischen Systems, das durch das Flußverhalten seine typische Ausprägung erfährt. Wenn die Flußdynamik gebrochen ist, fehlt der Wildflußau damit ein wesentliches Merkmal (SEIBERT, 1972). Die spezifische Pflanzendecke bleibt jedoch zunächst bestehen, auch wenn sie dadurch in einigen Bereichen mehr oder weniger stark in Mitleidenschaft gezogen werden kann. Wenn umgekehrt das Flußverhalten annähernd natürlichen Gesetzmäßigkeiten folgt, die flußnahen Bereiche aber stark kulturbetonte Pflanzenformationen tragen, so kann von einer charakteristischen Wildflußlandschaft wohl nicht mehr gesprochen werden.

Unter Berücksichtigung dieser Einschätzung wurde im einzelnen festgelegt, daß bei geringen Werten des Natürlichkeitsgrades der Vegetation eine gute Bewertung im Bereich der Flußdynamik den Gesamtwert nur geringfügig anzuheben vermag. Trotz einer Bewertung der Flußdynamik mit »7« erhöhten sich deshalb die Skalenwerte 1,2,3 des Indikators Vegetation nur um einen Punkt auf 2,3 und 4. Umgekehrt wird bei guten, bzw. sehr guten Vegetationsverhältnissen eine schlecht eingestufte Flußdynamik den Gesamtwert aus den oben dargelegten Gründen sinnvollerweise nicht in dem Maß erniedrigen wie es sich im Falle einer Gleichgewichtung der beiden Indikatoren ergeben würde. Deshalb werden beispielsweise die Skalenstufen »7« und »8« der Vegetationsbewertung durch eine »3« bei der Flußdynamik nur auf einen Gesamtwert von »6« bzw. »7« abgemindert. Bei mittlerer Einschätzung der Flußdynamik (5) entsprechen die Gesamtwerte der Matrize den Skalenwerten des Indikators Vegetation.

Da es den Natürlichkeitsgrad »unberührt« definitionsgemäß bereits bei geringsten Störungen nicht mehr geben kann, sind die entsprechenden Plätze bei den Bewertungsstufen 1-7 der Flußdynamik nicht besetzt.

Da andererseits bei Veränderungen an der Vegetation auch mit Auswirkungen auf das Abflußverhalten eines Flusses gerechnet werden muß, ist umgekehrt eine Bewertung der Flußdynamik als »völlig ungestört« streng genommen nur dann logisch, wenn die Vegetation gleichzeitig als »unberührt« oder zumindest »natürlich« eingestuft wird. Ein Maisanbau oder eine Fichtenreinbestandswirtschaft ist - um ein krasses Beispiel zu wählen - im Auebereich eines völlig ungestörten Wildflusses eben nicht denkbar.

Es ist in Abb. 8 deshalb nur die Verknüpfung von »unberührt« bzw. natürlich mit »völlig ungestört« (Flußdynamik) vorgesehen; die anderen Verknüpfungsmöglichkeiten mit »völlig ungestört« sind nicht besetzt.

2.3.2.2 Pflanzenverfügbares Wasserangebot

Die Einzelbewertung dieses Indikators geht als Abschlag vom Verknüpfungsergebnis der Indikatoren »Vegetation« und »Flußdynamik« ins Bewertungssystem ein. Aus diesem Verknüpfungsvorgang ergibt sich nach dem zugrundegelegten Modell der Biotopwert (vgl. Abb. 1 und 2).

2.3.2.3 Zusätzliche Komponenten

Das Bewertungsergebnis des Indikators »zusätzliche Komponenten« wird als Zuschlag zum Biotopwert hinzugerechnet, woraus sich die Bewertung der Schutzwürdigkeit ableitet.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 8 (zu Kapitel 2.3.2.1)

Natürlichkeit der Matrix zur Verknüpfung der Indikatoren »Vegetation« und »Flußdynamik«

		Vegetation								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
	1	1	2	2	3	4	5	6	6	-
	3	1	2	3	4	4	5	6	7	-
	5	1	2	3	4	5	6	7	8	-
	7	2	3	4	5	6	7	7	8	-
	9	-	-	-	-	-	-	-	9	9

2.3.2.4 Gefährdungspotential

Das Bewertungsergebnis des Indikators »Gefährdungspotential« wird nicht mit dem Ergebnis der Herleitung der Schutzwürdigkeit verknüpft; eine formalisierte Bilanzierung erfolgt also nicht (vgl. 2.2). Diese Bewertung soll vielmehr als zusätzliche Information in den Abwägungsprozeß für Maßnahmen zum Schutz, der Nutzung oder zur Veränderung von Auebiotopen einbezogen werden.

3. Anwendung des Bewertungsverfahrens im Testgebiet Haunstetter Wald (Lechauen)

3.1 Einführung in das Untersuchungsgebiet

In der nachfolgend dargestellten Fallstudie sollte das theoretisch entwickelte Bewertungskonzept überprüft und die Ergebnisse der Bewertung von Biotopqualität, Schutzwürdigkeit und Gefährdungspotential auf ihre Plausibilität hin untersucht werden. Es war dabei auch zu beurteilen, ob und inwieweit die eingangs aufgestellten Forderungen nach Praxisnähe, Überschaubarkeit und Übertragbarkeit mit dem gewählten Ansatz erfüllt werden können.
Als Testraum wurde ein Gebiet gewählt, das nur wenige Kilometer südlich von Augsburg im Naturschutzgebiet »Stadtwald Augsburg« liegt (s. Abb. 9). Es gehört zum Distrikt Haunstetter Wald der Städtischen Forstverwaltung und ist auf ganzer Fläche als Trinkwasserschutzgebiet ausgewiesen. Auf das Gebiet fällt eine jährliche Niederschlagsmenge von 818 mm, die mittlere Temperatur beträgt 8,1° C (HIEMEYER, 1978). Geologisch sind die Lechauen in diesem Bereich der Iller-Lechplatte zuzuordnen. Auf einer wasserundurchlässigen Mergelschicht lagert eine mehrere Meter mächtige alluviale Schotterdecke (WILHELM, 1958). Die Höhe über dem Meer beträgt etwa 500 m. Die fast ebene Fläche ist nur von West nach Ost leicht terrassenförmig abgesetzt und von einigen ehemaligen Hochwassergräben durchzogen. Durch das frühere Abflußverhalten des Lech wechseln die Bodenverhältnisse rasch. Die Böden besitzen durchschnittlich einen hohen Kalkgehalt (ph 7-8) (WILHELM, 1958). Der Haunstetter Wald schien als Testgebiet vor allem deshalb geeignet, weil über diesen Bereich der Lechauen bereits eine Reihe von Veröffentlichungen vorliegen, die sich mit wichtigen Themenbereichen wie den Vegetationsverhältnissen, der Hydrologie des Lech und des Grundwasserregimes befassen. Außerdem stand von seiten der Städtischen Forstverwaltung und der Stadtwerke Augsburg sowie von den Wasserwirtschaftsämtern und den Bayerischen Wasserkraftwerken AG (BAWAG) für Teilfragen ein umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung.
Vorteilhaft erschien auch, daß im Fallstudiengebiet trotz zahlreicher Eingriffe in den Naturhaushalt und damit Flächen von geringem Natürlichkeitsgrad auch noch Biotope erhalten sind, deren ursprünglicher Charakter kaum beeinträchtigt wurde.
Um die dargestellte Methode am konkreten Fall nachvollziehen, Datenverfügbarkeit, Genauigkeit der Aussage und nicht zuletzt auch Plausibilität der Teilergebnisse ebenso wie die der Gesamtaussage beurteilen zu können, werden die einzelnen Schritte in Anlehnung an die Systematik des allgemeinen Teils (Kap 1 + 2) möglichst ausführlich beschrieben.

3.2 Bewertung der Vegetationsverhältnisse

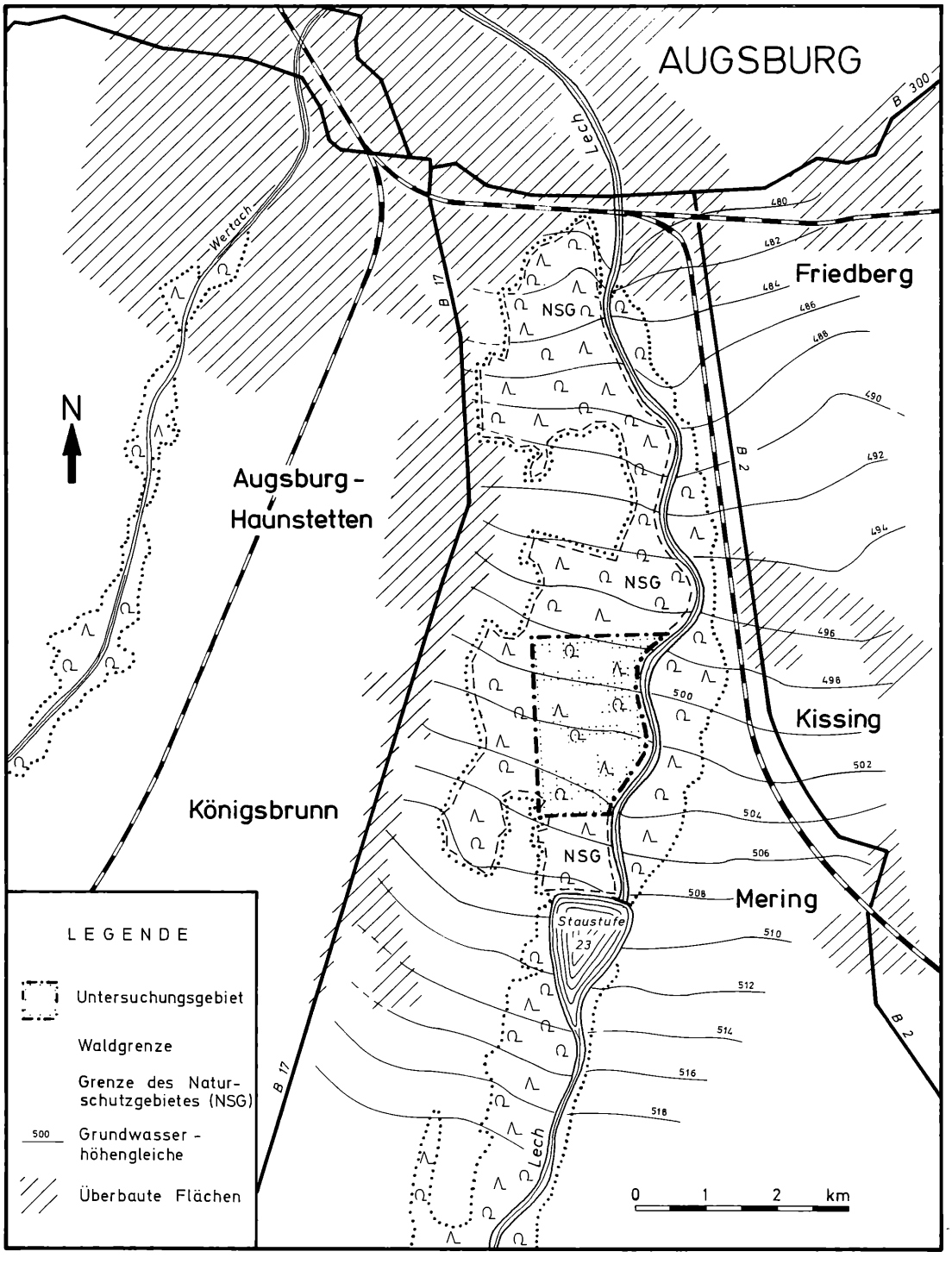
3.2.1 Material und Datenkollekte

Bereits seit Mitte des vorigen Jahrhunderts ist der Haunstetter Wald immer wieder Zielpunkt floristischer Untersuchungen durch interessierte Augsburger Botaniker gewesen. Als Ergebnis hiervon liegen zahlreiche Veröffentlichungen vor, auf die bei der Vegetationsbewertung zurückgegriffen werden konnte.
Zur Ergänzung der bereits vorhandenen Quellen wurden eigene Vegetationsuntersuchungen angestellt und Luftbilder ausgewertet:
Unter Führung von Dr. Fritz Hiemeyer hat U. Sauter 1979 und 1980 zahlreiche Exkursionen in den Haunstetter Wald durchgeführt und an 6 Stellen (vgl. Abb. 10 und Anhang Abb. 20), die für das Untersuchungsgebiet charakteristisch zu sein schienen, genaue Vegetationsaufnahmen vorgenommen.
Als Probefläche wurden Kreise mit 20 m Durchmesser gewählt. Das entspricht einer Fläche von rund 300 qm. Diese Größenordnung wird für waldartige Formationen angewandt (ELLENBERG, 1956). Um Häufigkeit und Konkurrenzkraft der Pflanzen zu dokumentieren, schätzten wir deren Artmächtigkeit an. Wo nötig, wurden die Pflanzen nach SCHMEIL-FITSCHEN (1976) bestimmt.
Die einzelnen Arten wurden nach Höhenschichten untergliedert und alphabetisch geordnet, um die Aufzählung möglichst übersichtlich zu gestalten.
Die Artenlisten sind im Anhang niedergelegt (Aufnahmen I-VI).
Über die Luftbildauswertung wurde eine grobe Verteilung verschiedener Vegetationsformen vorgenommen, die die anschließende Aufnahme im Gelände erleichterte.
Die verwendeten Bilder stammten von einer Befliegung im Mai 1977 und hatten den Maßstab 1 15 000 (PHOTOGRAMMETRIE GmbH). Die Auswertung erfolgte stereoskopisch am Zoom Transfer Scope des Lehrstuhles für Landschaftstechnik unter 4-facher Vergrößerung.
Um Veränderungen der Vegetationsverhältnisse in jüngerer Zeit feststellen zu können, wurde auch versucht, alte Luftbilder aus dem Jahr 1951 im Maßstab 1 7 500 mit heranzuziehen und auszuwerten.
Relativ leicht erkennbar war bei den neuen Bildern die Grenze zwischen niederwaldartigen Flächen und Hochwald. Auch die Ausscheidung unbewaldeter Flächen bereitete keine Probleme.
Als schwieriger erwies sich dagegen die Abgrenzung von Flächen mit lichtem Baumbewuchs gegenüber dicht bestockten Flächen. Hier erbrachte das Luftbild nur grobe Anhaltspunkte für die Geländeaufnahme, da die Qualität der Bilder nur eine geringe Grauwertdifferenzierung zuließ. Trotz starker Vergrößerung konnten aus diesem Grund auch die einzelnen Baumarten und ihr Flächenanteil nicht immer mit ausreichender Sicherheit ausgesprochen werden. Lediglich von der Städt. Forstverwaltung eingebrachte Buchengruppen konnten aufgrund von Struktur und Farbe gut erkannt werden. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Befliegung zur Zeit des Laubausbruches stattgefunden hatte. Zudem sind die Buchengruppen i.d.R. kaum 20 Jahre alt, so daß sie sich auch strukturell von einem umgebenden Nadelholzaltbestand deutlich abheben.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 9 (zu Kapitel 3.1)

Übersichtskarte über das Fallstudiengebiet



Die Auswertung der Luftbilder konnte zwar die Geländeaufnahme nicht ersetzen, lieferte aber hierfür wertvolle Anhaltspunkte.
Eine Darstellung der Vegetationsverhältnisse um 1951 war wegen der mangelhaften Qualität der alten Luftbilder nicht möglich. Die Photos zeigten neben häufigen Fehlbelichtungen ein sehr geringes Auflösungsvermögen. Der Vergleich beider Bilder an einigen Stellen deutet jedoch auf einen Rückgang der gering bestockten Flächen zugunsten dichterer Bestände hin, was u.a. auf forstliche Aktivitäten zurückzuführen sein dürfte.

Um den *Natürlichkeitsgrad der Vegetation* bestimmen zu können, wurde mit Hilfe des vorhandenen Schrifttums zunächst ein Bild der naturraumspezifischen Vegetation entworfen. Zur Bewertung der heutigen Vegetationsdecke wurden die entsprechenden Schlüssel (2.3.1.1, Abb. 3 + 4) angewandt und die Vegetationseinheiten direkt und vor allem nach Grobeinstufung und Abschlagsverfahren über weitere Parameter eingeschätzt.

3.2.2 Ermittlung der naturraumspezifischen Vegetation

Der Bewertung der heutigen Vegetationsdecke des Haunstetter Waldes können folgende potentiell ursprünglichen, d.h. naturraumspezifischen Vegetationsgesellschaften zugrunde gelegt werden:

Chondrilletum
Alnetum incanae salicetosum
und -hippophaetosum
Molinio-Pinetum
Dorycnio-Pinetum

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

sowie zahlreiche Übergangsformen und Ausprägungen derselben. Dazu kommen noch einige stark grundwasserabhängige Vegetationseinheiten wie Röhricht-, Großseggen- und Rasengesellschaften.

Die Auswahl dieser Vegetationsgesellschaften läßt sich folgendermaßen begründen:

Hinweise auf die Vegetationszusammensetzung im Untersuchungsgebiet sind bereits seit Mitte des vorigen Jahrhunderts (CAFLISCH, 1848; v. ALTEN, 1822; LUTZENBERGER, 1900; WEINHARDT, 1898) bekannt. In den Jahren 1948, 1949 wurden durch die Naturforschende Gesellschaft Augsburg in den Lechauen weitere Vegetationsaufnahmen durchgeführt. BRESINSKY (1959) legte die dabei gewonnenen Ergebnisse einem Sukzessionsschema für den mittleren Lech zugrunde. Ausgangspunkt der Vegetationsentwicklung ist danach ein Chondrilletum mit zahlreichen alpinen Schwemmlingen (BRESINSKY, 1959). Auf grobschottrigen Ablagerungen läßt sich dann der Sukzessionsverlauf von einem Alnetum incanae hippophaetosum durch einige Mischgesellschaften hin zum Dorycnio-Pinetum mit verschiedenen Ausprägungen verfolgen (BRESINSKY, 1959). Bei feinsandigen Aufschwemmungen verläuft die Entwicklung vom Chondrilletum über ein Alnetum incanae salicetosum zum Molinio-Pinetum mit ebenfalls verschiedenen Ausprägungen (BRESINSKY, 1959). Auch zwischen den beiden aufgezeigten Gesellschaftsentwicklungen sind zahlreiche Übergänge anzunehmen.

Auch HALTMEYER (1952) kommt in seiner Arbeit über die natürliche Sukzession am Lech für den Mittellauf auf eine dementsprechende Gesellschaftsentwicklung. In einem pflanzensoziologischen Gutachten stellt KLEMENT (1951) eine weitgehende Übereinstimmung zwischen der Florenliste des Haunstetter Waldes und den mehr oder weniger naturnahen Kiefernwäldern des Randbereiches der Kalkalpen auf alluvialen Schottern fest, die von AICHINGER, FISCHER, TROLL und BRAUN-BLANQUET beschrieben sind.

Zudem konnten im Haunstetter Wald die Hauptentfaltungsbereiche der verschiedenen Vegetationseinheiten auch verschieden alten, geschichtlich datierbaren Terrassenbildungen zugeordnet werden (BRESINSKY, 1959). Es zeigte sich dabei, daß die räumliche Anordnung der Vegetationseinheiten in sinnvollem Einklang mit der verwandschaftlichen Anordnung der Gesellschaften und ihrer Übergangsstadien stehen. Die hier gewonnenen Ergebnisse lassen sich sogar »auf den Mittellauf des Lech (Lechfeld) und teilweise auch auf den Unterlauf verallgemeinern« (BRESINSKY, 1959).

Die Biotopkartierung von Bayern (KAULE et al., 1979) bezeichnet die Zonation von Weiden-, Grauerlen- und Hartholzauen, an bestimmten grobschotterreichen Stellen die Kiefernwaldaue als naturraumspezifisch für das erweiterte Alpenvorland. Nach SEIBERT (1958) steht die Ursprünglichkeit des voralpinen Schneeheidekiefernwaldes »außer allem Zweifel«.

An der Isar, wo dem Lech vergleichbare Verhältnisse vorliegen, dauert die Entwicklung zum Molinio-Pinetum etwa 650–850 Jahre (SEIBERT, 1962). Ein ähnlich langer Bildungszeitraum kann auch am Lech vorausgesetzt werden, zumal der Verbreitungsschwerpunkt der Kiefernwaldaue hier auf alten Lechterrassen liegt, deren Entstehung von FISCHER (zitiert nach BRESINSKY, 1959) auf 1270–1750 datiert werden konnte. Das ist ein Zeitabschnitt, in dem der Lech sicherlich noch eine weitestgehend ungestörte Dynamik entwickeln konnte. Bedeutsame Einschränkungen des Wildflußcharakters ergaben sich erst mit der kompromißlosen Regulierung des Lech 1923. Da kaum 30 Jahre später eine detaillierte Vegetationsaufnahme durchgeführt wurde, können die von mehreren Autoren unabhängig beschriebenen Sukzessionsabläufe mit einer hohen Wahrscheinlichkeit als »naturraumspezifisch« angesehen werden. Diese Auffassung wird erhärtet durch die Aufzeichnungen alter Augsburger Botaniker und deren Vergleiche mit Gebieten, in denen unter vergleichbaren Standortbedingungen auch ähnliche Vegetationsverhältnisse festgestellt wurden (vgl. SEIBERT, 1958, 1962, 1972; SIEGRIST, 1913).

Charakteristisch für die Auwälder des Alpenvorlandes ist darüber hinaus die relative Seltenheit von größeren Altwasserarmen oder Stillwasserbereichen. SEIBERT (1972) beschreibt in der Pupplinger Au das Vorkommen von Röhricht-, Großseggen- und Rasengesellschaften in alten Flußarmen. Sie haben auch dort großflächig keine Bedeutung, gehören jedoch als wichtige Bestandteile mit zum Gesamtkomplex der Flußaue. Es gibt Hinweise, daß im Untersuchungsgebiet zumindest kleine Feuchtstellen als naturraumspezifisch zu betrachten sind. Nach der Lechregulierung versiegten im Haunstetter Wald zahlreiche Quellen (BRESINSKY, 1963). Damit verschwanden auch die zugehörigen Quellfluren. BRESINSKY (1959) beschreibt für die Zeit vor der Lechkorrektion das Vorkommen von Equisetum variegatum-Gesellschaften, des Typhetum minimae und auch von Großseggengesellschaften in druckwassergespeisten Gräben.

Von den in Frage kommenden Vegetationsformen wurden im Untersuchungsgebiet das Chondrilletum sowie die grundwasserabhängigen Röhricht-, Großseggen- und Rasengesellschaften nicht angetroffen.

Die Subassoziationen des Alnetum incanae (salicetosum und hippophaetosum) konnten für die Bewertung zusammengefaßt werden.

Die Einschätzung der heutigen Vegetationsdecke bezieht sich demnach auf die verschiedenen Ausprägungen folgender naturraumspezifischer Gesellschaften:

Alnetum incanae
Molinio-Pinetum
Dorycnio-Pinetum

3.2.3 Heutige Vegetationsdecke

BRESINSKY veröffentlichte 1963 eine pflanzensoziologische Karte des Haunstetter Waldes. In ihr sind die typischen Pflanzengesellschaften einschließlich aller wichtigen Ausbildungsformen, die in diesem Gebiet vorkommen, zusammengefaßt.

Bereits 1959 hatte BRESINSKY eine Abbildung veröffentlicht, die die genaue Vegetationskartierung eines 400 m breiten Streifens bei Lechkilometer 54,0 zeigt. Dieses Band überspannt im rechten Winkel zum Lech die gesamte Breite des Haunstetter Waldes und gibt die für das Gebiet typischen Vegetationsverhältnisse wieder.

Wegen dieser günstigen Voraussetzung konnte auf eine neuerliche, flächendeckende Vegetationskartierung des gut 300 ha großen Testgebietes verzichtet werden.

Zur Entwicklung der Bewertungsvorschrift und Parameterwahl wurden jedoch die sechs neu aufgenommenen Probekreise genauer analysiert und im Vergleich mit BRESINSKY s Artenlisten (1959) der naturraumspezifischen Vegetationsgesellschaften bewertet. Dieser Bewertungsvorgang ist im Anhang anschließend an die Aufnahmeflächen (Aufn. I bis VI) niedergelegt.

3.2.4 Bewertungsverfahren

Wie bereits dargelegt, wurden zur Einschätzung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation zwei Wege beschritten. Im einzelnen wurde der Natürlichkeitsgrad über die Berücksichtigung zusätzlicher Parameter abgeleitet und einer Plausibilitätskontrolle durch Direkteinstufung gegenübergestellt. (vgl. Abb. 3 + 4). Die für diesen Bewertungsschritt notwendige Abgrenzung unterschiedlicher Vegetationseinheiten wurde anhand verfügbarer Vegetationsaufnahmen, aber auch unter Verwendung von Informationen aus dem Forsteinrichtungswerk von 1958 vorgenommen. Die Schärfe der Grenzziehung entspricht dem verwendeten Maßstab 1 10 000.

Jede Flächeneinheit wurde mit einer Objektnummer gekennzeichnet (Anhang Abb. 20). In einer Bewertungstabelle (siehe Anhang Tab. I) sind die im Abschnitt 2.3.1.1 dargestellten und begründeten Parameter sowie die sich ergebenden Abzüge für jede Bewertungseinheit aufgeführt und der Wert für die Natürlichkeit der Vegetation ermittelt (vgl. auch nachstehende Beispiel-Tabelle).

Das Ergebnis der Vegetationsbewertung im Testgebiet ist in Abb. 10 dargestellt.

Die Flächenanteile der einzelnen Bewertungsstufen zeigt Abb. 11.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

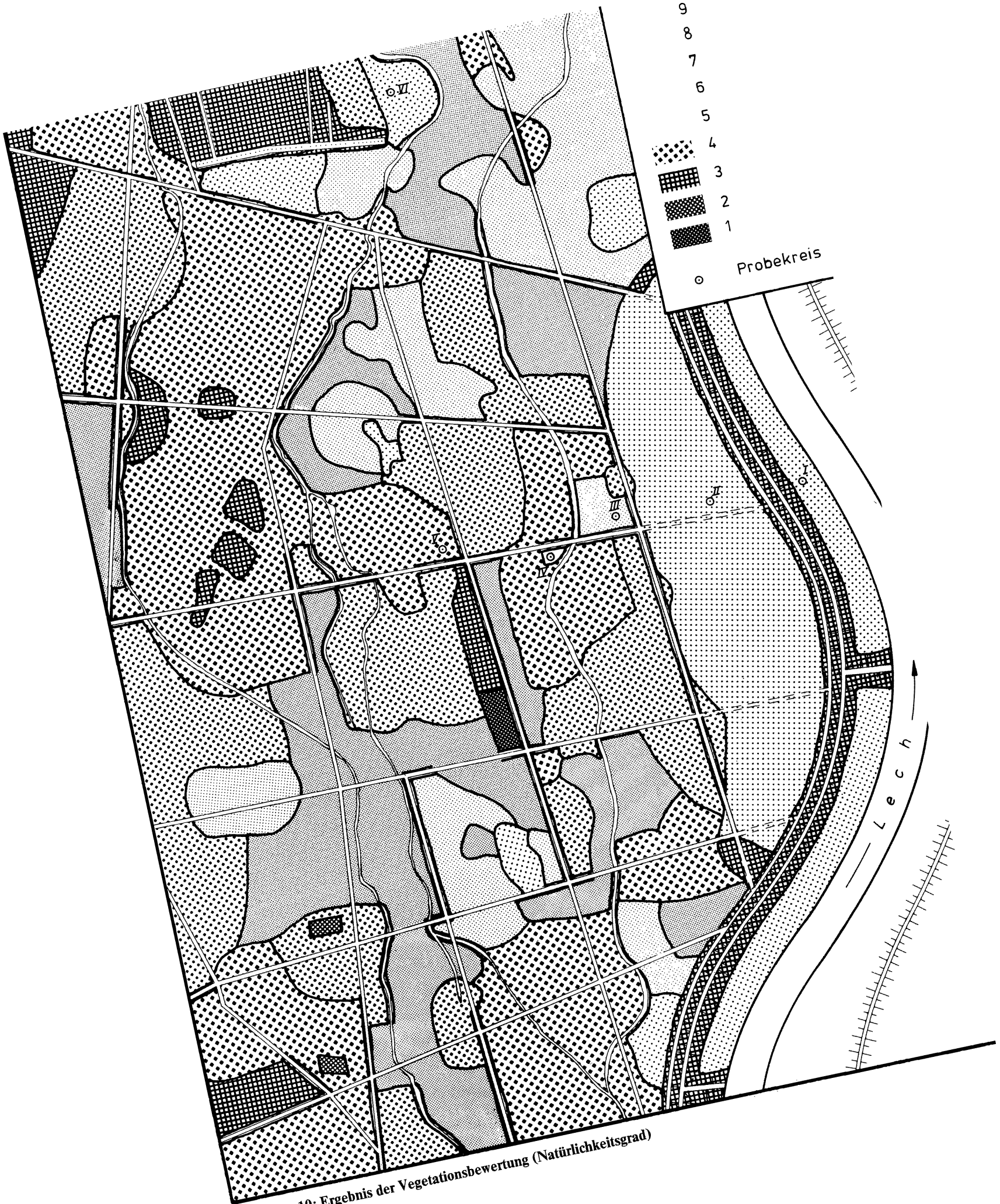


Abbildung 10: Ergebnis der Vegetationsbewertung (Natürlichkeitsgrad)

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Beispiel-Tabelle:

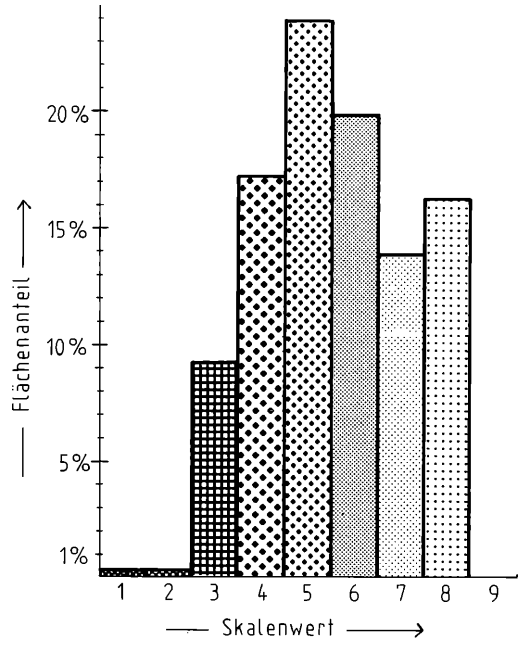
Auszug aus Anhang Tab. I a

Objekt-Nr.	Gesellschaftsform	Parameter										Ergebnis der Veg.-Wertung	Biotopwert	Schutzwürdigkeit	Gefährdungsgrad
		S	A	D_1	D_2	D_3	D_4	J_1	J_2	J_3	F				
1	N.G.											3	2.5	4.5	7
2	M.-P.	-1	-1	-1	-1							4	3.5	5.5	7
3	N.G.											3	2.5	4.5	7
4	D.-P.						-3					5	3.5	5.5	5
5	D.-P.											8	6.5	8.5	5
6	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7

Daraus geht hervor, daß im Untersuchungsgebiet vor allem mittlere Natürlichkeitsgrade vorherrschen (etwa 60%). Auf knapp einem Drittel der Fläche (etwa 30%) sind die Vegetationsverhältnisse sogar als gut bis sehr gut zu bezeichnen. Naturraumfremde Formationen haben nur einen geringen Flächenanteil (etwa 10%).
Eine globale Ansprache der Natürlichkeit der Vegetation des Untersuchungsgebietes führt zu dem Ergebnis, daß diese flächenbezogene Einstufung im ganzen richtig liegen dürfte.

Abbildung 11:

Flächenverteilung der Vegetationsbewertung



3.3 Bewertung der Flußdynamik

3.3.1 Vorgehen und Material

Die Bewertung der Flußdynamik stützt sich auf frühere Veröffentlichungen sowie auf Daten der Wasserwirtschaftsämter und der Bayer. Wasserkraftwerke AG (BAWAG).
Mit Hilfe der vorhandenen Quellen konnten zunächst die ursprünglichen Verhältnisse charakterisiert werden. Im Vergleich dazu wurde dann der heutige Zustand beschrieben.
Da das dynamische Verhalten des Lech auf der ganzen Länge des Untersuchungsgebietes praktisch gleichzusetzen war, beschränkte sich dessen Bewertung im Testgebiet auf einen Skalenwert.
Für diesen Indikator mußte also keine eigene Flächenabgrenzung getroffen werden. Er konnte vielmehr auf die bereits ausgeschiedenen Vegetationseinheiten bezogen werden.
Der Natürlichkeitsgrad der Flußdynamik wurde unter Anwendung des allgemeinen Bewertungsschlüssels (2.3.1.2, Abb. 5) bewertet. Als Parameter hierfür dienten Flußverlauf und Abflußverhalten, deren Ausprägung mit Hilfe der angegebenen Quellen gutachtlich beschrieben werden konnte.

3.3.2 Ursprüngliche Verhältnisse

Der Lech ist selbst in geschichtlicher Zeit nicht zur Ruhe gekommen, sondern zeichnete sich bis zur Regulierung 1923 durch bedeutende Verlagerungstendenzen aus. In den letzten 1700 Jahren drängte der Lech südlich von Augsburg etwa 3,5 km nach Osten (BRESINSKY, 1959). Zahlreiche Gräben im Haunstetter Wald zeugen noch heute von einer starken Verzweigung des Lech südlich von Augsburg. Die vielen Seitenarme sind noch wenige Jahre vor der Regulierung nachgewiesen (FISCHER, 1926; BRESINSKY, 1959; HALTMEYER, 1952; MAYER, 1914) (s. Abb. 12).
Wie alle in den Alpen entspringenden bayerischen Gebirgsflüsse zeigte der Lech einen typisch alpinen Abflußcharakter (FISCHER, 1950; HALTMEYER, 1957). Die Niedrigwasserzeit begann i.a. im Oktober und dauerte bis Ende März. Die Wasserstände konnten von Jahr zu Jahr und auch innerhalb eines Jahres sehr stark wechseln (FISCHER, 1950; SEIBERT, 1958). Dieses kann anhand von Zahlen nach FISCHER (1950) belegt werden:
In den 30 Jahren von 1901 bis 1930 betrug die mittlere Jahresabflußmenge (MQ) in Landsberg 85 m^3/s. Im selben Zeitraum verhielt sich die kleinste Abflußmenge (NQ) zur mittleren kleinsten Abflußmenge (MNQ), zur mittleren Abflußmenge (MQ), zur mittleren höchsten (MHQ) und zur höchsten Abflußmenge (HQ) in Landsberg folgendermaßen:

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
Abfluß in m^3/s	16	26	85	525	1080
in Prozent (%)	19	31	100	620	1270

Die niedrigste Abflußmenge (NQ) verhält sich dabei zur höchsten Abflußmenge (HQ) wie

	NQ	HQ
Abfluß in m^3/s	16	1080
in Prozent (%)	100	6750

Aufzeichnungen über Hochwasserkatastrophen lassen sich bis ins späte Mittelalter zurückverfolgen. So setzte beispielsweise im August 1647 der Lech den Augsburger Stadtteil Lechhausen sowie »die ganze Niederung dort bis Rain unter Wasser« (MAYER, 1914). Hochwässer, die verheerende Überschwemmungen hervorriefen, sind auch aus den Jahren 1721, 1723, 1729, 1737, 1789, 1805, 1807, 1816, 1824, 1830 (zweimal) und 1910 bekannt (MAYER, 1914). Beim letztgenannten Hochwasser von 1910 stand noch einmal das gesamte Untersuchungsgebiet unter Wasser (nach FISCHER, 1959). Man darf wohl annehmen, daß zu den genannten noch eine Reihe kleinerer Hochwässer kommen, deren Überflutungsbereich sich auf die Auwaldgebiete beschränkte, also keinen besiedelten Raum betraf.

Die Untersuchung alter Aufschreibungen der Pegelstände von Landsberg (1826–1935) durch FISCHER (1950) ergaben, daß früher Hochwasser in Landsberg mit einer Wiederkehr alle

200 100 50 25 10 5 3 2 1 Jahre

1140 1080 1000 900 750 660 595 520 440 m^3/s

erreicht bzw. überschritten haben.

Heute wird mit einem Ausufern des Lech bei Augsburg ab etwa 600 m^3/s gerechnet (WROBEL, 1979). Da jedoch das heutige Flußbett wegen seiner Eintiefung mehr Wasser abführen kann als die ehemalige Hauptabflußrinne, liegt der Schluß nahe, daß vor der Regulierung bereits wesentlich geringere Abflußmengen genügten, um weite Teile der Wildflußaue zu durchströmen.

Zusammenfassend kann also festgestellt werden, daß sich der Lech vor dem Wirksamwerden menschlicher Eingriffe im Untersuchungsgebiet durch eine hohe Verzweigungsfreudigkeit auszeichnete und einen ausgeprägt alpinen Abflußcharakter aufwies.

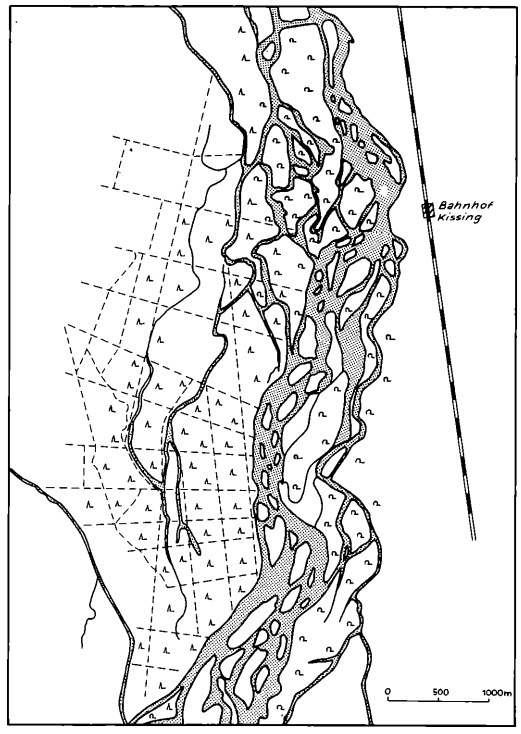
3.3.3 Heutige Verhältnisse

Die Ufer des begradigten Flußlaufes sind heute durchgehend mit Steinwürfen gesichert. Als Folge der Begradigung tiefte sich das Flußbett um durchschnittlich 2 m ein. Wegen der in regelmäßigen Abständen eingebauten Sohlschwellen ist heute mit keiner weiteren Eintiefung zu rechnen. Abbildung 13 zeigt das Sohlenprofil des Lech im Bereich des Untersuchungsgebietes (nach einer Darstellung des WASSERWIRTSCHAFTSAMTES DONAUWÖRTH, 1975). Daraus ist zu entnehmen, daß die Sohleneintiefung seit den 50er Jahren zum Stillstand kam.

Seit 1972 schützt ein Deich, der etwa in 100 m Abstand den Flußlauf begleitet, das Hinterland vor Hochwässern, deren Jährlichkeit geringer ist als 500 (WROBEL, 1979). Dies entspricht einer nahezu vollkommenen Sicherheit (WROBEL, 1979; THIEL, 1980), zumal für ein derartiges Ereignis nach WROBEL (1980) eine Abflußmenge von mind. 1250 m^3/s nötig wäre.

Abbildung 12:

Verzweigung des Lech in den Jahren 1908–1910 (nach FISCHER 1926)



Um die Hochwasserspitzen des Lech dämpfen und um die ganze Flußdynamik besser kontrollieren zu können, wurde in den 50er Jahren der Forggensee mit einer maximalen Speicherkapazität von 30 Mio m^3 gebaut (STOLLE, 1980). Dazu kommen noch 22 kleinere Stauräume oberhalb des Untersuchungsgebietes. Trotzdem uferte der Lech hier seither dreimal aus:

Am 11.6.1965 mit einer HQ von 672 m^3/s,
am 24.7.1966 mit einer HQ von 712 m^3/s und
am 10.8.1970 mit einer HQ von 1010 m^3/s,
gemessen am Pegel Landsberg.

Bei diesen drei Ereignissen wurden noch größere Waldteile richtiggehend überflutet.

Mit Hilfe von Zahlenmaterial des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1979) kann das Abflußverhalten des Lech von 1954–1974 mit dem der Jahre 1901–1930 verglichen werden.

Die mittlere Jahresabflußmenge (MQ) betrug für den Zeitraum von 1954 bis 1974 in Landsberg 81,2 m^3/s. Das Verhältnis von NQ zu MNQ zu MQ zu MHQ und zu HQ stellt sich für diesen Zeitraum folgendermaßen dar:

	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
Abfluß in m^3/s	14,6	22,4	81,2	377	1010
in Prozent (%)	18,0	27,6	100	464	1243

Das Verhältnis der kleinsten beobachteten Abflußmenge (NQ) zur größten beobachteten Abflußmenge (HQ) beträgt:

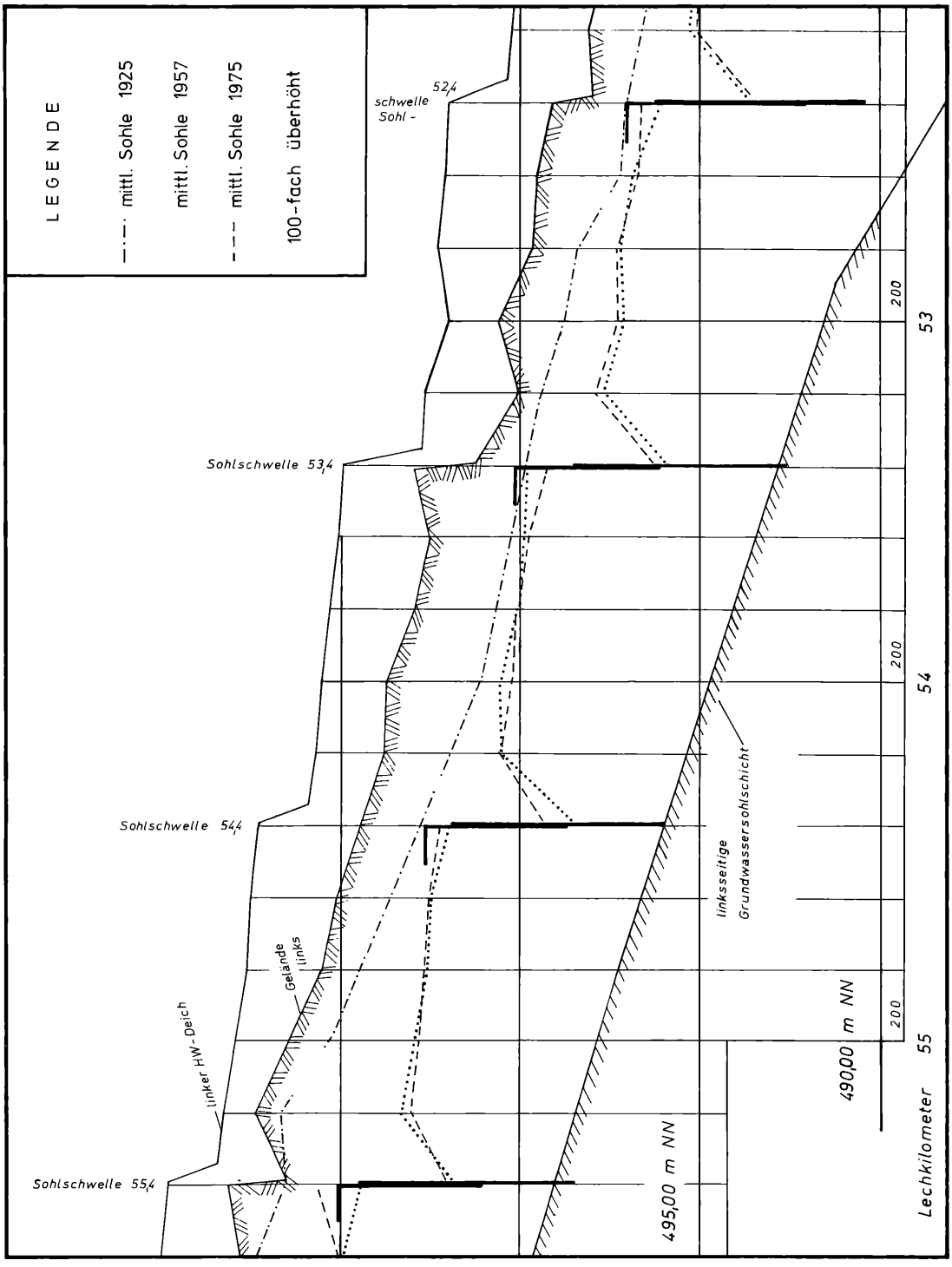
	NQ	HQ
Abfluß in m^3/s	14,6	1010
in Prozent (%)	100	6917

Diese Werte zeigen eine nur ganz geringe Tendenz zu einer Abflußnivellierung. Man kann daraus ableiten, daß die Anlage künstlicher Rückhaltebecken

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 13:

Sohlenprofil des Lech (nach WASSERWIRTSCHAFTSAMT DONAUWÖRTH, 1975)



am Lech wohl weniger einen Abflußausgleich als lediglich einen Ausgleich für den Verlust natürlicher Retentionsräume brachte.

Hochwasserspitzen der Größenordnung von 1910 und 1970, also kurzzeitige Abflußmengen größer als 1000 m^3/s, sind nach einer mündlichen Mitteilung von THIEL (1980) inzwischen allerdings beherrschbar. Außerdem ist seit der Dammerrichtung auf der flußabgewandten Seite bei ähnlich hohen Abflußmengen heute nur noch stellenweise mit Druckwasser zu rechnen.

Wenige Kilometer südlich des Haunstetter Waldes werden konstant 5-5,5 m^3/s Lechwasser in den sog. Lochbachkanal abgeleitet. Mit etwa 1 m^3/s davon werden noch alte Lechgräben bewässert, die nach der Regulierung gänzlich trockengefallen waren.

Wegen der geringen Menge dürfte diese Ableitung bei der Bewertung der Flußdynamik aber kaum ins Gewicht fallen.

3.3.4 Ergebnis der Bewertung der Flußdynamik

Die Lechregulierung von 1923 erfolgte so tiefgreifend, daß der Flußverlauf seither weitgehend fixiert ist. Seit 1972 werden größere Teile der ehemaligen Wildflußlandschaft zudem durch den beidseitig verlaufenden Hochwasserdamm von Überflutungen freigehalten.

Auch wenn aus dem Vergleich der alten und neuen Abflußwerte keine wirksame Steuerung des Abflußverhaltens abzulesen ist, so muß man doch davon ausgehen, daß der Wildflußcharakter des Lech insgesamt durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen - spätestens seit der Errichtung des Deiches - ge-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

brochen ist. Mit einem Neubeginn von Sukzessionsreihen kann wegen der stabilen Ufersicherung nicht mehr gerechnet werden, obwohl Überflutungen auf der Wasserseite des Dammes infolge des Abflußverhaltens noch möglich sind.
Entsprechend dem allgemeinen Bewertungsschlüssel (vgl. Abb. 5) wird die Flußdynamik für unser Untersuchungsgebiet deshalb mit »3« eingestuft.

3.4 Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes

3.4.1 Vorgehen und Material

Bei der Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes konnte auf Hinweise in der Literatur sowie auf Daten der Stadtwerke Augsburg und der BAWAG zurückgegriffen werden. Mit Hilfe dieser Quellen konnte das heutige Angebot an pflanzenverfügbarem Wasser mit dem ursprünglichen verglichen werden.
Die Bewertung erfolgte durch Festlegung eines Abschlags nach dem Schlüssel in Abb. 6 (2.3.1.3) einheitlich für das gesamte Testgebiet. Eine gesonderte flächenhafte Differenzierung des Wasserangebotes konnte mit den gegebenen Mitteln nicht erzielt werden.
Als Parameter für die Bestimmung der Abschlagshöhe dienten:
- Grundwasserabsenkung
- Niederschlagsmenge und -verteilung
- ursprünglicher Anteil grundwasserabhängiger Vegetationsformen

3.4.2 Ursprüngliche Verhältnisse

Die Ortsbezeichnung »Siebenbrunn« oder der Bachname »Brunnenbach« weisen noch heute darauf hin, daß zu früheren Zeiten in den Lechauen südlich von Augsburg Quellaustritte vorhanden waren. Die Geländeoberfläche des Lechfelds fällt nämlich von Süden nach Norden stärker ab als die Grundwasseroberfläche, was - ähnlich wie auf der Münchener Schotterebene - im Verein mit der in gleicher Richtung ausdünnenden Schotterdecke dazu führte, daß das Grundwasser hier vor der Tieferlegung des Lech in zahlreichen Quellen hervorbrach (TRAUB, 1959). In diesen Bereichen konnten sich typische Quellfluren entwickeln. BRESINSKY (1963) beschreibt für die Zeit vor der Lechregulierung auch das Vorkommen grundwassernaher Gesellschaften wie z.B. das Typhetum minimae.
Durch Vergleiche der Jahresmittel des Grundwasserstandes von 1904 und 1939 konnte FISCHER (1959) im Haunstetter Wald eine Grundwasserabsenkung bis zu 2 m ermitteln. Da die Grundwasseroberfläche dort heute zwischen 2 und 5 m unter Gelände liegt (TRAUB, 1959), ist anzunehmen, daß zumindest einige der zahlreichen alten Lechgräben ursprünglich Grundwasseranschluß hatten und eine daran angepaßte Vegetationsform trugen.
Wegen des grobkörnigen Unterbodens aus Schottermaterial und der überwiegend sehr geringen Oberbodenmächtigkeit ist aber auch unter ursprünglichen Verhältnissen auf dem größten Teil der Fläche nicht mit einem nennenswerten pflanzenverfügbaren Wasserangebot durch kapillaren Aufstieg zu rechnen.
Aus einem genau vermessenen Geländeprofil (entspricht Profil III in Abb. 14), das FISCHER (1959) quer zum Fluß durch die ganze Breite des Haunstetter Waldes aufnahm, geht hervor, daß die Grundwasseroberfläche vor 1923 mit Ausnahme einiger Gräben stets tiefer als 1 m unter Gelände lag. Auch SEIBERT (1962) schließt unter solchen Bedingungen kapillaren Aufstieg und damit Grundwassereinfluß auf die Vegetation aus. Die Gesellschaftsentwicklung hin zu den Trockenheit ertragenden Kiefernauwäldern (vgl. 3.2.2) kann überdies als Beweis angesehen werden für den allgemein geringen Einfluß des Grundwassers auf die Vegetationszusammensetzung im Untersuchungsgebiet. Man kann deshalb mit hoher Sicherheit daraus folgern, daß hier das pflanzenverfügbare Wasserangebot auch ohne anthropogene Störungen hauptsächlich von Niederschlag und Speicherkapazität des Oberbodens abhängig war (vgl. SEIBERT, 1962).

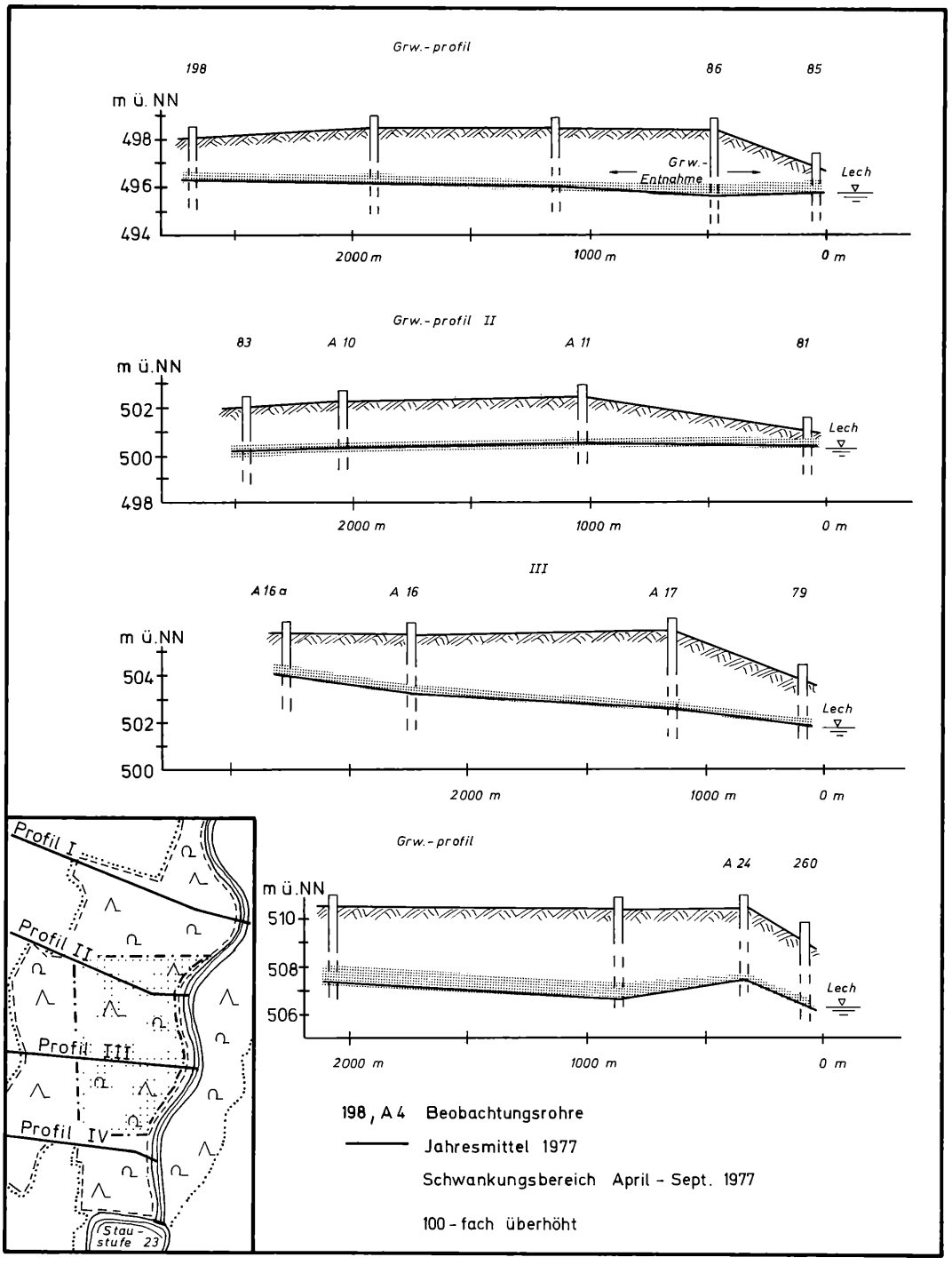
3.4.3 Heutige Verhältnisse

Durch die Tieferlegung des Lech ist ein großer Teil der ehemaligen Quellaustritte versiegt. Bei anderen Quellen hat die Schüttung entsprechend nachgelassen (TRAUB, 1959). Einige der trockengefallenen Gräben werden heute künstlich bewässert (vgl. 3.3.3).
Jedoch sind grundwasserabhängige Pflanzengemeinschaften in unserem Untersuchungsgebiet praktisch verschwunden. Da sie in der Literatur nachgewiesen sind, muß man ihr Aussterben wohl auf die Grundwasserabsenkung zurückführen. Daß infolge der Lechbegradigung das Grundwasser bis zu 2 m absank, ist durch zahlreiche Hinweise aus der Literatur belegt (FISCHER, 1950, 1959; BRESINSKY, 1959; TRAUB, 1959).
Für eine Darstellung der aktuellen Grundwasserverhältnisse konnte auch auf Grundwasserdaten der Abflußjahre 1976/77 und 1977/78 zurückgegriffen werden, welche freundlicherweise von der BAWAG zur Verfügung gestellt wurden. Diese Gesellschaft unterhält im fraglichen Gebiet zahlreiche Meßrohre, die wöchentlich abgelesen werden. Einige davon konnten zu Ost-West-Profilen zusammengefaßt werden (Abb. 14). Darin sind das Jahresmittel von 1977 sowie der Schwankungsbereich von April bis einschließlich September aufgetragen, da dieser Zeitraum etwa einer Vegetationsperiode entsprechen dürfte. Profil III zeigt deutlich einen kontinuierlich zum Fluß hin absinkenden Grundwasserspiegel. Aus den anderen Profilen geht allerdings hervor, daß dieser Trend nicht vorbehaltlos verallgemeinert werden kann. Dieses gilt v.a. in Bezug auf die dargestellte Größenordnung. Auch aus den Grundwasserhöhengleichen (nach BAYER. GEOL. LANDESAMT, 1956) in Abb. 9 und aus neueren Isohypsenkarten der BAWAG (STOLLE, 1980) läßt sich nicht ableiten, daß der Grundwasserstrom im gesamten Untersuchungsgebiet gleichmäßig zum Fluß hin absinkt.
Allerdings gibt Abb. 9 nur die generellen Grundwasserverhältnisse etwa bei Mittelwasser wieder. Danach fließt das Grundwasser ziemlich genau in nördlicher Richtung ab, nimmt also einen nahezu flußparallelen Verlauf (TRAUB, 1959). Bei Niedrigwasser ist vermutlich mit einem verstärkten Zustrom zum Lech hin zu rechnen. Darüber hinaus wird das großräumige Bild lokal gestört, so z.B. im Bereich der Absenkungstrichter der Trinkwasser-Gewinnungsanlagen (vgl. Profil I, Abb. 14) oder in unmittelbarer Nähe der Lech-Sohlschwellen mit ihren Spiegeldifferenzen zwischen Ober- und Unterwasser.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 14:

Grundwasserprofile mit Lageplan (nach Grundwasserstandsdaten der BAWAG)



3.4.4 Ergebnis der Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes

Auch wenn nach unseren Untersuchungen keine offensichtlichen Trockenschäden im Gelände festgestellt wurden, so muß doch wertmindernd berücksichtigt werden, daß durch die Grundwasserabsenkung das Vorkommen einiger ursprünglicher Vegetationsgesellschaften erloschen ist.

Die reichlichen Sommerniederschläge können zwar die Absenkung bis zu einem gewissen Grad kompensieren, trotzdem muß davon ausgegangen werden, daß auch die Flächenanteile noch vorhandener feuchter Vegetationsausbildungen heute bereits unter dem Maß der naturraumspezifischen Vorgabe liegen. Auch BRESINSKY (1959) weist auf eine Verarmung in der Gesellschaftsentwicklung hin, weil der Charakter insgesamt xerothermer geworden sei.

Die Zusammensetzung der ursprünglichen Vegetation läßt darauf schließen, daß ein Großteil des Untersuchungsgebietes immer schon von grundwasserunabhängigen Pflanzengemeinschaften geprägt war. Eine tiefgreifende Änderung des charakteristischen Landschaftsbildes infolge der Grundwasserabsenkung ist deshalb bisher nicht eingetreten und steht auch für die Zukunft nicht zu befürchten.

Bei der Biotopwertermittlung muß aber berücksichtigt werden, daß die Palette der naturraumspezifischen Vegetationsgesellschaften etwas verarmt und anteilmäßig verschoben ist.

Nach der Definition der Bewertung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes in Abb. 6 (2.3.1.3) wird deshalb ein Abschlag von 0,5 Punkten festgesetzt.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

3.5 Bewertung der zusätzlichen Komponenten

3.5.1 Material

Der Indikator »zusätzliche Komponenten« wurde bewertet nach dem Erfüllungsgrad der in Abschnitt 2.3.1.4 genannten Faktoren:

Bedeutung für den Menschen
- Bedeutung für Flora und Fauna.

Diese beiden Einflußgrößen wurden aufgeschlüsselt in Parameter, die für das Testgebiet auch tatsächlich relevant waren. Hinweise dazu konnten aus der Literatur sowie aus vorhandenen Schutzbestimmungen und Nutzungsformen abgeleitet werden.
Da die Ausprägung der genannten Größen i.d.R. mit verschiedenen Vegetationsformen korreliert war, konnte die Bewertung der zusätzlichen Komponenten auf die Flächenabgrenzung der Vegetationsbewertung bezogen werden.

3.5.2 Beschreibung der Parameter

Das Naturschutzgebiet »Stadtwald Augsburg«, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, spielt eine bedeutende Rolle als *Naherholungsgebiet* für die Augsburger Bevölkerung. Durch seine Nähe zum Zentrum ist das Gebiet jederzeit schnell und ohne größeren Aufwand zu erreichen. Die Belastung durch Erholungssuchende nimmt jedoch nach Süden hin stark ab, so daß man dazu neigen kann, das eigentliche Testgebiet mit Ausnahme eng begrenzter Stoßzeiten dem Bereich extensiver Naherholung zuzuordnen.
Die Augsburger *Trinkwasserversorgung* wird ausschließlich durch die Grundwasservorkommen im Stadtwald sichergestellt. Das Untersuchungsgebiet ist deshalb insgesamt als Trinkwasserschutzgebiet ausgewiesen.
Die *Flora des Untersuchungsgebietes* weist eine ganze Reihe von Pflanzenarten der *»Roten Liste«* auf, wie z.B. Daphne mezereum, Daphne cneorum, Aquilegia atrata, Epipactis helleborine, Inula salicina, Cypripedium calceolus, Hippophae rhamnoides u.a. Über die *Fauna* wurden im Rahmen dieser Arbeit keine eigenen Untersuchungen angestellt.
Günstigen Einfluß auf den Erfüllungsgrad der genannten Wohlfahrtswirkungen und die Bedeutung von Flora und Fauna haben die Geschlossenheit des Gebietes sowie die Prognose über die weitere Entwicklung:
Durch das Untersuchungsgebiet selbst führen keine öffentlichen Verkehrswege. Lediglich eine kleine landwirtschaftlich genutzte Fläche (2,2 ha) wurde hier in der Notzeit der ersten Nachkriegsjahre genehmigt. Sie wird auch heute noch bewirtschaftet. Man kann ihr jedoch, ebenso wie der forstlichen Erschließung, keinen nennenswerten Zerschneidungseffekt zuschreiben. Infolge des hohen Kalkgehaltes der Lechsedimente schreitet die Bodenreife hier nur langsam voran. Da die Vegetationsentwicklung genau parallel dazu verläuft (SEIBERT, 1962), wird sich der Auwald trotz fehlender Hochwasser in diesem Fall noch lange halten (vgl. SEIBERT, 1962). Auch mit einer Fortentwicklung der bestehenden Sukzessionsstadien in Richtung Klimax, und daher mit einer Vereinheitlichung des Vegetationsbildes, muß aus demselben Grund in absehbarer Zukunft nicht gerechnet werden.
Zudem besteht theoretisch die Möglichkeit, eine Weiterentwicklung früher Phasen der Sukzession mit landschaftspflegerischen Mitteln zu unterbrechen. So könnte z.B. die Erlenau abschnittweise periodisch »auf den Stock gesetzt« und eindringende Kernwüchse zurückgedrängt werden. Es erscheint einleuchtend, daß dadurch der Auwaldcharakter zu erhalten wäre. Ob allerdings der augenblickliche Bodenreifegrad und die davon in erster Linie abhängige Vegetationszusammensetzung durch solche Maßnahmen tatsächlich auf Dauer befriedigend erhalten werden kann, ist unseres Erachtens offen. Auf jeden Fall aber kann darin eine Chance zur Erhaltung des Auwaldcharakters für die nähere Zukunft gesehen werden.

3.5.3 Bewertung der Parameter

Als Parameter für die Wahl der Zuschlagshöhe kommen nach der Beschreibung im vorigen Abschnitt folgende Faktoren in Frage:
- Erholungsfunktion
- Trinkwasserschutz

Seltenheit der Flora (und Fauna)

Wegen der Großstadtnähe muß der Erholungsfunktion eine hohe Bedeutung beigemessen werden. Ein großes Gewicht kommt auch dem Trinkwasserschutz zu, da die gesamte Wasserversorgung Augsburgs von den Grundwasservorkommen im Stadtwald gespeist wird.
Man kann annehmen, daß die beiden Wohlfahrtswirkungen von nahezu allen im Testgebiet vorkommenden Vegetationsformen gleichermaßen gut erfüllt werden. Eine Ausnahme bilden lediglich drei kleine Flächen. Es handelt sich dabei im einen Fall um eine landwirtschaftlich intensiv genutzte Fläche (Objektnr. 41), im anderen Fall um forstliche Pflanzgärten (Objektnr. 48, 49). Da diese Flächen keinen ständigen Bodenbewuchs aufweisen, kann ihnen keine besondere Trinkwasserschutzfunktion zugerechnet werden. Auch ihr Erholungswert ist gering einzuschätzen.
Mit Ausnahme dieser drei Flächen kann deshalb im gesamten Untersuchungsgebiet für die Wohlfahrtswirkungen der gleiche Zuschlag gewählt werden.
Wegen der großen Bedeutung für die nahegelegene Stadt Augsburg und wegen des hohen Erfüllungsgrades ist der Höchstzuschlag von 2 Punkten für die Komponente »Bedeutung für den Menschen« gerechtfertigt.
Auf einem Teil der Gesamtfläche könnte man diesen Höchstzuschlag auch allein schon mit der Seltenheit der Flora begründen.
Unter diesem Gesichtspunkt wurden bereits durch das Augsburger Gartenamt (im Rahmen einer Stadtbiotopkartierung 1979) und durch Mitglieder des Naturwiss. Vereins f. Schwaben e.V. Kartierungen im fraglichen Gebiet durchgeführt. Die Auswahl fiel dabei v.a. auf Ausprägungen des Dorycnio-Pinetum und auf heideartige Flächen. Diese Vegetationsgesellschaften tragen im Testgebiet besonders viele und seltene Pflanzenarten meist dealpiner Herkunft, so daß sie einen hohen Erfüllungsgrad der Komponente »Bedeutung für Flora und Fauna« aufweisen.
Der mögliche Höchstzuschlag von 2 Punkten wäre deshalb hier durchaus gerechtfertigt.
Die Bewertung der »zusätzlichen Komponenten« läßt sich also folgendermaßen zusammenfassen:
Mit Ausnahme der Objektnr. 41, 48 und 49 erhalten alle Vegetationsformationen den für diesen Indikator vorgesehenen Höchstzuschlag 2.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

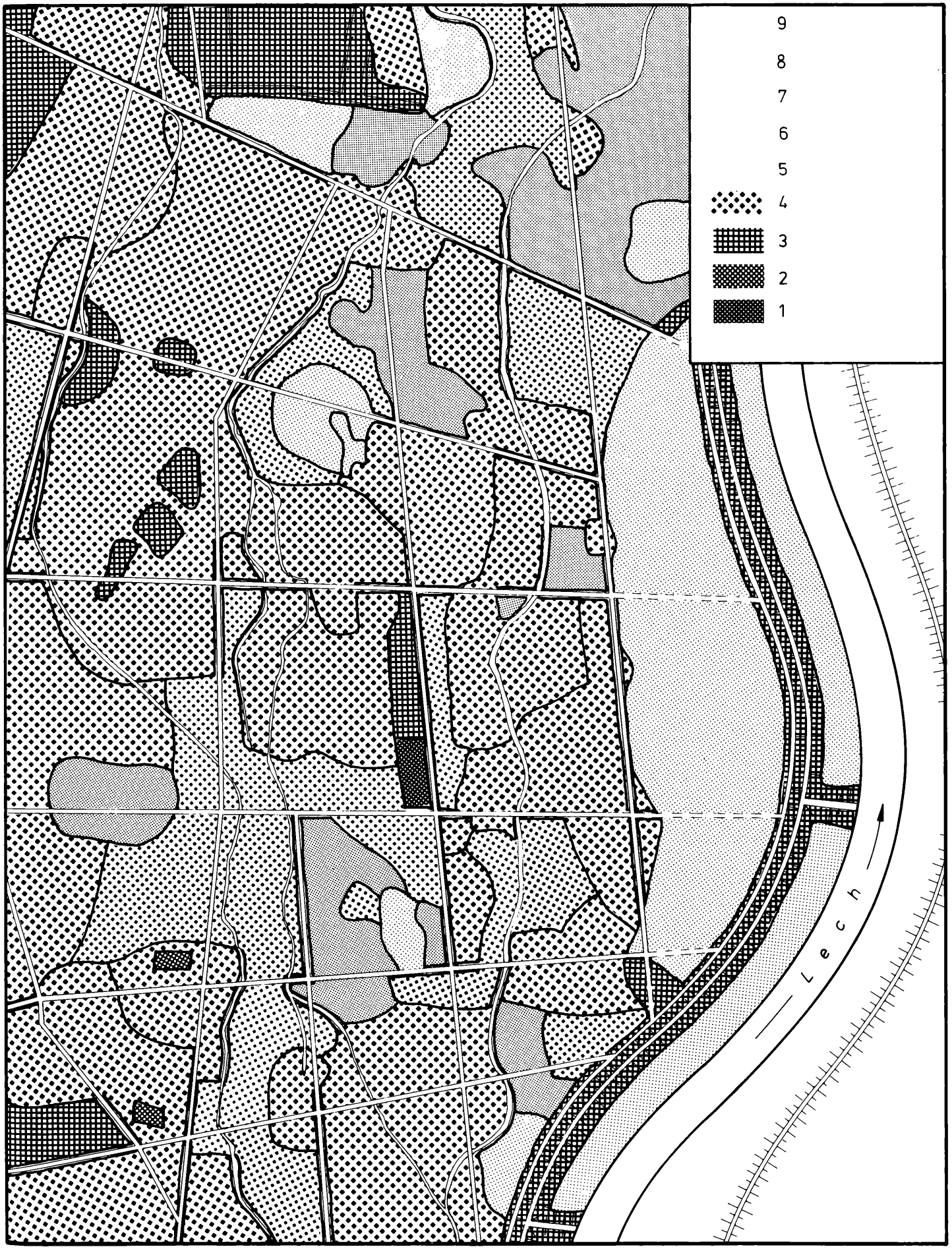


Abbildung 15: Ergebnis der Biotopwertermittlung

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

3.6 Verknüpfung der Indikatoren Vegetation, Flußdynamik« und »pflanzenverfügbares Wasserangebot« zum Biotopwert

Die Bewertungsergebnisse der Indikatoren »Vegetation« und »Flußdynamik« werden entsprechend der Matrix (2.3.2.1 Abb. 8) verknüpft. Da die Flußdynamik im gesamten Testgebiet gleichermaßen mit »3« einzustufen war, gestaltet sich die Verknüpfung relativ einfach:

Aus den Ergebnissen der Vegetationsbewertung 1 2 3 4 5 6 7 8
gehen nach der Verknüpfungsvorschrift
die Werte 1 2 3 4 4 5 6 7
hervor.

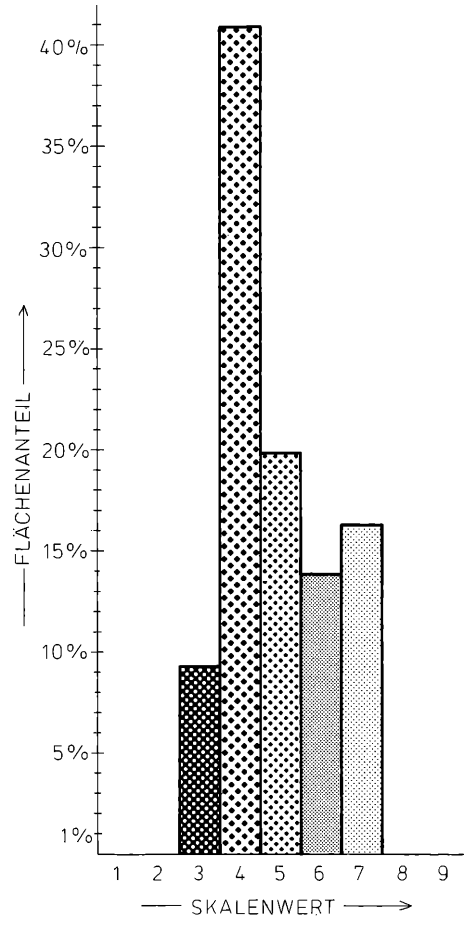
Davon ist je ein halber Punkt abzuziehen für die Störung des pflanzenverfügbaren Wasserangebotes.
Der so ermittelte Biotopwert ist für jede Objektfläche im Anhang (Tab. I) dokumentiert. Bei der kartografischen Darstellung (Abb. 15) der Biotopwerte ergab sich folgende, systembedingte Schwierigkeit:
Durch den Abzug von 0,5 Punkten entstanden Skalenzwischenwerte. Um die Übersichtlichkeit der Karten zu erhalten, konnten jedoch nur ganzzahlige Skalenwerte dargestellt werden. Es war deshalb nötig, alle Biotopwerte aufzurunden. Das hatte zur Folge, daß das gestörte Wasserangebot in Abb. 15 unberücksichtigt blieb. Eine Erhöhung des Abschlages auf größer als 0,5 Punkte, was zur Abrundung und damit zu einer Berücksichtigung des Abschlages geführt hätte, schien unter den gegebenen Umständen jedoch nicht gerechtfertigt (vgl. 2.3.1.3; 3.4.4).
Trotzdem erscheint die Karte der Biotopwerte ausreichend differenziert und erlaubt deutliche Hinweise auf wertvolle (7–9) oder weniger wertvolle (1–3) Bereiche. Allein für die künftige forstliche Bewirtschaftung sollte eine solche Planungsunterlage eine wichtige Vorgabe sein.
Abbildung 16 verdeutlicht die Flächenanteile der in Abb. 15 kartierten Biotopwerte. Dabei zeigt sich gegenüber der Flächenverteilung bei der Vegetationsbewertung (Abb. 11) ein deutlicher Zuwachs im mittleren Skalenbereich (von etwa 60 auf 74%), der auf Kosten des oberen Skalendrittels geht (Abnahme von etwa 30 auf 16%). Die schlechten Skalenwerte (1–3) bleiben unverändert bei etwa 10% Flächenanteil.

3.7 Verknüpfung von Biotopwert und zusätzlichen Komponenten zur Schutzwürdigkeit

Auf den bereits ermittelten Biotopwert der ausgeschiedenen Objektflächen wird der Zuschlag für die »zusätzlichen Komponenten« aufaddiert. Davon ausgenommen sind die in 3.5.3 genannten Flächen (Objektnr. 41, 48, 49). Abgesehen von diesen 3 Flächen erhöhen sich also alle bisherigen Biotopwerte um 2 Stufen. Der so errechnete Wert entspricht der Schutzwürdigkeit der einzelnen Objektflächen. Das jeweilige Zahlenergebnis ist aus Tabelle I im Anhang zu entnehmen.
Für die Darstellung in Abb. 17 und 18 sind die Skalenwerte wiederum auf ganze Zahlen gerundet worden. Abb. 17 zeigt das Ergebnis der Schutzwürdigkeitsbewertung.
Verglichen mit dem Biotopwert zeigt sich in Abb. 18 eine deutliche Verlagerung der Flächenanteile nach

Abbildung 16:

Flächenverteilung der Biotopwerte



rechts, in den oberen Skalenbereich. Hohe bis sehr hohe Schutzwürdigkeit wird danach praktisch der halben Fläche zuerkannt (knapp 50%). Auch dieses Ergebnis ist von unmittelbar praktischem Aussagewert für weitere Planungen, sei es im Erholungs-, Naturschutz- oder *regionalen* Bereich.

3.8 Bewertung des Gefahrenpotentials

3.8.1 Material

Hinweise auf das Gefahrenpotential im Testgebiet konnten aus den derzeitigen Nutzungsformen sowie auch aus den bestehenden Schutzbestimmungen abgeleitet werden.
Die Bewertung hatte auf der Grundlage des Bewertungsschlüssels in 2.3.1.5, Abb. 7 zu erfolgen. Der Gefährdungsgrad wurde mittels folgender Parameter bestimmt:
- Art und Weise der Belastung
- Beeinträchtigung des Auencharakters

Um die Gegenüberstellung zu erleichtern, wurden die Gefährdungsgrade auf die bereits bei der Schutzwürdigkeitsbewertung zugrunde gelegte Flächenabgrenzung der Vegetation bezogen. Dieses war möglich, da die angetroffenen Gefahrenpunkte entweder das Gesamtgebiet betrafen oder nur auf bestimmte Vegetationsformen einwirkten.
Da über geplante Nutzungsarten keine detaillierten Pläne vorhanden sind, bzw. nicht eingesehen werden konnten, basiert die Bewertung des Gefahrenpotentials hauptsächlich auf einer Extrapolation ähnlicher Fälle. Die daraus zwangsläufig entstehende Unsicherheit und Ungenauigkeit mußte hier in Kauf genommen werden.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

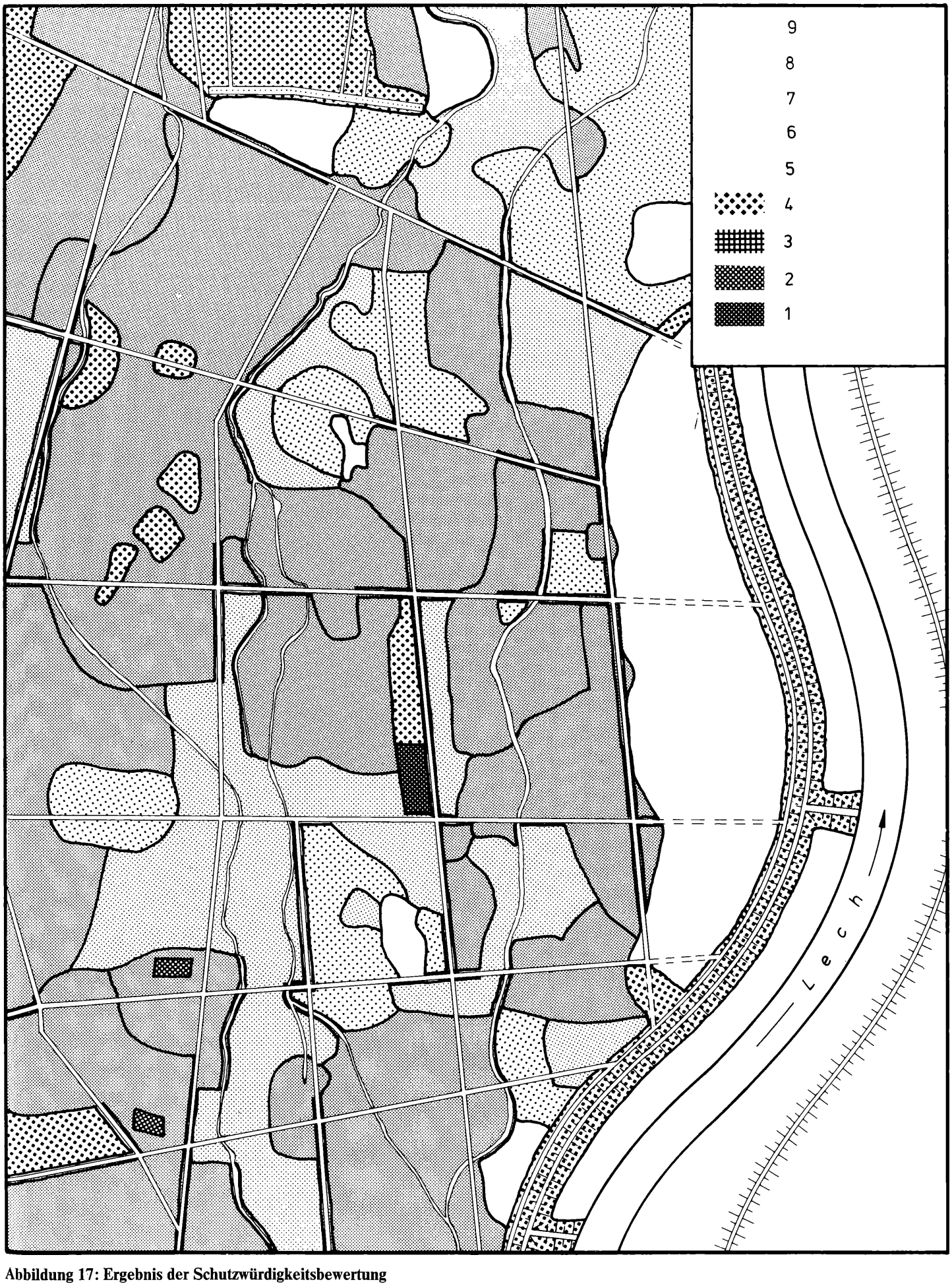
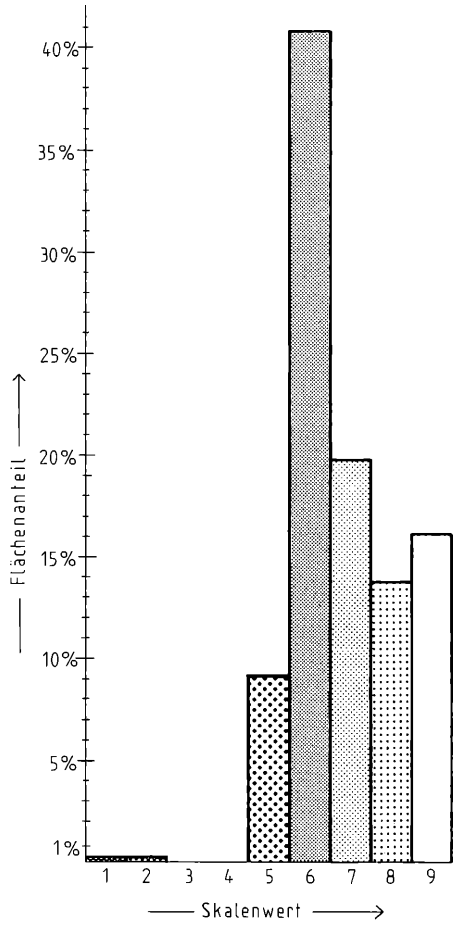


Abbildung 17: Ergebnis der Schutzwürdigkeitsbewertung

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Abbildung 18:

Flächenverteilung der Schutzwürdigkeitsbewertung



3.8.2 Beschreibung der möglichen Gefahren

Da es sich im vorliegenden Fall um ein Naturschutzgebiet handelt, droht den Lechauen hier durch irgendwelche Bauvorhaben oder andere landverbrauchende Nutzungsformen kaum eine Gefahr. Allerdings hängt die gesamte Wasserversorgung Augsburgs von den Grundwasservorkommen im Stadtwald ab. Im Untersuchungsgebiet selbst befinden sich bisher zwar nur vereinzelt Brunnenanlagen, bei weiter steigendem Wasserverbrauch könnte eine Ausweitung der Wasserförderung aber auch hier nötig werden. Durch Brunnen- und Leitungsbau würde dann eine gewisse Fläche beansprucht, auf der die bisherige Vegetation zumindest kurzfristig gänzlich vernichtet würde.
Nach der Verordnung über das Naturschutzgebiet »Stadtwald Augsburg« (BAYER. REGIERUNGS-ANZEIGER, 1942) bleibt die »ordnungsmäßige forstliche Bewirtschaftung und Nutzung« von den Schutzbestimmungen unberührt. Der Begriff »ordnungsmäßig« wird nicht näher erläutert. Hierin liegt eventuell, wenn auch im Ausmaß kaum vorhersehbar, ein Gefahrenmoment. Mit zunehmender Holzverknappung könnte sich die Forstbehörde veranlaßt sehen, Bestände in die regelmäßige und intensivere Nutzung einzubeziehen, die bisher wegen ihrer geringen Ertragsleistung weitgehend sich selbst überlassen waren.
Ein weiterer Gefahrenpunkt liegt in der Nähe zum Ballungsraum Augsburg (vgl. SEIBERT, 1979). Der Stadtwald wird durch Erholungssuchende stark frequentiert. Zahlreiche Trampelpfade abseits der befestigten Forststraßen und Wege bestätigen dieses deutlich. Trittschäden an der Bodenvegetation sind die bedauerliche Folge. Oft kann man auch Stellen finden, an denen Blumen gepflückt oder ganze Pflanzen ausgegraben wurden.
Für die Gesellschaften des Alnetum incanae wird sich langfristig die fehlende Flußdynamik auswirken. Man muß davon ausgehen, daß sich die Sukzessionsstadien ohne landschaftspflegerische Eingriffe weiterentwickeln werden.

3.8.3 Bewertung der Parameter

Die Gefahrenmomente, die von verstärkter Grundwassernutzung und Intensivierung der Forstwirtschaft ausgehen, bedrohen das ganze Untersuchungsgebiet in etwa gleich. Eine genauere Abgrenzung verschieden gefährdeter Flächen wäre aufgrund der unsicheren Informationen nicht sinnvoll.
Die Erfahrung aus den angrenzenden Waldteilen zeigt, daß die bisherigen Anlagen zur Grundwassergewinnung die Biotope nur in geringem Ausmaß belasten. Artenbestand und Auwaldcharakter insgesamt scheinen hierdurch i.a. nicht gefährdet.
Die Flächen, welche bisher von der forstlichen Nutzung weitgehend unbeeinflußt geblieben sind, zeigen eine so geringe Ertragsleistung, daß dort auch in absehbarer Zukunft eine Bewirtschaftung nicht sehr erfolgversprechend sein kann. In den Bereichen, die bereits naturraumfremde Vegetationsformen tragen, ist mit zusätzlichen Verschlechterungen durch eine Intensivierung der Forstwirtschaft kaum mehr zu rechnen.
Zum Zeitpunkt der Untersuchung zeichnet sich also eine absehbare und großflächige Gefährdung des Artenbestandes und des Auwaldcharakters durch die beiden genannten Faktoren nicht ab, jedoch sind kleinflächige Belastungen durch Forst- und Wasserwirtschaft bereits heute sichtbar. Demzufolge scheint es angebracht, die beiden Gefahrenpunkte zusammenzufassen und den Gefährdungsgrad des gesamten Untersuchungsgebietes in Anlehnung an den Bewertungsschlüssel in 2.3.1.5, Abb. 7 als »mäßig« zu bezeichnen. Das entspricht einem Skalenwert von »7«.
Die Gefahr von Trittschäden und der absichtlichen Entfernung von Pflanzen läßt sich hauptsächlich auf die Flächen des Dorycnio-Pinetums lokalisieren. Diese Vegetationsgesellschaft ist Standort vieler attraktiver Blütenpflanzen, die eben nicht nur »echte« Naturfreunde anlocken. Da sich der Hauptstrom des Erholungsverkehrs aber auf die angelegten Wege konzentriert, steht eine tiefgreifende Gefährdung des Pflanzenbestandes und seiner charakteristischen Vergesellschaftung in absehbarer Zeit nicht zu befürchten. Der gesetzliche Schutz durch eine Verordnung und die regelmäßige Überwachung durch einen Naturschutzwart kann allerdings als eine nötige, indirekte Pflegemaßnahme aufgefaßt werden. Außerdem sind die angesprochenen Biotope zumindest kleinflächig dauerhaften Belastungen (z.B. durch Trittschäden) ausgesetzt. Über das bereits bewertete Gefahrenpotential durch Forstnutzung und Trinkwassergewinnung hinaus besteht damit für die Formationen des Dorycnio-Pinetum ein zusätzlicher Gefahrenpunkt, der es nahelegt, den Gefährdungsgrad dort um eine Stufe höher anzusetzen. Er wird nach dem Bewertungsschlüssel in Abb. 7 als »kritisch« bezeichnet und bekommt den Skalenwert 5.
Ebenso hoch wird der Gefährdungsgrad in den Gesellschaften des Alnetum incanae angesetzt.
In Abbildung 19 sind die beiden hier ermittelten Gefährdungsgrade kartiert. Die Gefährdungsgrade

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

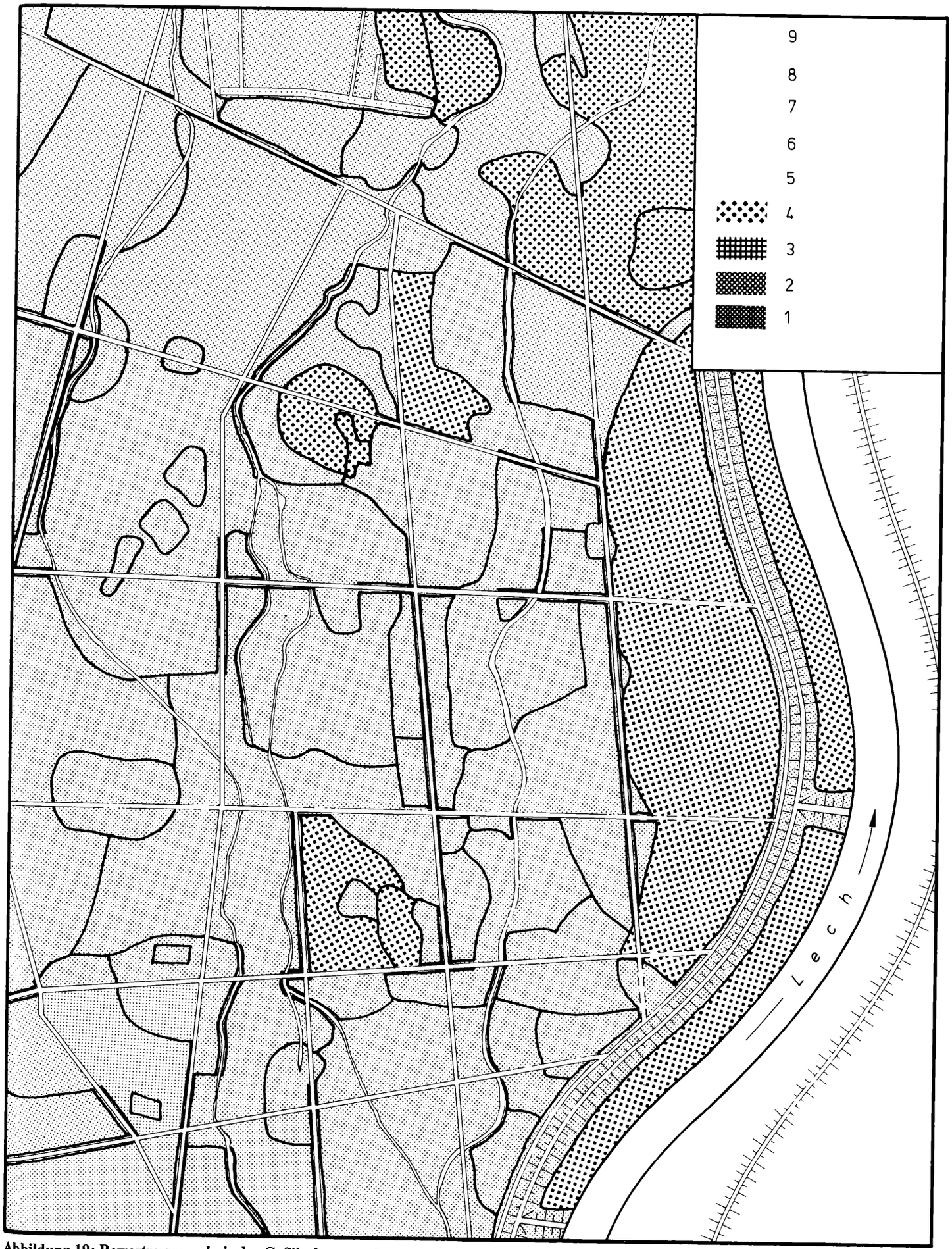


Abbildung 19: Bewertungsergebnis der Gefährdungsgrade

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

der einzelnen Objektflächen sind darüber hinaus im Anhang (Tab. I) wiedergegeben.
Ein kritischer Gefährdungsgrad liegt demnach auf etwa 25% des Testgebietes vor (Gesellschaften des Dorycnio-Pinetum 12% und des Alnetum incanae 13%). Dagegen ist der überwiegende Teil der Fläche (75%) nach unserem Kenntnisstand lediglich als mäßig gefährdet (7) einzustufen.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, modellhaft ein praxisnahes Bewertungssystem zu entwickeln, das es erlaubt, die Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Alpenvorland möglichst offen und nachvollziehbar zu ermitteln.
Das Bewertungsverfahren beruht auf einer Reihe von Indikatoren, die bewertet und nach Methoden der logischen Kombination zu Aussagen über
den Biotopwert,
die Schutzwürdigkeit und
das Gefährdungspotential
verknüpft werden.
Eine Bilanzierung - etwa zwischen Schutzwürdigkeit und Gefährdungspotential - findet nicht statt.
Zur Herleitung des Biotopwertes wurden die Indikatoren
Vegetation,
Flußdynamik und
pflanzenverfügbares Wasserangebot
verwendet.
Für die Beurteilung der Schutzwürdigkeit kommen weitere Komponenten wie
- Bedeutung für den Menschen
- Bedeutung für Flora und Fauna
hinzu.
Die Beurteilung des Gefährdungspotentials wurde anhand der Parameter
- Art und Weise der Belastung
- Beeinträchtigung des Auencharakters
vorgenommen.
Die theoretisch abgeleiteten Bewertungsgrundsätze wurden für einen Testraum, die Lechauen südlich von Augsburg, konkretisiert und überprüft.
Die Bewertungsergebnisse sind insgesamt plausibel und bringen für das Fallstudiengebiet eine genügend differenzierte und abgesicherte Einschätzung von Biotopwert, Schutzwürdigkeit und Gefährdungspotential.
Im einzelnen können darüber hinaus folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:
Aus dem hier zugrunde gelegten Bewertungssystem ergibt sich, daß artenarme Auebiotope schutzwürdiger sein können als artenreiche. In rein vegetationskundlichen Gutachten werden dagegen Biotope mit hoher Artenzahl bzw. seltenen Arten oftmals von vornherein hoch eingeschätzt. Die vorliegende Methode berücksichtigt zwar das Auftreten vieler und seltener Arten als eine zusätzliche Komponente bei der Bewertung der Schutzwürdigkeit, jedoch wird dem Natürlichkeitsgrad eines Auebiotopes demgegenüber eine besonders hohe Bedeutung beigemessen. Auch wenn naturnahe Auelandschaften insgesamt meist sehr arten- und individuenreich sind (SCHLÜTER, 1980), so sagt dieser Umstand allein noch nichts über den Natürlichkeitsgrad aus. Ein naturnahes Alnetum incanae ist z.B. durch seine relativ geringe Artenzahl gekennzeichnet.
Durch die Beschränkung der Indikatorenzahl auf wenige, besonders relevante Faktoren war es möglich, ihre Gewichtung und Verknüpfung durchsichtig und nachvollziehbar aufzubauen.
Eine zusätzliche Vereinfachung des Bewertungsverfahrens wurde darüber hinaus bei der Anwendung im Testgebiet deutlich, denn es zeigte sich, daß zur Kartierung der Schutzwürdigkeitsgrade eine einzige Flächenabgrenzung ausreichte, nämlich die zwischen verschieden bewerteten Vegetationsformationen. Die anderen Indikatoren konnten entweder auf die Vegetationsgrenzen oder auf das gesamte Untersuchungsgebiet bezogen werden. Eine getrennte Kartierung der Indikatoren, was auch eine Überlagerung der einzelnen Karten zur Darstellung der Verknüpfungsergebnisse nötig gemacht hätte, konnte dadurch vermieden werden. Diese Vorgehensweise ist u.E. zumindest so lange vertretbar, als die Bewertung auf kleinere Flächen mit einheitlichen naturräumlichen Grundbedingungen beschränkt bleibt. Da die einzelnen Indikatoren von Natur aus in engen Wechselbeziehungen zueinander stehen, lassen sie sich i.d.R. auch flächenmäßig einander zuordnen.
Bei der Suche nach identischen Indikatoren als Bewertungsgrundlage für Auebiotope verschiedener Naturräume zeigte sich bereits frühzeitig eine Schwierigkeit, die ihren Ursprung in der Vielgestaltigkeit dieser Lebensräume hat. Die Möglichkeiten verschiedener Artenkombinationen und Artmächtigkeiten sind bereits bei kleinräumigen Untersuchungen kaum überschaubar. Die Suche nach Weiserarten als Bewertungsgrundlage ist demzufolge hier von vornherein nicht erfolgversprechend. Trotz der Beschränkung auf die Verhältnisse des nördlichen Voralpenraumes mußte die Bewertung der Indikatoren im Modell noch sehr allgemein gefaßt werden.
Abgesehen von großräumigen Bewertungen ohne direkten Einfluß auf Nutzungskonflikte sollte daher stets eine Präzisierung der allgemein definierten Bewertungsschlüssel nach den örtlichen Gegebenheiten erfolgen - ähnlich, wie dies in der Fallstudie dieser Arbeit durchgeführt wurde. Erst dadurch wird eine sachliche Diskussion über unterschiedliche Bewertungsvorstellungen zu den einzelnen Indikatoren oder deren Verknüpfungsergebnis möglich.
Auch bei der Auswahl zusätzlicher, die Bewertung der Indikatoren präzisierender Parameter sollte durch eine Beschränkung der Zahl auf wenige, wesentliche Faktoren die Überschaubarkeit des Verfahrens erhalten werden. Nicht zuletzt deshalb ist auf die eigenständige Erfassung von Indikatoren wie Reife oder Präsenz verzichtet worden.
Da für das Gebiet der Fallstudie bereits gut fundierte Untersuchungsergebnisse über die Vegetationszusammensetzung vorlagen, konnte bei der Vegetationsbewertung auf bereits vorhandenes Informationsmaterial zurückgegriffen werden. Bei einer ungünstigeren Ausgangslage als der im Testgebiet wäre es jedoch wünschenswert, die Bewertung auf der Grundlage einer möglichst genauen Vegetationskartierung vorzunehmen. Die Dichte der hierzu nötigen Probeflächen und der damit verbundene Arbeitsaufwand muß dabei an den örtlichen Gegebenheiten und dem Untersuchungsgebiet ausgerichtet werden.
Die Erfahrungen, die bei der Fallstudie zum theoretischen Bewertungssystem in dieser Arbeit gemacht wurden, legen eine weitere Erprobung und ggf. Modifizierung des entwickelten Verfahrens auf anderen Auestandorten nahe.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Von der Anwendbarkeit her dürfen direkte Auswirkungen auf die Regionalplanung, aber auch auf die Fachplanung, insbesondere der Forstverwaltung (in Verbindung mit der Forsteinrichtung) und der Wasserwirtschaftsverwaltung erwartet werden.

Danksagung

Es ist uns ein besonderes Anliegen, Herrn Dr. Fritz Hiemeyer für seine Unterstützung bei den vegetationskundlichen Aufnahmen im Testgebiet herzlich zu danken.

Unser Dank gilt aber auch dem Wasserwirtschaftsamt Donauwörth, der BAWAG München, den Stadtwerken Augsburg, dem Städtischen Gartenbauamt Augsburg und der Städtischen Forstverwaltung Augsburg, die uns durch Auskünfte und Informationen bei der Kartierung der Schutzwürdigkeit des Haunstetter Waldes geholfen haben.

5. Anhang

5.1 Übersicht der Pflanzengesellschaften im Haunstetter Wald nach BRESINSKY, 1963

(Tabellen in BRESINSKY, 1959)

1 Schwemmlingsflur (Chondrilletum und Salici-Myricarietum). In der Karte nicht enthalten, da seit der Flußkorrektion verschwunden.

2 Auengesellschaften (Salicion elaeagni 21–22; Fraxino-Ulmetum 23) mit Alnus incana, Salix nigricans, S. purpurea, S. elaegnos, Rubus caesius, Populus nigra etc.

21 Sanddornau mit Hippophae rhamnoides.

211 Typische Ausbildung.

212 Kiefernausbildung mit Pinus sylvestris, Erica carnea und Polygala chamaebuxus.

22 Grauerlen-Weidenau.

221 Normale Ausbildung mit Brachypodium pinnatum und Calamagrostis varia.

222 Feuchte Ausbildung mit Phragmites communis, Phalaris arundinacea, Cirsium oleraceum etc.

23 Eschen-Ulmenau mit Fraxinus excelsior, Carpinus betulus und Viburnum opulus.

3–4 Kiefernwälder (Erico-Pinion) mit Pinus sylvestris, Peucedanum oreoselinum, Thesium rostratum, Aquilegia atrata.

3 Schneeheide-Kiefernwald (Pinetum praealpinum) mit Erica carnea.

31 Normale und ericareiche Ausbildung mit Coronilla vaginalis, Daphne cneorum, Rhamnus saxatilis und Chamaecytisus ratisbonensis.

32 Carex humilis-Ausbildung zusätzlich mit Carex humilis, Asperula cynanchica, Teucrium montanum und Globularia aphyllanthes.

321 Flechtenreiche Carex humilis-Ausbildung mit Cladonia div. Arten, Nostoc.

322 Grasreiche Carex humilis-Ausbildung mit Potentilla arenaria, Carex sempervirens.

33 Arme Ausbildung. Es fehlen die unter 31 und 32 genannten Arten, Differentialart Astrantia major.

4 Pfeifengras-Kiefernwald (Molinio-Pinetum) mit Molinia arundinacea opt., Erica carnea fehlt.

41 Gentiana asclepiadea-Ausbildung mit Gentiana asclepiadea, Linum viscosum.

42 Strauchreicher Pfeifengras-Kiefernwald mit natürlicher Strauchschicht oder gepflanzten Buchen.

43 Mit Fichten aufgeforsteter Pfeifengras-Kiefernwald.

44 Normale Ausbildung.

45/22 Weidenausbildung des Pfeifengras-Kiefernwaldes mit Alnus incana und Salix purpurea.

46 Pfeifengraswiesen (Molinietum), durch Lichtung des Pfeifengras-Kiefernwaldes entstanden.

5 Heidewiesen (Xero-Mesobrometum), baumförmige Pinus sylvestris fehlt oder nur sehr vereinzelt. Aus Schneeheide-Kiefernwaldgesellschaften hervorgegangen.

51 Trockenrasen mit Coronilla vaginalis und Daphne cneorum.

52 Schoenus-Ausbildung mit Schoenus nigricans, Parnassia palustris, Allium suaveolens, Salix repens, Gentiana utriculosa.

6 Carex alba-Fichtenforst.

7 Heidewiesen auf glazialen Schottern, ehemaliges Eichen-Kiefern-Mischwaldgebiet. Im Kartierungsbereich nicht mehr erhalten.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

5.2 Vegetationsaufnahmen

Aufnahme I

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: fast eben
Höhe der Schichten: Keine Baumschicht, S_1 6 m, S_2 2 m, K 0.5 m

S_1:	Alnus incana	4
	Hippophae rhamnoides	3
	Pinus sylvestris	2
	Salix purpurea	4
S_2:	Crataegus monogyna	1
	Juniperus communis	1
	Ligustrum vulgare	1
	Lonicera xylosteum	+
	Picea abies	+
	Rhamnus cathartica	1
	Rhamnus frangula	1
	Salix daphnoides	+
	Salix eleagnos	+
	Salix nigricans	1
	Viburnum lantana	1
	Viburnum opulus	1
K:	Angelica sylvestris	r
	Brachypodium pinnatum	2
	Brachypodium sylvaticum	+
	Calamagrostis varia	5
	Cirsium palustre	r
	Daphne mezereum	+
	Deschampsia caespitosa	1
	Galium mollugo	3
	Hypericum maculatum	3
	Molinia arundinacea	+
	Rubus caesius	+

Aufnahme II

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: eben
Höhe der Schichten: Keine Baumschicht, S_1 6 m, S_2 2 m, K 0.5 m

S_1:	Alnus incana	4
	Salix purpurea	2
S_2:	Cornus sanguinea	r
	Crataegus monogyna	1
	Daphne mezereum	+
	Juniperus communis	r
	Lonicera xylosteum	1
	Picea abies	r
	Prunus spinosa	2
	Rubus caesius	3
	Salix nigricans	+
	Salix triandra	+
	Viburnum lantana	+
K:	Brachypodium pinnatum	1
	Calamagrostis epigeios	2
	Calamagrostis varia	2
	Deschampsia caespitosa	2
	Eupatorium cannabinum	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Galium mollugo	1
	Melica nutans	+
	Molinia arundinacea	4
	Vicia sepium	+

Aufnahme III

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: fast eben
Höhe der Schichten: B 8 m, S 3 m, K 0.5 m

B:	Pinus sylvestris	4
S:	Crataegus monogyna	2
	Daphne mezereum	+
	Ligustrum vulgare	3
	Lonicera xylosteum	+
	Prunus spinosa	2
	Rhamnus cathartica	+
	Rhamnus frangula	1
	Salix purpurea	+
	Salix nigricans	+
	Salix alba	+
	Viburnum lantana	+
	Angelica sylvestris	+
	Astrantia major	+
K:	Brachypodium pinnatum	1
	Calamagrostis varia	4
	Carex alba	+
	Carex flacca	1
	Colchicum autumnale	+
	Cypripedium calceolus	+
	Dactylis glomerata	2
	Erica carnea	1
	Eupatorium cannabinum	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Galium boreale	+
	Galium mollugo	+
	Galium verum	+
	Genista tinctoria	+
	Hippocrepis comosa	+
	Lathyrus pratensis	+
	Lithospermum officinale	+
	Lotus corniculatus	+
	Lysimachia vulgaris	+
	Molinia arundinacea	5
	Paris quadrifolia	+
	Peucedanum oreoselinum	1
	Potentilla erecta	+
	Rubus caesius	2
	Viburnum opulus	1
	Vicia sepium	+

Aufnahme IV

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: eben
Höhe der Schichten: B 8 m, S 1 m, K 0.3 m

B:	Picea abies	+
	Pinus sylvestris	5
S:	Berberis vulgaris	+
	Crataegus monogyna	+
	Ligustrum vulgare	2
	Rhamnus frangula	+
	Viburnum lantana	1
K:	Angelica sylvestris	-
	Brachypodium pinnatum	5
	Calamagrostis varia	5
	Carex alba	+
	Carex flacca	1
	Carex panicea	+
	Carex tomentosa	1
	Colchicum autumnale	+
	Cypripedium calceolus	r
	Deschampsia caespitosa	1
	Erica carnea	3
	Euphorbia cyparissias	+
	Festuca amethystina	+
	Festuca ovina	1
	Galium boreale	+
	Galium pumilum	+
	Galium verum	+

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Fortsetzung Aufnahme IV:

Hippocrepis comosa	+
Lathyrus pratensis	+
Lotus siliquosus	+
Molinia arundinacea	3
Paris quadrifolia	r
Polygala chamaebuxus	+
Potentilla erecta	+
Ranunculus nemorosus	+
Rubus caesius	1
Sanguisorba minor	+
Viola hirta	+
Viola reichenbachiana	+

Aufnahme V

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: fast eben, einige Gräben
Höhe der Schichten: B 18 m, S 1 m, K 0.3 m

B:	Pinus sylvestris	1
	Picea abies	5
S:	Crataegus monogyna	1
	Daphne mezereum	+
	Fraxinus excelsior	1
	Ligustrum vulgare	+
	Rhamnus frangula	+
	Viburnum lantana	+
K:	Agrostis stolonifera	+
	Angelica sylvestris	+
	Asarum europaeum	1
	Brachypodium pinnatum	+
	Calamagrostis varia	+
	Carex alba	5
	Carex ornithopoda	+
	Deschampsia caespitosa	+
	Epipactis helleborine	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Galium mollugo	+
	Leontodon hispidus	+
	Melica nutans	+
	Molinia arundinacea	+
	Paris quadrifolia	+
	Polygonatum multiflorum	+
	Potentilla recta	+
	Verbascum lychnitis	+
	Viola reichenbachiana	+

Aufnahme VI

Aufnahmeort: siehe Abb. 20
Hangneigung: eben
Höhe der Schichten: B 5 m, S 1 m, K 0.3 m

B:	Picea abies	1
	Pinus sylvestris	3
S:	Alnus incana	1
	Berberis vulgaris	+
	Crataegus monogyna	+
	Juniperus communis	1
	Prunus spinosa	+
	Rhamnus frangula	+
	Viburnum lantana	+
K:	Achillea millefolium	+
	Ajuga reptans	+
	Anacamptis pyramidalis	r
	Aquilegia atrata	r
	Asperula cynanchica	+
	Brachypodium pinnatum	1
	Briza media	+
	Bromus erectus	+
	Buphthalmum salicifolium	+
	Calamagrostis varia	1
	Campanula patula	+
	Campanula rotundifolia	+
	Carduus defloratus	+
	Carex flacca	+
	Carex tomentosa	+
	Carlina vulgaris	+
	Carlina acaulis	r
	Chrysanthemum vulgare	+
	Cypripedium calceolus	+
	Daphne cneorum	1
	Epipactis helleborine	+
	Erica carnea	4
	Euphorbia cyparissias	+
	Euphorbia verrucosa	+
	Festuca amethystina	+
	Festuca ovina	+
	Filipendula hexapetala	+
	Galium boreale	+
	Galium verum	+
	Gentianella ciliata	+
	Globularia elongata	+
	Gymnadenia conopea	+
	Hieracium hoppeanum	+
	Hieracium pilosella	+
	Hippocrepis comosa	+
	Inula salicina	+
	Koeleria pyramidata	+
	Knautia sylvatica	+
	Lathyrus pratensis	+
	Leontodon hispidus	+
	Linum catharticum	+
	Lotus corniculatus	r
	Lotus siliquosus	
	Melampyrum cristatum	+
	Melica nutans	+
	Ophrys insectifera	r
	Orobanche gracilis	+
	Peucedanum oreoselinum	+
	Pimpinella saxifraga	+
	Polygala amara	+
	Polygala chamaebuxus	+
	Polygonatum odoratum	+
	Potentilla erecta	+
	Prunella vulgaris	+
	Ranunculus nemorosus	+
	Satureja vulgaris	+
	Scabiosa canescens	+
	Scabiosa columbaria	+
	Succisa pratensis	+
	Tetragonolobus siliquosus	+
	Thalictrum aquilegifolium	+
	Thesium rostratum	+
	Thymus praecox	+
	Trifolium montanum	+
	Vicia cracca	+
	Viola hirta	+

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

5.3 Bewertung der ausgeschiedenen Formationen

Tabelle I a:

Objekt-Nr.	Gesellschaftsform	Parameter										Ergebnis der Veg.-Wertung	Biotopwert	Schutzwürdigkeit	Gefährdungsgrad
		S	A	D_1	D_2	D_3	D_4	J_1	J_2	J_3	F				
1	N.G.											3	2.5	4.5	7
2	M.-P.	-1	-1	-1	-1							4	3.5	5.5	7
3	N.G.											3	2.5	4.5	7
4	D.-P.						-3					5	3.5	5.5	5
5	D.-P.											8	6.5	8.5	5
6	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
7	M.-P.		-1	-3								4	3.5	5.5	7
8	D.-P.		-1									7	5.5	7.5	5
9	M.-P.	-1		-3								4	3.5	5.5	7
10	D.-P.											8	6.5	8.5	5
11	M.-P.			-1								7	5.5	7.5	7
12	M.-P.											8	6.5	8.5	7
13	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
14	M.-P.	-1	-2	-1								4	3.5	5.5	7
15	M.-P.	-1		-1								6	4.5	6.5	7
16	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
17	N.G.											3	2.5	4.5	7
18	N.G.											3	2.5	4.5	7
19	N.G.											3	2.5	4.5	7
20	N.G.											3	2.5	4.5	7
21	N.G.											3	2.5	4.5	7
22	M.-P.	-1	-1		-1							5	3.5	5.5	7
23	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
24	D.-P.			-1								7	6.5	8.5	5
25	D.-P.											8	6.5	8.5	5
26	D.-P.			-1								7	5.5	7.5	5
27	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
28	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
29	N.G.											3	2.5	4.5	7
30	A.-J.											8	6.5	8.5	5
31	N.G.											3	2.5	4.5	7
32	A.-J.											8	6.5	8.5	5
33	M.-P.	-1	-2	-1								4	3.5	5.5	7

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle I b:

Bewertung der ausgeschiedenen Formationen

Objekt-Nr.	Gesellschaftsform	Parameter										Ergebnis der Veg.-Wertung	Biotopwert	Schutzwürdigkeit	Gefährdungsgrad
		S	A	D_1	D_2	D_3	D_4	J_1	J_2	J_3	F				
34	M.-P.						-3					5	3.5	5.5	7
35	M.-P.	-1										7	5.5	7.5	7
36	M.-P.	-1										7	5.5	7.5	7
37	M.-P.	-1	-2									5	3.5	5.5	7
38	M.-P.						-3					5	3.5	5.5	7
39	M.-P.		-1	-1								6	4.5	6.5	7
40	N.G.											3	2.5	4.5	7
41	N.G.							-0.5	-1		-0.5	1	0.5	0.5	7
42	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
43	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
44	M.-P.	-1		-1	-1							5	3.5	5.5	7
45	M.-P.			-1								7	5.5	7.5	7
46	M.-P.	-1	-1	-1	-1							4	3.5	5.5	7
47	M.-P.	-1		-1	-1							5	3.5	5.5	7
48	N.G.							-0.5		-0.5		2	1.5	1.5	7
49	N.G.							-0.5		-0.5		2	1.5	1.5	7
50	M.-P.											3	2.5	4.5	7
51	M.-P.		-2	-1								5	3.5	5.5	7
52	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
53	M.-P.	-1	-2	-1								4	3.5	5.5	7
54	D.-P.			-1								7	5.5	7.5	5
55	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
56	A.-J.											8	6.5	8.5	5
57	M.-P.	-1										7	5.5	7.5	7
58	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
59	M.-P.	-1	-1	-1								5	3.5	5.5	7
60	M.-P.	-1	-2	-1								4	3.5	5.5	7
61	M.-P.						-3					5	3.5	5.5	7
62	M.-P.	-1	-2	-1								7	3.5	5.5	7
63	N.G.											3	2.5	4.5	7
64	M.-P.	-1	-1									6	4.5	6.5	7
65	M.-P.			-1								7	5.5	7.5	7
66	M.-P.											8	6.5	8.5	7

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

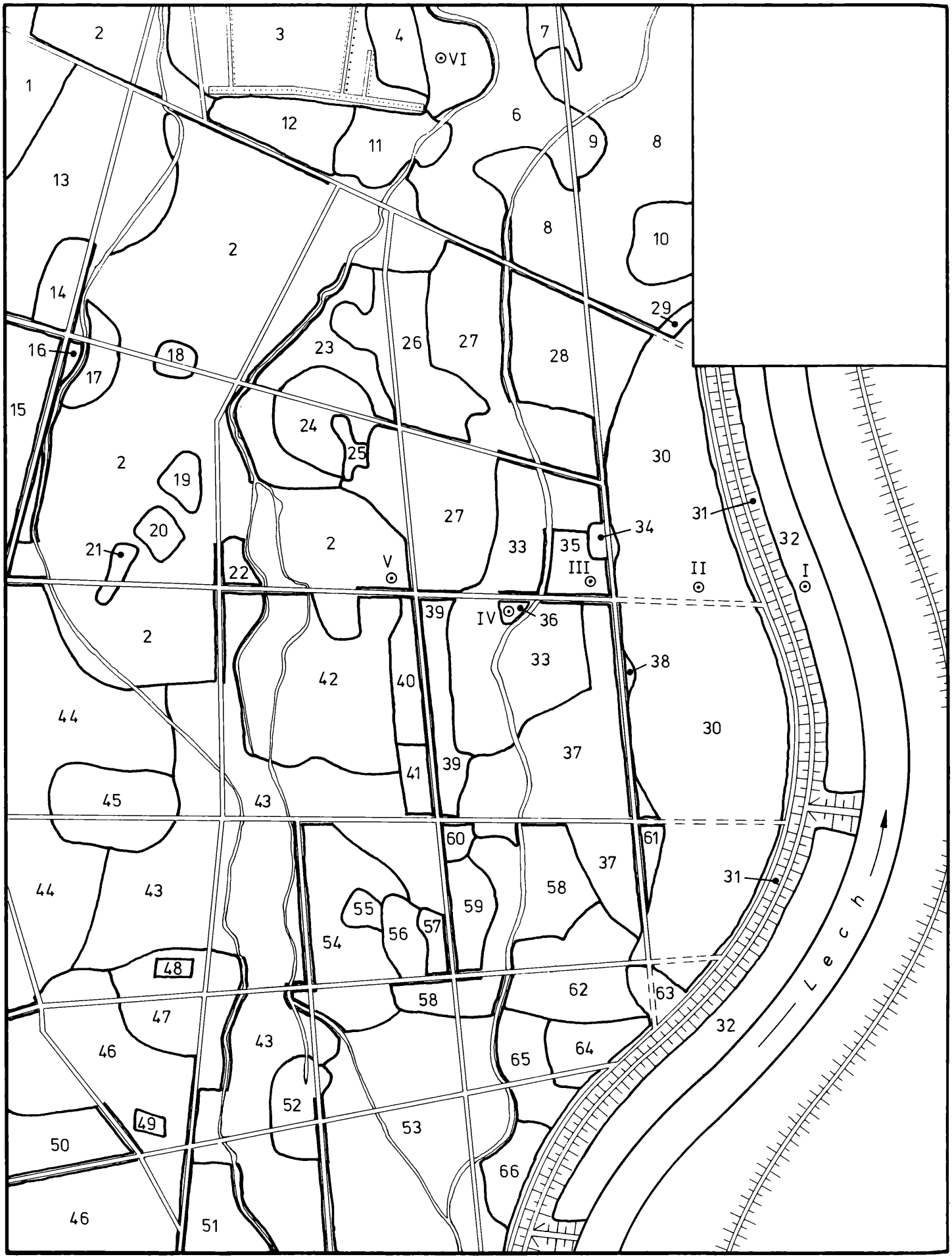


Abbildung 20: Objektnummern d. ausgeschiedenen Vegetationsformen und Probeflächen der Vegetationsaufnahmen (I-VI)

Grundlage zu Abbildung 10, 15, 17, 19

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

5.4 Bewertung der Probekreise

Die Artenliste der *Aufnahmefläche I* zeigt eine weitgehende Übereinstimmung mit dem von BRESINSKY (1959) beschriebenen Alnetum incanae hippophaetosum. Aus der Reihe fällt lediglich das vereinzelte Vorkommen von Angelica sylvestris und Cirsium palustre. Beide sind typische Bewohner feuchter Aueböden. Ihr Vorkommen im sonst trocken charakterisierten Probekreis kann man als Beweis werten für den kleinflächigen Wechsel der Bodenart im Untersuchungsgebiet. Durch Pinus sylvestris wird die Entwicklung zum Kiefernwald angedeutet. BRESINSKY s Beschreibung enthält eine Reihe lichtliebender Begleitarten, die in dieser Aufnahme fehlen. Das kann seinen Grund darin haben, daß dessen Tabelle auf einem umfangreicheren Aufnahmematerial basiert und die Strauchschicht im Fall dieser neuen Aufnahme relativ dicht war.

Die Vegetationsverhältnisse der Aufnahmefläche I können deshalb wohl als »naturraumspezifisch« bezeichnet werden. Da außerdem vom Verfasser keine Abweichungen durch menschliche Einflüsse zu erkennen waren, wird für diese Vegetationseinheit der Skalenwert 8 vorgeschlagen.

Zu demselben Bewertungsergebnis kann man bei *Probefläche II* gelangen:

Die Artenliste deckt sich hier in etwa mit BRESINSKY s trockener Ausbildung des Alnetum incanae salicetosum. Eine Abweichung ergibt sich durch die geringere Artenzahl in der Aufnahme des Verfassers, was wiederum auf die größere Aufnahmezahl in BRESINSKY s Tabelle zurückzuführen wäre. Durch die rasch wechselnden Standortbedingungen im Untersuchungsgebiet entsteht dadurch fast zwangsläufig eine breitere Artenzahl. Es liegt außerdem die Vermutung nahe, daß sich die Strauchschicht im Lauf der Jahre auf natürliche Weise verdichtete, was eine Verminderung der Artenvielfalt durch Lichtentzug zur Folge hat.

Die in *Fläche III* wiedergegebene Artenkombination läßt sich unter Bezugnahme auf die Ausführungen von BRESINSKY als eine strauchreiche Ausbildung des Molinio-Pinetum beschreiben. Am Rand der Aufnahmefläche waren drei Weidenarten zu finden. Dies deutet auf die Verwandtschaft des Molinio-Pinetum zum Alnetum incanae salicetosum hin. An überhöhten Stellen wie Wurzelanläufen oder alten Wurzelstöcken konnte sich Erica carnea, die Charakterart des Dorycnio-Pinetum behaupten. Darin, sowie im Auftreten von Carex alba und Calamagrostis varia zeigt sich die Verwandtschaft zwischen Dorycnio- und Molinio-Pinetum. Beide Assoziationen sind Glieder des Erico-Pinion-Verbandes.

Die Gleichaltrigkeit und die gleichmäßige Raumverteilung der Kiefern weist auf eine künstliche Bestandesbegründung durch Pflanzung hin. Hierfür wird 1 Punkt abgezogen (Parameter S). Menschlicher Einfluß zeigt sich auch im vereinzelten Auftreten von Colchicum autumnale. Im wesentlichen jedoch scheint die naturraumspezifische Vegetation erhalten. Vegetationsformen wie in Aufnahmefläche III können deshalb mit »7« bewertet werden.

Fläche IV verrät wiederum eine Zwischenstellung der Vegetationseinheit zwischen Dorycnio-Pinetum und Molinio-Pinetum. Zwar behauptet Erica carnea in dieser Aufnahme noch einen relativ hohen Flächenanteil, auch dominieren Brachypodium pinnatum und Calamagrostis varia noch deutlich über Molinia arundinacea, aber durch den Baumbewuchs wird die Bodenvegetation so stark beschattet, daß sich die lichtliebenden Arten des Dorycnio-Pinetum kaum mehr durchsetzen können.

Es wäre denkbar, daß hier durch forstliche Maßnahmen die Verarmung eines ursprünglichen Dorycnio-Pinetum vor sich geht. Der gleichaltrige Kiefernbestand weist darauf hin. Auch BRESINSKY (1959) erwägt die Möglichkeit, daß ein Dorycnio-Pinetum durch forstliche Maßnahmen zum Molinio-Pinetum hin verändert werden kann. Man könnte aber auch davon ausgehen, daß eine derartige Übergangsgesellschaft auf natürliche Weise entsteht, sei es durch Vorgabe entsprechender Standortverhältnisse oder durch Bodenreife im Lauf der Zeit (BRESINSKY, 1959).

Der Verfasser schlägt deshalb vor, nur nach Parameter S einen Punkt abzuziehen und die in Fläche IV wiedergegebene Vegetationseinheit noch mit »7« zu bewerten.

Die *Artenliste V* spiegelt eine Vegetationsform wieder, die durch eine Verarmung an Arten des Erico-Pinion-Verbandes gekennzeichnet ist. Der Aspekt wird in der Baumschicht beherrscht von einem Fichtenaltholz mit hohem Deckungsgrad. Die Krautschicht besteht überwiegend aus Carex alba. BRESINSKY (1959) bezeichnet einen solchen Vegetationstyp als Carex-alba-Fichtenforst. Im Extremfall finden sich im Carex alba-Fichtenforst kaum noch 5 Arten anderer höherer Pflanzen pro Aufnahme (BRESINSKY, 1959). Durch Pinus sylvestris und die Artenzusammensetzung in der Krautschicht wird noch schwach die Abstammung von einem Molinio-Pinetum angezeigt. Für die überhöhten Deckungsgrade von Picea abies und Carex alba werden 3 Punkte abgezogen (D_1). Parameter A schlägt mit einem Punkt zu Buche, so daß sich insgesamt eine Bewertung von »4« ergibt. Der eben dargestellte Formationstyp dürfte allerdings knapp an der Grenze zum Skalenwert »3« stehen.

Die unter *Fläche VI* wiedergegebene Artenkombination läßt sich eindeutig als Dorycnio-Pinetum charakterisieren. Sie stimmt sehr gut überein mit der von BRESINSKY (1959) für den mittleren Lech beschriebenen ericareichen Variante des Dorycnio-Pinetum. Dorycnium germanicum, die für diese Assoziation namengebende und im Isargebiet kennzeichnende Art, fehlt zumindest am mittleren und unteren Lech von Natur aus (BRESINSKY, 1959).

Anthropogen bedingte Abweichungen von der naturraumspezifischen Vorgabe sind aufgrund der Vegetationsaufnahme nicht festzustellen, so daß hier definitionsgemäß eine Einstufung mit dem Skalenwert 8 erfolgen kann.

Auf eine genaue Aufnahme der Schwemmlingsflur wurde verzichtet, da im Untersuchungsgebiet selbst keine anzutreffen war. Durch die Flußlaufkorrektion ist die naturraumspezifische Initialgesellschaft (Chondrilletum) im Bereich des mittleren und unteren Lech gänzlich ausgestorben (BRESINSKY, 1959, 1962). Anstatt der ehemals zahlreichen alpinen Schwemmlinge dominieren heute auf Kies- und Sandbänken, die – meist in Ufernähe gelegen – längere Zeit über dem Abflußniveau liegen, Arten wie Barbarea vulgaris, Phalaris arundinacea, Erucastrum gallicum, Allyssum allyssoides, Agrostis stolonifera, Rumex obtusifolius und Salix purpurea.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

6. Literatur

ABDELKADER, F., H., (1969):
Zur Kenntnis und Systematik der Böden der DDR. Auensubstrate und Bodentypen in den Auengebieten. Albrecht-Thaer-Archiv, Berlin 3-16.

ALTEN, J. W. v., (1822):
Augsburgische Blumenlese. Augsburg.

AMMER, U., (1979):
Wege zur Berücksichtigung ökologischer Gegebenheiten in der Raumordnung.
Forstw. Cbl. Jg. 98, 148-158, Hamburg, Berlin: P. Parey.

AMMER, U., BECHET, G., KLEIN, R., (1979):
Zum Stand der Ökologischen Kartierung in der europ. Gemeinschaft.
Forstw. Cbl. 98, 18-33, Hamburg, Berlin: P. Parey.

AMMER, U., BECHET, U., KLEIN, R., (1980):
Anleitung zur Auswahl, Erfassung, Bewertung und Verknüpfung von Indikatoren.
Arbeitsunterlage für die Sitzung der Lenkungsgruppe am 6./7. März 1980 in Brüssel.

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG, (1978):
Forstliche Standortsaufnahme.
Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl., S. 71.

BAYER. GEOL. LANDESAMT, (1956):
Geol. Karte von Augsburg und Umgebung 1 50 000.
München: J. SCHÄFER.

BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, (1979):
Abflußmessungen am Pegel Landsberg 1954-1979, München.

BAYER. LANDESVERMESSUNGSAMT, (1951):
Luftbilder vom Lech, Augsburg-Kaufering (5102), Bildnr. 181-6, 200-6, 248-51; Maßstab 1 : 7500.

BAYER. REGIERUNGSANZEIGER, (1942):
Verordnung über das »Naturschutzgebiet Stadtwald Augsburg«.
Augsburg, Nr. 97.

BAYER. WASSERKRAFTWERKE AG, (1979):
Grundwasserstandsmessungen im Haunstetter Wald.
Unveröffentl. Archivmaterial d. BAWAG München.

BRESINSKY, A., (1959):
Die Vegetationsverhältnisse der weiteren Umgebung Augsburgs.
11. Bericht d. Naturf. G. Augsburg, 122-216.

–, (1963):
Zur Kenntnis des circum-alpinen Florenelementes im Vorland nördlich der Alpen.
München, 14-19.

BUCHWALD, K., (1968):
Die Austrocknung von Flußtälern nach wasserbaulichen Maßnahmen, Gesundungsplanung und deren Durchführung.
Handbuch für Landespflege und Naturschutz Bd. 2.
München: BLV. 374.

BUND (Hrsg.) (1980):
Hausgemachte Hochwasserschäden.
Zeitschrift f. Ökologie und Umweltprofile, Ausgabe Bayern, 17.

CAFLISCH, F., (1848):
Die Vegetationsgruppen in der Umgebung Augsburgs.
Ber. Naturhist. Ver. Augsburg, 9-16.

DORNIER-SYSTEM, PROGNOS, AMMER, U., (1975):
Systemanalyse zur Landesentwicklung Baden-Württemberg. - Hrsg. v. Staatsministerium Baden-Württemberg, 1-14.

DUHM, J., (1951):
Wasserbau 1. Teil: Der Flußbau. -
Wien: Fromme Verl., 491 S.

EISENMANN, H., (1977):
Auwaldflächen an bayer. Flüssen. Interview in »Natur und Landschaft«. Zeitschrift f. Freunde und Schützer d. deutschen Heimat 6: 162-3.

ELLENBERG, H., (1956):
Grundlagen der Vegetationsgliederung.
1. Teil: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde.
Stuttgart: Ulmer, S. 18-22.

–, (1963):
Grundlagen der Vegetationsgliederung.
2. Teil: Die Vegetation Mitteleuropas einschließlich Alpen.
Stuttgart: Ulmer, S. 8-63, 330-75.

FISCHER, A., (1926):
Die Brutvögel auf den Lechkiesbänken.
Ber. Naturw. Verein Schwaben und Neuburg 44, 102-156.

FISCHER, H., (1950):
Zur Hydrographie des Lech.
3. Bericht d. Naturf. Ges. Augsburg, 39-45.

–, (1959):
Das Kupferbickelprofil im Haunstetter Wald.
10. Bericht d. Naturf. Ges. Augsburg, 13-22.

HALTMEYER, R., (1952):
Die natürliche Sukzession der Vegetation im Gebiet des Lech.
Naturwiss. Diss. München, 75 S.

–, (1957):
Die Standorte des Reviers Siebenbrunn.
Augsburg, unveröffentl. Gutachten.

HIEMEYER, F., (1978):
Flora von Augsburg.
Augsburg, 332 S.

HORNSTEIN, F. v., (1958):
Wald und Mensch.
Waldgeschichte Deutschlands.
2. Aufl. Ravensburg: Maier 1958.

HÜGIN, G., (1963):
Wesen und Wandel der Landschaft am Oberrhein.
Beiträge zur Landespflege, Stuttgart, 185-200.

JUON, P., (1967):
Naturschutz in den Flußauen.
Schweizerische Zeitschrift f. Forstwesen, 6, 373-98.

KARL, J., (1956):
Die Auwaldstandorte der Staatlichen Forstämter Unterhausen, Günzburg, Illertissen.
Mitt. aus der Staatsforstverw. Bayerns, 28-210.

KAULE, G., SCHALLER, J. und SCHOBER, M., (1979):
Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil - Außeralpine Naturräume.
München: Bayer. Landesamt für Umweltschutz.
Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege. 1.

KLEMENT, O., (1951):
Pflanzensoziologische Verhältnisse im Siebentisch- und Haunstetterwald.
Augsburg, unveröff. Gutachten.

LUTZENBERGER, H. und WEINHART, M., (1900):
Nachträge zur Flora von Augsburg.
Ber. Naturw. Verein v. Schwaben u. Neuburg, 34, 141-3.

MAYER, G., (1914):
Die Lechhochwasserkatastrophe 1910. Deren direkte Folgen für die Stadt Augsburg nebst einer Vorgeschichte des Hochablaßwehrs Augsburg, Stadtgemeinde 235. 35 Tafeln.

MEISEL, K., (1979):
Auswirkungen von Ausbaumaßnahmen auf die Vegetation in Talauen.
Schriftenr. d. deutschen Rates f. Landschaftspflege, Bonn, Heft 33, 241-46.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

MICKLEY, M., (1975):
Auenwaldzerstörung im Ulmer Raum.
Blätter f. Naturschutz, München, 73-75.

OLSCHOWY, G., (1979 a):
Nutzung und Gestaltung von Tallandschaften.
Schriftenr. d. deutschen Rates f. Landschaftspflege Bonn, Heft 33, 179.

–, (1979 b):
Bestandsaufnahme und Bewertung der natürlichen Gegebenheiten am Beispiel des Rheins.
Schriftenr. d. deutschen Rates f. Landschaftspflege Bonn, Heft 33, 247.

PHOTOGRAMMETRIE GmbH, (1977):
Bildflug 1/2406 Augsburg.
Maßstab 1 15000; Flugstreifen 7,8
München, unveröff.

SCHLÜTER, U., (1980):
Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, Band 3, Hrsg. Buchwald/Engelhardt.
München: BLV, 690.

SCHMEIL-FITSCHEN, (1976):
Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten.
Heidelberg: Quelle Meyer, 516 S.

SCHREINER, J., (1979):
Die Avifauna als Indikator für eine ökologische Analyse von Talräumen.
Schriftenr. d. deutschen Rates f. Landschaftspflege Bonn, Heft 33, 171-75.

SEIBERT, P., (1958):
Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet »Pupplinger Au«, Landschaftspflege und Vegetationskunde.
München, 9-75.

–, (1962):
Die Auenvegetation nördlich von München.
Bayer. Landesstelle f. Gewässerkunde.
München, 124 S.

–, (1979):
Die Pupplinger Au, Beispiel für naturnahe und schutzwürdige Flußlandschaft.
Schriftenr. d. deutschen Rates f. Landschaftspflege Bonn, Heft 33, 185-89.

–, (1980):
Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften.
Berichte der ANL, H. 4, S. 10-23.

SEIBERT, P. und ZIELONKOWSKI, W., (1972):
Landschaftsplan »Pupplinger und Ascholdinger Au«.
Schriftenr. f. Naturschutz und Landschaftspflege, 7-20.

SIEGRIST, R., (1913):
Die Auenwälder der Aare.
Mitt. d. Aargauischen Naturf. Ges. Aargau, 3-166.

SOLMSDORF, H., LOHMEYER, W. u. MRASS, W., (1975):
Ermittlung und Untersuchung der Schutzwürdigkeit der naturnahen Bereiche entlang des Rheins.
Schriftenr. f. Landschaftspflege und Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg, 163 S.

SPEER, F., (1977):
Das Problemgebiet obere Isar. Entwicklung, Zustand, Lösungsvorschläge.
Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München, 17-26.

STADTWERKE AUGSBURG, (1979):
Grundwasserstandsmessungen im Haunstetter Wald.
Unveröff. Archivmat.

STOLLE, (1980):
Mitarbeiter der BAWAG München, mündl. Mitteilung.

THIEL, (1980):
Mitarbeiter der BAWAG München, mündl. Mitteilung.

TRAUB, F., (1959):
Gutachten des Bayer. Landesamtes für Wasserversorgung und Gewässerschutz für das Schutzgebiet der Trinkwasserfassungsanlagen der Stadt Augsburg.
München 20 S., unveröff.

WASSERWIRTSCHAFTSAMT DONAUWÖRTH, (1975):
Sohlenveränderung des Lech zwischen km 61,5 und 47,0.
Donauwörth, unveröff.

WEINHART, M. u. LUTZENBERGER, H., (1898):
Flora von Augsburg.
Ber. Naturw. Verein f. Schwaben u. Neuburg 33, 263-381.

WICHTMANN, H., (1966):
Zur Systematik der Auenböden.
Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde. Weinheim, 50-57.

WILHELM, O., (1958):
Erörternde Darstellung des Betriebsvorstandes Siebenbrunn.
Städt. Forstverwaltung Augsburg, unveröff.

WROBEL, B., (1979):
Mitarbeiter am Wasserwirtschaftsamt Donauwörth, mündl. Mitteilung.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Ulrich Ammer
Lehrstuhl für Landschaftstechnik
Universität München
Winzererstr. 45
8000 München 40

Diplom-Forstwirt Ulrich Sauter
Siebenbrunn 18
8901 Augsburg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: 5_1981

Autor(en)/Author(s): Ammer Ulrich, Sauter Ulrich

Artikel/Article: Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit Auebiotopen im Voralpenraum 99-137