



Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften

**Fachtagung vom 13. – 15. März 2001
in Kulmbach**

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 56

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).

Inhaltsverzeichnis

Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften: Möglichkeiten und Grenzen von Renaturierungsmaßnahmen zur Förderung dynamischer Prozesse in Auen und mögliche Zielkonflikte mit anderen Nutzungen	2
Prof. Dr. Michael Reich, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover Dr. Wolfgang Völkl, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth	
Wasserbauliche Aspekte bei der Renaturierung von Fließgewässern	6
Dipl.-Ing. Dr. Peter Jüring, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft	
Neue Konzepte des Naturschutzes zum Erhalt von Offenlandschaften - Fachlicher Hintergrund und praktische Umsetzung am Beispiel von halboffenen Weideland-schaften, Wildnisgebieten und der Redynamisierung -	18
Dr. Uwe Riecken, Bundesamt für Naturschutz	
Struktur und Dynamik der Vegetation auf den Renaturierungsflächen am Ober-main und der Rodach	29
Andreas von Heßberg, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth	
Die Biodiversität der Auenvegetation an kleineren Fließgewässern der Mittelgebirge	34
Kirsten Schönfelder, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover	
Dynamik am Obermain: Kies als Lebensraum - oder doch nur ein Lebenstraum?	39
Jürgen Metzner, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth	
Hymenopteren in Flussauen: Neue Dynamik für Blütensucher	46
Daniela Mader, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth	
Der Einfluss von Renaturierungen in Mittelgebirgsauen auf die Laufkäfer- und Heuschreckenfauna	51
Jost Armbruster, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover	
Identifikation von Fließgewässerstrecken mit Potenzialen zur eigendynamischen Entwicklung: Möglichkeiten und Grenzen der Landschaftsanalyse	54
Marc Gerhard, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover	
Kosten der Gewässerrenaturierung und der Änderung landwirtschaftlicher Nut-zungen in Flussauen	66
Ulrich Hampicke und Michael Rühs, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Univer-sität Greifswald	
Referenten	75

Fließgewässerdynamik und Offenlandschaften: Möglichkeiten und Grenzen von Renaturierungsmaßnahmen zur Förderung dynamischer Prozesse in Auen und mögliche Zielkonflikte mit anderen Nutzungen

**Prof. Dr. Michael Reich, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz,
Universität Hannover**

Dr. Wolfgang Völkl, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth

Ein Forschungsverbund der der Universitäten Bayreuth, Greifswald und Hannover, in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, dem Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung und dem Wasserwirtschaftsamt Bamberg ¹

1. Problemstellung und Zielsetzung

Die Fließgewässersysteme Mitteleuropas, von den größeren Flüssen bis zu den meisten Bachtälern unserer Mittelgebirge, sind seit Jahrhunderten durch eine intensive menschliche Nutzung geprägt. Häufig war die Befestigung und Begradigung der Flüsse und Bäche dabei die Voraussetzung für die Ausdehnung und Intensivierung der Grünlandnutzung in der Aue. Heute kann dagegen in manchen Regionen eine umgekehrte Entwicklung beobachtet werden. Vor allem in kleineren Bachtälern fallen Wiesenflächen brach oder werden aufgeforstet. Die ursprüngliche Begründung für die Regulierung der Fließgewässer, nämlich eine optimierte landwirtschaftliche Produktion, entfällt in vielen Fällen und eröffnet damit erstmals die Möglichkeit, für längere Abschnitte von Fließgewässern, vor allem an den Oberläufen, dynamische Prozesse wieder zuzulassen, ja gezielt zu fördern. Die derzeit vorherrschende Naturschutzstrategie setzt in solchen „Wiesentälern“ in der Regel auf einen statischen, konservierenden Schutz der Grünlandgesellschaften (z.B. über Vertragsnaturschutz oder Kulturlandschaftsprogramme). Die Förderung der eigendynamischen Gewässerentwicklung stellt in diesem Kontext einen naturschutzfachlichen Zielkonflikt dar, weil in den engen Wiesentälern, neben den zu erwartenden direkten Flächenverlusten durch Abtrag, dann auch mit einer erheblichen Bewirtschaftungerschwernis (Vernässung, Gehölzsukzession) zu rechnen ist. Diese dürfte die bereits bestehende Tendenz zur Nutzungsaufgabe noch erheblich verstärken. Als Folge muss dann im Extremfall sogar mit dem völligen Verschwinden von Wiesen und Weiden in ganzen Talzügen gerechnet werden.

In den größeren Talräumen vollzieht sich dagegen in der Regel der genau umgekehrte Trend, nämlich ein immer noch ansteigender Nutzungsdruck (z.B. Industriegebiete, Verkehrswege, Landwirtschaft, Siedlungen, Freizeitaktivitäten), mit ähnlich gravierenden Folgen für den Arten- und Biotopschutz. Die zunehmende Erschließung und Nutzungsintensivierung führt dort ebenfalls zum Verschwinden extensiv genutzter, artenreicher Grünlandstandorte. Auch die Ufer- und Auebiozönosen bestehen aufgrund wasserbaulicher Maßnahmen meist nur noch fragmentarisch oder fehlen ganz. Den Möglichkeiten hier dynamische Prozesse zu fördern bzw. wiederherzustellen sind jedoch aus planungsrechtlichen und ökonomischen Gründen enge Grenzen gesteckt. Der Erhalt der ehemals autotypischen Offenlandarten über aufwendige Biotoppflege (z.B. in Kiesgruben) oder Förderung der extensiven Landwirtschaft (im Feuchtgrünland) ist nicht nur sehr kostenintensiv, sondern zeigt derzeit auch nur mäßigen Erfolg, wie sich in der steten Zunahme von bedrohten Arten aus diesem Lebensraumtypus zeigt. Eine alternative Möglichkeit für den Naturschutz bietet die zumindest gebietsweise Wieder-

¹ BMBF-Förderschwerpunkt „Biotop- und Artenschutz/Integrierte Naturschutzforschung“, Förderkennzeichen: 01LN0004

zulassung natürlicher Prozesse und einer eigendynamischen Entwicklung in Auen. Damit wird dem Fließgewässer die Möglichkeit einer regelmäßigen Flussbettverlagerung ermöglicht, es können ständig neue Pionierstandorte entstehen. Entsprechende Ansätze zur Fließgewässerredynamisierung wurden in den letzten Jahren in mehreren Projekten realisiert.

Dadurch entsteht insbesondere an kleinen Gewässern möglicherweise ein naturschutzfachlicher Zielkonflikt zwischen der Förderung der Auendynamik auf der einen und dem Erhalt relativ statischer Nutzungssysteme im extensiven Wirtschaftsgrünland auf der anderen Seite. Dieser Zielkonflikt muss sowohl naturschutzfachlich als auch ökonomisch bewertet werden. Eine sinnvolle Lösung für den konkreten Einzelfall ist jedoch nur unter Berücksichtigung der regionalen und überregionalen Aspekte möglich. Deshalb ist auch eine landschaftsplanerische Auseinandersetzung mit der Thematik auf einer größeren räumlichen Skala erforderlich.

Das aktuelle Forschungsvorhaben, das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Förderschwerpunktes "Biotop- und Artenschutz/Integrierte Naturschutzforschung" gefördert wird, soll diese Zielkonflikte aufgreifen und:

- Möglichkeiten und Grenzen von Renaturierungsmaßnahmen zur Förderung dynamischer Prozesse an Fließgewässern aufzeigen.
- Die Auswirkungen dynamischer Prozesse auf die Lebensgemeinschaften der Ufer und der Auen an Fließgewässern unterschiedlicher Größe bewerten.
- Ein abgestimmtes, naturschutzfachliches und ökonomisches Bewertungsverfahren entwickeln.
- Exemplarisch für größere Landschaftsräume entsprechende Gebietskulissen bzw. Entwicklungsszenarien zur Lösung bestehender Zielkonflikte erarbeiten.

2. Fragestellungen

Folgende Fragestellungen sollen im Forschungsverbund vorrangig untersucht werden:

- Wie unterscheiden sich die Dynamik der Ufervegetation und ausgewählter Arthropodengemeinschaften (epigäische Raubarthropoden, blütenbesuchende Hymenopteren) auf den Redynamisierungsflächen eines größeren Fließgewässers (Main) und an den Ufern von nicht renaturierten Flußabschnitten bzw. an Kiesgruben? Ab welcher Flächengröße treten an "renaturierten" Flußabschnitten die typischen Arten/Lebensgemeinschaften dieser dynamischen Standorte auf.
- Wie verläuft die Sukzession auf den redynamisierten Flächen? Welche Dynamik ist bei der Struktur und Diversität der ausgewählten Arthropodengemeinschaften zu beobachten und wann besiedeln die lebensraumtypischen Arten die Flächen? Welche generellen Muster sind zu beobachten? Gibt es eine optimale Sukzessionsphase für Uferbewohner?
- Bietet die Redynamisierung die Möglichkeit des mittel- oder langfristigen Erhalts von Offenland (v.a. Feuchtgrünland) und damit die Voraussetzung für die Ansiedlung bzw. den Erhalt von auentypischen Offenlandarten in der Aue?
- Welchen Einfluss haben Flächengröße und Gewässerumfeld?
- Inwieweit stellen Bachauen in den von Nutzungsaufgabe geprägten Talräumen Refugialbereiche für Offenlandarten dar und hängt diese Funktion von der Naturnähe des Gewässers bzw. der dynamischen Prozesse ab?
- In welchen Bachtälern bzw. auf wieviel Fließstrecke ist die Förderung der Eigendynamik heute mit vergleichsweise geringem Aufwand realisierbar? Wo lassen irreversible Ein-

schränkungen (Siedlungsbereiche, Verkehrswege, Fremdenverkehr, Naherholung) die Förderung der Eigendynamik grundsätzlich nicht zu?

- Kommt es an Fließstrecken, bei denen die Förderung der Eigendynamik realisierbar ist, zu naturschutzfachlichen Zielkonflikten? Wann hat die Weiterführung der landwirtschaftlichen Nutzung bzw. der Landschaftspflege Vorrang und wann ist die Förderung der Fließgewässerdynamik sinnvoller?
- Welche Kosten entstehen, wenn einzelne, isolierte Konfliktbereiche entschärft werden sollen, um großflächige Entwicklungsmöglichkeiten zu schaffen (z.B. Flächentausch, Rückbau).
- Wie sieht eine volkswirtschaftliche Gesamtbetrachtung für unterschiedliche Entwicklungsszenarien aus?
- Welche Schlussfolgerungen lassen sich für künftige Umsetzungsmaßnahmen treffen?
- Wie lassen sich Ziel- und Nutzungskonflikte in konkreten Landschaftsausschnitten räumlich so entflechten, dass mit effizientem Mitteleinsatz optimale Ergebnisse für den Biotop- und Artenschutz erzielt werden?

3. Vorgehensweise

Die Untersuchungen werden sowohl in ufernahen Flächen als auch auf angrenzenden Grünlandbereichen durchgeführt, um entlang eines Gradienten Aussagen über die Auswirkungen der wiederzugelassenen Flußdynamik, sowohl für regelmäßig beeinflusste Flächen (ufernahe Bereiche), als auch für unregelmäßig überschwemmte Bereiche (Wiesen und Weiden im Außenbereich) zu erhalten.

An einem Fließgewässer 1. Ordnung (der Main im Zuständigkeitsbereich des Wasserwirtschaftsamtes Bamberg), an dem seit 1992 in regelmäßigem Turnus "Redynamisierungsmaßnahmen" durchgeführt werden, wird die Entwicklung der Lebensgemeinschaften und ihre Dynamik auf unterschiedlich alten Flächen über mehrere Jahre detailliert untersucht (Universität Bayreuth). Dafür sollen, neben den abiotischen Grundkenngrößen, die Vegetation, sowie repräsentative Arthropodengruppen untersucht werden. Für den direkten Uferbereich wurden epigäische Raubarthropoden (Laufkäfer, Spinnen, Bodenwanzen), für die Verbindung zwischen Uferbereich und umgebenden Grünland Wildbienen und Grabwespen (Nistplätze im direkten Uferbereich an Totholz oder Abbruchkanten; Pollensammeln bei Wildbienen und Beuteerwerb bei Grabwespen vor allem im Umland, aber auch auf blütenreichen Sukzessionsflächen) und für das angrenzende Grünland Heuschrecken ausgewählt.

Um zu klären, inwieweit die Ergebnisse vom Main auf kleinere Fließgewässer im Mittelgebirgsraum übertragbar sind, sollen an weiteren 10 Fließgewässern 2. und 3. Ordnung in Hessen und Nordbayern vergleichende Untersuchungen durchgeführt werden (Universität Hannover). Es handelt sich jeweils um Bachabschnitte, wo ebenfalls in den letzten 10 Jahren Maßnahmen zur Förderung der eigendynamischen Entwicklung durchgeführt wurden. Die bearbeiteten Artengruppen (Vegetation, Pflanzenarten, Laufkäfer, Spinnen, Hymenopteren und Heuschrecken) und angewandten Arbeitsmethoden gewährleisten eine direkte Vergleichbarkeit mit den Untersuchungen am Main.

In einem weiteren Teilprojekt soll eine landschaftsökologische Analyse des Redynamisierungs- und Konfliktpotentials für zwei exemplarische Landschaftsräume erfolgen (Universität Hannover). Ziel ist die Identifizierung von Zielkonflikten, sowohl mit konkurrierenden Landnutzungen, als auch innerhalb des Naturschutzes (innerfachlicher Zielabgleich). Diese können dann über Entwicklungsszenarien oder Gebietskulissen aufgelöst werden.

Sowohl die Renaturierungsmaßnahmen als auch die Entwicklungsszenarien werden neben der naturschutzfachlichen Analyse auch einer ökonomischen Bewertung unterzogen (Universität Greifswald). Dabei steht der Vergleich der Kosten für die bisherigen Gewässerunterhaltung und Grünlandpflege mit den Kosten der "Redynamisierung" (Grunderwerb; Erstmaßnahmen, ggf. Wiederholungsmaßnahmen; Kosten für den Erschwernisausgleich bei der Grünlandbewirtschaftung) im Vordergrund.

In der abschließenden Synopsis erfolgt die Verschneidung der naturschutzfachlichen Ergebnisse mit den ökonomischen Bewertungen. Anhand konkreter Landschaftsausschnitte (Proberäume) wird analysiert, in welchem Umfang die Förderung der Fließgewässerdynamik mit bisherigen Formen der Landnutzung vereinbar ist, in welchem Umfang sie eine naturschutzfachliche und ökonomische Alternative darstellt und in welchem Umfang tatsächliche Konfliktpotentiale zu erwarten sind.

Die erzielten Ergebnisse können kurz- und mittelfristig bei einer ganzen Reihe von Institutionen und Behörden Eingang in die praktische Arbeit finden. Besondere Relevanz haben sie für alle Einrichtungen, die sich mit der Renaturierung von Fließgewässern beschäftigen, oder die mit der Pflege oder Nutzung des Grünlandes und deren finanziellen Förderung befasst sind. Im Einzelnen sind dies:

- Landesämter für Wasserwirtschaft,
- Wasserwirtschaftsämter, Untere Wasserbehörden,
- Obere, Höhere und Untere Naturschutzbehörden,
- Ämter für Landwirtschaft, Regionalentwicklung
- Landschaftspflegeverbände,
- Zweckverbände zur Gewässerunterhaltung,
- Kommunen, Forstämter.

Wasserbauliche Aspekte bei der Renaturierung von Fließgewässern

Dipl.-Ing. Dr. Peter Jürging, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

1. Natürliche Fließgewässer und ihre Auen

Im Hinblick auf eine Renaturierung von Fließgewässern empfiehlt es sich, vorab den „Komplex natürliche Fließgewässer mit ihren Auen“ sowie dessen Veränderungen durch wasserbauliche Maßnahmen zu betrachten und das Ergebnis zu analysieren. Erst dann kann unter Berücksichtigung der existierenden Restriktionen eine Gewässerentwicklung mit dem Ziel, naturnähere Verhältnisse zu schaffen, angegangen werden.

Natürliche Fließgewässersysteme werden im wesentlichen von den naturräumlichen Gegebenheiten ihres Einzugsgebietes geprägt. Sie bestimmen die Individualität eines jeden Fließgewässers. Maßgebend dabei sind vor allem Klima, Geologie, Tektonik, Boden und Vegetation, und in Abhängigkeit davon, der Oberflächenabfluss und der Abtrag von Landflächen. Diese Faktoren bestimmen vor Ort, also in den jeweils betrachteten Fließgewässerabschnitten, die Gewässer- und Auendynamik durch unterschiedliche Einflüsse. Von zentraler Bedeutung dabei sind die dynamischen Ökosystembausteine von Fließgewässern mit ihren Auen. Die Abfolge dieser Systemkomponenten wird im natürlichen Verlauf eines Fließgewässers nur in sehr seltenen Fällen unterbrochen, so dass in aller Regel von einem Fließgewässerkontinuum ausgegangen werden kann.

Zu diesen **dynamischen Ökosystembausteinen**, die letztlich in ihrem Zusammenspiel die Gewässer- und Auendynamik bestimmen, zählen:

- Das **Abflussgeschehen** wird durch verschiedene Wasserführungen, von Niedrig- bis hin zu Hochwasser, deren Dauer, Häufigkeit und deren Verteilung im Jahresgang, bestimmt. Es sorgt damit für unterschiedliche Fließ- und Strömungsverhältnisse im Fließgewässer, für Überschwemmungen (Überflutungen und Überstauungen) der Aue, für eine ober- und unterirdische Hochwasserrückhaltung, einen Stoffrückhalt, einen langsamen Hochwasserabfluss und für eine Niedrigwasseraufbesserung sowie für eine qualitative und quantitative Erneuerung des Grundwassers in der Aue.
- Der **Feststoffhaushalt** wird maßgeblich von den Feststofftransportvorgängen eines Fließgewässers geprägt. Aufgrund des permanenten Zusammenspiels von Strömung und Relief, der Wirkungen wechselnder Abflüsse auf Erosion, Transport und Ablagerung sowie aufgrund von Störungen, z.B. bedingt durch Totholz, bilden sich in natürlichen Fließgewässern die vielfältigsten Strukturen aus. Dies betrifft auch nicht sofort erkennbare Strukturen, wie die „Kies-Lückenlebensräume“ (Interstitial) in der Sohle und den angrenzenden Uferbereichen.
- Die **Morphologie**, vor allem das Fluss- und Auenrelief sowie die Laufgestalt, ist das Ergebnis des Zusammenspiels von Abfluss und Feststoffhaushalt, die letztlich die Eigenentwicklung eines natürlichen Fließgewässers bestimmen. Diese Eigenentwicklung sorgt für einen erstaunlichen Strukturreichtum, der bei natürlichen Fließgewässern in Abhängigkeit von Entwicklungen oder Ereignissen steten Wandlungen unterworfen ist.
- Die **Wasserqualität** wird von Stoffeinträgen, Energieflüssen und Stoffkreisläufen determiniert. Dabei spielen vor allem physikalische Faktoren, z.B. Strahlungsverhältnisse, Wassertemperatur, morphologische Strukturen und Strömungsverhältnisse und chemische Faktoren, z.B. Sauerstoffverhältnisse, anorganische Stoffe sowie Nährstoffe, die für den Lebensraum Fließgewässer entscheidende Rolle.

- Die **Besiedlungsdynamik** spiegelt die vorgenannten, lebensraumbestimmenden Ökosystembausteine durch die Zusammensetzung der Arten und Lebensgemeinschaften wider. Die in den vielfältigen gewässertypischen Lebensräumen vorkommenden Lebensgemeinschaften sind an Überschwemmungen, Niedrigwasser und Grundwasserschwankungen angepasst bzw. können diese vertragen.

Die **dynamischen Ökosystembausteine sind somit auch Grundlage für die** biotischen Faktorenkomplexe eines Fließgewässers wie z.B. der Nahrungskette, der organischen Strukturen und der sogenannten Durchgängigkeit einschließlich der Längs- und Quervernetzung.

2. Ausgebaute Fließgewässer

Diese grob aufgezeigten, dynamischen Verhältnisse von natürlichen Fließgewässersystemen existieren heutzutage praktisch mit Ausnahme des Hochgebirges kaum noch in unseren Kultur-, Industrie- und Stadtlandschaften, da der Mensch die allermeisten Fließgewässer sicherheits- und nutzungsorientiert mit Hilfe des Wasserbaues verändert hat (Abb. 1). Zu diesen Aktivitäten zur Wasserregulierung zählten in Bayern vor allem der Fluss- und Deichbau, die Bodenverbesserung sowie die Wasserspeicherung und Energiegewinnung.

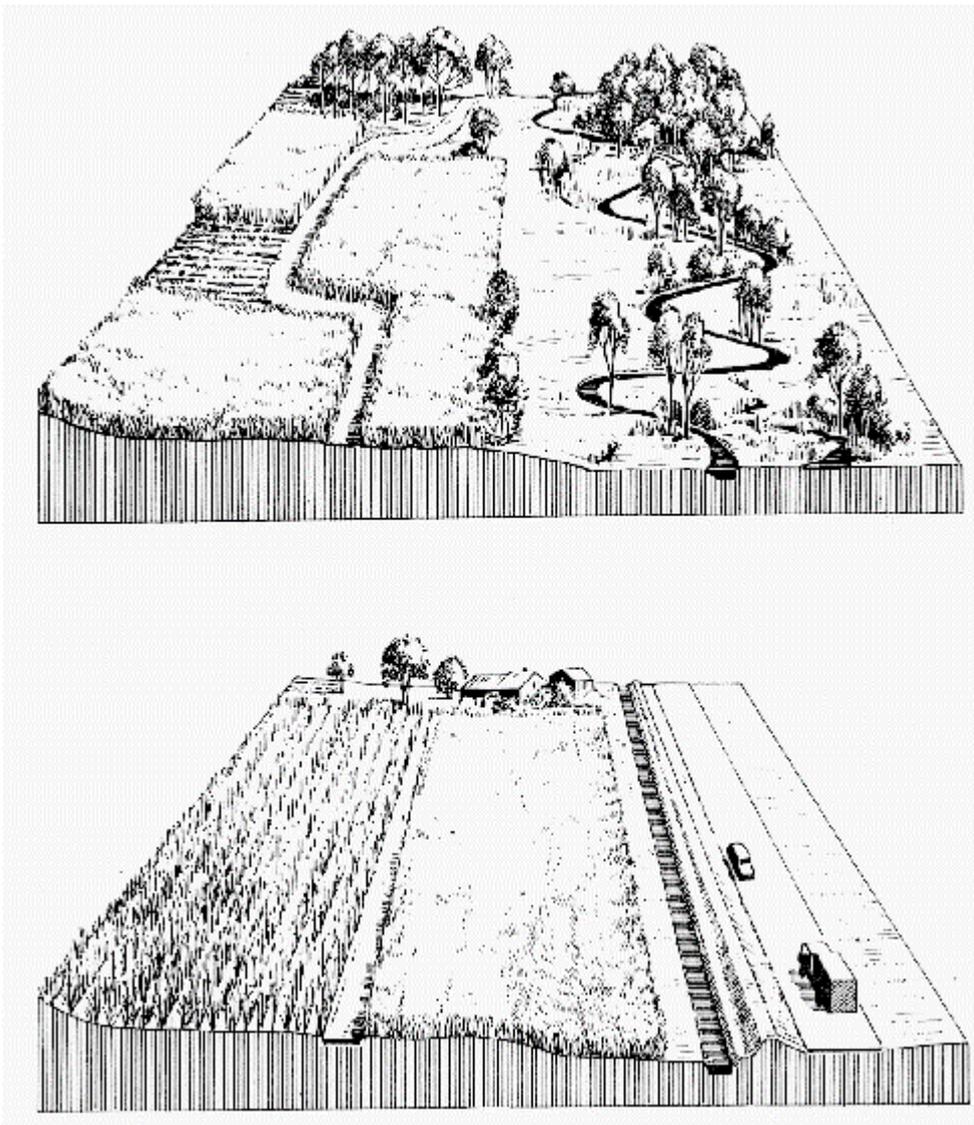


Abb.1: Wandel einer naturnahen, extensiv genutzten Fließgewässerlandschaft zu einem naturfernen, intensiv genutzten Standort (Zeichnung: H. Geipel)

So kennzeichnen heute unsere Kulturlandschaften vielerorts ausgebaute Fließgewässer. Seit Beginn des 19. Jahrhunderts wurden an vielen unserer Fließgewässer zur Reduzierung der Hochwassergefahr und zur Landgewinnung Korrekturen durchgeführt. Diese Fließgewässerbegradigungen, zunächst mit Längsverbau, stellten zwangsläufig eine Laufverkürzung und damit eine Erhöhung des Gefälles dar, dem man in vielen Fällen durch Querbauwerke entgegenzuwirken versuchte. Zudem wurde oftmals den geschiebeführenden Fließgewässern z.B. durch Wildbachverbau und Flusstauwehre Geschiebe entzogen. All dies führte zwangsläufig zu Eintiefungen der Sohle, u.a. mit der Folge, dass die früher natürlicherweise häufigen Überschwemmungen in der Aue weitgehend ausblieben und die Grundwasserstände den Wasserspiegellagen des Fließgewässers folgend absanken. Dadurch wurden in den Auen bessere Voraussetzungen für Nutzungen geschaffen, die in der Folge durch flächig wirksame Entwässerungsmaßnahmen schrittweise noch intensiviert wurden. Zusätzlich wurden an vielen Flüssen über weite Strecken flussbegleitende Hochwasserdeiche errichtet. Damit wurden vor allem an größeren Flüssen vielfach auch die Auen vom Fließgewässer weitestgehend abgekoppelt. Zudem wurden vor allem in Auen und Niedermooren künstliche Gewässer als Entwässerungsgräben und Vorfluter neu angelegt (JÜRGING 1995).

Das Ergebnis dieser Entwicklung waren vielerorts mehr oder weniger monoton ausgebaute Gerinne. Zwangsläufig wurden in diesen naturfernen Gewässern die eingangs grob beschriebenen, **dynamischen Ökosystembausteine** natürlicher Gewässer wesentlich abgewandelt bzw. konnten sich an neuen Gewässern in keiner naturnahen Form ausbilden:

- Das **Abflussgeschehen** im Fließgewässer beeinflussen vor allem Regelprofile, Querbauwerke, Staubereiche und dementsprechend oftmals getrepte Wasserspiegel. Zum Teil wurde Wasser abgeleitet, so dass dort zumindest bei Niedrigwasser kein Abfluss oder nur ein bescheidenes Rinnsal, heute Restwasser genannt, im Fluss verblieb. Hinzu kommen in aller Regel, u.a. bedingt auch durch wasserbauliche Maßnahmen und Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet, unnatürliche Abflüsse, die meist in sehr engen Profilen abfließen müssen. Gleichzeitig bleiben Überschwemmungen entsprechend den Ausbauzielen weitgehend aus.
- Der **Feststoffhaushalt** ist vielfach aufgrund von geschieberückhaltenden Maßnahmen im Einzugsgebiet von Geschiebedefiziten und dementsprechend von einer stark reduzierten Geschiebedynamik geprägt. Dabei wurde vor allem die natürliche Strukturdiversität geschiebeabhängiger Lebensräume, z.B. des Interstitials, nivelliert.
- Die **Morphologie** fällt mit geometrisch stetigen Linienführungen, mit festgelegten und strukturarmen Gewässerbetten, mit Querbauwerken sowie fehlenden Auen oftmals mehr als bescheiden aus. Vielgestaltige Fließgewässer und Uferbereiche wurden im Hinblick auf einen „reibunglosen Abfluss“ häufig nicht mehr toleriert.
- Die **Wasserqualität** ausgebauter Fließgewässer hat sich in der Regel auch negativ verändert. Nahezu alle wichtigen physikalischen und chemischen Faktoren, wie z.B. die Fließverhältnisse, die Strahlung, die Temperatur, die morphologischen Strukturen sowie die Sauerstoffverhältnisse, werden mehr oder minder stark beeinflusst und damit die Rahmenbedingungen für die jeweiligen Lebensräume mitunter extrem abgewandelt. Gleichzeitig kennzeichnen höhere, diversere und teils diffuse Stoffeinträge viele Fließgewässer.
- Die **Lebensgemeinschaften** sind aufgrund der negativ veränderten Lebensräume zwangsläufig von einer Verschiebung und Verringerung des Artenspektrums gegenüber vergleichbaren, naturnahen Gewässern in der freien Landschaft geprägt. So stellt z.B. ein Vorland mit einem, im Hinblick auf den Hochwasserabfluss intensiv zu unterhaltenden Rasen einen künstlichen Lebensraum dar, dessen Biodiversität bestenfalls durch Schafe erhöht wird und den es in dieser Art und Weise in einem natürlichen Ökosystem Fließgewässer nicht geben kann.

Bei anthropogen veränderten Fließgewässern werden vor allem durch die Veränderung der Ökosystembausteine auch alle wichtigen biotischen Faktorenkomplexe, vor allem die Nahrungsketten, die organischen Strukturen und die ökologische Durchgängigkeit, mehr oder minder stark beeinflusst. Als Fazit bleibt festzuhalten, dass durch den sicherheits- und nutzungsorientierten Ausbau der Fließgewässer die vormals von der Dynamik geprägten Lebensräume nun mehr oder weniger **statischen Bedingungen** mit all ihren Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften unterliegen. Solche naturfernen Gewässer können ihre natürlichen Funktionen oftmals nicht mehr oder nur noch sehr eingeschränkt erfüllen.

Hinzu kommt, dass diese Gewässer zur Aufrechterhaltung der Ausbauziele bzw. der naturfernen Situationen einer steten, vergleichsweise intensiven **Unterhaltung** bedürfen. Die gesetzlich verankerte Gewässerunterhaltung umfasst die Instandhaltung der technischen Einrichtungen, z.B. Wehranlagen, Hochwasserschutzanlagen usw., und die Beseitigung von Abflussstörungen im Gewässerbett. Zu letzterem gehören vor allem mechanische Unterhaltungsarbeiten wie das Mähen, Krauten und Räumen. Diese „klassischen“ Unterhaltungsarbeiten sorgen dafür, dass die ausbaubedingte Uniformität der Lebensräume immer wieder hergestellt und eine eigendynamische Entwicklung unterbunden wird. Dabei sind die Auswirkungen um so gravierender, je häufiger im Rahmen der Unterhaltung in ein Gewässer eingegriffen wird. Das Arteninventar wird zudem durch die Selektionswirkungen spezifischer Unterhaltungsmethoden bestimmt. Somit ist oft zusätzlich zu den Folgen des Ausbaus eine weitere Artenverarmung bis auf wenige, weit verbreitete Allerweltsarten festzustellen (JÜRGING 1999).

3. Gewässerentwicklung

Aufgrund der dargestellten Entwicklung unserer Fließgewässer wird heutzutage in zunehmendem Maß versucht, ausgebaute Flüsse und Bäche im Rahmen der Gewässerentwicklung soweit als möglich zu revitalisieren, um deren gewässerökologische Funktionen schrittweise wieder zu verbessern. Am besten ist sicherlich die gesamte Renaturierung hart ausgebaute Gewässer, d.h. eine eigendynamische Fließgewässerentwicklung zu ermöglichen und zu fördern, so dass sich die Ökosystembausteine im Laufe der Zeit von selbst wieder naturnäheren Verhältnissen annähern können (BINDER 2001).

Um beim Rückbau eines Gewässers ein zufriedenstellendes Ergebnis erzielen zu können, sollten Ausbauvorhaben von Fließgewässern grundsätzlich den Anstoß zu einer Gesamtplanung geben, die neben wirtschaftlichen und sozialen Belangen vor allem auch ökologische Gesichtspunkte berücksichtigt. Zu Letzterem zählen im wesentlichen der Schutz bestehender naturnaher Fließgewässerbereiche, die ohne wenn und aber zu erhalten sind, sowie die Revitalisierung naturferner Fließgewässerbereiche zur Verbesserung des Lebensraumangebotes. Wesentliche Voraussetzungen hierzu sind selbstverständlich auch gute Kläranlagenleistungen und Reduzierungen verunreinigter Einleitungen, eine Thematik, die hier nicht näher beleuchtet wird.

Für einen möglichst naturnahen Rückbau naturferner Fließgewässer ist eine Gewässerentwicklungsplanung unerlässlich. Diese basiert auf den Zielen der Gewässerentwicklungsprogramme und umfasst die Ebenen Gewässerentwicklungskonzept und Gewässerentwicklungsplan (Abb. 2).

Für eine Gewässerentwicklungsplanung sind die eingangs beschriebenen dynamischen Systembausteine eines Fließgewässers, das Abflussgeschehen, der Feststoffhaushalt, die Morphologie, die Wasserqualität und damit die Arten- und Lebensgemeinschaften (Besiedlung) von zentraler Bedeutung (Abb. 2). Diese dynamischen Systemkomponenten dienen der Nachvollziehbarkeit der ökologischen Funktionsfähigkeit des jeweiligen Fließgewässerökosystems und müssen entsprechend Abb. 2 bei jedem Arbeitsschritt zur Gewässerentwicklungsplanung

Berücksichtigung finden. Nach der Erarbeitung einer Gebietsübersicht, der Aufstellung eines Leitbildes, der Erfassung des Ist-Zustandes und dessen Bewertung sind die Entwicklungsziele zu definieren. Sie zeigen unter den gegebenen sozio-ökonomischen Bedingungen die aus gewässerökologischer Sicht möglichst naturnahen und realisierbaren Möglichkeiten für Einzugsgebiet, Fließgewässer und Aue auf. Somit stellen sie die derzeit machbaren Sanierungsziele dar, in denen die gesellschaftspolitischen Randbedingungen der verantwortlichen Interessensträger und Nutzer nach einem Abwägungsprozess, einschließlich der Kosten-Nutzen-Betrachtungen, Eingang gefunden haben. Die Entwicklungsziele beinhalten kurz-, mittel- bis langfristig erreichbare Komponenten. Wenn sich Rahmenbedingungen ändern, sind die Entwicklungsziele dem Leitbild entsprechend fortzuschreiben.

Aus den Entwicklungszielen werden schließlich die Maßnahmen zur Umsetzung entwickelt, wobei dem Flächenbedarf bzw. dem Grunderwerb sowie der Akzeptanz der Betroffenen in aller Regel eine Schlüsselrolle zukommt.

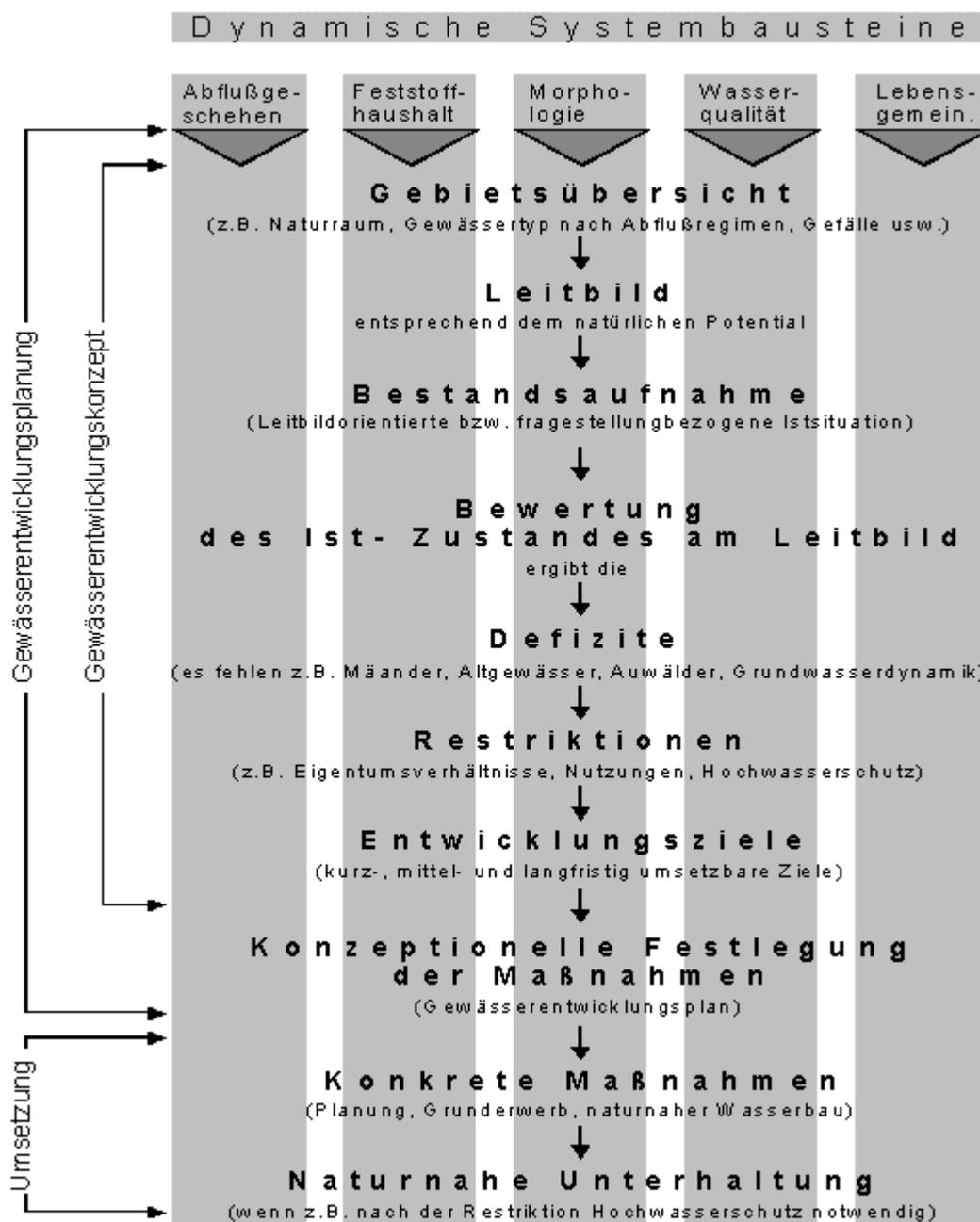


Abb. 2: Gewässerentwicklungsplanung und Umsetzung

Die Entwicklungsziele, bzw. die in den entsprechenden Plänen konzeptionell aufgeführten Maßnahmen, lassen sich mitunter im Rahmen der Gewässerunterhaltung umsetzen. Würden diese Maßnahmen zu einer nachhaltigen Veränderung der Gewässerlandschaft führen, so überschreitet dies den Umfang der Unterhaltung. In solchen Fällen sind die vorgegebenen Ziele und die zu ihrer Umsetzung erforderlichen Maßnahmen als Gewässerausbau (auch wenn er ökologisch orientiert ist) zu planen und die dazu vorgeschriebenen Rechtsverfahren einzuleiten (PATT et al. 1998).

Vor allem in Siedlungsräumen ist es nur in seltenen Fällen möglich, einen ausgebauten Fluss nahezu vollständig zu renaturieren. Ein gelungenes Beispiel hierzu ist die Loisach in Garmisch-Partenkirchen, die auf eine längere Fließstrecke im Rahmen der Verbesserung des Hochwasserschutzes nach ökologischen Gesichtspunkten umgebaut wurde. Die günstigen Platzverhältnisse erlaubten wesentliche Aufweitungen des Flussbettes, wobei größere Gehölze möglichst geschont wurden. Heute kann die Loisach in diesem Flussabschnitt wieder als ein naturnahes Gewässer bezeichnet werden: Ein weitgehend natürliches Abflussgeschehen mit unterschiedlichen Fließ- und Strömungsverhältnissen, ein ausgeglichener Geschiebehaushalt und ein für ein alpines Gewässer typischer Strukturreichtum prägen die Lebensräume (Abb. 3 und 4).



Abb. 3: Die Loisach bei Garmisch-Partenkirchen vor der Umgestaltung (Foto: P. Jürging)



Abb. 4: Die Loisach bei Garmisch-Partenkirchen nach der Umgestaltung (Foto: P. Jürging)

Allerdings ist es aufgrund vielfältigster Sachzwänge (z.B. Hochwasserschutz, irreversible Fließgewässerentwicklungen oder nicht ausreichend verfügbarer Platz) oft nicht mehr möglich, durch Gesamtumbauten wieder weitgehend natürliche Verhältnisse zu schaffen, d.h. eine eigendynamische Entwicklung der Fließgewässer zu tolerieren. Damit wird deutlich, dass es in vielen Fällen auch beim allerbesten Willen derzeit nicht möglich ist, die dynamischen Ökosystembausteine wieder zur Gänze herzustellen. Deshalb sind für viele Fließgewässer bereits kleinere, noch mögliche Maßnahmen stets eine willkommene Verbesserung in „Richtung Naturnähe“. Hierzu zählen vor allem eine Verbesserung der Strömungsvielfalt, der Geschlebeführung, der Gewässerbettstrukturen im Einklang mit einer naturnäheren Laufentwicklung, gewässerverträglichere Nutzungen, die Reduzierung von Stoffeinträgen und last not least die Verbesserung der biologischen Durchgängigkeit.

Bei Maßnahmen des Gewässerausbaus, z.B. zum Hochwasserschutz können diese Ziele in vielen Fällen durch eine entsprechende Umgestaltung naturferner Fließgewässer quasi als willkommenes „Nebenprodukt“ zumindest teilweise erreicht werden (JÜRGING 2001). Dadurch ist es oft möglich die biologische Wirksamkeit durch eine Erweiterung des Lebensraumangebotes zu erhöhen, wie ja viele Beispiele aus jüngerer Zeit zeigen. So wurden mancherorts z.B. Abstürze zu Rampen umgebaut, Uferstreifen ausgewiesen, Ufersicherungen zurückgebaut und somit gewässertypische Ufer- und Sohlstrukturen geschaffen, das Gewässerbett aufgeweitet, Deiche zurückverlegt, Nebengewässer naturnah angebunden, verstärkt ingenieurbiologische Bauweisen angewendet, ein standortgerechter Bewuchs gefördert sowie gewässertypische Biotop neu angelegt. Allerdings kann nicht oft genug betont werden, dass einzelne Verbesserungen von Teillebensräumen an und in Fließgewässern die dynamischen Ökosystembausteine nicht ersetzen können, sondern nur einen kleinen, aber wichtigen Schritt in die richtige Richtung bedeuten.

Im Folgenden werden einige Hinweise gegeben, wie je nach Situation einzelne Teillebensräume von Fließgewässern biologisch aufgewertet werden können:

Freies Fließwasser

Speziell bei Nutzungsänderungen kann es sich anbieten, Stauvorrichtungen bzw. Abstürze zu entfernen und z.B. durch Sohlgleiten oder -rampen zu ersetzen. Neben wasserbaulichen Erfordernissen ist darauf zu achten, dass die groben Steine möglichst ohne Verwendung von Mörtel oder Beton so gesetzt werden, dass sie zumindest bei Mittelwasserabflüssen auch stromaufwärts z.B. von Fischen, Muscheln oder Schnecken überwindbar sind. Des Weiteren ist zu beachten, dass sich bei Niedrigwasserabflüssen zwischen den Steinen noch ein weitgehend zusammenhängender, „gebündelter Abfluss“ ergibt. Können z.B. aus wasserrechtlichen Gründen derzeit Abstürze bzw. Wehre nicht zurückgebaut werden, so ist zu überlegen, ob nicht die Anlage eines Fischpasses oder einer Fischtreppe (Abb. 5) die Auswirkungen der Wandersperre mildern kann.

Vielfach verbleibt bei Ableitungen von Flusswasser zumindest zeitweilig kein ausreichendes Restwasser im Fluss. Hier sind Überlegungen anzustellen, ob nicht bereits z.B. durch eine Reduzierung der Wasserentnahme oder durch eine Änderung der Wasseraufteilung eine ausreichende Niedrigwasseraufhöhung erreicht werden kann. Einen gewissen Erfolg kann auch die Ausbildung von Niedrigwasserquerschnitten z.B. mittels Niedrigwasserbuhnen, z.T. im Einklang mit Belebungssteinen bringen.

Einen wesentlichen Schritt zur Verbesserung des „Lebensraumes Freiwasser“ würde selbstverständlich die Gestaltung eines naturnäheren Gewässerverlaufes durch die Wiederherstellung alter Flussschleifen und die Schaffung abwechslungsreicher Gewässerquerschnitte, besser noch durch das Zulassen einer eigendynamischen Entwicklung, erbringen.



Abb. 5: Fischtreppe an der Isar beim Ickinger Wehr (Foto P. Jürging)

Fließgewässersohle

Mitunter ist die Sohle eines Fließgewässers oft durchgehend so befestigt, dass sich im Extrem kein Interstitial ausbilden kann. Revitalisierungen dieses Teillebensraumes durch Aufreißen der Sohle haben für Fließgewässer im Hinblick auf eine ausreichende Durchgängigkeit eine

hohe Bedeutung. Allerdings ist bei allen diesbezüglichen Maßnahmen darauf zu achten, dass sich die Sohle nicht wieder eintiefen kann. Deshalb ist im Rahmen von Umgestaltungen zunächst ein ausgeglichener Geschiebehaushalt anzustreben. Hierfür kann das Gewässerbett z.B. aufgeweitet werden oder es muss für ausreichend Feststoffnachlieferung von oberstrom gesorgt werden.

Wenn allerdings die Ursachen für eine Gewässerbetteintiefung mit Aufweitungen oder Geschiebezugaben nicht beseitigt werden können, muss die Tiefenerosion direkt verhindert werden. Eine Möglichkeit hierzu ist eine Sohlsicherung, z.B. mittels Sohlenriegel, die die Sohle punktuell stützt, aber ansonsten eine offene Substratsohle ergibt. Ist eine massive, flächige Sicherung der Sohle unerlässlich, so kann z.B. eine Rollschicht aus Wasserbausteinen eingebaut werden. Allerdings müssen die hierfür verwendeten Baumaterialien der Schlepplast bei Bemessungsabfluss standhalten. Bei Normalabflüssen wird sich auf dieser Sicherungsschicht feineres Substrat ablagern und sich ein (künstliches), wenn auch bescheidenes Interstitial ausbilden.

Grundsätzlich gilt, dass das Gewässerbett als offene, heterogene Sohle mit Möglichkeit zur Substratumlagerung ausgebildet werden sollte. Damit wird eine Grundvoraussetzung für die Durchgängigkeit in Längsrichtung und in vertikaler Richtung (Wechselbeziehungen zwischen Interstitial und fließender Welle) erfüllt. Durch Feststoffumlagerungen entstehen Kies- und Sandbänke sowie Gumpen und Kolke, die mosaikartig angeordnete Kleinlebens- und Rückzugsräume für die aquatische Fauna darstellen und die Abflüsse bei Niedrigwasser konzentrieren.

Ufer und Uferstreifen

Die Ufer ausgebauter Fließgewässer sind oft mit Wasserbausteinen bis hin zu senkrechten Betonmauern in städtischen Bereichen gesichert um auch gewässernahe Flächen optimal nutzen zu können. Ist ausreichend Platz vorhanden bzw. können entsprechende Grundstücke erworben werden, dann sollten derartig befestigte Ufer, soweit man dies im Hinblick auf die Gewässerdynamik und den Hochwasserschutz vertreten kann, zurückgebaut werden (Abb. 6 und 7).



Abb. 6: Die Isar bei Icking vor dem Uferrückbau im Jahre 1996 (Foto W.Binder)



Abb. 7: Die Isar bei Icking nach dem Uferrückbau im Jahre 1999 (Foto W.Binder)

In Bereichen, wo Auen nicht mehr vorhanden sind und auch durch Renaturierungen nicht wieder geschaffen werden können, sollten überall wo die Situation es zulässt, Uferstreifen angelegt werden. Eine Bepflanzung mit standortgerechten und heimischen Gehölzen hilft die Ufer bis zu einem gewissen Grad zu sichern. Allerdings ist bei Anpflanzungen die Entwicklung der Gehölze in die Überlegungen mit einzubeziehen, damit nicht bereits nach kurzer Entwicklungszeit wieder „pflegend“ eingegriffen werden muss.

Ist ein Uferstreifen breit genug, so kann er bis zu einem gewissen Maß für gewässerdynamische Prozesse zur Verfügung gestellt werden, d.h. nicht jeder Uferabbruch muss sofort wieder verbaut werden. Ziel der Schaffung eines Uferstreifens sollte auch sein, die Gewässerunterhaltung zu minimieren. Gleichzeitig verbessern vor allem mit Gehölzen bestandene Uferstreifen die Lebensbedingungen im Wasser und können für eine Vielzahl von Arten eigenständige Lebensräume sein. Darüber hinaus können noch vorhandene, verinselte Lebensräume durch Uferstreifen vernetzt werden und im Idealfall einen Biotopverbund mit der restlichen Tallandschaft ergeben.

Deiche

Werden Deiche neu angelegt, bestehende erhöht, umgebaut oder verlegt, so unterliegen diese besonderen Sicherheitsanforderungen im Bezug auf Standsicherheit, Überflutung und Durchsickerung. Werden „nur“ die Normen (s. DIN 10712) erfüllt, so verbleibt zwangsläufig ein eintöniger Deich mit einem durchgehenden Regelprofil und meist kurz geschorenem Rasen, aber kein Spielraum für landschaftsgerechte Ausgestaltungen. Deshalb sollten, wenn es der zur Verfügung stehende Platz erlaubt, Deiche voluminöser geschüttet werden als es der erdstatisch nötige Mindestquerschnitt verlangt. Diese zusätzlichen Schüttungen dienen der Gestaltung und ermöglichen eine Bepflanzung im Wechsel mit Magerrasen. Unter Umständen kann dann auch auf Deichverteidigungswege verzichtet bzw. diese bei Bedarf in ein Konzept von Rad-, Wander- und Spazierwegen integriert werden.

Seitenbäche

Ein wesentlicher Beitrag in Richtung Naturnähe kann auch das Freilegen versiegelter Nebengewässer unter Berücksichtigung gewässerökologischer Belange sein. Hierzu zählt u.a. auch eine funktionsfähige Anbindung des Seitengewässers an das Hauptgewässer im Hinblick auf eine bessere Längs- und Quervernetzung, damit sich z.B. Fließgewässerorganismen für die Dauer eines Hochwassers wieder in die Nebengewässer zurückziehen können. Ideal ist es, wenn das offene, möglichst naturnah gestaltete Seitengewässer über z.B. Steinrampen oder fischpassähnliche Konstruktionen ohne senkrechte Abstürze in das Hauptgewässer mündet. Bei nicht zu starkem Gefälle können auch Faschinenschwellen in den Übergangsbereich eingebaut werden. Die nicht austreibenden Faschinen im Sohlenbereich sichern zwar nur anfänglich die Sohlen, aber schon nach kurzer Entwicklungszeit wird diese Funktion von den ausgetriebenen Wurzeln der Steckhölzer übernommen werden. Bei allen Einmündungen, insbesondere bei solchen mit ingenieurbioologischen Maßnahmen ist darauf zu achten, dass das Abflussprofil durch die Vegetationsentwicklung nicht zu stark eingeengt werden kann. Zusätzlich sollte, wo immer möglich, darauf geachtet werden, dass im Mündungsbereich ein Einleitungswinkel von etwa 45 bis 60 Grad zur Fließrichtung gewählt wird. Dies entspricht der Mündungssituation der meisten natürlichen Seitengewässer, die ja in aller Regel vom Hauptgewässer im Laufe der Zeit in Fließrichtung „verschleppt“ wurden. Damit bleibt der Lockstrom für Wasserorganismen im Fluss länger „gebündelt“ und die möglichen Erosionskräfte auf das gegenüberliegende Ufer werden wesentlich verringert.

4. Pflege und Unterhaltung

Art. 42 Bayerisches Wassergesetz definiert die gesetzliche Verpflichtung zur Gewässerunterhaltung. Dabei werden einerseits Maßnahmen aufgeführt, die der gefahrlosen Abführung des Wassers dienen. Andererseits wird die Beachtung ökologischer Gesichtspunkte bei anstehenden Unterhaltungsarbeiten eingefordert. Dazu zählen alle Aspekte, welche die Beeinträchtigung des Naturhaushaltes durch notwendige Unterhaltungsmaßnahmen mindern.

Mechanische Gewässerunterhaltung

Zu wichtigen, stets wiederkehrenden Unterhaltungsarbeiten gehören vor allem das **Mähen** des Aufwuchses auf den Uferböschungen, Vorländern und Deichen und bei kleineren Gewässern das **Krauten**, d.h. das Schneiden der meist submersen Vegetation im aquatischen Bereich, einschließlich dem Entfernen des Mäh- bzw. Krautgutes.

Für die Lebensgemeinschaften der Rasen, Hochstauden, Röhrichte und Wasserpflanzen bedeutet eine Mahd bzw. ein Krauten einen „einschneidenden“ Eingriff, da diese letztlich dezimiert werden und dadurch die natürliche Sukzession immer wieder unterbrochen bzw. um eine Entwicklungsstufe zurückversetzt wird.

Um die negativen Einflüsse der Mahd und des Krautens verringern zu können, ist vor jedem Geräteeinsatz grundsätzlich zu prüfen, ob die Unterhaltungsmaßnahme in und am Gewässer zwingend erforderlich ist. Eine notwendige Mahd bzw. Krautung ist so weit als möglich räumlich und/oder zeitlich auf die abflusstechnischen Erfordernisse, aber auch auf die verschiedenen Entwicklungsphasen der Lebensgemeinschaften abzustimmen. So kann u.U. der gesamte Querschnitt zeitlich gestaffelt oder nur streifenweise gemäht bzw. gekrautet werden (DVWK 1992).

Gleichzeitig sollte zur Verringerung der biozönotischen Auswirkungen beim Mähen und Krauten eine Schnitthöhe von 15 cm nicht unterschritten werden. Das Schnittgut sollte nicht nur aus Gründen der Gewichtsreduzierung ein bis zwei Tage liegen bleiben, sondern auch, um wenig beweglichen Kleintieren eine gewisse Fluchtmöglichkeit zu lassen. Danach ist es im

Hinblick auf die Gewässergüte und auf eine mögliche Versetzung oder Verkläuserung aus dem Abflussprofil zu entfernen.

Bei kleineren, nährstoffreichen und stark besonnten Fließgewässern kann ein **Räumen** in mehrjährigen Abständen, vor allem in den Auflandungsbereichen, erforderlich werden. Jede Räumung bedeutet zwangsläufig einen mehr oder weniger starken Verlust an Lebensräumen und damit an Pflanzen und Tieren. Um den negativen ökologischen Auswirkungen einer Räumung entgegenwirken zu können, ist zu überprüfen, ob nicht schon ein punktuell, einseitiges oder mittiges Räumen den erwünschten Erfolg bringen kann oder ob in bestimmten Fällen die Räumung einer kürzeren Strecke ausreicht. Eventuell kann auch die Anlage eines Sandfangs, am besten im Vorfeld einer „kritischen Strecke“, eine Verbesserung bringen. Das Baggergut ist auf jeden Fall aus dem Hochwasserabflussbereich zu entfernen.

Gehölzpflege

Bäume und Sträucher sind, wie erwähnt, von großer Bedeutung für den Uferschutz, die biologische Unterhaltung (Beschattung) sowie als Lebensraum und als Nahrungs- und Totholzlieferant. Deshalb sollten Bäume und Gehölzstreifen überall dort, wo fließgewässerbegleitende Gehölze fehlen und sich eine Möglichkeit zu einer Gehölzpflanzung ergibt, angesiedelt werden, z.B. bei der Schaffung eines Uferstreifens. Dabei sind grundsätzlich heimische und standortgerechte Gehölze zu verwenden. Eine regelmäßige Kontrolle und Pflege der Anpflanzungen ist in den meisten Fällen erforderlich. Das Ziel der Pflege von Ufergehölzen ist es, einen geschlossenen, stufigen, aus mehreren Baum- und Straucharten aufgebauten Gehölzsaum zu erhalten oder zu entwickeln. Selbstverständlich kann auch bei idealen Ausgangsbedingungen, d.h. bei ausreichendem Platz für eine Entwicklung des Fließgewässers eine Selbstansiedlung angestrebt und die natürliche Entwicklung zugelassen werden.

Literatur:

- BINDER, W., 2001: River restoration in Bavaria.- In: NIJLAND H.J.(Hrsg), River restoration in Europe, Conference on river restoration, Netherland 2000, Wageningen 2001, 223-230
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU), 1992: Methoden und ökologische Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung.- DVWK Merkblätter 224, Paul Parey, Hamburg und Berlin, 84 S.
- JÜRGING, P., 1995: Wasserwirtschaftliche und ökologische Folgen der Nutzung von Gewässerauen.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft 4/1996, S. 154-158.
- JÜRGING, P., 1999: Die Ökologie von Flachlandgewässern und deren Beeinträchtigung durch Unterhaltungsmaßnahmen.- In: Unterhaltung und Entwicklung von Flachlandgewässern; Materialien Gewässer Band 2, Baden-Württemberg, I/1-15
- JÜRGING, P., 2001: Landschaftspflegerische Aspekte beim Hochwasserschutz.- In: PATT, H.: Hochwasser-Handbuch – Auswirkungen und Schutz; Springer, Berlin u. Heidelberg, 403-439
- PATT, H., JÜRGING, P. u. W. KRAUS, 1998: Naturnaher Wasserbau - Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern.- Springer, Berlin Heidelberg, 358 S.

Neue Konzepte des Naturschutzes zum Erhalt von Offenlandschaften - Fachlicher Hintergrund und praktische Umsetzung am Beispiel von halboffenen Weidelandschaften, Wildnisgebieten und der Redynamisierung -

Dr. Uwe Riecken, Bundesamt für Naturschutz

1. Ausgangssituation

Für viele Arten und Artengemeinschaften sind dynamische Prozesse einschließlich stochastisch auftretender katastrophaler Ereignisse von existentieller Notwendigkeit. Oftmals kommt gerade den unvorhersehbaren gravierenden Veränderungen für die Existenz anspruchsvoller Pionier- und Offenlandarten eine Schlüsselfunktion zu (Plachter 1998).

Ein zentrales Problemfeld aus Naturschutzsicht ist, dass natürliche dynamische Prozesse besonders seit dem Beginn der Industrialisierung und mit einem ganz besonderen Schub seit den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts systematisch eliminiert worden sind (Übersicht bei RIECKEN et al. 1998 SCHRÖDER et al. 1997) (VGL. ABB. 1). Eine aktuelle, aber noch nicht publizierte Auswertung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) kommt zu dem Ergebnis, dass sich rd. 80% aller Fließgewässerabschnitte in einem hinsichtlich der Gewässerstruktur schlechtem Zustand befinden.



Abb. 1: Baustelle des Rhein-Main-Donaukanals im Altmühltal. Deutlich erkennbar auf der linken Bildseite ist eine noch unzerstörte Schlinge der Altmühl.

Die Industrialisierung der Landwirtschaft und die ihr zu Grunde liegende europäische Agrarpolitik hat aber auch dazu geführt, dass anthropogen bedingte Dynamik und die standörtliche Vielfalt aus den Kulturlandschaften weitgehend verschwunden sind.

Zu beachten ist in diesem Zusammenhang auch, dass durch den Einfluss großer Pflanzenfresser ursprüngliche Wälder in ihrer Gesamtheit oder in wesentlichen Teilen einen offeneren Charakter aufgewiesen haben (BEUTLER 1996, BUNZEL-DRÜKE ET AL. 1995, 1999, BUNZEL-DRÜKE 1997). Dies wird auch dadurch deutlich, dass eine große Zahl der als typisch für Wälder eingestufte Arten eigentlich Waldrandarten sind. Dies gilt für viele Vögel, epigäische Arthropoden und Totholzbesiedler, von denen heute viele Arten stark gefährdet sind.

Extensive landwirtschaftliche Nutzungssysteme konnten bis zu einem gewissen Grade eine Ersatzlebensraumfunktion für Arten von ursprünglich unter dem Einfluß von natürlicher Lebensraumdynamik oder von großen Weidegängern stehenden Ökosystemen übernehmen (TISCHLER 1980). Ähnliches gilt für bestimmte andere mit Störungen verbundene Nutzungen wie beispielsweise der militärische Übungsbetrieb.

Moderne Entwicklungen der Landbewirtschaftung und veränderte ökonomische Rahmenbedingungen haben in den letzten Jahrzehnten zu erheblichen Verlusten wertvoller meist extensiv genutzter Offenlandbiotope und durch diese geprägten Landschaften geführt. Von dieser Entwicklung sind letztendlich die traditionellen Kulturlandschaften insgesamt betroffen. Neben umfangreichen Meliorationen und Nutzungsintensivierungen sind die Ursachen einerseits deutliche Rückzugstendenzen der Landwirtschaft aus sogenannten peripheren Räumen, die zu einer großflächigen Nutzungsaufgabe besonders in diesen bisher extensiv genutzten Bereichen führen werden. Auf der anderen Seite erfolgen vielerorts großflächige Erstaufforstungen dieser für den Naturschutz bedeutsamen Räume. (RAHESE 1996, RIECKEN et al. 1997 LOSCH & DOSCH 1997, LUICK 1997).

Aus Sicht des Naturschutzes ist es äußerst unwahrscheinlich, dass alle früher extensiv genutzten Offenlandbereiche (Feucht- und Niedermoorgrünland, trockene silikatische und kalkreiche Magerrasen, Sandmagerrasen, Zwergstrauchheiden usw.) mittel- bis langfristig mit traditionellen Konzepten des Naturschutzes (z.B. Biotoppflege, Vertragsnaturschutz) erhalten werden können. Die Gründe hierfür sind vor allem der Generationenwechsel der Landwirtschaft aus diesen Bereichen und die begrenzte Verfügbarkeit von Finanzmitteln für die Biotoppflege.

Diese Situationsbeschreibung und ein Blick über den nationalen Tellerrand führt zu den folgenden vorläufigen Schlussfolgerungen:

- Aus der dargelegten Situationsbeschreibung folgt ein unmittelbarer Handlungsbedarf für den Naturschutz.
- Eindeutig klar ist dabei, dass bewährte traditionelle Ansätze des Biotopschutzes an ihre konzeptionellen, operablen und finanzierbaren Grenzen stoßen und somit insgesamt nicht hinreichend sind, um eine dauerhafte Sicherung der betroffenen Ökosysteme und Arten zu gewährleisten.
- Eine Reihe der europäischen Nachbarn (NL, S, E, GB) sind hier konzeptionell und hinsichtlich der Umsetzung deutlich weiter, z.B. durch neue großflächige Gebietskonzepte und nationale Naturschutzplanungen (z.B. BAERSELMANN & VERA 1995, GORIUP 1999, MINISTERIE LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ 2000, STICHTING ARK 2000).
- Unbestritten ist auch, dass das ökologische Netzwerk in Deutschland bereits erhebliche Lücken aufweist. Deshalb wird man auch Flächen neu für den Naturschutz beanspruchen und bereit stellen müssen.

In diesem Beitrag werden verschiedene Ansätze, die teilweise als Alternativen zu traditionellen Pflegekonzepten zu sehen sind, dargestellt und in einen konzeptionellen Zusammenhang gestellt. Dabei werden besonders die bundesrelevanten Aspekte angesprochen.

2. Alternative Konzepte für den Flächenschutz

2.1. Generelle Überlegungen zu möglichen Alternativen

An alternative Konzepte sind folgende Anforderungen zu stellen:

1. Sie müssen **geeignet** sein, die naturschutzfachlichen Zielsetzungen zu erreichen. Dabei geht es nicht nur um sektorale Einzelziele sondern um die Umsetzung komplexer Leitbilder, die sich sowohl aus allgemeinen (§§ 1,2 BNatSchG), übergeordneten (Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplanung usw.) und aus der konkreten Einzelfallbetrachtung abgeleiteten Ziel und Aufgabenstellungen herleiten müssen (vgl. z.B. FINCK et al. 1997). Zu den Zielen gehören in diesem Fall:
 - Schutz von Arten und Artengemeinschaften, die auf dynamische Situationen bzw. Pionierstandorte angewiesen sind,
 - Erhalt wertvoller Offenlandökosysteme
 - Schutz von Arten und Artengemeinschaften, die auf Wald-Offenland-Übergänge spezialisiert sind,
 - Schutz von Arten und Artengemeinschaften, die besonntes Altholz besiedeln
2. Sie müssen aufgrund der gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen **realisierbar** sein. Dieser Gesichtspunkt ist vor allem bei einer eher historisierenden Vorgehensweise von Bedeutung. Hier ist in jedem Fall zur Kenntnis zu nehmen, dass viele dieser Rahmenbedingungen so nachhaltigen anthropogenen Veränderungen unterzogen worden sind, dass sie als nicht oder kaum regenerierbar gelten müssen. Dies gilt beispielsweise für die Entwässerung von Hochmooren, den Ausbau und die Regulation der großen Ströme und die Eutrophierung der Landschaft.
3. Sie müssen **wirtschaftlich** sein. Auch im Naturschutz spielt die Effizienz von Maßnahmen vor allem angesichts knapper Ressourcen eine besondere Rolle. Steuergelder müssen wirtschaftlich eingesetzt werden. Dies gilt jedoch um so mehr dann, wenn zur Erreichung der angestrebten Ziele land- und forstwirtschaftliche oder sonstige Bewirtschaftungen notwendig sind. Hier gilt es sowohl auf die allgemeinen ökonomischen Rahmenbedingungen als auch auf die geltende Förderpraxis Rücksicht zu nehmen. Andererseits ist es selbstverständlich auch dringend geboten, die Förderpraxis selbst im Sinne der anschließend zu diskutierenden Alternativen zu modifizieren. Da dies jedoch kaum im Rahmen konkreter Projekte möglich ist, soll hierauf nicht weiter eingegangen werden.
4. Sie müssen **Akzeptanz** beim Naturschutz, bei politischen Entscheidungsträgern, betroffenen Nutzern und der Bevölkerung finden. Wobei es nicht um Akzeptanz um jeden Preis gehen kann: Grundvoraussetzung ist in jedem Fall, dass die Punkte 1-3 erfüllt sind. Auf der anderen Seite bieten sie Raum für vielfältige Partnerschaften.

Abbildung 2 gibt eine schematische Übersicht über mögliche alternative Flächenschutzkonzepte.

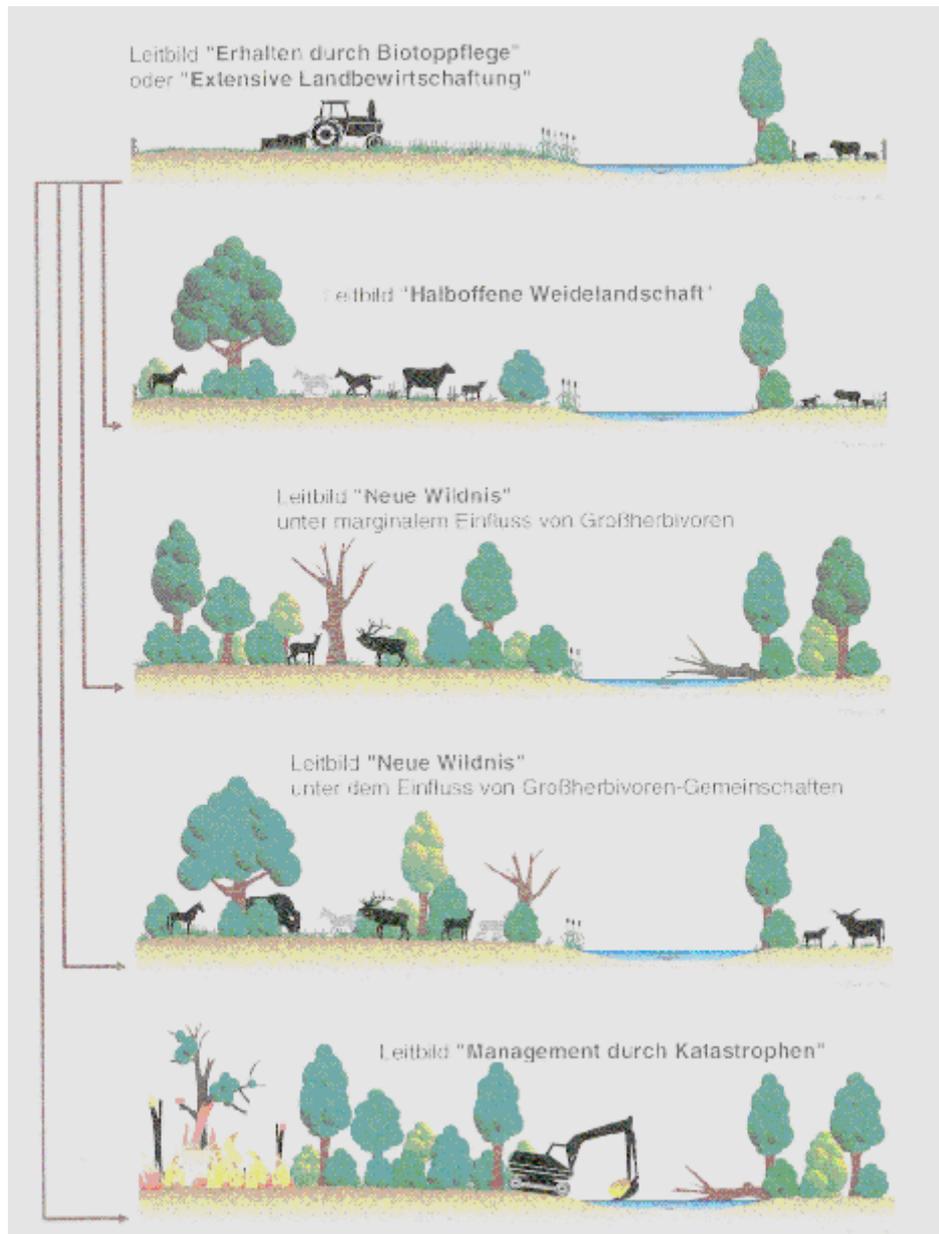


Abb. 2: Schematische Übersicht über mögliche alternative Ansätze des Flächenschutzes.

2.2. Halboffene Weidelandschaften

Ich möchte in der Vorstellung der Alternativen mit einem Ansatz beginnen, der traditionellen Bewirtschaftungs- oder Pflegeformen des Naturschutzes am nächsten steht. Es handelt sich um die Entwicklung von „halboffenen (Weide-) Landschaften“. Das Konzept hierfür lässt sich aus bestimmten traditionellen Wirtschaftsformen (Waldweide, Hudeviehhaltung) ableiten. Dieser Ansatz verfolgt nicht nur das Ziel der Offenhaltung bestimmter Lebensräume sondern auch die Wiederherstellung von lichten Waldökosystemen wie sie unter dem Einfluss von natürlichen Großherbivoren-Gemeinschaften früher zumindest in bestimmten Bereichen verbreitet waren (vgl. BUNZEL-DRÜKE 1997, BUNZEL-DRÜKE ET AL. 1999, REISINGER 1999 RIECKEN ET AL. 1997, VERA 1998).

Das Leitbild für diesen Ansatz ist überwiegend pflege- oder nutzungsorientiert. Entsprechend lassen sich Formen landwirtschaftlicher Nutzung, aber auch der gezielten Biotoppflege auf Teilflächen integrieren. Die Umsetzung erfolgt im Gegensatz zur Hütelhaltung durch großräumige Koppeln und weniger intensive Betreuung des Viehs. Die Infrastruktur ist auf ein Minimum begrenzt. Aufgetrieben werden Herden geeigneter Nutztiere, die dort idealerweise ganzjährig in "halbwilder" Form gehalten werden. Ein Herdenmanagement erfolgt durch gezielte Entnahme oder Besatz.

Die Flächen müssen so groß sein, dass sie langfristig für den (ggf. auch anwachsenden) Bestand hinreichend Nahrung zur Verfügung stellen. Zudem ist es wichtig, jeweils unterschiedliche Standorte zu kombinieren, um auch das saisonal wechselnde Futterangebot der einzelnen Lebensräume zu berücksichtigen und eine ganzjährige hinreichende Versorgung der Tiere zu gewährleisten.

Als erhoffter Effekt soll sich eine Landschaft einstellen, die überwiegend aus offenen und auch durchaus relativ intensiv beweideten Bereichen, aber auch aus unterschiedlichen Sukzessionsstadien einschließlich der (natürlichen) Schlusswaldgesellschaften besteht (vgl. Abb. 3). Dabei wird bewusst in Kauf genommen, dass die Entwicklung nicht exakt steuerbar noch das Ergebnis genau vorhersagbar ist.

Erheblichen Kosten in der Anfangsphase stehen mittelfristig idealerweise deutliche Ersparnisse im Vergleich zu traditioneller Pflege gegenüber; ggf. kann in Kombination mit Mitteln des Vertragsnaturschutzes eine Wirtschaftlichkeit erreicht werden.



Abb. 3: Modellhaftes Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben des Bundes zur Entwicklung und Erhaltung einer halboffenen Weidelandschaft im Naturschutzgebiet "Höltigbaum" an der Landesgrenze zwischen Hamburg und Schleswig-Holstein.

2.3 Redynamisierung/Management durch Katastrophen

Nicht überall wird man gepflegte Offenländer als Ziel formulieren sondern den Prozessschutz als solchen in den Vordergrund rücken. Auch wird es ganz selbstverständlich Bereiche geben, in denen aus den unterschiedlichsten Gründen weder die traditionellen Konzepte der Grünlandpflege noch die hier vorgestellten extensiven Weidekonzepte greifen werden bzw. können. Dies könnte z.B. solche Landschaften betreffen,

- in denen die Sukzession der Grünländer so weit fortgeschritten ist, dass eine erneute In-nutzungnahme nicht möglich und die Pflege nicht realisierbar erscheint,
- in denen keine geeigneten Betriebsstrukturen für die Pflege oder Bewirtschaftung auch in der genannten extensiven Form mehr existieren und
- die bereits einen so hohen Waldanteil aufweisen, dass die Waldvermehrung aus natur-schutzfachlicher Sicht kein adäquates Ziel darstellt.

In diesen Fällen wären weitere Alternativen, Stichwort z.B. "Management durch Katastrophen" und/oder die verstärkte Reetablierung dynamischer Prozesse zu prüfen. Management durch Katastrophen greift immer dort, wo die Wiederzulassung natürlicher Dynamik nicht oder nur eingeschränkt möglich ist. Die Konzepte leiten sich jedoch aus natürlichen Störungen ab und versuchen diese zu substituieren, ähnlich wie eine Pflege die traditionelle Nutzung ersetzen soll (übersicht in Tab. 1). Mit grundsätzlichen und konkreten Überlegungen hierzu befassen sich FINCK et al. (1998) und SCHRÖDER et al. (1997).

Tab. 1: Ersatz natürlicher Dynamik durch ein "Management durch Katastrophen"

Natürliche Störung	☼	Management
Waldbrände	☼	Pflege mit Feuer
Überflutungen/ Eisschur an Flüssen und Küsten	☼	Abtragen von Deichen/ Deregulierung von Fließ-gewässern/ ggf. Einstau
Eisbruch Windwurf Berg- und Hangrutsche	☼ ☼ ☼	massive mechanische Störungen (Stichwort "Pflegepanzer")
Auswirkungen von Insektenkalamitäten	☼	Zulassung
usw.	☼	

2.4. Entwicklung von Wildnisgebieten

Wildnisentwicklung in Mitteleuropa ist insgesamt ein heikles, viel diskutiertes und sehr um-strittenes Thema. Bei dem Begriff Wildnis ist man spontan geneigt, zunächst an ausgedehnte, von Menschen völlig unberührte Landschaften zu denken, wie sie vielleicht in Ansätzen in Kanada, Amazonien oder der Antarktis noch existieren. Und richtig, dieser Begriff hat sich aus den Erfahrungen, dem Erleben der Urlandschaften der Neuen Welt im 18. und 19. Jahr-hundert als Gegenpol zu den vertrauten Kulturlandschaften Mitteleuropas entwickelt. Die Ideen mündeten in einer regelrechten Wilderness-Bewegung in Nordamerika und führen dort beginnend in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zur Ausweisung der ersten National-parke. 1964 schafft die USA sogar mit dem Wilderness Act eine eigene Schutzgebietskatego-rie und es entsteht ein Netz von Wilderness-Schutzgebieten (Übersicht bei STAPFER 1999, TROMMER 1992, 1997, SCHERZINGER 1997).

Aber auch in Mitteleuropa und speziell in Deutschland ist eine Auseinandersetzung mit dem Wildnis-Begriff zu beobachten. Hier ist er oft noch sehr negativ besetzt und hat nicht die positive Entwicklung wie in Nordamerika durchlebt. Wildnis ist das Feindbild, dem es mit Kultur zu begegnen gilt.

Auch ist völlig unbestritten, dass es zumindest in weiten Teilen Mitteleuropas und in Deutschland insgesamt keine Bereiche mehr gibt, die der ursprünglichen Wildnis entsprechen. Es geht also nicht in erster Linie darum, vorhandene ursprüngliche Wildnis im engeren Sinne zu erhalten sondern vielmehr darum, Wildnisgebiete zu schaffen, in denen (künftig) solche Prozesse wieder vermehrt ablaufen bzw. zugelassen werden sollen. Ich möchte daher von folgender Definition ausgehen. Dabei wird analog zu Ansätzen in den Niederlanden bewusst der Begriff Wildnisgebiet anstatt von Wildnis gewählt:

“Unter Wildnisgebieten (als Zielkonzept des Naturschutzes) sollen ausgedehnte Landschaftsräume verstanden werden, deren ökologische Rahmenbedingungen (noch) geeignet oder soweit wieder hergestellt sind, dass natürliche Entwicklungsprozesse ablaufen können.

Sie zeichnen sich durch keine oder nur sehr geringe aktuelle direkte anthropogene Einflüsse aus. In ihnen werden Entwicklungsprozesse und stochastische Störereignisse zugelassen.

Überregionale und globale anthropogene Einflüsse können dabei dazu führen, dass die Prozesse und die durchlaufenen Entwicklungsphasen gegenüber der ursprünglichen Situation modifiziert sind.”

Dabei ist völlig selbstverständlich, dass es sich bei Wildnis um eine „typische menschliche Denkfigur“ handelt, die nur im Kontrast zur vom Menschen gestalteten Kulturlandschaft bewusst wahrgenommen werden kann (TROMMER 1992).

Dies mag hier zur Standortbestimmung genügen. Kehren wir zur Praxis zurück. Gehen wir von den eben diskutierten Schemata halboffene Weidelandschaften und Management durch Katastrophen aus, dann kann das Fachkonzept Wildnisgebiet auch als eine Fortentwicklung des Konzeptes der halboffenen Weidelandschaften in Kombination mit der Redynamisierung verstanden werden (vgl. auch Abb. 2), in dem nunmehr

- die ungestörte Entwicklung im Vordergrund steht,
- die Weidetiere als “Ersatzmannschaft” für ihre ausgerotteten Urahnen auflaufen und keine Nutztierfunktion mehr aufweisen,
- das Management weiter reduziert wird
- die Rahmenbedingungen für eine dynamische Landschaftsentwicklung auch hinsichtlich der abiotischen Faktoren geschaffen werden
- eine möglichst ungestörte Entwicklung das Ziel ist.

Beispielhaft für die konsequente Umsetzung dieses Ansatzes sei auf das Projekt „Millinger Waard“ am niederländischen Rhein verwiesen (Abb. 4). Dort entsteht ein ganzes Netzwerk vergleichbarer Gebiete (vgl. z.B. KAMPF 2000, OVERMARS et al. 1991).



Abb. 4: Wildnisgebiet „Millinger Waard“ am Niederländischen Abschnitt des Rheins nahe der Deutschen Grenze mit ausgewilderten (de-domestizierten) Konik-Pferden.

3. Ausblick „Neue Kulturlandschaft“ und „Neue Wildnis“

Um nicht missverstanden zu werden: alternativ soll nicht im Sinne von “ersetzen” sondern von “ergänzen” verstanden werden. Das bedeutet konkret, dass von Seiten des Naturschutzes Entscheidungskonzepte entwickelt werden müssen, die unter Berücksichtigung bestehender Leitbilder und den im Einzelfall zur Verfügung stehenden Optionen eine optimale Auswahl treffen.

Ich möchte zum Schluss meines Beitrages die vorgestellten Gedanken und Ansätze noch einmal zu einem theoretischen Gesamtkonzept auch vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion um landschaftliche Leitbilder zusammenführen.

Geht man davon aus, dass die heutige Situation der Landschaft oder irgendeine historische jeweils nur eine Momentaufnahme eines von den sich ändernden ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen gesteuerten Entwicklungsprozesses in Raum und Zeit ist, dann wird es schwierig, ja unmöglich, eine konkrete Vorbildsituation der Landschaft zum naturschutzfachlichen Leitbild für eine künftige Entwicklung zu erklären.

Dies gilt vor allem deshalb, weil sich die ökonomischen, sozialen aber auch die natürlichen Rahmenbedingungen ständiger Veränderung unterworfen sind. Zu nennen ist nur die flächenhafte Eutrophierung, die zu beobachtende Klimaveränderung oder die massiven Veränderungen des landschaftlichen Wasserhaushaltes.

Diese Erkenntnisse implizieren ein hohes Maß an Kreativität und Flexibilität, wenn es darum geht, naturschutzfachliche Ziele, Konzepte und Maßnahmen abzuleiten, die einerseits den allgemeinen gesellschaftlichen Zielsetzungen des Naturschutzes gerecht werden sollen, andererseits jedoch auch umsetzbar bleiben müssen. Notwendig ist dabei eine starke Funktionsorientierung (Abb. 5).

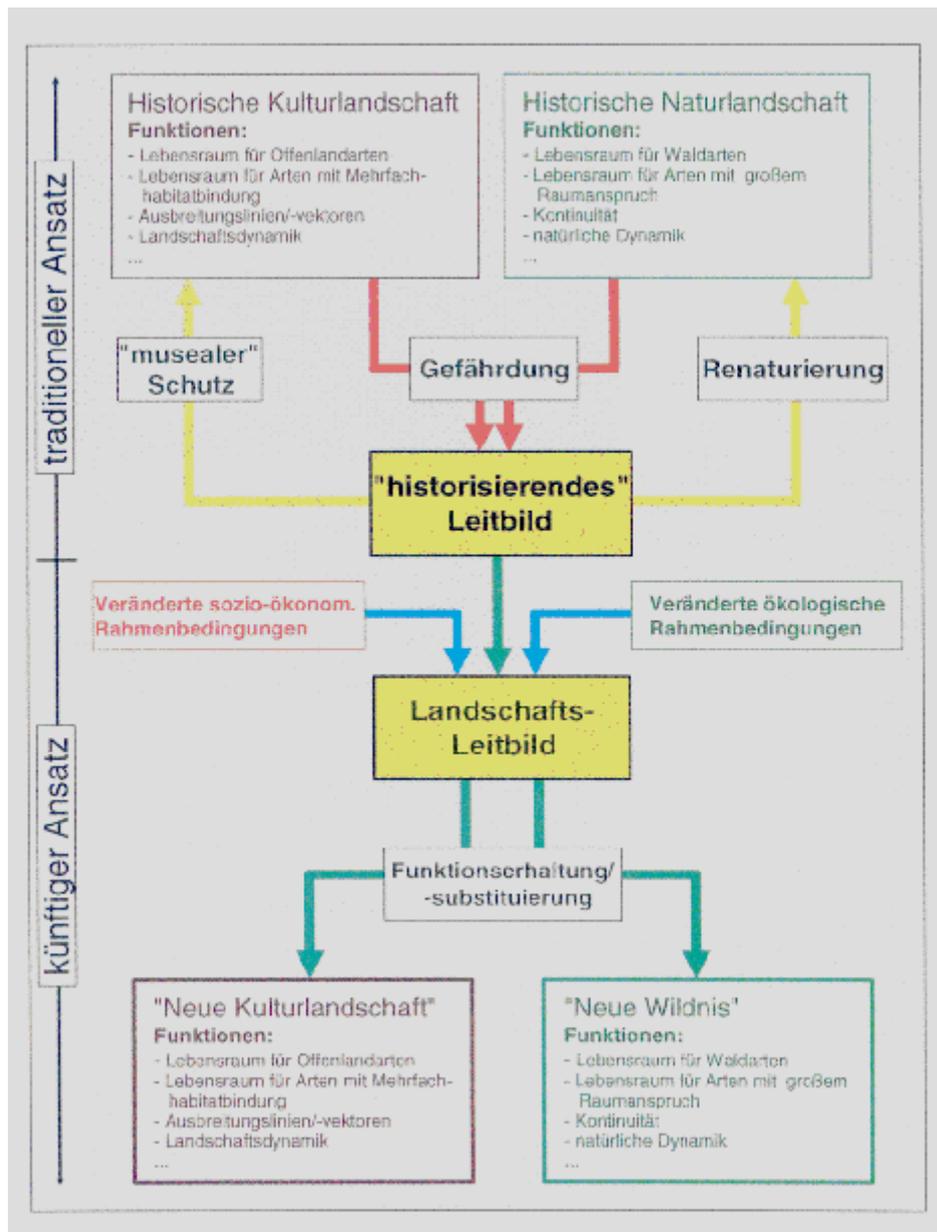


Abb. 5: Modell für die Ableitung von Zielen und Leitbildern im Naturschutz unter Berücksichtigung veränderter ökologischer und ökonomischer Rahmenbedingungen (aus RIECKEN et al. 2001).

4. Schlussfolgerungen

Nach unserer festen Überzeugung handelt es sich bei den geschilderten Konzepten um Ansätze von herausragender und grundlegender Bedeutung für den Flächenschutz in Deutschland. Wichtig ist besonders die deutliche Schwerpunktsetzung auf eine Prozessschutzorientierung im Gegensatz zu sehr statischen, immer nur sehr eng begrenzte Zustände konservierende, heute kaum mehr dauerhaft und flächendeckend umzusetzende Pflegekonzepte.

Die weitreichenden, teilweise mehrere 1000 ha umgreifenden Konzepte in einigen europäischen Nachbarländern und das riesige Interesse in Deutschland (von Universitäten, über Behörden, Verbände bis hin zu Planungsbüros) unterstreichen dies eindrucksvoll. In den NL sind sie wesentlicher Bestandteil des "Nationalen Maßnahmenplans Naturschutz" (Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2000) und umfassen u.a. wesentliche Teile des Deichvorlandes von Rhein und Waal (diverse große Vorhaben, vgl. Abb. 4) (BAERSELMANN &

VERA 1995, KAMPF 2000, VERA 1998). Vielfach gelingt es dort bereits, Flächen für den Naturschutz neu zu requirieren (“ich war mal ein Maisacker ...”).

Ähnlich auch die Ansätze in Belgien. In verschiedenen Ländern der EU gehören Weidelandschaften zu den Lebensraumtypen von gemeinschaftlicher Bedeutung (FFH-Richtlinie, Anhang I).

Letztendlich ist es notwendig neben der Praktizierung bislang bewährter Methoden und Verfahren auch den Weg zu einer “neuen Kulturlandschaft” und zu einer “neuen Wildnis” zu beschreiten. Nicht vergessen werden darf dabei, dass hierfür jedoch auch eine Reihe rechtlicher und fördertechnischer Voraussetzungen zu schaffen sind (Übersicht bei RIECKEN et al. 2001).

Neben den üblichen Partnern des Naturschutzes gilt es dabei neue Kooperationen einzugehen. Zu denken ist hier an den Fremdenverkehr, die Forstwirtschaft aber besonders auch die Wasserwirtschaft, die über die technischen und finanziellen Möglichkeiten und das einschlägige technische Know-how verfügt, um vor allem im Bereich der Flußläufe und Auen die Ausgangsbedingungen für eine Redynamisierung zu schaffen.

Das hier zu diskutierende Vorhaben am oberen Main kann dabei als eindrucksvolles und richtungsweisendes Beispiel gelten.

5. Literatur

- Baerselmann, F. & Vera, F. (1995): Nature development. An exploratory study for the construction of ecological networks. Ministry of Agriculture, Nature management and Fisheries The Netherlands, 62 S.
- Beutler, A. (1996): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluß auf Vegetation und Landschaft. *Natur und Kulturlandschaft* 1: 51- 06.
- Bunzel-Drüke, M. (1997): Großherbivore und Naturlandschaft. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 54: 109-128.
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J. & Vierhaus, H. (1995): Wald, Mensch und Megafauna. Gedanken zur holozänen Naturlandschaft in Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 4/95: 43-51.
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Hauswirth, L. & Vierhaus, H. (1999): Großtiere und Landschaft - von der Theorie zur Praxis. - *Natur und Kulturlandschaft, Höxter/Jena, Band 3*: 210-229.
- Finck, P., Hauke, U., Schröder, E., Forst, R. & Woithe, G. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 50/1, 265 S.
- Finck, P., Klein, M., Riecken, U. & Schröder, E. (Bearb.) (1998): Schutz und Förderung dynamischer Prozesse in der Landschaft. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 26. bis 28. August 1997. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 56, 425 S.
- Goriup, P. (ed.) (1999): *The New Forest Woodlands. A management History.* Pisces Publications for The Forestry Commission, Newbury, 117 S.
- Kampf, H. (2000): Beweidung in den Niederlanden. *ABU info* 24(2): 36-53.
- Losch, S. & Dosch, F. (1997): Erwartete freifallende Flächen in der Landwirtschaft _ Chance für eine naturnähere Landnutzung? *Schr.R. d. Dt. Rates f. Landespflege* 67: 28-36.
- Luick, R. (1997): Situation und Perspektiven des Extensivgrünlandes in Südwestdeutschland. *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 54: 25-52.
- Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (Hrsg.) (2000): *Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw.* Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag, Niederlande, 58 S.

- Overmars, W., Vera, F., Bruin, D. De, Hamhuis, D., Nieuwenhuizen, L. Van & Sijmons, D. (1991): Raumplanungskonzept zur Erhaltung und Endwicklung von Flußauen. Der Planungsentwurf "Ooi-evaar". Laufener Seminarbeitr. 4/91: 150-156.
- Plachter, H. (1998): Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. SchrR. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56: 21-66.
- Raehse, S. (1996): Veränderungen in der Kulturlandschaft. Lebensraum Grünland. Hess. Min. d. Innen- u. f. Landwirtsch., Forsten u. Natursch., Wiesbaden, 96 S.
- Reisinger, E. (1999): Großräumige Beweidung mit großen Pflanzenfressern - eine Chance für den Naturschutz. - Natur und Kulturlandschaft, Höxter/Jena, Band 3: 244-254.
- Riecken, U., Klein, M. & Schröder, E. (1997): Situation und Perspektiven des extensiven Grünlands in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung "halboffener Weidelandschaften". Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54: 7-23.
- Riecken, U., Finck, P., Klein, M. & Schröder, E. (1998). Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. Natur u. Landschaft 73 (6): 261-270.
- Riecken, U., Finck, P. & Schröder, E. (2001): Tagungsbericht zum Workshop "Großflächige halboffene Weidesysteme als Alternative zu traditionellen Formen der Landschaftspflege". Natur u. Landschaft 76 (3): 125-130.
- Schröder, E., Klein, M. & Riecken, U. (1997): Möglichkeiten und Perspektiven für ein "Biotopmanagement durch Katastrophen". Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54: 189-204.
- Stapfer, A. (1999): Wilderness - ein neues Leitbild für den Aargau? Eine Literaturarbeit zur aktuellen Wildnis- und Prozessschutzdebatte. - Landschaft Aargau 1/99 (http://www.ag.ch/natur2001/publikationen/lag/lag1_99/wilderness/wilderness.htm)
- Stichting ARK (2000): Natürliche Beweidung. - Stichting ARK, ZG Hoeg Keppel, 73 S.
- Tischler, W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. G. Fischer, Stuttgart.
- Trommer, G. (1992): Wildnis die pädagogische Herausforderung. Deutscher Studienverlag, Weinheim, 162 S.
- Trommer G. (1997): Wilderness, Wildnis oder Verwilderung - was können und sollen wir wollen? Bayer. Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeiträge 1/97: 21-30.
- Scherzinger, W. (1997): Tun oder unterlassen? Bayer. Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeiträge 1/97: 93-104.
- Vera, F. (1998): Das Multi-Spezies-Projekt Oostvaardersplassen. In: IZW Berlin (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte: Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? IZW, Berlin: 108-115.

Struktur und Dynamik der Vegetation auf den Renaturierungsflächen am Obermain und der Rodach

Andreas von Heßberg, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth

1. Einleitung

Das Ziel des vorgestellten Projektes ist die Beantwortung der Fragen nach der Vegetation, ihrer Zusammensetzung, räumlicher Struktur, Dynamik und Sukzession an den Renaturierungsflächen an Main und Rodach und eine Bewertung der aktuellen Entwicklung. Daraus sollen Handlungsanleitungen abgeleitet werden, um bei vergleichbaren Renaturierungsvorhaben landschaftsökologische naturschutzfachliche Optimierungen erreichen zu können. Eine der Kernfragen ist, ob der Main in genügend hohem Anteil Rohbodenflächen also auch Teile der Renaturierungsflächen nachhaltig offen hält bzw. genügend neue offene Flächen schafft, oder ob die Rohbodenflächen mittel- und langfristig zu einer dicht bewachsenen Weichholzaue tendieren.

2. Situation am Obermain

Für Untersuchungen zur Sukzession und Dynamik von Vegetation im Bereich eines verschiedensten Wandlungen ausgesetzten Lebensraumes, wie der Aue eines dynamischen Gewässers, sind in der Regel langfristige Beobachtungen notwendig.

Die verschiedenen Redynamisierungsflächen im Bereich des Wasserwirtschaftsamtes Bamberg (WWA BA) am Obermain (Gewässer 1. Ordnung / Landesgewässer) und an der Rodach (Gewässer 2. Ordnung) können aufgrund ähnlicher geologischer, klimatischer und hydrologischer Situationen sehr gut miteinander verglichen werden. Zudem haben alle Flussabschnitte eine gemeinsame Geschichte (z.B. Flussbegradigung, Ausbau, Flößerei) und sind alle nach einem vergleichbaren Grundmuster vom WWA BA renaturiert worden.

Die Situation an Main und Rodach erlaubt es, bei den vegetationskundlichen Untersuchungen auf sogenannte 'unechte Zeitreihen' zurückgreifen zu können, um in relativ kurzer Zeit erheblich bessere Daten zur Dynamik und Sukzession zu erhalten. Die ältesten Redynamisierungsabschnitte im Uferbereich des Mains stammen aus dem Jahr 1992, die jüngste Fläche vom vergangenen Jahr (2000). Es werden auch in den nächsten Jahren weitere Flächen am Main renaturiert werden, so dass hier die Möglichkeit besteht, in ein breites zeitliches Fenster der Vegetationssukzession eines dynamischen Lebensraumes zu blicken. Dieses wird für den Natur- und Landschaftsschutz im Hinblick auf den in diesem Bereich erwünschten Prozessschutz von sehr großer Bedeutung sein.

3. Untersuchungsmethodik

Im Rahmen des Projektes wurden alle 17 Redynamisierungsflächen, an denen die Bauarbeiten Ende 2000 abgeschlossen waren, vegetationskundlich untersucht. Auf den Standorten wurden insgesamt 21 Dauerflächen (bei großflächigen Standorten mehrere) eingerichtet. Diese Flächen (5 m x 5 m) sind dauerhaft gesichert und zusätzlich per GPS und Karte eingemessen. Damit können diese Flächen auch über den geplanten Untersuchungszeitraum von drei Jahren hinaus wieder aufgefunden werden und die in diesem Fall echte Zeitreihe der Vegetationsdynamik, aber auch der Dynamik des Standortes fortgesetzt protokolliert werden.

Auf diesen Dauerflächen wurden jeweils im Frühjahr, Sommer und Herbst 99 und 2000 eine Bestandsaufnahme der Artenzusammensetzung, der räumlichen Strukturen und der Biotoptypen durchgeführt.

Um die Daten und Ergebnisse von den Redynamisierungsflächen in einen Bezug zur vorherigen Situation am Main zu setzen (oder zu Flächen, die noch begründet sind) wurden auch an vier nicht renaturierten Teilabschnitten des Mains und der Rodach Dauerflächen eingerichtet. Dort fanden stets die gleichen Untersuchungen statt.

Damit aber jeweils die kompletten Redynamisierungsflächen in ihrer Gesamtheit bezüglich der Sukzession und Dynamik untersucht werden können, bedarf es einer größeren Maßstabsebene. Hierfür wurden die jeweiligen Flussabschnitte im Herbst 1999 und Herbst 2000 überflogen und fotografiert. Aus den entzerrten Fotografien wurden digitale Karten erstellt, die die wichtigsten Strukturelemente der Vegetation erfassen. Hieraus wurden auch wieder quantitative Aussagen zu den Flächenanteilen an Rohböden gewonnen. Die Überfliegungen fanden jeweils zum Niedrigwasserstand im Herbst statt, damit auch Aussagen getroffen werden können, wie weit die Flächengrößen und Positionen besonders der Schotterbänke und Inseln einer Dynamik unterliegen.

4. Ergebnisse

Die vegetationskundlichen und strukturellen Untersuchungen auf den eingerichteten Dauerflächen zeigen, wie zu erwarten, ein sehr heterogenes Mosaik der räumlichen aber auch zeitlichen Verteilung der einzelnen Pflanzenarten. Als Beispiel dient die Redynamisierungsfläche "Rodachmündung bei Marktzeuln" (Abb. 1), an der Sommers 1997 die Bauarbeiten beendet wurden. Zu Beginn des Jahres 2000 (der 4. Vegetationsperiode auf dieser Fläche) finden sich innerhalb der markierten Dauerfläche 59 Arten. Im gleichen Sommer sinkt diese Zahl wieder auf 44 Arten ab. Bis zum Herbst ändert sich die floristische Diversität kaum mehr. Im Vergleich dazu die Dauerfläche knapp 300 m flussaufwärts. Hier haben wir zu allen Jahreszeiten über 60 % weniger Arten.

Frühjahrshochwässer sind am Main regelmäßig zu erwarten. Die davon ausgehenden periodischen Störungen halten die floristische Diversität auf den Renaturierungsflächen auf einem höheren Niveau, als dies an den nicht renaturierten Abschnitten der Fall ist – auch wenn innerhalb der letzten beiden Jahre aus Schneemangel kein starkes Hochwasser abging. Die einjährigen Flächen haben wegen der Heftigkeit der vorangegangenen Störung (100 % Rohboden) dementsprechend die höchste Diversität an Arten. Oder anders ausgedrückt, je heftiger das Frühjahrshochwasser, desto höher die Artendiversität.

Die Darstellung der räumlichen Verteilungsmuster von 45 Pflanzenarten wird für das Auge zu unübersichtlich. Daher werden ich hier einige typische Arten ausgewählt und deren Zweidimensionalität flächig schraffiert. Die Vegetationsmuster bzw. Karten sind mit dem Programm AutoCAD14 erstellt, welches direkt oder mit Hilfe des zusätzlichen GIS-Programms ArcCAD14 exakte quantitative Aussagen über die Flächengrößen jeder einzelnen Art ergibt. Genauso können die Anteile an nicht bewachsenen Rohböden ermittelt werden. Im Laufe von zwei Vegetationsperioden (= 6 Aufnahmen) ergaben sich deutliche zeitliche Veränderungen bezüglich der Artzusammensetzung und räumlichen Struktur. Über die zwei Jahre nehmen die hier zusammengefassten Weidenarten und *Phalaris arundinacea* (Rohglanzgras) deutlich zu. Die typischen Pionierarten werden zurückgedrängt. *Impatiens glandulifera* (Indische Springkraut) kann sich offenbar auf diesen Rohbodenflächen nicht dauerhaft etablieren, wie man es von vielen Flussabschnitten kennt. Für diese Art sind die Schotterbänke im Sommer in der

Regel zu heiß und trocken. Außerdem scheint sie nicht so gut mit der hohen Fließdynamik zurecht zu kommen. Nur wo der Fluß langsamer fließt, was oftmals mit größeren Feinsedimentflächen korreliert, z.B. 300 m oberhalb dieser Fläche, wo sich eine weitere Dauerfläche befindet, kann sich *Impatiens glandulifera* flächig etablieren.

Betrachtet man eine Kiesfläche, die erst mit dem Frühjahrshochwasser 2000 neu entstanden ist, so schaut man innerhalb der oben erwähnten 'unechten Zeitreihe' in ein früheres Stadium der Vegetations sukzession zurück. Charakteristisch für diese Fläche ist der hohe Rohbodenanteil. Im Herbst 2000 sind auf der dargestellten Fläche noch immer ca. 45 % frei von Bewuchs. Jedoch wandern schon das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die ersten Weiden (*Salix* div. spec.) am Ende der ersten Vegetationsperiode ein. Die Artenvielfalt ist im Herbst 2000 vergleichsweise hoch (60 Arten).

Betrachtet man eine Fläche, die 2000 schon ihre 6. Vegetationsperiode erlebte, so sieht das räumliche Verteilungsmuster komplett anders aus. Weiden dominieren in der Oberschicht (gemessene Durchschnittswerte für die Wuchshöhen: *Salix viminalis* 295 cm, *Salix purpurea* 230 cm), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Brennessel (*Urtica dioica*) und Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) in der Mittelschicht (160 cm). In der Unterschicht (bodennah bis 50 cm Höhe) finden sich nur wenige Arten und dann mit Deckungswerte weniger als 5%. Besonders die typischen Rohbodenbewohner *Polygonum lapathifolium*, *P. aviculare*, *Barbarea vulgaris*, *Bidens frondosa*, *Atriplex nitens*, *A. patula* oder *Artemisia vulgaris* fallen am Ende der 7. Vegetationsperiode immer stärker aus. Die floristische Diversität fällt hier mit 40 Arten dementsprechend gering aus.

Vegetationsstrukturen, also die dreidimensionale Verteilung der Pflanzen im Raum, und deren Dynamik, sprich deren zeitliche Dimension, sind ein Teil der strukturellen Untersuchungen. Ein weiterer Aspekt betrifft die Landschaftsstrukturen. Für eine hohe floristische Artendiversität ist ja auch eine hohe Strukturdiversität entscheidend. Durch das kleinräumige Mosaik an verschiedenen Habitatstrukturen (Sand- und Kiesflächen mit unterschiedlichen Aufwölbungen und unterschiedlicher Höhe über dem Grundwasser, Grobschotter mit großen Zwischenräumen, Feinsediment mit eher schlammigem Charakter am Spülsaum, abgerutschte und eingespülte Segmente vom angrenzenden Grünland, Totholz und Treibgutgeniste, Restwasertümpel, etc.) wird wiederum die Fauna, besonders die Diversität an Vogel- und Insektenarten ganz entscheidend beeinflusst.

Um die Vegetationsstrukturen großflächiger erkennen zu können verlasse ich die Untersuchungsebene. Mit Hilfe der erstellten Luftaufnahmen ist ein kompletter Überblick über die jeweiligen Renaturierungsflächen möglich. Das direkt auf der Untersuchungsfläche erkennbare kleinräumige Mosaik der verschiedenen Strukturelemente wird ausgeblendet. Man erkennt nur noch im Groben die Flächen mit Rohbodencharakter, mit niedriger und hoher krautiger Vegetation und die mit hoher Weidensukzession. Daneben erkennt man die älteren Bäume, die nach der Renaturierungsmaßnahme auf der Fläche verblieben sind und das größere Totholz, z.T. auch aktiv vom Wasserwirtschaftsamt Bamberg zur Veränderung der Strömungsverhältnisse in die Flächen eingebracht. Als erstes Beispiel dient wieder die Rodachmündung bei Marktzeuln (Abb. 1). Die Flächenanteile der unterschiedlichen Strukturelemente sind quantifiziert und grafisch dargestellt. Die Anteile an Rohbodenflächen nehmen im bisherigen Untersuchungszeitraum stark ab (80 % auf 20 %), während die der Weiden allmählich zunehmen (6 % auf 27 %). Die niedrige krautige Vegetation steigt zwar (von 11 % auf 50 %), bleibt dann aber auf diesem Niveau stehen.

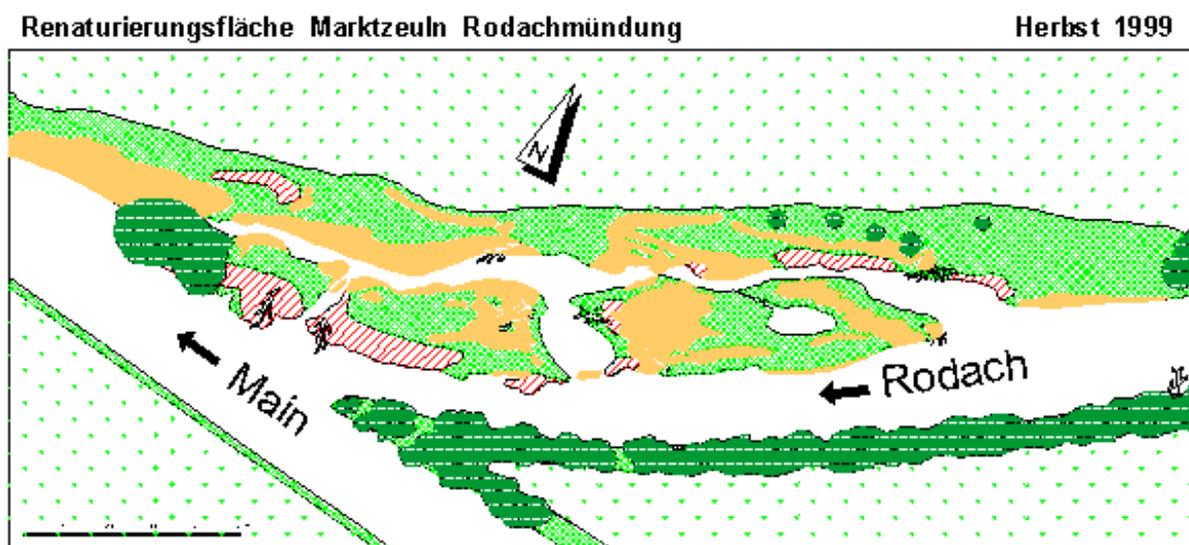
Das zweite Beispiel dient die große Insel bei Zapfendorf, eine Fläche, die schon 1992 renaturiert wurde. Die Anteile der Rohbodenflächen nehmen hier innerhalb des Untersuchungszeitraumes weitaus weniger stark ab (54 % auf 31 %), während die Anteile der krautigen Vegetation (11% auf 21 %) und die der Weiden (35 % auf 48 %) nur leicht zunimmt.

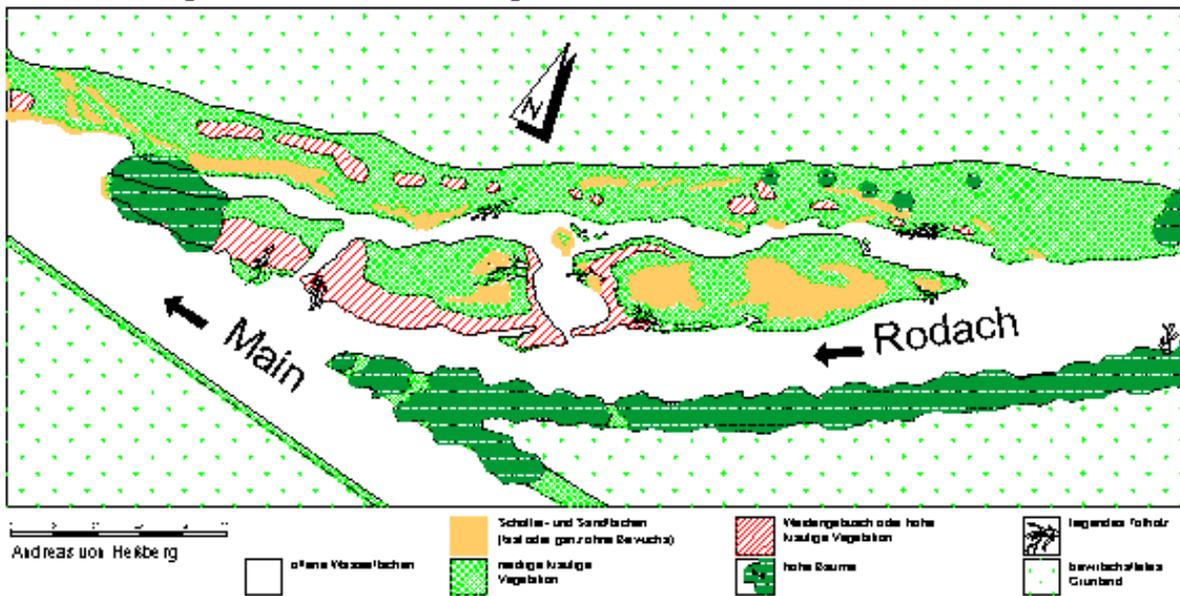
Der Grund, warum die Zapfendorfer Insel auch nach 8 Vegetationsperioden noch immer einen Rohbodenanteil von 31 % besitzt während die nur 3 Jahre junge Fläche bei Marktzeuln schon auf 20 % abgefallen ist, muss wieder in der Dynamik des Flußsystems gesucht werden. Der Main bei Zapfendorf hat eine vielfach höhere Wassermenge, Überflutungshöhe und längere freiere Fließstrecke seit dem letzten Wehr, als die Rodach bei Marktzeuln.

Bei beiden Beispielen liegt der bisherige jährliche Flächenzuwachs der Inseln und Schotterbänke bei unter 2 %. Die Flussdynamik des letzten Frühjahrshochwasser war jedoch relativ niedrig gegenüber der der letzten Jahre. Auch hier ist der bisherige Untersuchungszeitraum zu kurz, um über die eingangs gestellte Frage der mittel- und langfristigen Offenhaltung der Flächen exakte Aussagen treffen zu können.

Nicht nur die Parameter des Frühjahrshochwassers sind entscheidend für die spätere Verteilung der einzelnen Strukturelemente auf den Flächen, sondern auch einschneidende klimatische Situationen, wie es die extrem trockenen und heißen Monate von Mitte April bis Anfang Juli 2000 waren. Zu dieser Zeit konnte man vertrocknete Weiden auf den Schotterflächen finden. Auch nach drei Jahren wird man daher nur ein sehr kleines Fenster der Ereignisse betrachten können, welche das heterogene Mosaik und die Dynamik der Strukturelemente auf den Untersuchungsflächen modellieren.

Die entscheidende Frage, ob die Sukzession auf den Untersuchungsflächen linear verläuft oder eher chaotisch, d.h. ob die Vegetation sich hin zu einer Weichholzaue entwickelt oder immer wieder durch das Hochwasser zurückgeworfen wird auf eines der vorherigen Sukzessionsstadien, kann mit den Daten aus zwei Vegetationsperioden noch nicht geklärt werden. Selbst bei der Heranziehung einer unechten Zeitreihe sind noch zu viele Unsicherheiten vorhanden. Das wird sich hoffentlich nach dem dritten Untersuchungsjahr ändern, dann nämlich, wenn die Lücken in der Zeitreihe besser geschlossen werden können.





Flächenaufteilung an der Rodachmündung (nur Inseln)

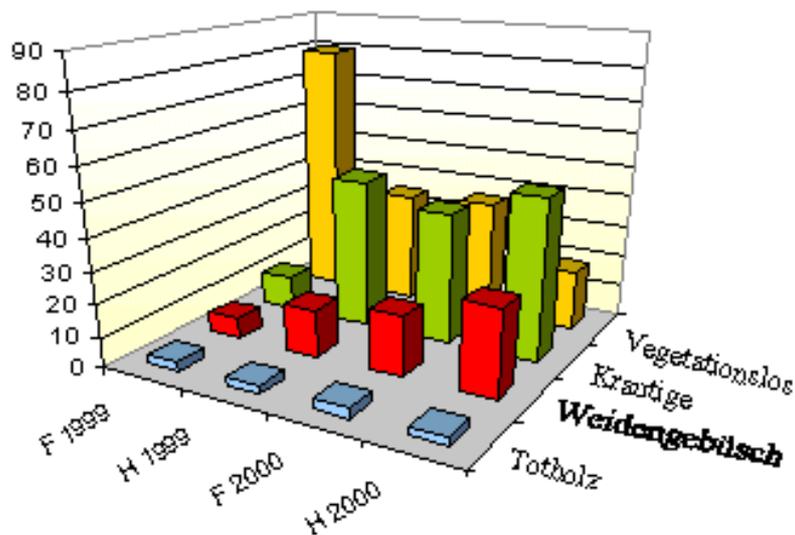


Abb. 1: Dynamik und Entwicklung der Redynamisierungsfläche an der Rodachmündung. Die Rohbodenanteile nehmen im Laufe des Untersuchungszeitraumes ab, die Flächenanteile der krautigen Vegetation und des Weidenjungwuchses nehmen zu. Das Frühjahrshochwasser 2000 fiel allerdings recht schwach aus.

Die Biodiversität der Auenvegetation an kleineren Fließgewässern der Mittelgebirge

Kirsten Schönfelder, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover

1. Einleitung

In diesem Projekt wird die Biodiversität der Uferzone und des angrenzenden Grünlandes an Redynamisierungsflächen kleinerer Fließgewässer betrachtet. Die Untersuchungen werden an 9 Mittelgebirgsbächen durchgeführt, an denen in den letzten 10 Jahren Maßnahmen zur Förderung der eigendynamischen Entwicklung erfolgten bzw. eine eigendynamische Entwicklung abschnittsweise noch möglich ist. Diese Abschnitte werden im Folgenden als „dynamisch“ bezeichnet. Sie werden mit Referenzabschnitten verglichen, die weiterhin begradigt sind und keine bzw. nur eine geringe Eigendynamik besitzen, im Folgenden als „begradigt“ bezeichnet.

Es wird der Frage nachgegangen, in welchem Maße durch die gesteigerte Eigendynamik an Mittelgebirgsbächen Offenlandbereiche in der Aue geschaffen bzw. erhalten werden können. Diese waldfreien Bereiche könnten nicht nur auetypischen Arten der Anuellen-Fluren und Uferstauden-Gesellschaften als Lebensraum dienen, sondern möglicherweise auch Standorte für Arten aus dem angrenzenden Grünland bieten, wenn die Nutzung der Auenwiesen und -weiden eingestellt wird. Bei der Untersuchung und anschließenden Bewertung wird berücksichtigt, welchen Einfluß das Einzugsgebiet, das Gewässerumfeld und die Renaturierungsmaßnahme auf die Auswirkungen der Fließgewässerdynamik haben.

2. Methoden

An den Untersuchungsabschnitten der Fließgewässer erfolgte eine flächendeckende Bestandsaufnahme der Kleinstrukturen und Biotoptypen. Als Grundlage für die Biotopkartierung diente der Kartierschlüssel von DRACHENFELS (1998), welcher an einigen Stellen für die vorliegende Untersuchung modifiziert wurde. Die Biotopkartierung wurde mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ARCVIEW ausgewertet.

Um die Biodiversität der Flora in den Untersuchungsgebieten zu erfassen, wurden für alle Biotoptypen und jedes Untersuchungsgebiet Artenlisten der Gefäßpflanzen erstellt. In diesem Zusammenhang wurden das Vorkommen und die Bestandsgröße ausgewählter, auetypischer oder grünlandspezifischer Arten erfasst. Die Artkartierung ist noch nicht abgeschlossen und wird in der Vegetationsperiode 2001 fortgesetzt.

3. Ergebnisse

Exemplarisch werden Zwischenergebnisse aus den Untersuchungen an den Fließgewässern Beyer und Rottenbach vorgestellt.

Beyer:

Die Beyer ist westlich von Einbeck (Niedersachsen) gelegen. Sie ist Teil des Fließgewässerprogramms Niedersachsens und ihr Einzugsgebiet gilt als repräsentativ für den Naturraum Weser- und Leinebergland. Der Leineverband hat als Träger in Kooperation mit dem Nieder-

sächsischen Landesamt für Ökologie das Einzugsgebiet der Beyer als Modellvorhaben zur naturnahen Gestaltung ausgewählt und dort vor 10 Jahren, mit Renaturierungs-Maßnahmen begonnen. In diesem Rahmen wurde die Durchgängigkeit des Fließgewässers durch rauhe Rampen verbessert und ein naturnaher Umbau des Waldes im Einzugsgebiet begonnen.

An dem untersuchten „dynamischen“ Abschnitt erfolgte durch Schlitzung des Uferwalls eine Ausleitung des Gewässers in ein extensiv genutztes Wiesentälchen. Die Beyer, die hier ehemals am Talrand verlief, verläuft jetzt wieder im Talgrund. Auf der linken Seite bachabwärts findet seit 10 Jahren keine Nutzung mehr statt. Das Grünland auf der gegenüberliegenden Bachseite wurde von 1991-1993 extensiv mit Galloways beweidet. Seit 1993 wird die Wiese 1x jährlich gemäht und das Mähgut abtransportiert. Im Bereich der Schlitzung des Uferwalls tritt das Wasser in die Fläche und bleibt in den Senken mehrere Wochen stehen. Auf den verbrachenden Flächen hat sich ein Mosaik aus Großseggenrieden, verschiedenen Hochstaudengesellschaften, Grünlandbrachen und vereinzelt Gehölzaufwuchs gebildet. Die bewirtschaftete Fläche setzt sich überwiegend aus mesophilem Grünland mit kleineren Nasswiesenbereichen zusammen. Als Folge der Renaturierungsmaßnahme ist eine Vernässung im Bereich der Schlitzung eingetreten, was zu einer Veränderung der Vegetation geführt hat. Während sich auf den gemähten Flächen Flutrasen, Simsenriede und Naßwiesenbereiche ausgebildet haben, wurde das brachgefallene Grünland von Petasites-Fluren, Hochstaudenbeständen und Seggenrieden verdrängt.

Etwa 200 m unterhalb der Schlitzung hat sich die Beyer eingetieft, so dass die angrenzenden Flächen nicht regelmäßig überschwemmt werden. Hier haben sich auf der nicht mehr bewirtschafteten Bachseite größere Flächen mit Grünlandbrachen erhalten. Seggenriede und Pestwurz-Fluren sind nur kleinflächig vorhanden. In dem bewirtschafteten Bereich dominiert mesophiles Grünland. An diesem Abschnitt wird der Bach von einer lückigen Reihe junger Erlen (*Alnus glutinosa*) begleitet.

In dem „begradigten“ Abschnitt hat sich die Beyer eingetieft und verläuft grabenartig durch landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die Grünlandbewirtschaftung reicht bis an die Böschungskante des Gewässers. In diesem Untersuchungsabschnitt konnten keine auentypischen Biotope ausgewiesen werden. Das Vorkommen von Pflanzenarten der Feuchtgebiete wie z.B. Echtes Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Gemeiner Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) ist auf den schmalen Bereich der Bachböschung beschränkt.

Insgesamt verringert sich der bewirtschaftete Grünlandanteil von 72% im „begradigten“ Abschnitt (Abb. 1) auf 49 % im „dynamischen“ Abschnitt (Abb. 2). Durch die gesteigerte Eigendynamik des Fließgewässers und den damit zusammenhängenden Veränderungen im Wasserhaushalt nimmt der Anteil an Feucht- bzw.- Naßgrünland von 0% im „begradigten“ auf 10% im „dynamischen“ Abschnitt zu. Wenn sich zudem die Nutzung aus den Flächen zurückziehen würde, wie dies in Bereichen des „dynamischen“ Abschnittes bereits geschehen ist, würden die Grünlandstandorte von Seggenrieden und Stauden-Fluren eingenommen. Dieser Wandel der Dominanzverhältnisse bzw. der Artenzusammensetzung scheint in den stärker von Wasser geprägten Flächen früher einzutreten, als in den trockeneren Bereichen, in denen sich noch lange Brachestadien mit Grünlandcharakter durchsetzen können.

Bei dem Vergleich der Flächenanteile der Biotoptypen des „begradigten“ Bachabschnittes mit dem „dynamischen“ Bachabschnitt muss in einem weiteren Auswertungsschritt differenziert werden, ob sich die Veränderungen im „dynamischen“ Abschnitt durch Nutzungsaufgabe oder die Redynamisierungsmaßnahme ergeben haben.

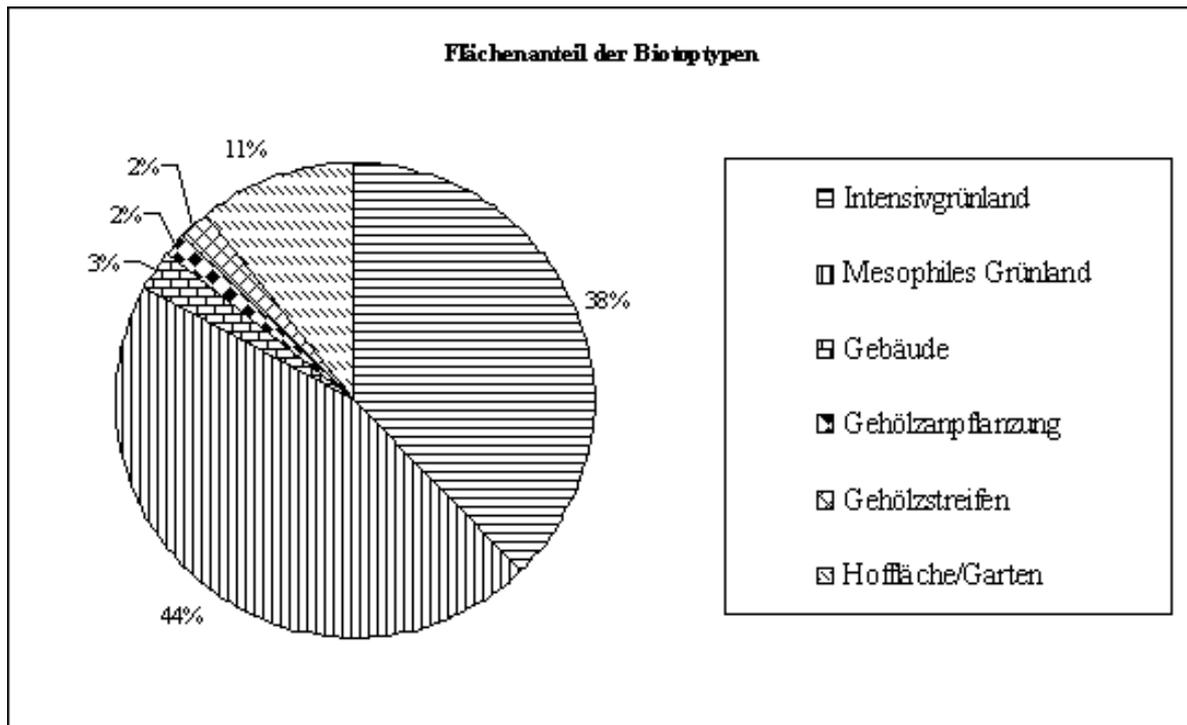


Abb 1: Flächenanteil der Biotoptypen; Bewer – „begradigt“

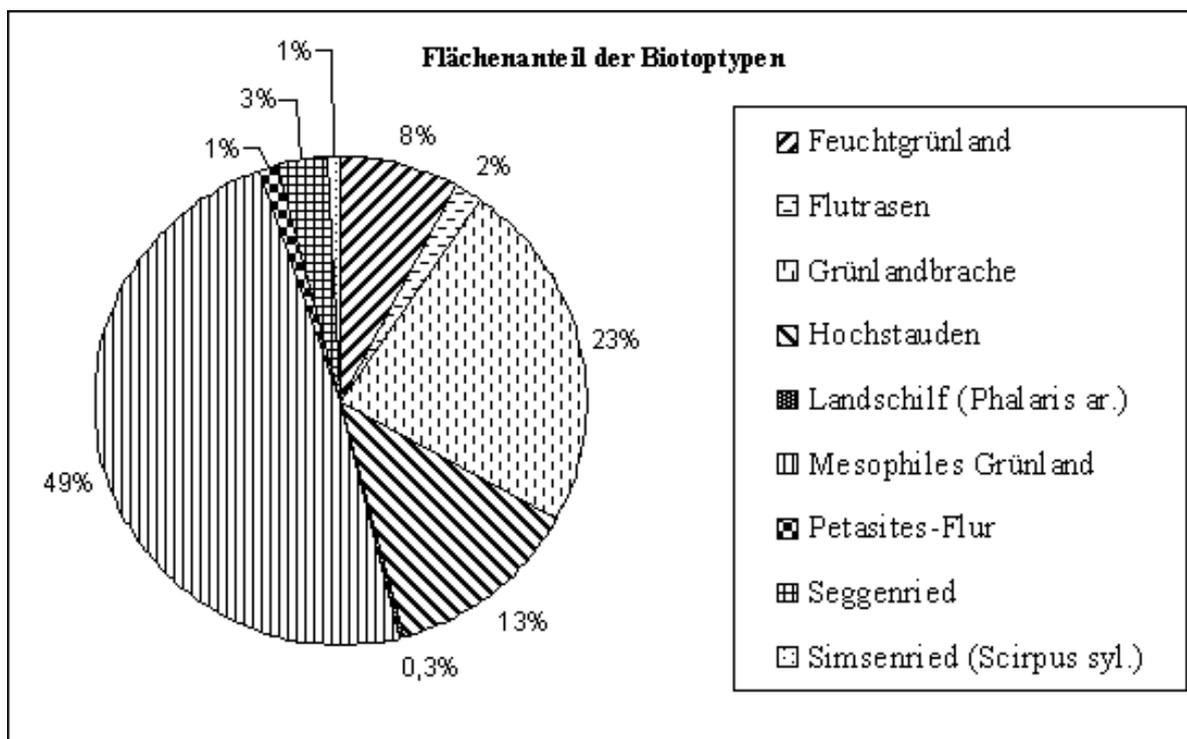


Abb. 2: Flächenanteil der Biotoptypen; Bewer – „dynamisch“

Eine vorläufige Auswertung der Artenlisten hat ergeben, daß in den Hochstauden- und Seggenbereichen des „dynamischen“ Abschnittes viele Arten des angrenzenden Grünlandes noch vorhanden sind. Sie nehmen allerdings in ihrer Artmächtigkeit ab. Ob sich die Populationen bei fortschreitender Sukzession mittel- oder gar langfristig dort halten können, läßt sich zu diesem Zeitpunkt der Untersuchungen noch nicht abschätzen.

Insgesamt kann man feststellen, daß nach einer Redynamisierung die Anzahl der Biotoptypen zunimmt und eine Differenzierung der Biotoptypen in ihrer Artenzusammensetzung stattfindet.

Rottenbach:

Der Rottenbach liegt südlich von Arnstadt (Thüringen) im Thüringer Berg- und Senkenland, am Rande des Thüringer Waldes. Der Bach fließt bei einer Wasserspiegelbreite von 1-2 m in einem 30 m breiten Muldental. An diesem Untersuchungsgewässer ist die Eigendynamik des Gewässers durch Unterlassung der Gewässerpflege erhöht.

Der Rottenbach wird im „dynamischen“ Untersuchungsabschnitt weitgehend von einem Schwarzerlen- Eschenwald begleitet. Der Bach ist hier kaum eingetieft. In den bachnahen Bereichen bildet die Gemeine Pestwurz (*Petasites hybridus*) große dichte Bestände aus. An diese schließen sich, von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Großer Brennessel (*Urtica dioica*) geprägte, Hochstaudenfluren und Großseggenriede an. Daneben sind noch Restflächen mit einem hohen Anteil an Grünlandarten erhalten geblieben.

In dem „begradigten“ Untersuchungsabschnitt fließt der Rottenbach 2m unter Flur und wird von einem breiten Gehölzstreifen mit Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Eschen (*Fraxinus excelsior*) begleitet. In dem angrenzenden Grünland gelangen in staunassen Bereichen Knick-Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) und Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) zur Dominanz.

Die Betrachtung der Flächenanteile der einzelnen Biotope zeigt, daß an dem „dynamischen“ Bachabschnitt die Auengehölze (Eschen-, Erlenbegleitung, sowie Erlengruppen) und die Pestwurz-Flur jeweils knapp ein Drittel (33% bzw. 29%) der untersuchten Fläche einnehmen (Abb. 3). Die von Mädesüß und Brennessel dominierten Biotope bedecken 19% der Fläche. Die restlichen 19% verteilen sich auf Seggenbestände, Brachfläche, Laubgebüsch und Ruderalflur.

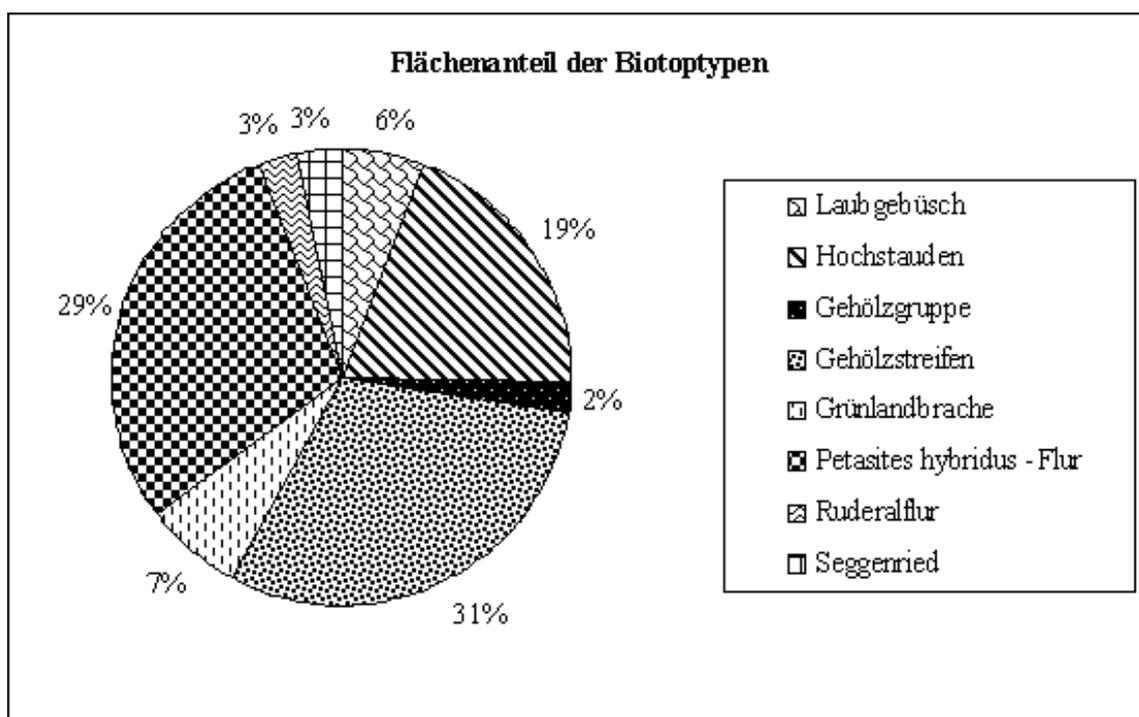


Abb. 3: Flächenanteil der Biotoptypen; Rottenbach– dynamisch

Dagegen wird am „begradigten“ Abschnitt der überwiegende Teil der Flächen, nämlich 77% als Grünland genutzt (Abb. 4). 23% der Fläche entfallen auf den bachbegleitenden Gehölzstreifen. Mit zusammen unter einem Prozent sind die Flächenanteile von Laubgebüsch und Hochstauden sehr gering.

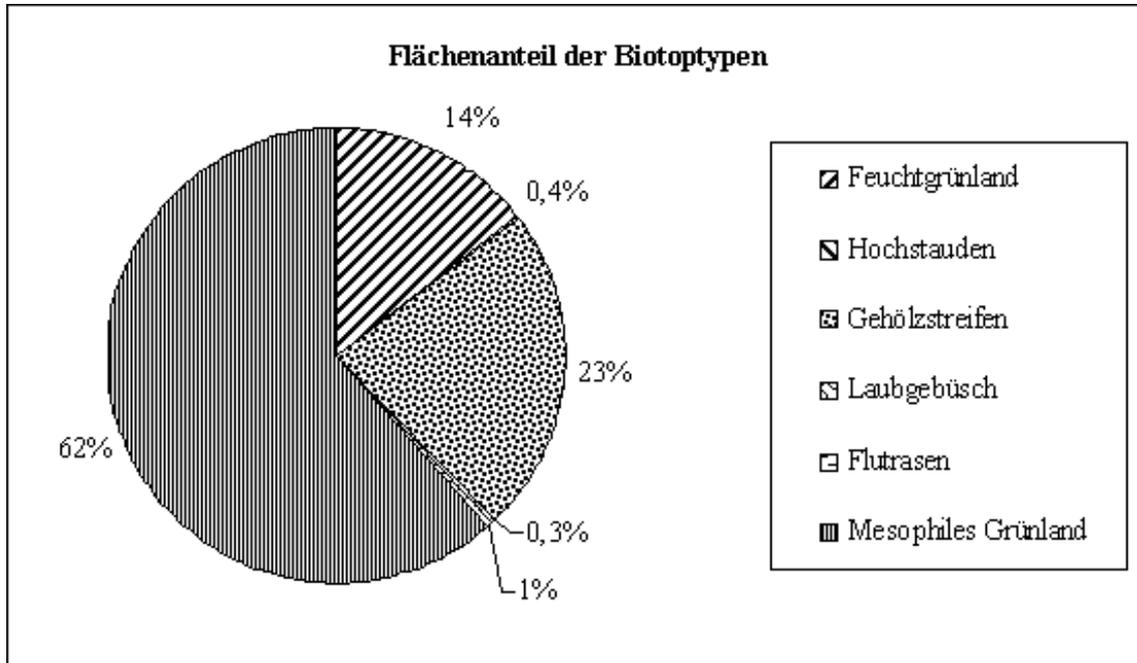


Abb. 4: Flächenanteil der Biotoptypen; Rottenbach – begradigt

Die Zonierung des „begradigten“, genutzten Abschnittes mit der Abfolge Fließgewässer, Gehölzstreifen, Grünland wird in dem „dynamischen“ ungenutzten Abschnitt durch ein Mosaik aus Gehölzstreifen, Pestwurz- Flur, Seggenriede und verschiedenen Typen von Hochstaudenfluren abgelöst, die in unterschiedlicher Kombination und Flächenanteilen aneinander stoßen.

In dem „dynamischen“ Untersuchungsabschnitt hat nach Rückzug der Nutzung eine Sukzession von Grünland zu einer, von Stauden und Seggen dominierten Vegetation eingesetzt. Eine vorläufige Auswertung der Artenlisten hat gezeigt, daß in diesen Biotopen noch zahlreiche Grünlandarten vorhanden sind. Diese Arten kommen in dem bachbegleitenden Gehölzstreifen jedoch nicht mehr vor. Ob sich die Arten des Grünlandes in der Aue mittelfristig halten können, hängt vom Verlauf der Sukzession ab, da die Eigendynamik des kleinen Fließgewässers, welches v.a. Feinsediment mit sich bringt, vermutlich nicht ausreicht, um große Flächen offen zuhalten. Langfristig wird der überwiegende Teil der Grünlandarten wohl verschwinden. Ob und welchen Arten die Aue Refugialbereiche bietet, werden erst weitere Untersuchungen und Auswertungsschritte zeigen können.

4. Literatur

DRACHENFELS, O.V. (Bearb.) (1998) Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28 a und § 28 b NNatG geschützten Biotope, Stand September 1994. Naturschutz Landschaftspfl. Nieders., Heft A/4, S. 1-192, Hildesheim.

Dynamik am Obermain: Kies als Lebensraum - oder doch nur ein Lebensraum?

Jürgen Metzner, Lehrstuhl Tierökologie I, Universität Bayreuth

1. Einleitung

Sind Kiesstrukturen am Main wirklich ein Lebensraum oder doch nur Lebensraum? Gibt es Unterschiede im „Lebensraum Kies“ und sind diese, obwohl auf den ersten Blick nicht offensichtlich, allerdings entscheidend für die dauerhafte, erfolgreiche Besiedlung des „Primärhabitates Fluss“?

Zentralen Stellenwert in der Betrachtung dieses Lebensraumes besitzt die Dynamik, die durch einen Prozess, hier das Hochwasser, hervorgerufen wird. DYNAMIK und PROZESS-SCHUTZ sind zwei Schlagwörter, die im Naturschutz seit einigen Jahren diskutiert werden (z.B. JEDICKE 1998; KNAPP 1998; OTT 1998). Sie besitzen besonders bei der Diskussion um die Schaffung neuer Naturlandschaften im Großen oder Primärhabitaten im Kleinen eine hohe Bedeutung und zeigen für den Naturschutz neue Perspektiven auf (REICH 1994; METZNER 2001). An Fließgewässern besitzt dieser Gedanke des „Prozessschutzes“ für den Arten- und Biotopschutz zentrale Bedeutung (REBHAN 1998; VÖLKL et al. 2001). Die Schaffung von Kieslebensräumen, genauer „primäre Kieshabitats“, ist nämlich ausschließlich von der Fließgewässerdynamik abhängig. Wegen der Verbauung der Flüsse zählen intakte Kieshabitats in Deutschland zu den bedrohtesten Lebensräumen überhaupt (RIECKEN, 1993)

Bei der Untersuchung von Kieslebensräumen am Obermain und seinem Hauptzufluss, der Rodach, stellen sich in diesem Zusammenhang drei Fragen:

- 1) Wo gibt es Kieslebensräume am Main / Rodach und sind diese prinzipiell als Lebensraum für stenöke Arten geeignet?
- 2) Für welche Tierarten (Zeigerarten nach FLADE 1994) mit welchen zusätzlichen Habitatansprüchen trifft dies zu?
- 3) Ist dieser Lebensraum wirklich ein „Primärer Lebensraum“, oder sind Kiesstandorte am Main, speziell auf den Renaturierungsflächen auch nur vom Menschen gemachte Sekundärhabitats. Habitats also, die nach einigen Jahren ohne menschliches Zutun degenerieren.

In diesem Beitrag möchte ich die ersten beiden Fragen behandeln. die dritte Frage kann man zum jetzigen Zeitpunkt der Untersuchungen am Obermain noch nicht beantworten

2. Der Main: ein Kiesfluss?

Der Main hat während verschiedener Hochwasserphasen seit der letzten Eiszeit beträchtliche Schotterterrassen ins Tal transportiert und abgelagert (SCHIRMER 1982). Die Ursachen dieser Überschwemmungen waren zwar überwiegend klimatisch bedingt, seit dem frühen Mittelalter hatten allerdings anthropogene Einflüsse, z.B. Rodung der Auwälder und Landwirtschaft in der Aue, die Erosion und den Geschiebetransport beschleunigt (BECKER 1982). Der Main wird in Urkunden des Spätmittelalter als breiter, gewundener Fluss mit Kiesufern und Prallhängen beschrieben. Zwischen den Jahren 1430 und 1855 sind insgesamt sechs Perioden beschrieben, in denen sich große Hochwasserkatastrophen häuften und die diese Flusslandschaft durch Mäanderbildung, Mäanderdurchbrüche, Abschwemmungen und Ankiesungen beträchtlich veränderten. Bei einer Flussbreite im 18. Jh. von bis zu 85 Metern kann man sich den Obermain in Teilbereichen als flachen Kiesfluss mit zahlreichen Flussarmen vorstellen (GERLACH 1990; REBHAN 1998).

Dem Main wurde Anfang des 20. Jh. durch ein Steinkorsett die Möglichkeit genommen, seitlich zu erodieren. Auf den augenblicklich 11,2 Flußkilometer Renaturierungsflächen im engeren Sinne (mit ca. 22 km durch die Renaturierung beeinflusster Flußstrecke) gibt es jedoch wieder Kies und Umlagerungsdynamik. Die Frage ist jedoch, inwiefern dieses Biotop seine ursprüngliche Funktion als Primärhabitat für viele Tier und Pflanzenarten erfüllen kann.

Sucht man für dieses historische Bild des „Kiesflusses Main“ heute einen Vergleich, so kommen in Deutschland eigentlich nur alpine Flüsse in Frage. Auch wenn dieser Vergleich wegen der deutlich größeren Dynamik der Wildflüsse und dem jahreszeitlich unterschiedlichem Auftreten der Hochwässer etwas problematisch ist, so können die Kiesstrukturen dieser Flüsse sicherlich als Vorbild dienen.

Ufernahe, häufig überschwemmte Kiesbereiche wechseln sich mit uferfernen, trockenen Kiesstrukturen ab. Diese ufernahen Bereiche ermöglichen eine gute Nahrungsverfügbarkeit limnischer Organismen für Landtiere, ein ausreichendes Interstitial im Kies, hervorgerufen durch häufige Umlagerung, ist als Rückzugsraum für kieslebende Tierarten vorhanden und transversale Wanderungen der Tiere sind bei steigenden Wasserständen an den Ufern möglich (PLACHTER 1998). Diese Maßstäbe kann man auch an den Main und an die Rodach ansetzen, wobei erneut die Frage nach dem Ist-Zustand der Kiesstrukturen auftaucht.

3. Wie ist der Ist-Zustand an Main und Rodach

Die Beschreibung des Ist-Zustandes an Mains und Rodach lassen sich augenblicklich in drei Bildern beschreiben.

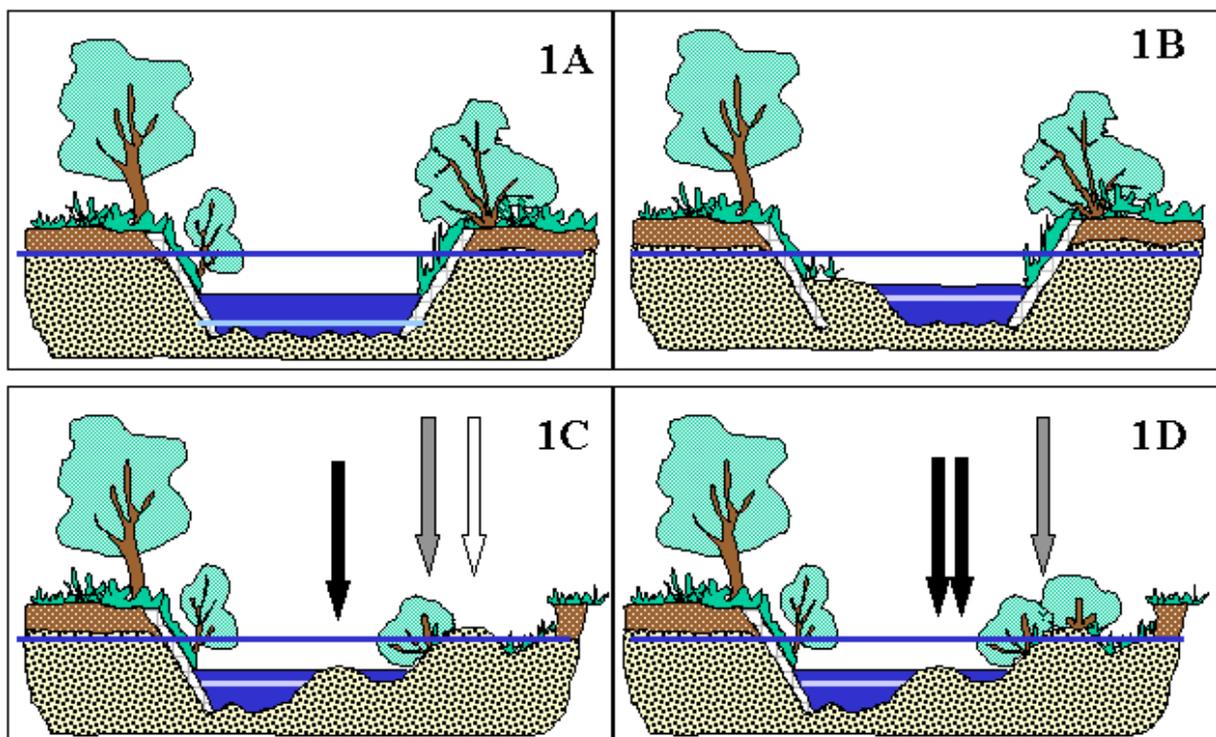


Abb. 1A,B,C,D: Der Main im Seitenprofil. 1A = im verbauten Zustand; 1B = Kiesbank am Wehr; 1C = Renaturierungsfläche mit ausreichender Dynamik; 1D = Renaturierungsfläche verbuscht. Eingezeichnet sind Hochwasser und Niedrigwasserlinie. Weißer/schwarzer Pfeil = erfolgreiche/nicht erfolgreiche Brut Flussregenpfeifer; grauer Pfeil = Brut Blaukehlchen

(1) Der mit Steinkorsett befestigte Flusslauf: Seitenerosion wird durch die Uferbefestigung verhindert. Wegen Mangel an Geschiebe tieft sich der Fluss zunehmend ein, was zu einer enormen Strukturarmut im Fluss führt. Lediglich an den Ufern sind unterschiedliche Vegetationsformen wie Bäume, Gebüsche und Hochstaudenfluren vorhanden (Abb. 1A).

(2) Kiesstrukturen hinter den Wehren: Diese Kiesbänke sind einer enormen Dynamik ausgesetzt, umlagern sich stark und sind deshalb lange Zeit im Jahr vegetationslos. Zwar ist Interstitial im Kies vorhanden, die Standorte stehen allerdings bis weit ins Frühjahr unter Wasser, werden auch während der Vegetationsperiode häufig überschwemmt und sind oft sehr bodenfeucht. Transversale Wanderungen sind bei Überschwemmungen wegen der geringen Größe kaum möglich (Abb. 1B). Erreichen Kiesstrukturen an Wehren über die Zeit doch eine bestimmte Mächtigkeit, so müssen sie aus Gründen des Hochwasserschutzes abgebaggert werden..

(3) Kiesstrukturen auf den Renaturierungsflächen: Hier sind alle Kiesstrukturen vorhanden. Ufernahe, temporär überschwemmte Kiesinseln und uferferne, trockenere Kiesbereiche. Umlagerung findet sowohl in ufernahem, als auch in uferfernen Bereichen statt. Es sind immer Wanderungen „weg vom Wasser“ auf dem Kies möglich (Abb. 1C).

4. Die Besiedlung von Kiesstrukturen mit Laufkäfern

Die Verteilung verschiedener Carabidenarten auf den Kiesstrukturen ist eng mit den Parametern Substratzusammensetzung, Korngröße, Interstitial, Bodendeckung, Beschattung und Bodenfeuchte korreliert (z.B. MANDERBACH & REICH 1995; NIEDLING 1995; NIEDLING et al. 1999). Dementsprechend unterscheiden sich die Verteilungen einiger Carabidenarten auf den Kiesbänken in Abhängigkeit von der Entfernung vom Ufer, was wiederum eine Veränderung gewisser Parameter in diesen Kiesbereichen voraussetzt. Vier Beispielarten mit eindeutigen Präferenzen für vegetationsfreie Kiesstandorte sollen vorgestellt werden, wobei sich ihre räumliche Verteilung auf der Kiesbank unterscheidet. *Bembidion punctulatum* und *Bembidion decorum* bevorzugen ufernahe bodenfeuchte Standorte (Verteilung 0 – 3 Meter von der Wasserlinie), während *Tachys quadrisignatus* und *Lionychus quadrillum* eher auf trockene, uferferne Kieslebensräume angewiesen sind (Verteilung ab ca. 3 Meter von der Wasserlinie) (vgl. SIEPE 1994, METZNER et al. 2001).

B. punctulatum und *B. decorum* sind durchweg an allen Kiesufern in teils hohen Dominanzen zu finden, *T. quadrisignatus* und *L. quadrillum* nicht an den Kiesbänken der beiden Wehre (Tab. 1).

Ein geringer Vegetationsdeckungsgrad und trockene uferferne Kiesstandorte sind direkt von der Hochwasserdynamik abhängig und Indiz für eine lebhafte Umlagerung des Substrates in ufernahen und uferfernen Bereichen. Im Vergleich zu den Renaturierungsflächen findet auf den Kiesstandorten unterhalb von Wehren zwar eine Umlagerung statt, alle Flächen sind jedoch durchweg ufernah, sehr bodenfeucht und äußerst überschwemmungsanfällig (vgl. Abb. 1B). Für Arten wie *L. quadrillum* und *T. quadrisignatus* mit hoher Dominanz auf uferfernen Kiesstandorten der Renaturierungsflächen (vgl. Abb. 1C) und einer Präferenz für trockene Kiesstrukturen sind solche Standorte nicht geeignet.

In anderen nicht-renaturierten Uferabschnitten ist wegen Kiesmangels keine dieser vier Arten nachzuweisen (Tab. 1)

Tab. 1. Vorkommen vier stenöker Laufkäferarten auf Kiesbänken auf den Untersuchungsflächen.
Dunkle Signatur: Nachweis der betreffenden Art.

Untersuchungsflächen	<i>Bembidion punctulatum</i>	<i>Bembidion decorum</i>	<i>Lionychus quadrillum</i>	<i>Tachys quadrisignatus</i>
Renaturierungsflächen				
Theisau (Main)				
Oberlangenstadt (Rodach)				
Unterlangenstadt (Rodach)				
Rodachmündung (Rodach)				
Unterleiterbach 1 (Main)				
Unterleiterbach 2 (Main)				
Unterleiterbach 3 (Main)				
Zapfendorf 92 (Main)				
Zapfendorf Süd (Main)				
Kemmern (Main)				
<u>nicht-renaturierte Flächen</u>				
Küps (Rodach)				
Marktzeuln (Rodach)				
<u>Kiesbänke hinter Wehren</u>				
Marktzeuln (Rodach)				
Unterleiterbach (Main)				

5. Kies, Sukzession und die Bedeutung für ausgewählte Brutvögel (Beispiel die Insel von Zapfendorf)

Uferferne, vegetationslose Kiesstandorte sind nicht nur für einige Carabidenarten wichtig, auch der Reproduktionserfolg bestimmter Leitarten der Fluss- Avifauna (FLADE, 1994) hängt wesentlich von der Dynamik eines Flusses ab.

Der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) und das Blaukehlchen (*Luscinia svecica*) bilden im Obermaintal einen überregional bedeutsamen Bestand (RANFTL 1983, 1994; FRANZ & THEISS 1987). Dies ist darin begründet, dass beide Vögel erfolgreich Sekundärhabitats in den zahlreichen Kiesgruben der Obermaintals besiedeln. Während der Flussregenpfeifer allerdings auf Rohbodenstandorte angewiesen ist und deshalb ausschließlich die ständige künstliche Dynamik des Kiesabbaus nutzt, bevorzugt das Blaukehlchen primäre Sukzessionsstadien in den Schlammbecken der Kieswerke.

Ergebnisse aus dem Jahr 2000 zeigen, dass der Flussregenpfeifer augenblicklich alle untersuchten Renaturierungsflächen während der Brutzeit nutzt, meist als Bruthabitat (Tab. 2). Diese Zahlen sagen allerdings nichts über die Qualität dieser Brutplätze aus. Lebensräume können nur dann als geeignete Tierhabitate angesehen werden, wenn sie den darin siedelnden Arten einen hinreichenden Reproduktionserfolg ermöglichen (BAIRLEIN & SONNTAG 1994; BAIRLEIN 2000). Der Flussregenpfeifer ist dafür bekannt, dass er auf allen vegetationslosen Kies- und Schotterstandorten (ob in Kiesgruben oder sogar auf Parkplätzen) brütet. In seinem Primärhabitat, dem Fluss, sind geeignete Brutplätze allerdings selten. Zwar gibt es zahlreiche kiesige Rohbodenstrukturen, viele der auf den ersten Blick geeigneten Kiesbänke

werden jedoch speziell in der Brutzeit temporär überschwemmt, was zu einem Ausfall der Brut führt. Die älteste Renaturierungsfläche am Main bei Zapfendorf (renaturiert 1992) ist von keinerlei Stauauswirkung am Main beeinflusst (STROHMEIER 1998): Dort wurden in den Jahren 1999 und 2000 auf 7 Teilflächen insgesamt 8 Bruten des Flussregenpfeifers nachgewiesen, wobei auf nur 4 Teilflächen (5 Bruten) hochwassersicher und erfolgreich gebrütet werden konnte. Bruten auf den restliche drei Standorten waren wegen später Hochwasserereignisse erfolglos. Diese Erfolgsquote von fast 65% entspricht dem Bruterfolg im Primärhabitat (GLUTZ v. BLOTZHEIM 1999). Im Primärlebensraum sind also nur die Standorte für einen langfristigen Reproduktionserfolg geeignet, die während der Brutzeit hochwassersicher liegen. Außerhalb der Brutzeit müssen diese Flächen allerdings einer hohen Dynamik unterliegen, damit die Flächen umlagert werden, die (Weiden)sukzession zurückgedrängt wird und die Flächen frei bleiben. Eine Verbuschung dieser Kiesstandorte zwingt die Vögel zwangsläufig auf suboptimale Habitats auszuweichen, was sich wiederum in einem geringeren Bruterfolg zeigt (vgl. Abb. 1C und 1D).

Solche, durch Sukzession „verlorengegangene“ Rohböden sind ebenso von großer Bedeutung. Das Blaukehlchen als Brutvogel der Auen- und Sumpflandschaften beschrieben, ist in unserer Kulturlandschaft besonders auf Sekundärbiotop angewiesen (BEZZEL 1993). Im Obermaintal findet diese Art besonders in Schlammteichen des Kiesabbaus auf Flächen mit primären Sukzessionsstadien hervorragende Brutbedingungen und bildet hier einen überregional bedeutenden Bestand. Während in den 80iger Jahren am Obermain ca. 70% des Bestandes in Sekundärbiotopen brütete, wurden lediglich 2% in „naturnahen“ Strukturen des Flusses nachgewiesen (FRANZ & THEISS 1987). Mittlerweile konnte das Blaukehlchen auch geeignete Strukturen am Fluss an drei älteren Renaturierungsflächen mit 3-8 jähriger Weidensukzession nachgewiesen werden (Tab. 2). Als Konsequenz einer ausreichenden Dynamik ist also auch ein direktes Nebeneinander von Vogelarten mit verschiedenen Strukturansprüchen möglich. Sie bilden aber auch auf den Renaturierungsflächen lediglich kleinere „Patches“ neben Flächen mit verschiedenen Sukzessionsstadien (Abb. 1C).

Tab.2: Vorkommen des Flussregenpfeifers und des Blaukehlchens zwischen Mai und Juli 2000 auf den Untersuchungsflächen an Main und Rodach. A= Nahrungsbiotop; B= Brutverdacht; C= Brutnachweis; dahinter Zahl der Bruten

	Jahr/Renat.	Flussregenpfeifer	Blaukehlchen
Theisau (Main)	1997	A	
Oberlangenstadt (Rodach)	1994	C1	
Unterlangenstadt (Rodach)	1996	C1	B 1
Rodachmündung (Rodach)	1997	C2	A
Schönbrunn (Main)	1997-2000	C1	
Wiesen (Main)	1997	C1	
Ebensfeld (Main)	1996	B2	
Unterleiterbach (Main)	1998	C1	
Zapfendorf 92 (Main)	1992	C4	B2
Zapfendorf Süd (Main)	1996	A	
Kemmern (Main)	1998/99	A	
Hallstadt (Main)	1996	C1	
Küps Wehr (Rodach)			
Marktzeuln Wehr (Rodach)			
Marktzeuln nicht renat.(Rodach)			
Unterleiterbach nicht renat. (Main)			

6. Fazit

Bestehende Kiesstrukturen an Wehren haben wegen vielfältiger abiotischer Einflüsse für viele stenotope, auf Kies geprägte Arten nicht den Stellenwert von Kiesstrukturen auf den Renaturierungsflächen. Diese Kiesstrukturen entsprechen in ihrer Artenzusammensetzung im wesentlichen den ufernahen Kiesbereichen der Renaturierungsflächen.

Von der Renaturierung profitieren im Bereich der Avifauna viele typischen Vögel des Lebensraumes Flusses langfristig. Zu nennen sind hier besonders Eisvogel und Flussuferläufer. Das Blaukehlchen als Vogel von primären Sukzessionsflächen wird ebenfalls langfristig vom Strukturreichtum der Ufer profitieren. Für den Flussregenpfeifer kann nur eine ausreichende Dynamik, die Rohbodenstandorte schaffen, die dieser Vogel für eine erfolgreiche Brut in überschwemmungssicheren Bereichen benötigt. Bleibt die Dynamik langfristig aus und schreitet die Sukzession auf uferfernen Kiesbänken fort, verliert diese Art ihre geeigneten Brutplätze.

Augenblicklich erfüllen die Flüsse Obermain und die Rodach im Bereich der Renaturierungsflächen die Kriterien eines geeigneten „Primärhabitats Fließgewässer“.

7. Literatur

- Bairlein, F., and Sonntag, B. (1994) Zur Bedeutung von Strassenhecken für Vögel. *Natur Landschaft* 69:43-48.
- Bairlein, F. (2000) Nicht nur Köpfe zählen - integriertes Monitoring als Grundlage für effektiven Vogelschutz. *Vogelschutz* 3/2000:28-31.
- Becker, B. (1983) Postglaziale Auwaldentwicklung im mittleren und oberen Maintal anhand dendrochronologischer Untersuchungen subfossiler Baumstammablagerungen. *Geologisches Jahrbuch A* 71: 45-59.
- Bezzel, E. (1993) *Charadrius dubius* Scop. 1786 - Flußregenpfeifer. *Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Nichtsingvögel*, 1:389-392.
- Flade, M. (1994) Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW Eching 878 S.
- Gerlach, R. (1990) Flusssdynamik des Mains unter dem Einfluss des Menschen seit dem Spätmittelalter. *Forschung zur deutschen Landeskunde* 234: 1 – 247.
- Glutz von Blotzheim, U. (1999) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas* (Band 6); Charadriiformes Teil 1. Aula-Verlag, Wiesbaden/Wiebelsheim
- Jedicke, E. (1998) Raum -Zeit - Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozessschutz-Definition. *Naturschutz Landschaftsplanung* 30: 229-236.
- Knapp, H.D. (1998) Freiraum für natürliche Dynamik - "Prozessschutz als Naturschutzziel. *Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch.* 56: 401-412.
- Manderbach, R. & Reich, M. (1995) Auswirkungen grosser Querbauwerke auf die Laufkäferzönosen (Coleoptera, Carabidae) von Umlagerungsstrecken der Oberen Isar. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 101: 573-588.
- Metzner, J. (2001) Der Main - Re-Dynamisierung des Oberlaufs zeigt neue faszinierende Möglichkeiten für den Naturschutz auf. *Vogelschutz* 1/2001:12-14.
- Metzner, J., Rebhan, H. & Völkl, W. (2001) Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern: ersetzt Flusssdynamik die Pflegemaßnahmen in Abbaustellen? *Natur- und Kulturlandschaft* 5: (im Druck)
- Niedling, A. (1996) Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) von Uferstandorten mit Rohbodencharakter. *Diplomarbeit Universität Erlangen-Nürnberg*, 125 S. + Anhang.
- Niedling, A. & Scheloske, H.-W. (1999) Erfassung und multivariate Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenufern in Franken. *Angewandte Carabidologie Suppl.*, 1: 115-126.

- Ott, J. (1998) Möglichkeiten und Grenzen zur Integration von Zielen und Konzepten des Prozessschutzes in der Landschaftsplanung. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch 56:353-374.
- Plachter, H. (1998) Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 56: 21-66.
- Ranftl, H. (1983) Zum Brutvorkommen des Flußregenpfeifers *Charadrius dubius* in Nordbayern. Anz.orn.Ges.Bayern 22: 103-106.
- Rebhan,H. (1998) Chancen und Möglichkeiten der Redynamisierung am Obermain. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch 56: 173-186.
- Reich, M. (1994) Kies- und schotterreiche Wildflusslandschaften - primäre Lebensräume des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*). Vogel und Umwelt 8: 43-52.
- Riecken, U., Ries, U. & Ssymank, A. (1994) Rote Liste gefährdeter Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 41. Kilda-Verlag.
- Schirmer, W. (1983) Die Talentwicklung an Main und Regnitz seit dem Hochwurm. Geologisches Jahrbuch, A 71: 45-59.
- Siepe, A. (1994) Renaturierung von Auebiotopen am Oberrhein - Erste Erfolge des Integrierten Rheinprogramms in den "Poldern Altenheim". Z. angew. Zool. 80: 3-24.
- Strohmeier, P. (1998) Analyse der biologischen Durchgängigkeit des oberfränkischen Mains und seiner wichtigsten Nebenflüsse. Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V., 195 S.
- Völkl, W., von Heßberg, A., Mader, D., Metzner, J., Gerstberger, P., Hoffmann, K.H., Rebhan, H. & Krec, R. (2001) Natural succession in a dynamic riverine landscape and the protection of open areas. In: Riecken, U (ed): Pasture landscapes and nature conservation. Springer Verlag, Heidelberg (im Druck).

Hymenopteren in Flussaue: Neue Dynamik für Blütensucher

Daniela Mader, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth

1. Einleitung

Für viele Wildbienenarten sind dynamische Auenlandschaften der primäre Lebensraum. An diesen Lebensraum werden sehr spezifische Ansprüche gestellt. Ein wichtiges Kriterium für die Besiedlung einer Fläche durch Wildbienen ist das Vorhandensein warmer, sonniger Nistplätze. Eine Reihe von Arten nistet endogäisch in horizontalen oder vertikalen Rohbodenarissen. Andere Arten nisten epigäisch, im Totholz. Eine dritte Gruppe von Arten, die sog. Kuckucksbienen, nutzen die Nester der zuvor genannten Arten für die Aufzucht ihrer Jungen. Daneben ist als zweites Kriterium ein hoher Blütenreichtum als Nektar- und Pollenquelle in geringer Distanz zum Nistplatz unabdingbar. Das Auftreten ganz bestimmter Pflanzenarten ist dabei für die oligolektischen Arten wichtig. Aufgrund dieser komplexen Lebensraumsprüche sind Wildbienen gute Indikatoren für den Zustand der Aue, bzw. der im Projekt untersuchten Renaturierungsflächen. Des Weiteren reagieren sie sensibel auf Änderungen der Vegetation und der Lebensraumstruktur. Solche Veränderungen treten durch die Dynamik des Flusses an den Untersuchungsflächen immer wieder auf.

Die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung beinhaltet die Frage nach der Strukturierung der Wildbienengemeinschaften auf den Renaturierungsflächen an Wildbienen aus. Gibt es Unterschiede zum Artinventar vor den Renaturierungsmaßnahmen? Da jedoch keine Untersuchungen der renaturierten Flussabschnitte vor den Maßnahmen vorliegen, müssen zur Klärung dieser Frage begradigte Flussabschnitte als Vergleich untersucht werden.

Weiterhin ist die Frage nach der Herkunft der sich neu ansiedelnden Arten interessant. Es ist bekannt, dass viele Arten in Sand- und Kiesgruben Ersatzhabitate gefunden haben. Wandern die Wildbienen aus den zahlreichen an Main und Rodach gelegenen Kiesgruben in ihre ursprünglichen Habitate ein? Die Untersuchung von Kiesgruben in der Umgebung der Renaturierungsflächen soll dieser Frage nachgehen.

In einem dritten Schritt soll die Frage untersucht werden, ob die Flusssdynamik an den Renaturierungsstellen ausreicht, um das jetzt in diesem frühen Stadium vorhandene Nistplatz- und Nahrungsangebot auch auf lange Sicht für die Wildbienen zu erhalten? Für die Beantwortung dieser Frage ist der Untersuchungszeitraum des Projektes von drei Jahren mit Sicherheit zu kurz. Doch dadurch, dass das WWA Bamberg bereits 1992 mit den ersten Maßnahmen begann, stehen jetzt unterschiedlich alte Flächen für die Untersuchungen zur Verfügung, so dass die Möglichkeit besteht, eine unechte Sukzessionsreihe aufzustellen. So ergibt sich die Möglichkeit, Entwicklungstrends der Flächen zumindest über einen Zeitraum von 10 Jahren abzuschätzen.

2. Methodik

Für die Untersuchung der Wildbienen wurden insgesamt 15 Probeflächen ausgewählt. Davon sind acht Flächen Renaturierungsflächen unterschiedlichen Alters (1*1992, 1*1994, 1*1996, 2*1997, 2*1998, 1*1999). Fünf Kontrollflächen an begradigten Flussabschnitten wurden jeweils oberhalb der Renaturierungsflächen, jedoch mindestens 150 Meter von diesen entfernt eingerichtet. Zwei Kiesgruben wurden 2000 bereits untersucht, 2001 sollen noch zwei dazugenommen werden.

Die holznistenden Wildbienenarten werden durch das Ausbringen von Nisthilfen halbquantitativ erfasst. Die Nisthilfen werden aus etwa 10 cm dicken Laubholzstücken gefertigt, die mit je acht Löchern der Durchmesser 8, 6, 5, 4 und 2,5 mm versehen werden. Pro Holzscheibe sind also 40 Nistmöglichkeiten für die Wildbienen gegeben. Die Fallen werden im zeitigen Frühjahr an geeignete Bäume oder, falls keine Vorhanden an aufgestellte Pfosten ausgebracht. Vier Fallen werden an den Renaturierungsflächen, zwei an den beiden anderen Flächentypen aufgehängt. Die Fallen werden am Ende der Vegetationsperiode eingesammelt, im Insektarium der Universität Bayreuth überwintert und die schlüpfenden Individuen im folgenden Frühjahr abgefangen. So werden die holznistenden Arten der Flächen erfasst, aber auch Informationen über Parasitierung und ausbleibenden Schlupferfolg erhalten.

2.1. Spezielle Untersuchungen an Steilwänden

Aufgrund der relativ großen Ausdehnung der Steilwände wurden je Steilwand mehrere ein Quadratmeter große Flächen mit Holzpfosten markiert, über die für die Untersuchungen ein 1m² großes Raster gehängt werden kann. Mit Hilfe des Rasters wurde die Lage der Nester aufs Papier übertragen und deren Anzahl bestimmt. Anschließend findet eine 20minütige Beobachtung der anfliegenden Individuen statt. Unterschieden wird dabei zwischen den Gattungen der Furchenbienen, Andrenen, Sphecoden und Nomaden und evtl. anderen Tieren (z.B. Goldwespen). Nach Untersuchung aller an einer Steilwand eingerichteten m² werden 20 Minuten an der Abbruchkante fliegende Tiere zur Bestimmung des Artinventars der Steilwand gefangen. Diese Untersuchungen finden mehrmals während einer Vegetationsperiode statt. Daneben wird die Exposition der Steilwand, Bodenart und die Fläche der Abbruchkante bestimmt.

2.2. Untersuchungen an horizontalen Rohbodenanrisse

Bei jeder Flächenbegehung wurde an geeigneten Rohbodenanrissen nach Nistkolonien gesucht. Beim Auffinden einer Kolonie wurden die Nester mit Hilfe des Rasters aufs Papier übertragen und einige Tiere zur Artbestimmung gefangen. Weiterhin wird die Neigung der Fläche, Bodenart und Ausdehnung der Kolonie bestimmt. Informationen über die Gesamtfläche der Rohbodenanrisse in einer Fläche werden mit Hilfe der von Andreas von Hessberg aus den Luftbildern erstellten Karten ermittelt.

2.3. Quantifizierung der Blütenbesucher

In den Untersuchungsflächen werden 30 Minuten die Blütenbesucher in der gesamten Fläche gefangen um die Artenliste zu vervollständigen. Informationen zum Blütenpflanzenartenspektrum der Flächen liefern die Untersuchungen von Andreas von Hessberg. Weiterhin wurden in den Flächen 100 m² große Untersuchungsquadrate so angelegt, dass unterschiedliche Strukturen (z.B. schütter bewachsen, stark bewachsen, mit Schotteruntergrund, mit Erduntergrund) erfasst wurden. In einem Zeitraum von 30 Minuten werden dann alle blütenbesuchenden Wildbienen abgefangen. Daneben werden die in einem Quadrat vorkommenden Blütenpflanzen bestimmt und ihr Deckungsgrad abgeschätzt. Diese Fänge finden mehrmals über die Vegetationsperiode verteilt statt.

3. Ergebnisse

In den Jahren 1999 und 2000 wurden an den Renaturierungsflächen bisher 92 Arten gefangen und bestimmt, an begradigten Flussabschnitten 30 Arten. Dies entspricht 18,1 bzw. 5,7% der in der gesamten Bundesrepublik nachgewiesenen 508 Wildbienenarten. Beide Zahlen werden noch mehr oder weniger steigen, denn zum einen sind die Proben mit Furchenbienen (Gattungen *Halictus* und *Lasioglossum*) noch nicht ausgewertet, zum anderen ist ein Teil der Tiere von 2000 noch nicht determiniert.

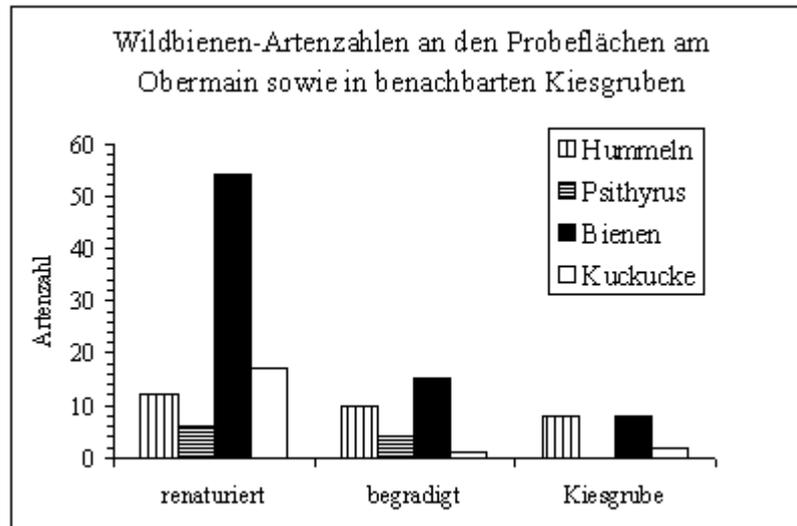


Abb. 1: Anzahl der Wildbienenarten an den Renaturierungsflächen an Main und Rodach sowie an begradigten Flussabschnitten und benachbarten Kiesgruben

Trennt man die Arten nach Hummeln, deren Schmarotzern (Gattung *Psithyrus*), Solitärbiene und deren Kuckucken auf, fällt einmal auf, dass die Anzahl von Hummeln und deren Schmarotzern in renaturierten und begradigten Flussabschnitten in etwa gleich ist (Abb. 1). Dies liegt in der Lebensweise der Hummeln begründet, die für ihre Nistplätze nicht auf warme, freie Bodenstellen angewiesen sind, vielmehr sogar häufig versteckt unter Moos oder anderer Vegetation ihre Nester anlegen. Auffällig das Fehlen der Psithyrus-Arten in den Kiesgruben. Dort finden sich die Hummeln also nur zur Nahrungssuche ein. Ein völlig anderes Bild ergibt sich für die Solitärbiene und deren Schmarotzern. In den Renaturierungsflächen kommen dreimal soviel Arten von Solitärbiene vor als in den Kontrollflächen, bei den Kuckucksarten wird dieser Unterschied noch drastischer. An den Renaturierungsflächen ist die Anzahl der Kuckucke fast neunmal höher im Vergleich zu den begradigten Flussabschnitten (Abb. 1).

Die Artenzahlen, aufgetragen für die einzelnen Standorte, zeigen folgendes Bild: Deutlich gliedert sich der Block der fünf Kontrollflächen (dunkle Balken) mit durchweg geringeren Artenzahlen vom Block der Renaturierungsflächen (helle Balken) ab (Abb. 2). Bis auf zwei Standorte liegen die Artenzahl an den Renaturierungsflächen mindestens doppelt so hoch als an den Kontrollflächen. In der Abbildung sind die Renaturierungsflächen nach dem Flächenalter sortiert (beginnend mit der jüngsten Fläche links) aufgetragen. Eine Korrelation zwischen Flächenalter und Artenzahl ist zum jetzigen Zeitpunkt der Untersuchungen und Auswertungen nicht feststellbar. Ein ähnliches Bild bietet sich, trägt man die Individuenzahlen der einzelnen Flächen auf. Auch hier gliedert sich der Block der Kontrollflächen deutlich ab. Die Renaturierungsflächen weisen mindestens doppelt so vielen Individuen als die Kontrollflächen auf. Und auch bei den Individuenzahlen ist eine Korrelation mit dem Alter der Flächen zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht zu erkennen.

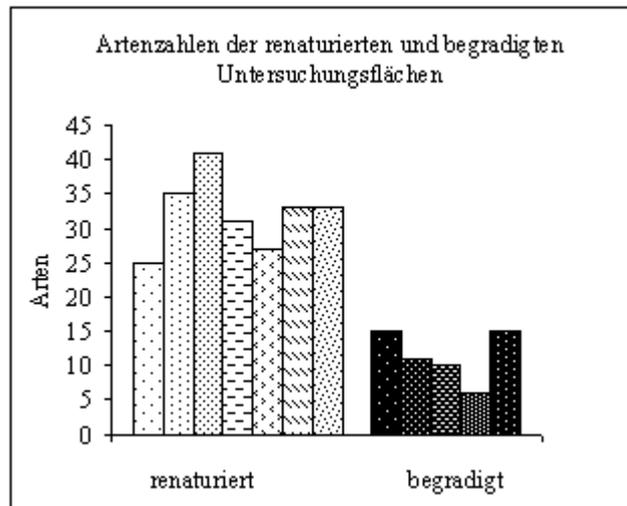


Abb. 2: Artenzahlen der einzelnen renaturierten und begradigten Untersuchungsflächen an Main und Rodach

Inwiefern werden nun die Renaturierungsflächen von den Wildbienen als Nistplatz oder nur zur Pollen- und Nektaraufnahme genutzt? Für 21 der 92 nachgewiesenen Arten konnten Nistnachweise erbracht werden, d.h. knapp 23% der Arten nisten mit Sicherheit in den Flächen. Ganz anders sieht das Bild an den Kontrollflächen aus. Dort wurde lediglich für zwei Hummelarten ein Nistnachweis erhalten, das sind nur knapp 7% der Gesamtarten.

Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man den Anteil oligolektischer Arten betrachtet. Von den 57 pollensammelnden Arten der Renaturierungsflächen (ohne Hummeln) sind 23 Arten (= 40,4 %) oligolektisch. An den Kontrollflächen waren von 15 pollensammelnden Arten nur 4 (26%) oligolektisch.

Ein weiterer Punkt ist der Vergleich von Wildbienenarten und -individuen mit der Anzahl der Pflanzenarten in den Untersuchungsflächen. Dabei wurden vor allem die Pflanzen für die Summe der Blütenpflanzenarten gerechnet, die Westrich in die Wildbienen Baden-Württembergs als Pollenquellen nennt. Dabei unterscheidet sich die Blütenpflanzenanzahl der zwei ausgewerteten Kontrollflächen deutlich von den Renaturierungsflächen. Weiterhin ist aber kein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Wildbienenarten und der Anzahl der Blütenpflanzen zu erkennen. Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Vergleich von Wildbienenindividuen mit der Blütenpflanzenanzahl der Flächen.

An den fünf untersuchten Steilwänden der Renaturierungsflächen sind durchschnittlich 110 Nester pro m² zu finden (Abb. 3). Eng daran schließen sich die Abbruchkanten der Kiesgruben mit immerhin knapp 90 Nestern pro m² an. Dies zeigt, dass die Kiesgruben von den Wildbienen als Ersatzhabitat sehr gut akzeptiert werden. Im Gegensatz zu den Renaturierungsflächen sind die Kiesgruben durch die schnell fortschreitende Sukzession aber nur als temporäres Übergangshabitat für die Wildbienen von Interesse. An der einzigen Steilwand am begradigten Flusslauf wurden nur 20 Nester pro m² gezählt. Bei den Anflugsuntersuchungen wird dieses Bild noch unterstützt. Konnten an den Untersuchungsquadraten der Renaturierungsflächen und Kiesgruben durchschnittlich 22 Anflüge von Wildbienenindividuen pro Stunde beobachtet werden, waren an der Abbruchkante des begradigten Flusslaufes keine Anflüge zu beobachten.

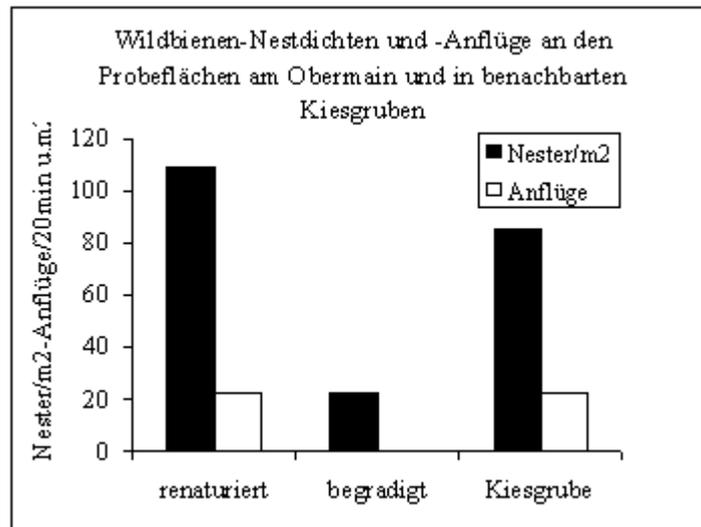


Abb. 3: Wildbienen-Nestdichten und -Anflüge an renaturierten und begradigten Untersuchungsflächen am Obermain sowie in benachbarten Kiesgruben

Auf horizontalen Rohbodenanrissen an den Renaturierungsflächen konnten im Jahr 2000 insgesamt 18 Kolonien von Wildbienen gefunden werden. Neben einer *Colletes cunicularius*- und zwei *Andrena flavipes*-Kolonien sind die restlichen 15 Kolonien durchweg von Arten der Furchenbienen (Gattungen *Halictus* und *Lasioglossum*) gebildet. Die kleinsten Kolonien gehörten zu *Halictus sexcinctus* mit 20 bis 30 Nestern. Ansonsten lag die Koloniegröße bei durchschnittlich etwa 200 bis 300 Nestern. Die beiden größten Kolonien wurden im April und im Juli an der Rodachmündung auf einer 28 m² großen Fläche gefunden. Im April konnten auf dieser Fläche 1621, im Juli 1365 Nester gezählt werden. In den beiden Kiesgruben konnten immerhin noch vier Kolonien von Furchenbienen entdeckt werden, die im Durchschnitt ebenfalls um die 200 Nester enthielten. An den Kontrollflächen dagegen wurde nicht die kleinste Kolonie entdeckt, was nicht verwundert, sind dort ja auch keinerlei Rohbodenanrisse zu finden.

In den Nisthölzern waren 1999 13 Löcher pro Falle an den renaturierten Flussabschnitten besetzt, an den Kontrollflächen waren nur sieben Löcher pro Falle besetzt. Wildbienen schlüpfen aber nur aus Fallen der Renaturierungsflächen. Der Großteil der Löcher wurde aber an beiden Flächentypen von solitären Faltenwespen aus der Familie Eumenidae genutzt.

Bei den im Frühjahr 2000 ausgebrachten Fallen ist das Bild ausgeglichener. Hier waren in Kiesgruben und an Renaturierungsflächen durchschnittlich 19 Löcher besetzt, an den Kontrollflächen waren es immerhin auch 17 besetzte Löcher pro Falle.

4. Schlussfolgerungen

Nistplätze werden an den Renaturierungsflächen schnell und immer wieder neu geschaffen. Diese Nistplätze werden von den Wildbienen schnell angenommen. Ein großer Blütenreichtum fördert die Diversität in der Wildbienenfauna. Und letztendlich: Langfristig ist der alles entscheidende Faktor für den Erhalt dieser Renaturierungsflächen als Habitat für Wildbienen eine ausreichende Flussdynamik.

Der Einfluss von Renaturierungen in Mittelgebirgsauen auf die Laufkäfer- und Heuschreckenfauna

Jost Armbruster, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover

1. Einleitung

Um die Auswirkung von Renaturierungsmaßnahmen zu analysieren, werden Abschnitte, an denen Eigendynamik gefördert wird oder noch vorhanden ist (= „dynamische“ Abschnitte), mit Abschnitten verglichen, an denen dies nicht der Fall ist (= „begradigte“ Abschnitte). Durch die erhöhte Eigendynamik kommt es in der Aue zu einer Bewirtschaftungsschwernis, die im Extremfall zu einer Nutzungsaufgabe des Grünlands führen kann. Auf der einen Seite gehen dadurch zwar Grünlandbereiche z.T. verloren und damit u.U. einige Arten, sofern sie nicht in Biotopen der Auenlandschaft ein Refugium finden, auf der anderen Seite werden aber auch Biotope immer wieder neu geschaffen, die einer spezialisierten Auenfauna Lebensraum bieten.

2. Methodik

An jedem Fließgewässer wurden die Biotoptypen Uferbank, Annuellenflur, Hochstauden/Gebüschstandort sowie angrenzendes Grünland mit Hilfe von 4 Bodenfallen (Durchmesser = 8,5cm: Diethylen-Glykol) untersucht. Die Bodenfallen waren jeweils 14 Tage fängig und wurden 4 mal (April-Juni) bzw. 2 mal (August) gelehrt. Zusätzlich wurden auf den Uferbänken sowohl zeitbezogene als auch flächenbezogene Handaufsammlungen durchgeführt. Heuschrecken wurden über die charakteristischen Gesänge und durch Handfänge erfasst. Nicht singende Arten (Gattung *Tetrix*) wurden über die Bodenfallen miterfasst.

3. Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden mit den Bodenfallen 119 und mit den Handaufsammlungen 32 Arten erfasst. In Hessen wurde an einem „dynamischen“ Abschnitt die seit 150 Jahre verschollene Scarabaeidae- Art *Aegialia sabuleti* (det. L. Schmidt) wieder entdeckt.

Insgesamt wurden 4 stark gefährdete sowie 5 gefährdete Arten erfasst. Davon können nach Literaturangaben (Barndt et al. 1991, Koch 1989) 7 Arten als Uferarten bezeichnet werden (z.B. *Agonum duftschmidi*, *Thalassophilus longicornis*, *Bembidion atrocaeruleum* und *Bembidion monticola*). Durch die Renaturierungsmaßnahmen könnten diese Arten gefördert werden. 1 Art (*Patrobus assimilis*) wird vorwiegend in feuchten Wäldern angetroffen und daher ebenfalls durch die eigendynamische Entwicklung gefördert. Nur 1 Art (*Amara nitida*) hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in weitgehend offenen Kulturlandschaften (Trautner et al. 1997). Diese „Offenland“-Arten ist möglicherweise durch eine Nutzungsaufgabe des Grünlands bedroht.

6 Arten wurden im Projekt nur auf Uferbänken gefangen (v.a. Uferspezialisten der Gattung *Bembidion*). 51 Arten konnten nur in der Aue und nicht dem angrenzenden Grünland erfasst werden. Diese Arten werden durch gesteigerte Eigendynamik vorraussichtlich gefördert. 7 Arten waren nur im Grünland anzutreffen und sind daher u.U. auf dessen Erhalt angewiesen (v.a. die Gattung *Amara*). Mit 60 Arten konnte die Hälfte aller Laufkäferarten sowohl in der Aue, als auch im Grünland erfasst werden. Diese Arten werden durch die Förderung von mehr Eigendynamik vermutlich nicht bedroht.

Selbst an den Waldbächen wurden einige Laufkäferarten erfaßt, die nach Literaturangaben auf Wiesen, Weiden (Biotoptyp 3, Tab. 1) zu finden sind. An der Jobklein waren dies 12% der Individuen und 24% der Arten (Abb. 1). Der entsprechende Anteil an der Zorge war mit 23% der Individuen und 38% der Arten höher (Abb.2), vermutlich weil die offenen Flächen größer sind.

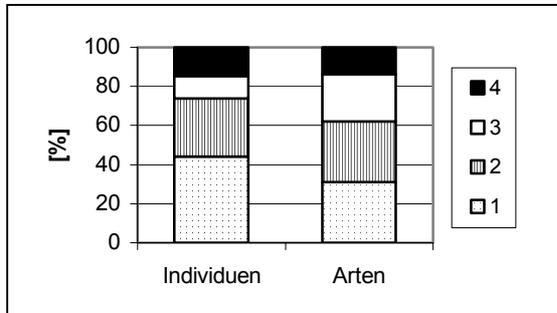


Abb. 1: Verteilung der Laufkäfer auf Biotope an der Jobklein [Legende siehe Tab. 1]

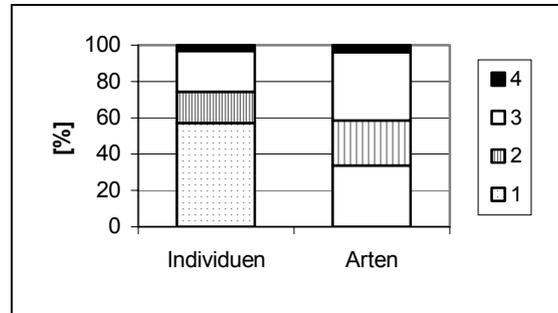


Abb. 2: Verteilung der Laufkäfer auf Biotope an der Zorge [Legende siehe Tab. 1]

Tab. 1: Biotope nach Trautner et al. (1994)

1	vegetationsarme Ufer, Bänke und Aufschwemmungen
2	Kleinseggensümpfe, feuchte und nasse Hochstaudenfluren
3	Feucht- und Nassgrünland, Wiesen und Weiden, Äcker
4	Feucht- und Nasswälder, Wälder

Mit Maximalwerten bis zu 59,6 Ind./m² übertreffen die Dichten an 3 Bächen die Dichten an anderen Mittelgebirgsbächen deutlich (maximal 29 Ind./m² bei Höppner 1996 für Nordhessen). Die Dichte war an Bächen mit großen Uferbänken am höchsten.

Als Folge der Renaturierungsmaßnahmen waren an allen Bächen Zunahmen von Laufkäfern der Biotoptypen 1 und 2 festzustellen (Tab. 1). Am Haberbach, an dem die Renaturierungsmaßnahme erst 3 Jahre zurück liegt und eine Vernässung des Grünlands bewirkt, konnten bereits 16% mehr Uferarten und 39% mehr Individuen am „dynamischen“ als „begradigten“ Abschnitt gefangen werden (Abb. 4 und 5). Von den Veränderungen profitierten an den Bächen insgesamt u.a. die Laufkäferarten *Agonum duftschmidi*, *Carabus granulatus*, *Chlaenius nigricornis*, *Panagaeus crux-major* und *Pterostichus nigrita* sowie die Heuschreckenarten *Stethophyma grossum*, *Tettigonia cantans*, *Tettigonia viridissima* und *Tetrix subulata*.

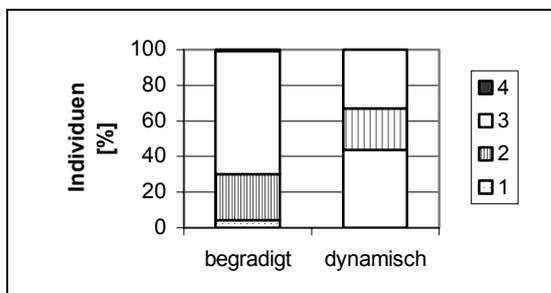


Abb. 4: Verteilung der Laufkäferindividuen auf Biotope am Haberbach im „begradigten“ und „dynamischen“ Abschnitt [Legende siehe Tab. 1]

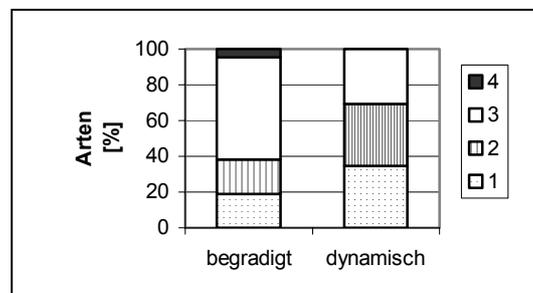


Abb. 5 Verteilung der Laufkäferarten auf Biotope am Haberbach im „begradigten“ und „dynamischen“ Abschnitt [Legende siehe Tab. 1]

Im Gegenzug wurden an „dynamischen“ Abschnitten zwischen 20% und 60% weniger Laufkäfer des Biotoptyps 3 erfasst als an „begradigten“ Abschnitten und zwar sowohl bezogen auf die Individuen- als auch Artenzahl. Am Haberbach z.B. konnten im „dynamischen“ Abschnitt 33% weniger Laufkäferindividuen und 26% weniger Arten des „Offenlands“ gefangen werden. Abnahmen waren u.a. bei den Laufkäferarten *Amara aenea*, *Amara convexior*, *Anisodactylus binotatus*, *Bembidion lampros*, *Carabus monilis* sowie *Nebria brevicollis* zu verzeichnen. Bei den Heuschrecken wurden auf den Wiesen an „begradigten“ Abschnitten die Arten *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus biguttulus*, *Chorthippus parallelus* und *Omocestus viridulus* häufiger registriert als an den Abschnitten, an denen die Eigendynamik gefördert wurde. Die Laufkäfer- und Heuschrecken-Gemeinschaft reagierte damit schnell auf die Veränderungen infolge der Renaturierungsmaßnahmen, obwohl noch keine Veränderung im Biotoptyp zu erkennen war.

4. Literatur

- Barndt, D., Brase, S., Glauche, M., Gruttke, H., Kegel, B., Platen, R. & Winkelmann, H. (1991) Die Laufkäferfauna von Berlin (West) - mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). - In: Auhagen, A., Platen, R. & Sukopp, H. (1991): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 6: 243-275
- Bellmann, H. (1993) Heuschrecken: beobachten - bestimmen. - Naturbuchverlag. 349 pp.
- Höppner, J. (1996) Die epigäische Uferfauna auf Kiesbänken an Mittelgebirgsbächen und -flüssen in Nordhessen unter besondere Berücksichtigung der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Diplomarbeit Universität Marburg. 124 pp.
- Koch, K. (1989) Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Bd. 1. 440 pp.
- Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. (1997) Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Col., Cicindelidae et Carabidae) 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 261-273

Identifikation von Fließgewässerstrecken mit Potenzialen zur eigendynamischen Entwicklung: Möglichkeiten und Grenzen der Landschaftsanalyse

Marc Gerhard, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover

1. Einleitung

Viele Arten in Mitteleuropa sind Kulturfolger, die zunächst von der Umwandlung der ehemals weitgehend waldbestandenen Landschaft in ein Mosaik aus verschiedensten Nutzungen profitierten. Viele Arten besiedelten Sekundärhabitats, die ihren ursprünglichen Lebensräumen sehr ähnlich sind.

Arten, die ehemals in Flussauen und Feuchtgebieten vorkamen, etablierten sich auf feuchten Weiden und Wiesen und wussten die weiterhin gegebenen dynamischen Prozesse der Fließgewässer auszunutzen.

Mit der Vereinheitlichung und Intensivierung der Landnutzung nach Flurbereinigungen, der Zersiedelung und Zerschneidung durch Verkehrswege wurden viele der Arten wieder zurückgedrängt.



Abb.1: Eine Aue im ursprünglichen Zustand war frei von Restriktionen, durch Fließgewässerdynamik entstanden Verzweigungen, Altarme und Altwasser. Bei ausreichender Größe oder Geschiebetrieb schafft das Fließgewässer offene Bereiche, die als Primärhabitat vieler Arten gelten.

Insbesondere menschliche Tätigkeiten, die zur Landgewinnung dienten, wie Dränung von Aueflächen, Begradigung von Flussläufen und Hochwasserschutzmaßnahmen erschwerten es, an den Lebensraum Fließgewässer und Aue angepassten Arten weiterhin adäquate Lebensräume zu finden. Die naturnahen Überreste ihrer permanent verkleinerten Lebensräume stehen heute unter Naturschutz; sie sind als Schutzgebiet ausgewiesen oder gehören zu einem der pauschal geschützten Biotoptypen.

Anders verhält es sich mit den Sekundärhabitats, die Folge einer definierten Nutzung sind (z.B. Mahd). Viele Beispiele zeigen, dass nach der Aufgabe der Nutzung der dadurch entstandene Lebensraum an Lebensqualität verliert. In den Auen trifft dies insbesondere auf Kiesgruben (siehe Untersuchungen am Obermain) und auf Feuchtwiesen zu.

Um der Wahrscheinlichkeit des Verlustes von Artenvielfalt in mitteleuropäischen Talräumen entgegenzuwirken, sind mehrere Möglichkeiten denkbar:

1. Veränderung der Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft, die extensivere Nutzung honoriert
2. Einzelfallabhängige Aufrechterhaltung der Nutzung über bezahlte Pflegemaßnahmen
3. Zulassung von mehr Eigendynamik an Fließgewässern.

Entscheidend für die Umsetzung der aufgeführten Möglichkeiten sind neben der Flächenverfügbarkeit die ökonomischen und ökologischen Auswirkungen.

Ziel der im Folgenden vorgestellten Methodik war es, im Rahmen der heutigen Bedingungen, Möglichkeiten und Grenzen der Entwicklung von Fließgewässern aufzuzeigen. Hierbei sollte zum einen die Möglichkeit einer weitergehenden Intensivierung, aber vor allem die Auswirkungen einer Extensivierung der Landwirtschaft bis hin zur völligen Aufgabe und Zulassung von eigendynamischen Prozessen an Fließgewässern betrachtet werden.

Die Bilanzierung von Flächen lässt eine naturschutzfachliche Bewertung zu (z.B. Mindestarealgröße für Rohrdommel oder Biber), es können dadurch weitergehend auch Aussagen zur ökonomischen Auswirkung getroffen werden.

2. Methodik

Für die Auswertung standen digitale Daten zur Verfügung, die mit Hilfe eines Geographischen-Informationen-Systems (GIS) bearbeitet wurden.

Zunächst musste eine Möglichkeit gefunden werden, mit der die **Gewässergröße** hinreichend genau festgesetzt werden kann.

Denn von der Gesamtfläche der Einzugsgebiete der Fließgewässersysteme wurden ausschließlich die 'historischen Auen' betrachtet, die in Abhängigkeit der Geländemorphologie und der Gewässergröße unterschiedliche Ausdehnung hatten. Weiterhin war es für die Entwicklung von Szenarien notwendig, verschiedene **Bereiche** gegeneinander abzugrenzen und zu definieren. Durch verschiedenste menschliche Aktivitäten steht dem Fließgewässer nicht mehr die gesammte 'historische Aue' zur eigendynamischen Entwicklung zur Verfügung. Solche Hemmnisse werden durch kategorisierte **Nutzungen** erfasst, welche teilweise als **Restriktion** angesehen werden. Durch die Kombination von verschiedenen Voraussetzungen und unterschiedliche Entwicklungsmöglichkeiten lassen sich vier Szenarien unterscheiden: 'Ist-Zustand', 'Intensivere Landwirtschaft', 'Extensivere Landwirtschaft' und 'Fließgewässerdynamik'.

2.1. Gewässergröße

Die Gewässer- und Auengröße nimmt in der Regel von der Quelle bis zur Mündung zu. Sie kann bei einer computer-gestützten Auswertung jedoch nicht für jeden Punkt vor Ort ermittelt werden. Daher musste eine nachvollziehbare Methodik angewendet werden, die zum einen pauschalisiert, zum anderen die Realität möglichst gut abbildet. Genaue Abflussdaten standen nur für wenige Punkte im Einzugsgebiet zur Verfügung, sodaß auf diese nicht zurück gegriffen werden konnte.

In Deutschland kommen zwei Einteilungssysteme nach der Gewässergröße zur Anwendung, die nicht auf im Gelände gemessenen Breiten beruhen.

Zum Einen handelt es sich um die von der Wasserwirtschaftsverwaltung verwendeten Gewässerordnungen 1, 2 und 3. Diese Einteilung orientiert sich an der Bedeutung der Gewässer für die Schifffahrt, Vorflut etc.. Alle bedeutenden (i.e.S. größeren) Gewässer gehören der 1. Ordnung an. Diese Gewässer stehen unter der Verwaltung der Bundesländer. Gewässer der 2. Ordnung stehen unter der Verwaltung der Regierungspräsidien / Kreise. Die unbedeuten-

den Gewässer 3. Ordnung werden von den Gemeinden verwaltet. Ausnahme in diesem System sind Gewässer 1. Ordnung, die als Bundeswasserstraße ausgewiesen sind und - wie der Name bereits andeutet - vom Bund verwaltet werden.

Dieses System eignete sich nicht für die angestrebte Flächenbilanzierung, weil die Gewässerordnung nicht ausreichend mit der Gewässergröße korreliert.

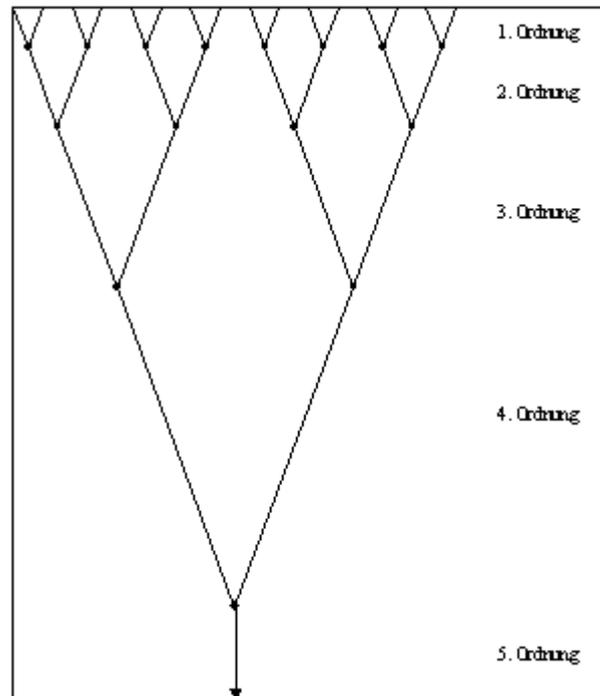


Abb. 2: Schematische Darstellung der Fließgewässerordnungen nach dem Konfluenzprinzip. Ab dem Zusammenfluss zweier Fließgewässer gleicher Ordnung erhöht sich die Gewässerordnung.

Die Spannweite der in der 3. Ordnung zusammengefassten Gewässer war beträchtlich. So fielen darunter Gewässer mit einer Breite des bordvollen Abflusses von einigen Dezimetern bis zu mehreren Metern. Das zweite vor allem in der Wissenschaft gebräuchliche System differenziert gerade im Bereich der kleinen Gewässer am stärksten. Dies ist aufgrund deren großer Häufigkeit im Untersuchungsgebiet besonders wichtig. Nach dem sogenannten Konfluenzprinzip wird ein Gewässer, nach dem Quellaustritt der 1. Ordnung zugeteilt. Wenn ein Gewässer mit einem zweiten Gewässer gleicher Ordnung zusammenfließt, entsteht ein Gewässer höherer Ordnung (s. Abb. 2) Mündet ein Gewässer mit niedrigerer Ordnung in eines mit einer höheren, behält der folgende Gewässerabschnitt die höhere Ordnung bei. Im Vergleich spiegeln die Fließgewässerordnungen nach dem Konfluenzprinzip die tatsächlichen Größenordnungen besser wieder als das von der Wasserwirtschaftsverwaltung benutzte System.

2.2. Abgrenzbare Bereiche an Fließgewässern

Fließgewässer:

Definition: Fläche zwischen den Böschungsoberkanten, inklusive Böschung, Ufer, Wasserfläche und Inseln

Erhebungsart: Digital sind die meisten Fließgewässer als Linie dargestellt, größere Fließgewässer sind durch eine Doppellinie dargestellt. Linien haben jedoch keinen Flächenbezug. Daher wird aufgrund der angenommenen Gewässergröße im GIS eine Fläche links und rechts der Gewässerlinie erzeugt.

Verwendung: Die Fließgewässer werden in allen Szenarien als eigene Flächen behandelt. Meistens wird die Gewässerlinie als Mittellinie für andere Bereiche genutzt.

Uferrandstreifen:

Definition: Uferrandstreifen verlaufen parallel zum Fließgewässer und schließen sich an die Böschungsoberkante an.

Erhebungsart: Unabhängig von der Fließgewässergröße wurden die empfohlenen Mindestabmessungen verwendet: Ortslage: 5m, in der freien Landschaft: 10m.

Verwendung: Die Fläche der Uferrandstreifen wurden in den Szenarien (siehe unten) von den umgebenden Nutzungen abgezogen.

Hochwasserabflussgebiet (HQ 100 HG)

Definition: Übersteigt bei einem Hochwasserereignis die Abflussmenge die Kapazität des Gerinnes, übert ein Teil des Wassers aus. Erfahrungsgemäß ist die Stömungsgeschwindigkeit innerhalb des Gewässers am höchsten und nimmt nach außen hin ab. Als Hochwasserabflussgebiet wurde der Bereich bezeichnet, in dem nennenswerte Strömung noch vorhanden ist und morphologische Veränderungen am wahrscheinlichsten sind. Um eine einheitliche Wassermenge festzulegen, wurde ein Hochwasserereignis, welches statistisch nur einmal in 100 Jahren auftritt (HQ 100) betrachtet.

Erhebungsart: Für die Fließgewässer 6., 5., 4. und teilw. 3. Ordnung lagen kartographische Unterlagen zu den Hochwasserabflussgebieten vor. Den restlichen Gewässerordnungen wurden Hochwasserabflussgebiete zugeordnet (siehe Tab. 1). Diese wurden aufgrund von Kartenauswertungen, langjähriger eigener Erfahrung und Anmerkungen von Mitarbeitern aus verschiedenen Wasserwirtschaftsämtern zusammengestellt.

Verwendung: Das Hochwasserabflussgebiet wird durch seine dicht an das Fließgewässer grenzende Lage häufig Überschwemmungen ausgesetzt, hat einen feuchten Untergrund bei dem das Grundwasser nahe ansteht und wird zuerst von morphologischen Veränderungen des Fließgewässerverlaufs betroffen. Im Szenario 'Ist-Zustand' wird im Hochwasserabflussgebiet noch weitestgehend Landwirtschaft betrieben, obwohl aktuell in diesem Bereich bereits die Nutzung erschwert ist. Im Szenario 'Extensive Landwirtschaft' wird ein Anstieg des Grundwasserspiegels und der Überflutungswahrscheinlichkeit erwartet, so dass Grünland feuchter eingestuft wurde. Im Szenario 'Fließgewässerdynamik' fiel der Bereich aus der Nutzung, da es hier am ehesten zu Laufverlagerungen kommen wird.

Historische Aue

Definition: Die 'historische Aue' wird definiert als Bereich der vor der Besiedlung durch den Menschen durch extreme Hochwasserereignisse noch beeinflusst wurde (vgl. Ellenberg 1996 S. 381). Durch verschiedenste Maßnahmen ist dieser Bereich heute stark beschränkt und nicht mehr eindeutig abzuschätzen. Die heute ausgewiesenen Überschwemmungsgebiete (HQ 100) sind teilweise wenige Meter breit, da die berechneten Abflussmengen den parallel verlaufenden Hochwasserdamm nicht überwinden und entsprechen nicht dem Begriff 'historische Aue'. Daher wurde als Betrachtungsraum 'historische Aue' die vor den Eingriffen des Menschen wahrscheinlichste Überschwemmungsfläche verwendet.

Erhebungsart: Orientierend an den Ausmaßen der berechneten Überschwemmungsgebiete wurde ein Bereich angenommen, der von einem Hangfuß zum gegenübergelegenen reicht. Ist bei den berechneten HQ 100-Flächen ein Bereich offensichtlich durch künstliche Hochwasserschutzmaßnahmen dem aktuellen Überschwemmungsgebiet entzogen, wurde dieser mit zur historischen Aue gerechnet. Für Fließgewässer, für die keine berechneten Überschwemmungsgebiete vorlagen (insbesondere kleinere Fließgewässer) ergaben sich mittlere Werte aus Ortsbegehungen, Befragung von Ortsansässigen und Erfahrungswerten.

Verwendung: Die 'historische Aue' ist der Betrachtungsraum. Von ihr wurden alle Flächen mit Restriktionen, sowie aus naturschutzfachlichen Gründen konkurrierende Flächen abgezogen; dies ergab dann den potentiell dynamisierbaren Bereich.

Potenziell dynamisierbarer Bereich

Definition: Unter den heutigen Rahmenbedingungen ist eine Zurückführung eines Fließgewässersystems in den Zustand, den es in der Naturlandschaft hatte, undenkbar. Unsere Kulturlandschaft, wie wir sie in Mitteleuropa haben, schränkt die Entwicklungsmöglichkeiten von Fließgewässern stark ein.

Um weitgehend realistische Aussagen über Flächenausdehnungen zu treffen, musste daher ein Bereich betrachtet werden, der Restriktionen, die nicht zurückgenommen werden können, aussparte.

Erhebungsart: Von der 'Historischen Aue' wurden die als Restriktionen anzusehenden Landnutzungstypen zuzüglich einzuhaltender „Sicherheitsabstände“ abgezogen. Dabei entstanden Splitterflächen, die keine Verbindung mehr zur restlichen Aue aufweisen und daher der eigendynamischen Entwicklung des Fließgewässers auch nicht mehr zur Verfügung stehen, ebenfalls von der 'Historischen Aue' abgezogen.. Dies war zum Beispiel der Fall, wenn eine Fläche auf der fließgewässerabgewandten Seite einer Straße lag.

Verwendung: Der dynamisierbare Bereich ist der Bereich in dem Nutzungsänderungen/ Nutzungsaufgaben stattfinden können.

Tab. 1: Aufstellung der in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Fließgewässerordnungen (Konfluenzprinzip) und den zugeordneten Abgrenzungen der Gebiete (angegeben ist die Gesamtbreite des Gebietes)

Gewässerordnung	Gewässerbreite	Hochwasserabflussgebiete	Bereich historischer Mäanderamplituden	Überschwemmungsgebiete	potenziel dynamisierbarer Bereich	Historische Aue
1	0,75 m	10 m	10 m	-/-	wird berechnet	20 m
2	1,5 m	10 m	25 m	-/-	wird berechnet	40 m
3	3 m	15 m	40 m	Karte	wird berechnet	75 m
4	6 m	30 m	70 m	Karte	wird berechnet	125 m
5	10 m	50 m	100 m	Karte	wird berechnet	200 m
6	20 m	100 m	150 m	Karte	wird berechnet	325 m
7	35	175 m	Karte	Karte	wird berechnet	500 m

Flächennutzung: Restriktionen und aufgebbare Nutzungen

In den oben beschriebenen Bereichen finden momentan Flächennutzungen statt. Viele dieser Nutzungen sind unter den heutigen sozio-ökonomischen Bedingungen nicht veränderbar bzw. müssen erhalten bleiben. Daher wurden die im folgenden aufgezählten Nutzungstypen unterschieden in solche, die Restriktionen darstellen und solche, die keine Restriktionen darstellen. Die vorhandenen Landnutzungen wurden in folgende Typen aufgeteilt (R = wird als Restriktion berechnet; tlw. R = wird teilweise als Restriktion berechnet):

- keine Nutzung
- Land- / Forstwirtschaft
- Infrastruktureinrichtungen
- Verkehr (tlw. R)
- naturschutzfachlich bedeutsame Flächen (tlw. R)
- Hochwasserschutzeinrichtungen (tlw. R)
- Bebauung (R)

Bebauung:

Siedlungen wurden als Restriktionen angesehen und mit einer Schutzzone von 4 Gewässerbreiten, mindestens aber 20 Meter umgeben. Einzelgebäude wurden mit 50m umringt. Da sie als Punkte, nicht aber als Flächen digitalisiert wurden, wurden ihre Schutzzonen in der Mitte des Gebäudes angelegt und ist demzufolge schmaler als der eigentliche Wert.

Verkehr:

Verkehrswege wurden mit zwei Ausnahmen als Restriktionen angesehen. Dabei wurde der eigentliche Fahrweg plus die dazugehörigen Böschungen als Verkehrsweg gezählt (siehe Tab.: 2). Da eine Böschung, wenn sie ausreichend gesichert ist als Hochwasserschutz ausreicht, ist bei Verkehrswegen auf eine weiterreichende Schutzzone verzichtet worden.

Zu den Ausnahme zählten zum einen Ortsstraßen, diese liegen innerhalb der Siedlungen. Siedlungen wurden insgesamt (siehe oben) als Restriktionen behandelt, Ortsstraßen inbegriffen. Zweite Ausnahme bildeten die Feldwege. Bei bislang geringer Benutzungsfrequenz führt eine Extensivierung und bzw. die Nutzungsaufgabe von Flächen dazu, dass vielen Feldwegen überflüssig werden. Aufgrund der meist einfachen Bauausführung sind sie leicht rückbaubar.

Wenn das enge Netz der Feldwege als Restriktionen angesehen würde, wäre der 'potentiell dynamisierbaren Bereich' zu stark eingeschränkt. Um dies zu veranschaulichen wurde an der Ohm eine eigene Berechnung durchgeführt, in dem Feldwege enthalten sind. In den Szenarien zählten Feldwege nicht als Restriktion und blieben daher unberücksichtigt.

Tab. 2: Breite der Verkehrswege: Die Verkehrs-Kategorien der Topographischen Karte (TK) wurden auf die Straßenbreiten der RAS (nach Schnüll 1994) übertragen. Ein Verkehrsweg besteht aus Straßenbreite und zweifacher Böschungsbreite:

	Restriktion	Trassenbreite	Böschungsbreite	Verkehrsweg
Schienenstrang, zweispurig	Ja	15	2	19 m
Schienenstrang, einspurig	Ja	15 m	2 m	19 m
Autostraße, vierspurig mit Mittelstreifen (z.B. Bundesautobahn)	Ja	29 m	3 m	35 m
Bundesstraße, zweispurig	Ja	15 m	2 m	19 m
Landesstraße, einspurig (Straße 1A)	Ja	10 m	1 m	12 m
Kreisstraße, einspurig (Straße 1B)	Ja	10 m	1 m	12 m
Ortstraße	Nein	10 m	-/-	-/-
Feldwege	eigene Ber.	5 – 7,5 m	0 – 0,75 m	5 m

Durchlässe:

Durchlässe (z.B. Brücken) wurden als Restriktion angesehen. An dynamischen Fließgewässern stellt sich das Problem, das sich der Lauf verlegen kann. Oberhalb des Durchlasses muss er dann wieder auf das ehemalige Bett zugeleitet werden. Dies kann mit ingenieurbio-logischen Methoden oder mit Maßnahmen des klassischen Wasserbaus erfolgen. In jedem Fall wird eine gewisse Strecke benötigt. Gleiches gilt nach dem Durchlass, hier muss rückschreitende und laterale Erosion verhindert werden, danach kann das Gewässer wieder dynamisch verlaufen. Daher wurde vor und hinter Durchlässen eine Strecke mit 4 Gewässerbreiten, mindestens aber 10 Meter als Restriktion angeschlossen.

Infrastruktureinrichtungen:

In den Untersuchungsgebieten gibt es die unterschiedlichsten Infrastruktureinrichtungen. Meist sind sie nicht in der rezenten Aue errichtet. Zum Teil kreuzen diese aber und wären dann als Restriktion zu betrachten. Darunter zählen:

Hochspannungsfreileitungen,	Gasleitungen,	Abwasserleitungen,
Telefon-Überlandleitungen,	Wasserleitungen,	Drainagerohre,
unterirdische Telefonleitungen,	Fernwärmeleitungen,	Drainsammelleitung,
Rundfunk-/Fernsehkabel,	Glasfaserkabel,	Einleitungen

Hochspannungsfreileitungen wurden jedoch nicht als Restriktion betrachtet, weil sie meist in weiten Bögen die Aue überspannen und die genauen Standorte der Masten nicht digital dargestellt waren. Sollten sich diese im Bereich der eigendynamischen Entwicklung befinden, können sie durch massive punktuelle Verbauung geschützt werden, wodurch die Eigendynamik des Gewässers weitgehend unbeeinflusst bleibt.

Die restlichen Infrastruktureinrichtungen lagen nicht als digitale Daten vor und wurden daher nicht betrachtet.

Land- / Forstwirtschaft:

Grünland: Wurde nicht als Restriktion angesehen. In den Szenarien wurde bei Grünland in definierten Bereichen eine Zu- bzw. Abnahme der Wertschöpfung pro Flächeneinheit angenommen. Dies ist mit einer Veränderung der Vegetation aufgrund von Einsaat, häufigerer Überstauung oder Vernässung begründet.

Acker: Wurde nicht als Restriktion angesehen. Lag eine Ackerfläche im Überschwemmungsgebiet wurde sie in den Szenarien 'Extensivere Landwirtschaft' und 'Fließgewässerdynamik' in Grünland umgewandelt.

Wald: Wald wurde nicht als Restriktion angesehen. In den Szenarien 'Extensivere Landwirtschaft' und 'Fließgewässerdynamik' wurde eine Ausdehnung des Flächenanteils von Gehölzen und Wald angenommen. Hierbei handelte es sich ausschließlich um Auewaldstandorte, die aufgrund der dynamischen Prozesse nicht forstlich genutzt werden können und damit keine Wertschöpfung pro Flächeneinheit mehr hatten.

Fischteiche: Fischteiche wurden als Restriktion angesehen. Ein Rückbau wäre häufig wünschenswert, da entsprechend positive Auswirkungen zu erwarten sind (Clausnitzer 2001), viele Teiche sind jedoch mit entsprechenden Wasserrechten belegt. Bei einer großflächigen Planung kann daher ohne Ortskenntnis nicht entschieden werden, welcher Teich zurückgebaut werden könnte. Deshalb wurden zunächst alle Teiche als Restriktion angesehen und aus dem 'potenziell dynamisierbaren Bereich' ausgespart.

Naturschutzfachlich bedeutsame Flächen:

Durch eine eigendynamische Entwicklung der Fließgewässer können erhaltenswerte Biotop beeinträchtigt werden. Die meisten vorkommenden Biotop haben jedoch außerhalb der Aue ihren Verbreitungsschwerpunkt. Bei atypischen Biotoptypen ist dagegen meist mit einer Zunahme des Flächenanteils zu rechnen.

Die vorliegenden Daten wiesen mit der Biotopkartierung Streuwiese und Nasswiese aus. Solche Feuchtwiesen stellen eine Ausnahme dar, da diese neben den typischen Standortverhältnissen (hoher Grundwasserstand, Überflutungen) weiterhin eine Bewirtschaftung benötigen. Die ebenfalls vorliegende Artenschutzkartierung (Wiesenbrüterkartierung, Amphibienkartierung), konnten nicht daraufhin untersucht werden, ob sie Feuchtwiesenflächen beinhalten, da die Sachdaten zu den Geometriedaten fehlten. Diese Flächen wurden im Weiteren also nicht berücksichtigt. Bei ausgewiesenen Naturschutzgebieten ebenfalls Angaben zum Schutzzweck der Gebiete und zu den vorkommenden Biotoptypen. Die offensichtlichen "Wiesenschutzgebiete" fallen mit den Europäischen Vogelschutzgebieten zusammen. NSGs werden daher nicht weiter berücksichtigt.

Obwohl großteils in Auenbereichen gelegen, können FFH-Gebiete nicht als Restriktionen angesehen werden. Im Gegenteil dürfte in ihnen eher Prozessschutz erwünscht sein. Da Feuchtwiesen als Biotoptyp bzw. Erhalt des Lebensraums für Feuchtwiesen bzw. Feuchtwiesenarten als Schutzziel hier nicht selektieren werden konnten, blieben FFH-Gebiete unberücksichtigt.

Europäische Vogelschutzgebiete dies sich in Auenbereichen befinden, sind vermutlich auch Wiesenbrütergebiete. Das Fortbestehen der Gebiete ist abhängig von regelmäßiger Nutzung und Wiesenerhaltung. Daher wurden solche Gebiete als Restriktion berücksichtigt.

Damit wurden Feuchtwiesen aus der Biotopkartierung und die Europäischen Vogelschutzgebiete in Auenbereichen im Szenario 'Fließgewässerdynamik' als Restriktion angesehen und sie im Gebiet zwischen den 'historischen Mäanderamplituden lagen (siehe Tab. 3).

Im Szenario 'Extensive Landwirtschaft' sollten durch Veränderung der agrarischen Nutzung speziell Feuchtwiesen gefördert werden. Durch diese Veränderung wurden im Gegenzug andere auetypische Biotoptypen (Altarme etc.) nicht gefördert. Deshalb mussten bereits vorhandene Auetypische Biotoptypen weiterhin erhalten bleiben und wurden damit als Restriktion behandelt.

Zu den Restriktionen im 'Ist-Zustand' und im Szenario 'Intensive Landwirtschaft' zählten Flächen, die entweder bereits als Schutzgebiet ausgewiesen waren, pauschal geschützte Biotope waren oder zu einem Flächenstillegungs- /Pflegeprogramm etc. gehörten, für diese Flächen durfte keine Verschlechterung bzw. Verkleinerung durch die Intensivierung herbeigeführt werden (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Biotoptypen wurden aus naturschutzfachlichen Gründen in bestimmten Szenarien als Restriktion (R) angesehen.

Szenario Biotoptyp	'Ist-Zustand'	'Intensive Landwirtschaft'	'Extensive Landwirtschaft'	'Fließgewässerdynamik'
Auewald	R	R	R	
Altarme	R	R	R	
Feucht-/ Nasswiesen	R	R	R	R
restl. Biotoptypen	R	R		

keine Nutzung:

Zu dieser Kategorie zählten Flächen, die aktuell keiner Nutzung unterlagen, bzw. bei denen die Nutzung ignoriert wurde, sie wurden daher nicht als Restriktion angesehen

Hierzu zählen Wegraine, Acker- und Grünlandbrachen, Hecken und Gehölze, Uferrandstreifen und das Fließgewässer selbst.

Die Ermittlung von Wegrainen war aufgrund der vorliegenden Daten nicht möglich, zum größten Teil gehören diese Flächen aber auch zur Böschung des Verkehrswegs und standen von daher für Fließgewässerdynamik nicht zur Verfügung.

Acker- und Grünlandbrachen wurden nur im Einzugsgebiet der Ohm gegenüber sonstiger landwirtschaftlicher Nutzung abgegrenzt, im Einzugsgebiet der Itz lagen solche Daten nicht vor. Gleiches galt für Hecken und Gehölze soweit sie nicht aus der Topographischen Karte erkennbar waren.

Nutzungen des Fließgewässers, wie z.B. Sportfischen, Kanufahren, Einleitungen etc. könnten eventuell bei einer eigendynamischen Entwicklung eingeschränkt werden, meist können sie jedoch weitgehend weiter stattfinden und wurden daher nicht als Restriktion angesehen. Gleiches galt für die Jagd.

Hochwasserschutzanlagen:

Hochwasserschutzanlagen finden sich in unterschiedlichster Art an Fließgewässern. Prinzipiell wurde davon ausgegangen, dass im Szenario 'Fließgewässerdynamik' und m. E. auch im Szenario 'Extensive Landwirtschaft' ein dezentraler Hochwasserschutz einsetzt, indem sich natürliche Retentionsräume entwickeln, die die Hochwasserspitzen absenken. Trotzdem wird es notwendig bleiben, Verkehrswege, Infrastruktureinrichtungen und Bebauungen bei Gefährdung vor Hochwasser zu schützen. In den entwickelten Szenarien 'Extensive Landwirtschaft' und 'Fließgewässerdynamik' wird davon ausgegangen, dass Hochwasserschutzanlagen erst sehr nah an dem zu schützenden Gut errichtet werden. Dadurch werden Dämme inmitten der Aue nicht mehr benötigt und Überschwemmungen können über das ausgewiesene Überschwemmungsgebiet hinaus stattfinden. Daher wurden Dämme in diesen beiden Szenarien nicht als Restriktionen angesehen. In den Szenarien 'Ist-Zustand' und 'Intensive Landwirtschaft' wurden die bestehenden Einrichtungen betrachtet. Die Berechnung des Überschwemmungsgebietes enthielt alle Dämme, Rückhaltebecken, Böschungen und Schutz-tore, wie sie momentan bestehen.

2.3. Szenarien

Die mitteleuropäische Landschaft unterliegt einem rasanten Wandel. Grenzertragsstandorte werden aufgegeben, Bereiche mit hohen Bodengütezahlen werden intensiviert. Daraus ergeben sich verschiedene Möglichkeiten für einen Betrachtungsraum. Im Folgenden werden verschiedene Szenarien aufgezeigt, die es erlauben, vom heutigen Status quo ('Ist-Zustand') die Entwicklungsmöglichkeiten zu beschreiben.

'Ist-Zustand'

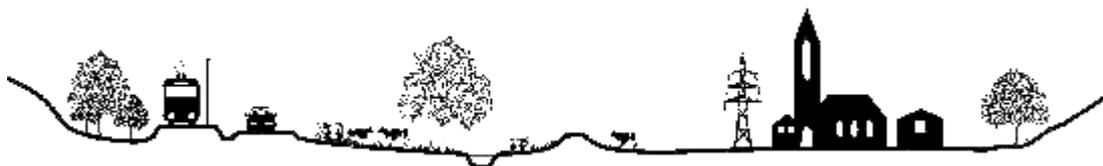


Abb. 3: Im Szenario 'Ist-Zustand' werden alle Restriktionen und Nutzungen beschrieben, dargestellt ist ein Querschnitt durch die Aue dargestellt. Diese wird links von der Straße und rechts von der Siedlung, die beide als Restriktion zählen, begrenzt.

Der 'Ist-Zustand' beschreibt die Verteilung der Landnutzung in der 'historischen Aue', wie sie sich zum Zeitpunkt der Datenaufnahme (Mitte der 90er Jahre) darstellte. Ackernutzung ist in der 'historischen Aue' vorhanden, die Grünlandgesellschaften sind meist gedüngt und häufig auch eingesät. Alle Hochwasserschutzanlagen werden unterhalten, so dass außerhalb des ausgewiesenen Überschwemmungsgebiets durch Hochwasser keine Bewirtschaftungser-schwernis zu erwarten ist.

'Intensive Landwirtschaft'



Abb. 3: Im Szenario 'Intensive Landwirtschaft' werden alle Restriktionen und Nutzungen beschrieben, dargestellt ist ein Querschnitt durch die Aue dargestellt. Diese wird links von der Straße und rechts von der Siedlung, die beide als Restriktion zählen, begrenzt.

Benutzt die gleiche Verteilung der Landnutzung, wie sie im 'Ist-Zustand' gegeben ist, nimmt aber eine durch Maßnahmen wie Melioration, Dränung, Düngung, Pestizideinsatz und Einsatz verbesserte Qualität der landwirtschaftlichen Produktion an. So steigt zum Beispiel die Futterqualität auf den Mähwiesen.

'Extensive landwirtschaftliche Nutzung'



Abb. 3: Im Szenario 'Extensive Landwirtschaft' ist die Nutzung eines Uferandstreifens aufgrund der morphologischen Veränderung des Gewässers nicht mehr möglich. Auf den angrenzenden Flächen tritt eine Wiedervernässung ein.

In diesem Szenario wird atypischen Funktionen insofern Rechnung getragen, dass sich das Fließgewässer im Bereich der Böschungsoberkanten und dem anschließendem Uferandstreifen entwickeln darf. In den angrenzenden Bereichen (Hochwasserabflussgebiet) wird eine Wiedervernässung zugelassen. Die Abgrenzung des Überschwemmungsgebietes wird aufgehoben (z.B. Dämme nicht mehr unterhalten) und der gesamte 'potentiell dynamisierbare Bereich' der 'historischen Aue' unterliegt wieder dem Einflussbereich von Hochwassern. Daher müssen dort Ackerflächen, die aufgrund der Erosion von Bodenpartikeln etc. problematisch sind, im 'potentiell dynamisierbaren Bereich' in Grünlandflächen umgewandelt werden. Diese Veränderungen vermindern die Produktivität der landwirtschaftlichen Flächen.

'Fließgewässerdynamik'



Abb. 3: Durch mögliche laterale Bewegungen des Gerinnes ist im Szenario 'Fließgewässerdynamik' das Gebiet, indem sich das Gewässer vermutlich ehemals verlagert hat, keine Nutzung mehr möglich. Hierdurch können fließgewässerdynamische Prozesse und die Sukzession der Vegetation zugelassen werden. Die Wasserflächen werden zunehmen, durch Erosions- und Ablagerungsprozesse werden immer Teilbereiche offen gehalten.

In diesem Szenario wird dem Fließgewässer im dynamisierbaren Bereich ein weitgehender Entwicklungsspielraum gelassen. Es wird davon ausgegangen, dass sich der potenziell natürliche Längsverlauf wieder einstellt, ob zu einem geschwungenen Verlauf oder zu Mäanderschleifen. In diesem Bereich von der Breite der historischen Mäanderamplituden verlagert sich das Fließgewässer durch Erosions- und Anlandungsprozesse innerhalb der gesamten Aue, so dass hier auf jegliche landwirtschaftliche Nutzung verzichtet werden muss. Ein Aufwachsen von Auwald ist in diesem Bereich wahrscheinlich. Durch die fließgewässerspezifischen Prozesse werden in Teilbereichen jedoch immer wieder ursprüngliche oder frühe Sukzessionsstadien geschaffen. Im restlichen dynamisierbaren Bereich werden Ackerflächen in Grünland umgewandelt.

Tab 4: Szenario Veränderung der Nutzung in den unterschiedlichen Bereichen in drei verschiedenen Szenarien. 1) Nutzung nicht möglich, 2) Umwandlung von Acker in Grünland 3) Grünland wird eine Stufe feuchter, 4) Grünland wird eine Stufe trockener

Szenario \ Bereich	'Intensive landw. Nutzung'	'Extensive landw. Nutzung'	'Fließgewässerdynamik'
Fließgewässer	1)	1)	1)
Uferrandstreifen	1)	1)	1)
Hochwasserabflussgebiet		2) 3)	1)
Bereich der historischen Mäanderamplitude		2)	1)
Dynamisierbarer Bereich	4)	2)	2) 3)

In einem letzten Schritt wird versucht, aufgrund der Anzahl von Restriktionen, der naturschutzfachlichen Bedeutung und damit der Ausdehnung des dynamisierbaren Bereichs für einzelne Talzüge Empfehlungen für den Entwicklungsschwerpunkt zu geben.

3. Bearbeitungsraum

Die Methodik wurde in zwei Untersuchungsräumen im Mittelgebirge durchgeführt. Es handelt sich um die Einzugsgebiete mittelgroßer Flüsse.

Zum einen die Itz (Bayern): Sie entspringt im südlichen Thüringer Wald und mündet in den Main. Zum anderen die Ohm (Hessen) deren Einzugsgebiet Y-förmig geteilt ist. So entspringt die Ohm im hohen Vogelsberg und trifft im Mittellauf auf die etwa gleich große Wohra die aus dem nördlich gelegenen Burgwald kommt.

4. Literatur

- Clausnitzer, H.-J. (2001): Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen auf Libellen und Lurche: Ökologische Verbesserung an Bächen durch Rückbau von Teichen. *Natur und Landschaft* 76: 145–151.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 623 Abb., 170 Tab., 1095 S.; Stuttgart.
- Schnüll, R. (1994): Planung und Entwurf. - In Knoll E.H.: *Der Elsner: Handbuch für Straßen- und Verkehrswesen, Planung, Bau Erhaltung, Verkehr und Betrieb*; S. 1578 Berlin: S. 557–678. Kapitel E S.632 Standort Ver. 112

Kosten der Gewässerrenaturierung und der Änderung landwirtschaftlicher Nutzungen in Flussauen

Prof. Dr. Ulrich Hampicke und Michael Rühs, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Universität Greifswald

1. Kosten der Gewässerrenaturierung

In diesem Abschnitt werden allgemeine Aspekte der Kostenkalkulation bei der Durchführung von Maßnahmen im Rahmen der Fließgewässerrenaturierung behandelt. Dazu wird in Kürze auf die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse eingegangen, die einer solchen ökonomischen Bewertung zu Grunde liegt. Die verschiedenen Kostenfaktoren, die im Rahmen einer Renaturierung zu berücksichtigen sind, werden kurz vorgestellt. In Vorbereitung auf die anschließenden Ausführungen im zweiten Abschnitt werden Begriff und Inhalt der Teil- und Vollkostenkalkulation erläutert.

Die Kosten-Nutzen-Analyse stellt *alle* Kosten einer Maßnahme *allen* ihren Nutzenkomponenten, wie z.B. dem Hochwasserschutz oder der Entwicklung biologischer Vielfalt, gegenüber. Im Idealfall werden alle Kosten und Nutzen monetarisiert, das heißt in Geld ausgedrückt. Die monetären Größen stellen im Idealfall Effizienzpreise dar, wie sie sich durch ungehindertes Wirken des Marktes ohne verzerrende Einflüsse bilden würden. Diese Idealfälle sind selten gegeben.

Bei der im vorgestellten Vorhaben verwendeten Methode handelt es sich nicht um eine vollständige Kosten-Nutzen-Analyse, sondern um eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse (Cost-Effectiveness). Diese verzichtet auf die exakte Diskussion, Quantifizierung und Monetarisierung des angestrebten Nutzens. Sie setzt ihn voraus, da ein gesellschaftlicher Beschluss zum Rückbau herbeigeführt worden ist, und kalkuliert lediglich die aus diesem Beschluss resultierenden volkswirtschaftlichen Kosten und ihre Verteilung auf unterschiedliche Betroffene. Dazu werden die jährlich durchschnittlich anfallenden Kosten und die Wertschöpfung im betroffenen Aueabschnitt *vor* den Rückbaumaßnahmen mit den Kosten und der Wertschöpfung *nach* deren Durchführung zuzüglich der Investitionskosten verglichen.

2. Methodische Probleme bei der Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Da das Ergebnis auf der Nutzenseite nicht monetarisiert wird, sind lediglich die einzelnen Kostenfaktoren zu erfassen und zu summieren. Selbst dies stößt bei der Durchführung schnell auf Schwierigkeiten. Relativ leicht erfassbar sind die Kosten technischer Bauwerke, die in aller Regel allerdings einen unerheblichen Anteil der Gesamtkosten einer Renaturierungsmaßnahme ausmachen. Der bei weitem wichtigste und kostenträchtigste Faktor ist die Nutzungsänderung bzw. -einschränkung der Flächen in der Aue.

Zur Erfassung der Kosten der Nutzungsänderung sind in einem Wirtschaftszweig wie der Landwirtschaft stets zwei Rechnungen parallel erforderlich: eine *volkswirtschaftliche* Rechnung zu Effizienzpreisen (oder solchen, die ihnen möglichst nahe kommen) und eine *betriebswirtschaftliche* Rechnung aus einzelbetrieblicher Sicht zur Verfolgung der Finanzströme.

In der volkswirtschaftlichen Rechnung ist verlangt, dass die Preise auch die (ökologische) Wahrheit wiedergeben, d.h. kostenorientiert sind. Die schon oben angesprochenen Preisverzerrungen ergeben sich aus vier Ursachen:

- Staatseinfluss (der Staat verordnet Preise, die nicht tatsächlichen Knappheiten entsprechen, früher sehr wichtig in der Landwirtschaft)
- Marktmacht (einzelne beherrschende Unternehmen können Preise zu ihren Gunsten beeinflussen)
- Tarifstrukturen (Durchschnitts- und Grenzkosten fallen weit auseinander; Preise orientieren sich an Durchschnittskosten)
- Externe Effekte (positive oder negative Nebenwirkungen der Wirtschaft, die nicht durch Marktpreise erfasst werden).

Der letztgenannte Aspekt führt im Extremfall dazu, dass wertvolle Güter wie das Grundwasser, die Luft oder die Biodiversität oft überhaupt keine Preise haben, obwohl sie knapp sind. Dies ist der Grund für ihre nicht haushälterische Behandlung durch die Wirtschaftssubjekte. Zur Durchführung einer vollständigen Kosten-Nutzen-Analyse müssen auf allen vier genannten Gebieten Geldwerte durch geeignete Methoden geschätzt werden.

Zur Vorbereitung konkreter Entscheidungen in der (nicht-idealen) Realität und zur Erfassung betriebswirtschaftlicher Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen reicht die volkswirtschaftliche Rechnung nicht hin, auch wenn sie die „fundamentalere“ ist. Vielmehr muss auch die betriebswirtschaftliche Rechnung mit allen ihren Verzerrungen durchgeführt werden, da sich an ihr die Betriebe orientieren müssen. Für gesamtwirtschaftliche Belange ist die Differenz zwischen der volkswirtschaftlichen und der betriebswirtschaftlichen

Rechnung so gut wie möglich nachzuzeichnen und zu interpretieren. In agrar- und naturschutzpolitischen Fragestellungen stehen sich oftmals geringe volkswirtschaftliche Kosten und hohe betriebswirtschaftliche Finanzierungsanforderungen gegenüber. Das bedeutet, dass in solchen Fällen in hohem Umfang *Umverteilungen* erfolgen, die fiskalisch als Kosten erscheinen. Überhaupt dominiert der Aspekt der Umverteilung den der „harten“ Kosten erheblich. Richtung und Ausmaß der Umverteilungen werden durch wandelbare institutionelle Gegebenheiten bestimmt.

3. Probleme der Flächenbewertung

Kaufwerte für landwirtschaftliche Flächen sind oft ein schlechter Indikator für volkswirtschaftliche Kosten, da das Preisgefüge für Nutzflächen äußerst stark von politischen und strukturellen Randbedingungen beeinflusst wird, so dass selbst regional starke Unterschiede anzutreffen sind. Zudem befinden sich sowohl die einzelbetrieblichen Bestimmungsgründe der Zahlungsbereitschaft für Flächen als auch die Regionalstruktur und das agrarpolitische Umfeld in einem ständigen Wandlungsprozess. Die wesentlichen Aspekte dieser Rahmenbedingungen seien im Folgenden kurz skizziert.

Die Agrarpolitik bestimmt immer noch direkt oder indirekt die Erzeugerpreise zahlreicher Produkte. Gleichzeitig werden Preisausgleichszahlungen als Flächen- und Tierprämien geleistet, die eine zuvor politisch vereinbarte schrittweise Reduzierung der Erzeugerpreise abmildern sollen. Diese Beihilfen liegen derzeit z.B. bei ca. DM 500 bis 700 je Hektar bewirtschafteter Ackerfläche. Darüber hinaus gibt es weitere Fördermittel, die im Rahmen der flankierenden Maßnahmen mit dem Schwerpunkt der Umweltverbesserung eingesetzt werden sollen. Nach der alten Verordnung EG 2078/92 konnten mit diesen Mitteln allerdings auch die Ziele einer Marktentlastung sowie der Einkommens- und Strukturverbesserung verfolgt werden, was erst mit der Ablösung durch die neue Richtlinie EG 1572/99 unterbunden und eindeutig auf die Förderung ökologischer Leistungen jenseits der guten fachlichen Praxis reduziert wird. Ein Ergebnis der bisherigen Regelung ist, dass in einigen Bundesländern auch die Mittel für den Umweltbereich in starkem Maße zur Einkommensstützung kleinbäuerlicher Strukturen beitragen.

Ein weiterer Aspekt, der im Rahmen der Verordnung EG 1572/99 in Zukunft an Bedeutung gewinnen wird, ist die gesetzliche Rahmensetzung insbesondere durch die Definition der „guten fachlichen Praxis“, die quasi die „Verkehrsregeln“ für die Landwirtschaft mit konkretem Raumbezug vorgeben kann. Der Anspruch eines Betriebes auf Entschädigungszahlungen ergibt sich erst bei Einschränkungen, die jenseits der Anforderungen der guten fachlichen Praxis liegen. Wird die „gute fachliche Praxis“ mit der Zeit immer strenger definiert, so ergibt sich die Tendenz, staatliche Entschädigungsbudgets zu ent- und Betriebe zu belasten.

Im Zuge der Veränderung der Vielzahl von Randbedingungen und in Kombination mit einzelbetrieblichen Umständen ergibt sich ein sehr wandelhaftes Interesse der Landnutzer in einer Region, so dass sich mittelfristige Trends ablesen lassen, langfristige Prognosen aber äußerst schwierig zu treffen sind. Wird in einem Extrem damit gerechnet, dass Landwirte auch künftig ein hohes Interesse an ertragreichen Wirtschaftsflächen in der Aue haben werden, so ergeben sich bei gegebenem Anspruchsniveau höhere Erstattungserfordernisse für die Öffentliche Hand, als wenn im anderen Extrem die Landwirte der Region ihr Interesse an den Flächen unabhängig von den Renaturierungsmaßnahmen verlieren.

Bei der Kostenkalkulation für Nutzungsbeschränkungen in den Überstaubereichen der Aue sind verschiedene Techniken gebräuchlich. Zum Vergleich der langfristigen Wirtschaftlichkeit zweier Szenarien - z.B. vor und nach Rückbau eines Fließgewässers - müssen sämtliche betrieblich anfallenden Kosten in Betracht gezogen werden. Für die langfristige Perspektive muss die Vollkostenrechnung - unter Einbeziehung der Fixkosten – Anwendung finden. Allerdings kann es auf Grund unterschiedlicher Maßgaben geboten sein, lediglich eine Teilkostenrechnung (Deckungsbeitrag) durchzuführen.

Die Deckungsbeitragsrechnung ist eine praxisorientierte Form der Kostenrechnung. Sie bietet sich zum einen in kurzfristiger Betrachtung an, während derer der Bestand eines Unternehmens an fixen Produktionsfaktoren unveränderlich ist und daher die Fixkosten konstant sind. Ein zweiter Anwendungsfall besteht bei auslaufenden Betrieben, bei denen alle Faktoren als abgeschrieben betrachtet werden und keine Rücklagen für Neuinvestitionen gemacht werden müssen. Eine stark vereinfachte Übersicht über die Struktur der Teil- und Vollkosten zeigt an einem Beispiel die Abb. 1.

Marktleistung	DM	3.800
- prop. Spezialkosten	-	1.500
DB I	=	2.300
- Grundfutterkosten	-	400
DB II	=	1.900
- Fixkosten Stall	-	600
- Fix, Gemeinkosten	-	300
- Arbeit, 40 Akh	-	800
Rest	=	200

Abb. 1: Teil und Vollkosten in größter Vereinfachung am Beispiel Milchkuh

Wird das Kosten-Leistungs-Verhältnis eines Betriebes durch Renaturierungsmaßnahmen in der Aue ungünstig beeinflusst, so ergeben sich folgende Konsequenzen unter der Voraussetzung, dass der Betrieb einen Anspruch auf den ursprünglichen (wirtschaftlich günstigeren, aber landschaftsökologisch ungünstigeren) Zustand besitzt:

- Zunächst wird der entgangene Deckungsbeitrag errechnet. Dieser ist Betrieben zu erstatten, wenn sie keine Möglichkeiten der innerbetrieblichen Anpassung an die neue Situation besitzen.
- Existieren solche Anpassungsmöglichkeiten, so muss der Betrieb nach dem sogenannten Prinzip der „Schadensminderungspflicht“ dieselben wahrnehmen und erhält die noch verbliebenen (geringeren als im ersten Fall) Ausfälle erstattet. Ausfallendes Grundfutter in der Aue kann z.B. durch vermehrten Ackerfutterbau außerhalb derselben ersetzt werden, wobei dann nur noch der Ausfall des dem Ackerfutterbau weichenden Getreides zu erstatten ist.
- Werden besonders bei großräumigen Maßnahmen ganze Betriebe betroffen, werden z.B. große Grünlandflächen ganz aufgegeben, so entfallen langfristig auch die Fixkosten. Dann bestehen die volkswirtschaftlichen Kosten im entgangenen Gewinnbeitrag der Flächen (Effizienzpreise vorausgesetzt), welcher, soweit er überhaupt positiv ist, den entgangenen Deckungsbeitrag wesentlich unterschreitet.

Denkbare Lösungen für Milchviehbetriebe in Auen wären z.B. Kooperationsmodelle mehrerer Betriebe, mit Spezialisierung der einzelnen Betriebe in Milcherzeuger- und Aufzuchtbetriebe. Längerfristig könnte ein einzelner Betrieb aber auch durch Verkauf von Milchquoten und Erwerb von Mutterkuhquoten die Erzeugung so umstellen, dass eine Nutzbarkeit der Aueflächen mit verminderter Aufwuchsqualität im Betrieb weiterhin gegeben wäre. - Zwar mit geringeren Deckungsbeiträgen, aber durch deutlich geringere Fixkosten nicht unbedingt mit geringerer Rentabilität. Auf diese Thematik wird in den folgenden Ausführungen noch näher eingegangen werden.

4. Kosten der Aufgabe oder Änderung landwirtschaftlicher Nutzungen in Flussauen

In diesem Abschnitt, der im Wesentlichen die Ausführungen im Vortrag von M. Rühs wiedergibt, wird speziell auf den Bereich der entstehenden Kosten durch Auswirkungen von Rückbaumaßnahmen im angrenzenden Auebereich eingegangen. Da die Beeinträchtigung landwirtschaftlicher Nutzung in der Aue nicht als Restriktion in das Bewertungsschema zur Kennzeichnung der Eignung für die Durchführung von Rückbaumaßnahmen eingeordnet wird (vgl. Gerhard i.d.B.), sind diese als Kosten des Verfahrens unweigerlich zu kalkulieren. Aus ökonomischer Perspektive ist dazu anzumerken, dass eine Differenzierung in obligate und fakultative Restriktionen anzuraten wäre. - Wirtschaftliche Nutzungen, die nur unter hohem finanziellen Aufwand aus der Aue zu verdrängen wären, genießen demnach als fakultative Restriktionen quasi Bestandesschutz. Diesen Einschätzungen wären in jedem Falle Wirtschaftlichkeitsrechnungen mit Vollkosten zu Grunde zu legen. Die anfallenden Kosten einer Renaturierungsmaßnahme haben auch hier einerseits eine betriebswirtschaftliche Größe, andererseits eine volkswirtschaftliche, die in ihren Ergebnissen, wie bereits weiter vorn erläutert, deutlich voneinander abweichen können. Bezüglich der Einordnung als fakultative Restriktion sollten beide Ergebnisse unabhängig von einander zu Rate gezogen werden.

Je nach Art und Form der Bach- und Flusstäler sind mehr oder minder ausgedehnte Bereiche im Einflussbereich der zu erwartenden Überflutungen und Grundwasseranhebungen zu finden. Zu unterscheiden ist - wie M. Gerhard (i. d. Band) in seinem Vortrag näher ausführt - bei den Überschwemmungsbereichen zwischen den "Transportzonen" im Bereich der Schleppkraft der Gewässer und solchen Zonen, die lediglich einen mehr oder minder andauernden Überstau erfahren. In den Transportzonen ist keinerlei Nutzung mehr realisierbar. In den Überstaubereichen ist je nach Häufigkeit und Andauer der Überschwemmungen mit unterschiedlichen Einschränkungen der Nutzbarkeit zu rechnen. In Talräumen vom Typ des Kerbtals (vgl. Abb. 2) mit weitgehend linearem Verlauf der Gewässer und stark ansteigenden Uferhängen gibt es quasi keine Überstaubereiche, sondern ausschließlich Transportzonen. In den Talräumen vom Typ der Sohlkerbtäler und Auetäler sind dagegen neben den Transportzonen unterschiedlich ausgedehnte Überstaubereiche vorzufinden.

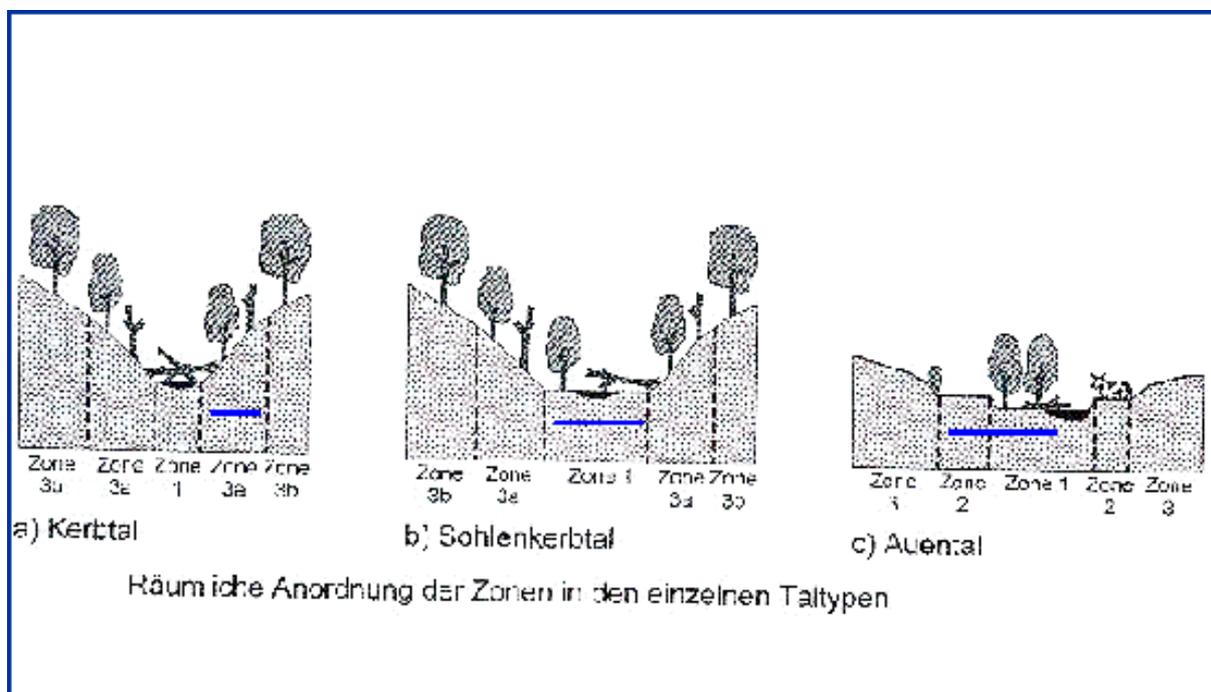


Abb. 2: Unterschiedliche Talraumtypen und deren Überschwemmungsbereiche

Ein Blick auf die Untersuchungsregionen an Ohm (Hessen) und Itz (Bayern) zeigt, dass besonders in den Oberlaufabschnitten der beiden Gewässersysteme Kerbtäler und Sohlkerbtäler vorherrschen, während die Auetäler vorwiegend in den Unterlaufbereichen zu finden sind (Abb. 3). Die Frage der weiteren Nutzbarkeit der Aue spielt dabei besonders in den Talräumen des Typs Sohlkerbtal eine große Rolle, da hier bezüglich der prozentual betroffenen Flächenanteile die gravierendsten Auswirkungen und gleichzeitig hohe Renaturierungspotenziale zu erwarten sind. Vor dem Hintergrund der Zielsetzung des Erhaltes von Offenlandschaften kann dies die Maßnahmen in Frage stellen, weil die Landnutzung in Richtung Aufforstung der betroffenen Auebereiche reagieren könnte. Bezüglich der absoluten Flächensumme werden die Effekte dagegen in den Auetälern den größten Umfang erreichen, was die Maßnahmen in Tälern dieses Typs sehr teuer werden lassen kann.

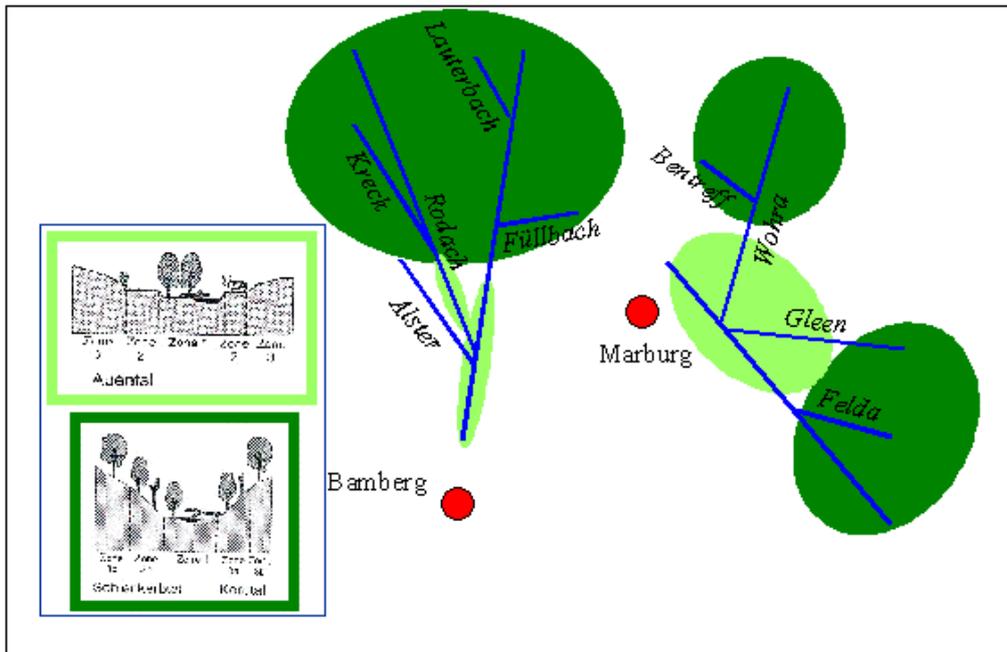


Abb. 3: Verbreitungsschwerpunkte verschiedener Talraumtypen in den Untersuchungsräumen an Itz/Bayern und Ohm/Hessen

Um nun aus den Zahlen, die wir für einzelne Betriebszweige bzw. Produktionsverfahren, wie sie laut Angaben der Agrarverwaltungen in den unterschiedlichen Auebereichen zu finden sind, als Hektar-bezogene Größen errechnen, für größere Gebiete quantifizierte Werte zu bekommen, ist vorgesehen, auf den landschaftsökologischen Modellierungen aufzubauen, die M. Gerhard in diesem Band an anderer Stelle beschreibt.

Für unsere Berechnungen sind dabei zwei unterschiedliche Varianten zu berücksichtigen:

- A Die betroffenen Flächen liegen in der Transportzone - dann ist mit Totalausfall der Produktion zu rechnen.
- B Die betroffenen Flächen liegen im Überstaubereich - dann ist von einer qualitativen Änderung der Produktionsmöglichkeiten und der produzierten Qualität auszugehen. Einen Überblick zu den möglichen Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nutzung zeigt die Abb. 4.

Höher anstehendes Grundwasser	Häufigere und länger anhaltende Überflutungen
Verkürzte Nutzungszeiträume	Erhöhtes Verlustrisiko/ Einschränkung der Nutzbarkeit
>> Ackernutzung unmöglich >> spätere Beweidung/ späterer Schnitt	>> Totalverluste bei Ackerbau >> Tierverluste bei Beweidung >> zusätzliche Arbeit >> Futtermverschmutzung
>> veränderte Futterqualität und -quantität >> veränderte Einsetzbarkeit des Futters >> evtl. notwendige Veränderungen der Betriebsstruktur	

Abb. 4: Auswirkungen verschiedener Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf die landwirtschaftliche Nutzung der betroffenen Flächen.

Relativ leicht zu berechnen sind die jeweiligen Varianten des Totalausfalls der Produktion, besonders beim Ackerbau. - Hier stehen zum einen mit regelmäßig überarbeiteten Werken zu den bundesweiten Standarddeckungsbeiträgen für ackerbauliche Verfahren gute Kalkulationsdaten zur Verfügung, die überdies mit Hilfe von Beratern vor Ort und der regionalen Agrarverwaltung validiert werden können. Zur Ermittlung der notwendigen Ausgleichszahlungen werden in diesen Fällen die Kosten eines Verfahrens mit den Erlösen aufgerechnet - die verbleibende Summe gibt die Höhe der Ausgleichszahlung an.

Bei Verfahren des Futterbaus, wo keine funktionierenden Märkte für die erzeugten Güter bestehen, gestaltet sich die Rechnung komplizierter, da der "Veredelungswert" bei innerbetrieblicher Verwendung zur Erzeugung marktfähiger Güter oder der "Ersatzkostenwert" bei innerbetrieblichem Ersatz der erzeugten Futtergrundlage auf anderen Flächen, bzw. der Ausfall der dort bislang erzeugten Marktfrüchte kalkuliert werden muss. Deutlich aufwändiger gestaltet sich die Kalkulation von Bewirtschaftungsschwernissen und qualitativen Änderungen der Aufwüchse bei der futterbaulichen Nutzung der Flächen. - Die hier stattfindenden Veränderungen können aber finanziell sehr große Effekte mit sich bringen, da der Einsatzbereich von Futter geringerer Qualität auf Verfahren der Fleischerzeugung bzw. der Aufzucht von Jungtieren beschränkt ist (vgl. Abb. 5), während ausschließlich energetisch hochwertige Futter in der Milcherzeugung verwendet werden können. In der Milchproduktion sind deutlich höhere Hektar-Erlöse möglich, als in anderen Verfahren der Veredelung (Abb. 6).

Diese Kalkulation beschreibt allerdings zunächst einmal den kurzfristig zu leistenden Ausgleich. Mittel- bis langfristig sind - wie bereits weiter oben beschrieben - die Anpassungsmöglichkeiten der Betriebe zu berücksichtigen, durch die die finanziellen Aufwendungen reduziert werden können.

livestock		herbage	silage	hay	grassland type oriented on provender quality	number of mowings
dairy cow		11,3	10,3	9,7	intensive meadows or two-sward meadows	3 to 5
		10,7	9,7	9	rye-grass pastures oat-grass meadows foxtail meadows	2 or 3
lact. ewe and mare		10,3	10	8,3	cabbage-thistle meadows meagre oat-grass meadows	2
		10	9,5	9,2	oat-grass meadows inferior two-sward meadows	3
beef-heifer* beef-oxes horses suckler-cow heifer <1 Jahr	heifer >1 year	10	-	7,5 to 8,3**	red-fescue meadows sale-oat-grass meadows	1 or 2
		9,7	8,7	58,3	inferior oat-grass meadows cabbage-thistle - oat-grass meadows	2
	sheep	9,5	9,2	8,5	inferior oat-grass meadows cabbage-thistle - oat-grass meadows, red canary grass-stands	2
		9,2	8,3	7,5 to 8,3**	sale - oat-grass meadows marsh-merrigold meadows	1 or 2
	stout horse	6,7	-	6,2 to 6,7	semi-dry grasslands, meagre pastures, heathlands	1

data given in MJ ME/kg DM *killing age 22 months minimum **additional feed concentrate necessary

Abb. 5: Möglichkeiten des Einsatzes der Aufwüchse verschiedener Futterqualität in Verfahren der Tierhaltung

Verfahren	Ackerbau	Milchkuh/ Intensiv- grünland	Mutterkuh/ Intensiv- grünland	Bullenmast/ Intensiv- grünland	Färsenmast/ Intensiv- grünland
Marktleistung	1227	4327	646	1251	1059
Beihilfen	625	33	620	607	196
Spezialkosten	842	2035	752	1238	1221
DB/PE	1011	2325	514	620	34
DB/ha	1011	3533	961	1583	65
Veredelungswert (DM/ 10 MJ ME)	-	0,54	0,20	0,20	0,01
Veredelungswert (DM/ 10 MJ NEL)	-	0,90	0,33	0,33	0,01
Fixkosten je PE	400	1270	500	530	430
Fixkosten Stall	-	580	200	230	180
Fixkosten Sonst.	400	690	300	300	250
Arbeitskosten	250	1050	400	480	340
Vollkosten-Leistungen je PE					
Saldo incl. Beih.	361	5	-386	-390	-736
Saldo o. Beih.	-265	-28	-1006	-997	-932

Abb. 6: Übersicht verschiedener Verfahren ackerbaulicher und futterbaulicher Nutzung und deren Deckungsbeiträge und Salden bei Vollkostenkalkulation

Die Spalte für den Betriebszweig Ackerbau gibt den mittleren Deckungsbeitrag für eine typische Ackernutzung im Landkreis Bamberg (lt. Angaben der Agrarberichterstattung), errechnet anhand der mittleren Erträge dieser Ertragsregion (lt. Standarddeckungsbeiträgen 1999/2000) und aktuellen Marktpreisen und Flächenbeihilfen in dieser Region an. Schon im Ackerbau machen über 60% des Deckungsbeitrages die Flächenbeihilfen seitens der EU aus. Für die vergleichend dargestellten Verfahren der Veredelung in der Rinderhaltung liegt der Anteil der Tier- und Schlachtpremien bei annähernd bis über 100% des Deckungsbeitrages, was bedeutet, dass diese Verfahren ohne Beihilfen bei gegebenen Marktpreisen kaum die Verfahrenskosten decken können. In den Preiskalkulationen für die Fleischerzeugung sind hier nicht etwa die Preise des durch BSE eingebrochenen Rindfleischmarktes zu Grunde gelegt, sondern die üblichen Handelspreise vor der deutschen Phase des BSE-Skandals.

In den unteren Zeilen der Abb. 6 sind die Fixkosten und Arbeitskosten (kalkuliert mit 20 DM je Akh) für die Verfahren aufgeführt. Diese Zahlen zeigen, dass bei gegebener Förderung ausschließlich Ackerbau und Milcherzeugung noch rentabel arbeiten. Nach Abzug der Förderung ist es allein die Milchviehhaltung die noch langfristig rentabel wirtschaftet, allerdings auch am äußersten Rande der Wirtschaftlichkeit. Trotz der vergleichsweise sehr hohen Deckungsbeiträge wird auch in der Milchviehhaltung keine bessere Rentabilität erzielt, weil die Fix- und Arbeitskosten in diesem Verfahren sehr hoch liegen. In den vergleichsweise schlecht aussehenden Verfahren der Mutterkuhhaltung und Färsenmast liegen noch einige Potenziale der Arbeitsextensivierung und der Senkung von Fixkosten brach, die diese Verfahren für die Zukunft - trotz der zunächst schlechten Zahlen - weiter interessant bleiben lassen. Dies um so mehr, wenn ökologische Leistungen extensiver Weidehaltung weiterhin und in Zukunft womöglich noch stärker gefördert werden. Die Zahlen für diese Verfahren zeigen auch, dass hohe Fördersummen in diesem Segment gerechtfertigt erscheinen, um die langfristige Rentabilität und damit eine Kontinuität der Nutzung zu gewährleisten.

Als Fazit dieser Betrachtungen bleibt zu sagen, dass die geforderten Ausgleichszahlungen von Landnutzern in betroffenen Aueabschnitten im Einzelfalle recht hoch ausfallen können. Je nach betrieblicher Situation sind diese Forderungen bzw. die Widerstände gegen die Aufgabe und den Verkauf von Flächen vor dem aufgezeigten Hintergrund zumindest verständlich. Die günstigste Variante zukunftsorientierte Betriebe aus entsprechenden Auebereichen "auszukaufen" wird es sein, ihnen günstig gelegene Ersatzflächen außerhalb der Aue anzubieten.

Bei Extensivbetrieben kann davon ausgegangen werden, dass die Flächen als Referenzflächen für die Einhaltung der Fördervoraussetzungen notwendig sind. In diesen Fällen wird häufig eher eine Ausgleichszahlung für verminderten Ertrag und verschlechterte Futterqualität je Hektar von den Betrieben akzeptiert werden, als diese Flächen abzugeben. So kann eine Nutzung und Offenhaltung der Flächen mit den Zielen der Auerenaturierung kombiniert werden.

Um nun die Kosten der veränderten Landnutzung nach Rückbaumaßnahmen zu quantifizieren wird verfahren, wie es in Abb. 7 schematisch dargestellt ist. Die Überführung der Flächennutzungstypen in andere Verfahren wird in einer Matrix abgebildet und darüber die Gesamtfläche jeder Nutzungsumwandlung quantifiziert. Aus den vorab vorgestellten Kalkulationen lassen sich die Kosten der Umwandlung für jede Variante der Flächenumnutzung je Hektar bestimmen. Nun ist lediglich die betroffene Fläche mit den kalkulierten Kosten zu multiplizieren und die Summe der Teilergebnisse zu bilden. Diese Vorgehensweise ist erprobt und z.B. in einer Arbeit in Baden-Württemberg dargestellt (Seiffert et al. 1995).

Mittels dieser Vorgehensweise sind die Kosten der Nutzungseinschränkungen und -änderungen erfasst. Diese sind nun mit den Kosten für Rückbaumaßnahmen sowie den Einsparungen bei der Gewässerunterhaltung sowie eventuellen Inwertsetzungen eines verbesserten Hochwasserschutzes (als externer Effekt) durch Schaffung von Retentionsräumen gegenüber zu stellen. Damit ist die ökonomische Bewertung im Rahmen der Kosten-Wirksamkeitsanalyse abgeschlossen.

Umzuwandeln in \ Bisherige Nutzung	2-3schür. WG	2schür. WG	Streuwiese	Brache	Summe
WG intensiv	112	103	5	25	245
WG intensiv/ feucht	6	17	1	6	25
WG extensiv	1	11	5	7	29
Acker		1			1
Streuwiese				2	2
Fichtenforst				1	1
Erlenbruchwald				32	32
Summe	119	132	11	73	335

WG: Wirtschaftsgrünland

2-3schür. WG: 2-3schüriges WG mit Festmistdüngung oder extensiver Beweidung

2schür. WG: 2schüriges WG, ohne Düngung

Alle Werte in ha, zu Einzelheiten vgl. Konold et al. (1993), Seiffert et al. (1994)

Abb. 7: Flächenumnutzungen im Bereich der Kiblegger Ach laut Gewässerentwicklungsplan

Referenten

Bayer. Landesamt für Umweltschutz
Außenstelle Nordbayern
Schloss Steinenhausen
95326 Kulmbach

Dr. Bernd Matthes

Tel.: (09221) 6 04 - 58 00
Fax: (09221) 6 04- - 59 00
bernd.matthes@lfu.bayern.de

Institut für Landschaftspflege und Naturschutz
Universität Hannover
Herrenhäuserstraße 2
30419 Hannover

Prof. Dr. Michael Reich

Tel.: (0511) 7624442
Fax: (0511) 7623791
reich@laum.uni-hannover.de

Dipl.Biol. Kirsten Schönfelder

Tel.: (0511) 7623670
Fax: (0511)7623791
schoenfelder@laum.uni-hannover.de

Jörg Armbruster

Tel.: (0511) 7623670
Fax: (0511) 7623791
armbrust@laum.uni-hannover.de

Marc Gerhard

Tel.: (0511) 7623670
Fax: (0511) 7623791
gerhard@laum.uni-hannover.de

Lehrstuhl für Tierökologie I
Universität Bayreuth
95440 Bayreuth

PD Dr. Wolfgang Völkl

Tel.: (0921) 552656
Fax: (0921) 552784
wolfgang.voelkl@uni-bayreuth.de

Andreas von Heßberg

Tel.: (0921) 552656
Fax: (0921) 552784
andreas.vonhessberg@uni-bayreuth.de

Jürgen Metzner

Tel.: (0921) 552656
Fax: (0921) 552784
juergen.metzner@t-online.de

Daniela Mader

Tel.: (0921) 552656
Fax: (0921) 552784
daniela.mader@uni-bayreuth.de

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
Lazarettstraße 67
80636 München

Dipl.-Ing. Dr. Peter Jürging

Tel.: (089) 92141013
Fax: (089) 92141435
peter.juerging@lfw.bayern.de

Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstraße 110
53179 Bonn

Dr. Uwe Riecken

Tel.: (0228) 8491426
Fax: (0228) 8491460
rieckenu@bfn.de

Lehrstuhl für Landschaftsökonomie
Universität Greifswald
Grimmer Straße 88
17487 Greifswald

Prof. Dr. Ulrich Hampicke

Tel.: (03834) 64122
Fax: (03834) 864114
hampicke@mail.uni-greifswald.de

Dr. Michael Rühs

Tel.: (03834) 864122
Fax: (03834) 864114
m.ruehs@bigfoot.com