

Indikation in Auen

Präsentation der Ergebnisse
aus dem RIVA-Projekt

Mathias Scholz, Sabine Stab, Klaus Henle (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume

Das dem Bericht zugrunde liegende Projekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF, Projektträger BEO) unter dem Förderkennzeichen 0339579 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt der Beiträge liegt bei den Autoren.

Vorwort

Im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes Elbe-Ökologie wurden innerhalb des Projektes RIVA („Übertragung und Weiterentwicklung eines **Robusten Indikationssystems** für ökologische **Veränderungen in Auen**“) methodische Grundlagen zur Synthese komplexer ökologischer Zusammenhänge erarbeitet und weiterentwickelt. Ein Forschungsteam aus 30 Wissenschaftlern ging der Frage nach, wie ausgesuchte Arten und Lebensgemeinschaften von Auen durch hydrologische und bodenkundliche Leitparameter charakterisiert und für die Prognostik ökologischer Veränderungen verwendet werden können.

Im vorliegenden UFZ-Bericht möchten wir dem Leser anlässlich der Fachtagung „Indikation in Auen“ vom 3. bis 5. April 2001 in Wörlitz einen Überblick über die Ziele, Methodik und Ergebnisse des Verbundprojektes RIVA vermitteln. Die einzelnen Fachbeiträge geben einen Überblick über eine dreijährige Forschungszeit und spannen einen Bogen von der methodischen Herangehensweise über die Erfassung der abiotischen Rahmenbedingungen und Leitparameter hin zu den untersuchten biotischen Kompartimenten Botanik und Zoologie bis zur Synthese der einzelnen Ergebnisse mittels statistischer Auswertungsmethoden und Überführung in Modelle. Eine abschließende Dokumentation der Ergebnisse von RIVA wird zum Herbst 2001 in Buchform erscheinen.

Zusätzlich konnten wir einige Gastautoren gewinnen, das Thema Indikation in Auen und Datensammenführung zu diskutieren und somit die Ergebnisse des RIVA-Projektes in einen allgemeinen ökologischen Kontext einzuordnen.

Zusätzlich sind kürzere Beiträge zu weiteren Themen der Auenökologie und Regeneration von Auen aus dem Forschungsverbund Elbe-Ökologie sowie anderen Auenarbeitsgruppen in diesen Band aufgenommen worden.

Der Tagungsort ist mit Absicht nach Wörlitz im Biosphärenreservat Mittlere Elbe mit einer für mitteleuropäische Verhältnisse relativ naturnahen Auenlandschaft gelegt worden. Das bereits seit über 20 Jahren bestehende Biosphärenreservat steht seit Jahren im Mittelpunkt zahlreicher Forschungsaktivitäten. So war auch das RIVA-Verbundprojekt zu Gast in diesem Raum. Wir möchten uns an dieser Stelle deshalb nochmals ganz herzlich bei der Biosphärenreservatsverwaltung, den Naturschutzbehörden und den einzelnen Bewirtschaftern sowie zahlreichen weiteren Institutionen und Privatpersonen für ihre Unterstützung bedanken.

Weiterhin gilt unser Dank allen Autoren, die mit Ihren Beiträgen diesen UFZ-Bericht inhaltlich angereichert haben. Ein großer Dank gilt F&U confirm sowie der Abteilung Öffentlichkeitsarbeit des UFZ, die an der Realisierung dieses Berichtbandes einen großen Anteil hatten.

Für das RIVA-Team

Mathias Scholz
Projekt-Koordination

Klaus Henle
Projektleitung

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	III
Sebastian Kofalk, Jost Kühnborn	
<i>Die Einbindung des RIVA-Projektes in die Arbeiten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie</i>	1
Mathias Scholz, Sabine Stab, Klaus Henle	
<i>Das RIVA-Projekt: Übersicht und Ziele.....</i>	6
Sabine Stab, Marcus Rink	
<i>Planung und Durchführung von Felduntersuchungen zur Entwicklung von Indikationssystemen.....</i>	11
Winfried Peter	
<i>Bedeutung und Grenzen von Höhenmodellen für Indikationssysteme in Auen.....</i>	16
Volker Hüsing	
<i>Einsatzmöglichkeiten von Datenbanken für freilandökologische Arbeiten.....</i>	20
Marcus Rink	
<i>Datenauswertung.....</i>	24
Elmar Fuchs, Marcus Rink, Stephan Rosenzweig	
<i>Wie arbeitet und was zeigt das Indikationsmodell?</i>	26
Frank Dziock, Klaus Henle, Mathias Scholz, Sabine Stab	
<i>Grenzen und Möglichkeiten von Indikationssystemen.....</i>	31
Günter Mielich	
<i>Eignen sich abiotische Faktoren in Auenökosystemen als "robuste Indikatoren"?.....</i>	35
Jörg Rinklebe, Kathrin Heinrich, Christa Franke, Heinz-Ulrich Neue	
<i>Indikation des Zustandes und der Qualität von Auenböden</i>	39
Robert Böhnke, Stefan Geyer	
<i>Hydrodynamik und Stofftransport in Auen der Mittleren Elbe</i>	48
Jörg Rinklebe, Christa Franke, Kathrin Heinrich, Christoph Helbach, Heinz-Ulrich-Neue	
<i>Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung</i>	52
Kathrin Heinrich, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue	
<i>Prognose von Redoxpotenzialveränderungen in Auenböden der Elbe</i>	60
Jörg Rinklebe, Kathrin Heinrich, Heinz-Ulrich Neue	
<i>Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potenzielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden</i>	66
Konrad Wälder	
<i>Vorhersage von Bodenart und Humusgehalt mit geostatistischen Methoden</i>	76
Georg A. Janauer	
<i>Biotische Indikation in Auen.....</i>	80
Uwe Amarell, Stefan Klotz	
<i>Nutzung von Flora und Vegetation zur Bioindikation in Auen</i>	84
Francis Foeckler, Oskar Deichner, Hans Schmidt, Emmanuell Castella	
<i>Eignung von Mollusken (Schnecken und Muscheln) als Bioindikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen</i>	89

Wolfgang Figura, Arno Schanowski, Bernd Gerken	
<i>Beitrag der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation von Standortverhältnissen der Elbauen</i>	95
Frank Dziock	
<i>Beziehungen zwischen Umweltvariablen, Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) und ihren biologischen Eigenschaften im Auengrünland</i>	98
Klaus Follner	
<i>Artenzahlschätzung als Basis für eine robuste Indikation</i>	102
Marcus Rink	
<i>Statistische Methoden und deren Ergebnisse im RIVA-Projekt</i>	106
Herman Wind, Jean-Luc de Kok, Denie Augustijn	
<i>Resolution and Accuracy in Ecological Modelling</i>	111
Elmar Fuchs, Marcus Rink	
<i>Modellbildung im RIVA-Projekt</i>	116
Marcus Rink, Anke Hettrich	
<i>Kanonische Korrespondenzanalyse – Vegetation –</i>	124
Marcus Rink, Anke Hettrich	
<i>Kanonische Korrespondenzanalyse – Carabiden –</i>	126
Marcus Rink, Anke Hettrich	
<i>Kanonische Korrespondenzanalyse – Mollusken –</i>	128
Stephan Rosenzweig	
<i>Anwendung ökologischer Modelle in GIS</i>	130
Posterbeiträge	
RIVA-Projekt	
Robert Böhnke, Stefan Geyer	
<i>Dreidimensionale Modellierung der Grundwasserströmung in einem Auengebiet der Mittleren Elbe</i>	137
Christoph Helbach, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue	
<i>Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte</i>	140
Christa Franke, Jörg Rinklebe	
<i>Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden</i>	142
Jörg Rinklebe, Otto Ehrmann, Heinz-Ulrich Neue	
<i>Bodenmikromorphologische Studien von fluviatilen Schichtungen, von Pyriten sowie der Verkittung von Quarzen mit Eisenoxiden in einem Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton</i>	144
Annett Krüger, Kathrin Heinrich, Robert Mikutta, Heinz-Ulrich Neue, Hans Neumeister	
<i>HPLC-Untersuchungen zu dem Einfluss des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) in Sicker- und Grundwässern auf die Beschaffenheitsentwicklung mitteldeutscher Auen</i>	147
Elmar Fuchs, Volker Huesing, Winfried Peter, Marcus Rink	
<i>Zusammenführung der Ergebnisse im RIVA-Projekt</i>	149
Elmar Fuchs, Volker Huesing, Winfried Peter, Marcus Rink	
<i>Modellierungsansatz im RIVA-Projekt</i>	151

Günther Dax, Volker Hüsing, Stephan Rosenzweig

Ökologische Modellierung für die Schöneberger Wiesen (Steckby) mit INFORM und MOVER*** 153

Abiotische Aspekte in Auen**Christiane Hanisch, Lutz Zerling**

Schwebstoffaustausch auf Retentionsflächen in der Flussaue 157

Dagmar Haase, Thilo Weichel

Erfassung und Operationalisierung von Depositionsmonitoringdaten in Auen 159

Botanische Aspekte in Auen**Stephan Bonn, Andreas Roloff**

Konkurrenzdynamik und Ökophysiologie wichtiger Gehölze der Hartholzaue am Mittellauf der Elbe 162

Judith Gläser

Vergleich von recent und ancient woodlands im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ 164

Thomas Kaiser, Horst Käding, Wolfgang Leipnitz, Peter Haase

Entwicklung von Grünlandbeständen an der Unteren Havel (Westbrandenburg) bei Extensivierung und Teilvernässung 166

Landnutzung und Regeneration in Auen**Jörg Haferkorn**

Untersuchungen zu Auenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt 169

Thomas Horlitz, Achim Sander

Entwicklung von Leitbildern und Umweltqualitätszielen in Auenökosystemen am Beispiel des Bodenschutzes 170

Ilona Leyer, Peter Wycisk

Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe 172

Matthias Wollny

Revitalisierung des Burgauenbachs – Wiedervernässung von Flächen der nordwestlichen Leipziger Aue 175

Heike Rösgen

Möglichkeiten und Grenzen der Redynamisierung großer Fließgewässer und ihrer Auen – exemplarisch dargestellt am Oberen Niederrhein 178

Autorenverzeichnis 179

Die Einbindung des RIVA-Projektes in die Arbeiten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie

Sebastian Kofalk, Jost Kühlborn

Die Elbe ist mit einer Länge von ca. 1.100 km und einem Gesamteinzugsgebiet von knapp 150.000 km² einer der größten Flüsse Mitteleuropas. Obwohl bis heute mehr als 80 % der ursprünglichen Überschwemmungsflächen durch Ausdeichnungen verloren gegangen sind, weist die Elbelandschaft noch viele naturnahe Abschnitte auf, die z.T. Schutzgebiete internationalen Ranges darstellen. Diese Landschaft zu schützen und Möglichkeiten aufzuzeigen, sowohl die Gewässergüte als auch die ökologische Funktionsfähigkeit der Elbe, ihrer Nebengewässer und Auen zu verbessern bzw. zu erhalten, ist das Ziel zahlreicher Forschungsaktivitäten. Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) fördert auf der Basis seiner Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“ seit 1996 den Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“, mit dem zur ökologisch begründeten und wirtschaftlich tragfähigen Entwicklung der Elbelandschaft beigetragen werden soll (BMBF 1995). Den zahlreichen Projekten geht es vor allem darum, zukunftsorientierte Nutzungs- und Entwicklungskonzepte zu erarbeiten, die die ökologische Funktionsfähigkeit der Elbe erhalten bzw. verbessern. Dies erfordert umfassende Kenntnisse über die vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen dem Elbestrom, seinen Auen und seinem Einzugsgebiet. Wesentliches Anliegen ist es dabei, wissenschaftliche Grundlagen für die wasserwirtschaftliche und naturschutzfachliche Praxis zu erarbeiten. Schwerpunkte bestehen daher in der Weiterentwicklung von Instrumentarien zur Prognose der ökologischen Auswirkungen, z.B. von wasserbaulichen Eingriffen oder von Landnutzungsänderungen sowie in der Erarbeitung von Entwicklungszielen für unterschiedliche Naturräume. Die Projekte sind thematisch den Teilbereichen „Landnutzung im Einzugsgebiet“, „Ökologie der Fließgewässer“ sowie „Ökologie der Auen“ zugeordnet. Die Abb. 1 gibt einen Überblick über die zur Zeit geförderten Vorhaben im Forschungsverbund Elbe-Ökologie.

- Im Bereich Landnutzung im Einzugsgebiet wird hauptsächlich der Landschaftswasser- und -stoffhaushalt analysiert und modelliert. Dies geschieht zum Einen großräumig im Gesamteinzugsgebiet, zum Anderen in repräsentativen Teilgebieten, und zwar den drei Naturräumen Tiefland, Lössregion und Festgesteinsbereich/Mittelgebirge. In diesem Zusammenhang geht es auch um die Verminderung diffuser Stoffausträge durch sozio-ökonomisch akzeptable und dauerhaft umweltgerechte Landnutzungskonzepte.
- Im Bereich Ökologie der Fließgewässer werden u.a. Fragen der Ökomorphologie, beispielsweise hinsichtlich des Feststofftransports, der Strömungsdynamik und den damit verbundenen Habitatstrukturen behandelt. Darüber hinaus geht es um Arten und Lebensgemeinschaften, auch in ihrer Funktion als Bioindikatoren, wobei das Augenmerk auf den Fischen und dem Zoobenthos liegt. Einen dritten Schwerpunkt bildet der Stoffumsatz an Gewässerstrukturen, wie Stromsohle, Interstitial und Bühnenfeldern.
- Im Bereich Ökologie der Auen ist vor dem Hintergrund vielfältiger Nutzungsinteressen das Ziel der Forschung, u.a. die Lebensbedingungen der elbetypischen Auenv egetation und -fauna infolge der spezifischen Dynamik zwischen Abflussregime und Oberflächen- sowie des Grundwasserhaushalts aufzuklären. Auf der Basis der Ergebnisse der Projekte in diesem Bereich sollen die bestehenden Instrumente zur Eingriffsbewertung (z.B. Umweltverträglichkeitsuntersuchungen) verbessert werden. Ein wichtiger Ansatz hierfür ist die Erarbeitung von objektiven Bewertungsmaßstäben.

FORSCHUNGSVERBUND ELBE-ÖKOLOGIE



Abb. 1. Überblick über die im Rahmen der „Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“ durch das BMBF geförderten Vorhaben (Stand Dezember 2000)

Weiterhin wurden in der 1995 erarbeiteten Forschungskonzeption Wissensdefizite festgestellt, die mit den Wechselwirkungen zwischen den Strukturen und dem Wasserhaushalt der Auen in Zusammenhang stehen:

- Auswirkungen geringfügiger Änderungen von Überflutungshäufigkeit und -dauer sowie Schwankungen des Grundwassers auf das Klima des Mikro-Reliefs bzw. auf die spezialisierte Flora und Fauna.
- Bedeutung des Standorttypen-Mosaiks bzw. kleinräumig wechselnder Standortunterschiede für die Zusammensetzung von Biozönosen.
- Abschätzung der Verlandungsdauer von Altgewässern im Zusammenhang mit Schwankungen des Grundwassers und der Häufigkeit und Dauer von Überflutungen.
- Ökologie der Qualmwasserzonen und Abschätzung der Folgewirkungen einer veränderten Überflutungsdynamik.

Unter anderem im Hinblick auf diese Fragestellungen widmete sich das RIVA-Vorhaben der Aufgabe – auf der Grundlage vorhandener Kenntnisse – ein praxisnahes Bioindikationssystem zu entwickeln, mit dem der ökologische Zustand des äußerst komplexen Systems Aue mit möglichst geringem Aufwand analysiert und bewertet werden kann und das ökologische Auswirkungen von Eingriffen zuverlässig anzeigt. Ziel eines mit dem RIVA-Vorhaben inhaltlich eng verbundenen Projektes ist es, ein Werkzeug zu erstellen, das es erlaubt, die Auswirkungen von land-, forst- oder wasserwirtschaftlichen Maßnahmen hinsichtlich der Populationsdynamik und Habitateignung von auentypischen Laufkäferarten zu untersuchen.

Die anderen Vorhaben im Bereich Ökologie der Auen lassen weitere inhaltliche Anknüpfungspunkte erkennen:

- Im Rahmen zweier Vorhaben in Brandenburg und Sachsen-Anhalt werden – unter verschiedenen Randbedingungen – die zu erwartenden Auswirkungen einer Deichrückverlegung auf die Pflanzen- und Tierwelt sowie auf die dort lebenden und wirtschaftenden Menschen analysiert. In diesem Zusammenhang werden auch die Möglichkeiten einer Auenwaldneubegründung in potenziellen Überflutungsbereichen untersucht.
- Im thüringischen Bereich der Unstrut werden vom Land Anstrengungen zur Revitalisierung der intensiv genutzten Auenbereiche unternommen. In einem wissenschaftlichen Begleitvorhaben wurden standortgerechte Entwicklungsziele und Nutzungsszenarien erarbeitet und hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen sowie der betriebs- und volkswirtschaftlichen Auswirkungen analysiert und bewertet.
- Die Frage nach gemeinsamen Zielen von Landwirtschaft und Naturschutz soll in einem Vorhaben im niedersächsischen Elbetal beantwortet werden. Für einen aus Naturschutzsicht herausragenden Lebensraum sollen Perspektiven, Instrumente und Kosten einer umweltschonenden Landnutzung aufgezeigt und konkrete Maßnahmen gemeinsam mit der Landwirtschaft umgesetzt werden.
- Ziel eines weiteren Forschungsprojektes ist die Erarbeitung von Konzepten zur naturnahen Bewirtschaftung von Auenwäldern, die – einmalig für die größeren deutschen Flusssysteme – am Mittellauf der Elbe zwischen Dessau und Magdeburg noch existieren.
- Da rund 60 % der gesamten Ackerfläche Sachsens durch Wassererosion gefährdet sind, befasst sich ein anderes Vorhaben mit Möglichkeiten des Einsatzes erosionsmindernder ackerbaulicher Verfahren. Ein zweiter Teil dieses Projektes erprobt umweltgerechte Landbewirtschaftungssysteme mit Rindern, Schafen und Damwild auf ökologisch sensiblen Flächen der Elbauen und bewertet diese hinsichtlich ihres Einflusses auf Biotop-, Boden-, Gewässer-, Erosions- und Tierschutz sowie die Vegetationsentwicklung.
- Ein Vorhaben befasst sich mit der Integration von Schutz und Nutzung der Elbeauen im Bereich des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Hierbei geht es um die Frage, unter welchen Rahmenbedingungen die Umsetzung flussauenspezifischer Leitbilder und Zielvorgaben des Naturschutzes möglich sind. Die Verknüpfung von ökologischen mit sozio-ökonomischen Fragestellungen ist ein zentrales Anliegen, so z.B. die alternativen Möglichkeiten der landschaftlichen Bewirtschaftung sowie die Entwicklung des Tourismus.

Um die gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen aus den Vorhaben des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie auch über das Ende der einzelnen Projekte hinaus zu sichern, wird derzeit an der übergreifenden Auswertung und Präsentation der Forschungsergebnisse gearbeitet. Ziel der Ergebnissammenführung ist es dabei u.a., die zum Teil sektoralen oder regionalen Ergebnisse für den Gesamtlauf der Elbe bzw. ihr Einzugsgebiet nutzbar zu machen und nach Möglichkeit für die Anwendung auf andere große Fließgewässer bereitzustellen (KOFALK UND GRUBER 2000).

Zum Einen werden auf Basis der Abschlussberichte der Einzelvorhaben die Ergebnisse in verschiedenen Bänden mit gegeneinander abgrenzbaren Themenbereichen veröffentlicht. Die Zusammenführung orientiert sich an den Themenschwerpunkten *Ökomorphologie, Stoffdynamik im Fließgewässer, Biologische Fragestellungen und Bioindikation, Nutzungs- und Entwicklungskonzepte für Auen, Landschaftswasser- und -stoffhaushalt*. Die Bearbeitung erfolgt in Arbeitskreisen, die sich aus den betreffenden Mitarbeitern der Projekte zusammensetzen. Hierbei haben die Ergebnisse des RIVA-Vorhabens eine wesentliche Bedeutung für die Bearbeitung des Bandes, der sich mit biologischen Fragestellungen und Bioindikation befasst.

Das vorhandene Wissen soll darüber hinaus in Form eines Instrumentes verfügbar gemacht werden, das eine direkte Anwendung durch die Entscheidungsträger erlaubt. In diesem Zusammenhang wird der Aufbau eines Entscheidungsunterstützungssystems (Decision Support System (DSS)) angestrebt. Ein DSS ist ein Computer gestütztes System, das Entscheidungsträgern hilft, multidisziplinäre Probleme zu lösen, indem es ihnen den Zugang und die Nutzung von Daten und analytischen Modellen erlaubt. Im Hinblick auf den Forschungsverbund wird mit dem Aufbau eines Pilot-DSS zunächst das Ziel verfolgt, die Rahmenbedingungen zur Übertragung der Erkenntnisse in die Praxis zu schaffen, indem den Entscheidungsträgern ein Instrument zur Verfügung gestellt wird, mit dem nicht nur einzelne Ergebnisse vermittelt, sondern gleichzeitig zwischen diesen Verknüpfungen hergestellt und somit praxisrelevante Fragestellungen beantwortet werden können.

Empfehlung und Ergebnis einer im Herbst 2000 abgeschlossenen Machbarkeitsstudie war ein Systemdiagramm, in dem die zu berücksichtigenden Themen, deren Verknüpfungen, räumlich-zeitliche Skalen sowie die „wissenliefernden“ Projekte und Institutionen des Forschungsverbundes dargestellt sind (BFG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE 2000). Aus der Abb. 2 wird ersichtlich, dass die Erkenntnisse und Modellansätze des RIVA-Vorhabens vorwiegend im Flussabschnittsmodul zu integrieren sind. In diesem Modul werden beispielhaft auf der Skala eines Flussabschnitts von 25 km ingenieurtechnische und biologisch-ökologische Modelle sowie ökonomische Ansätze verbunden.

Die umfangreichen, vom BMBF an der Elbe geförderten Forschungsaktivitäten und ihre Ergebnisse dienen der ökologisch orientierten Entwicklung eines der bedeutendsten europäischen Flusssysteme. Die Erkenntnis, dass für den Erhalt unserer Flusslandschaften eine ganzheitliche Betrachtung sowie komplexere Bewertungssysteme der ökologischen Situation erforderlich sind, setzt sich immer mehr durch. Die hier skizzierten Untersuchungen beziehen sich zwar nur auf Teile des Ökosystems, tragen aber in ihrem Zusammenwirken schon jetzt den aktuellen Entwicklungen einer einzugsgebietsbezogenen Betrachtung gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie Rechnung. Die Forschungsaktivitäten liefern Ergebnisse, die nicht nur im Sinne des Erhalts der vielfältigen natürlichen Funktionen des Flusses von Nutzen sind. Auch der Kontext zu den wirtschaftlichen Interessen wie der Schifffahrt, der Fischerei, des Tourismus, der Landwirtschaft und der Erholung sowie die volkswirtschaftlichen Aspekte werden gesehen. In den Untersuchungsregionen der Forschungsvorhaben sind Akteure der Wissenschaft, der Planung und Verwaltung sowie eine breite Öffentlichkeit mit einbezogen.

Für ein künftiges Flusseinzugsgebiets-Management geht es deshalb neben der Vertiefung der Einsichten in die ökologischen und sozioökonomischen Zusammenhänge gleichermaßen darum, die nötigen entscheidungsunterstützenden Instrumente zu entwickeln und bereitzustellen, welche eine Integration der nunmehr vorhandenen Grundlagen erlauben. Zur Erreichung dieser Ziele trägt das RIVA-Vorhaben entscheidend bei.

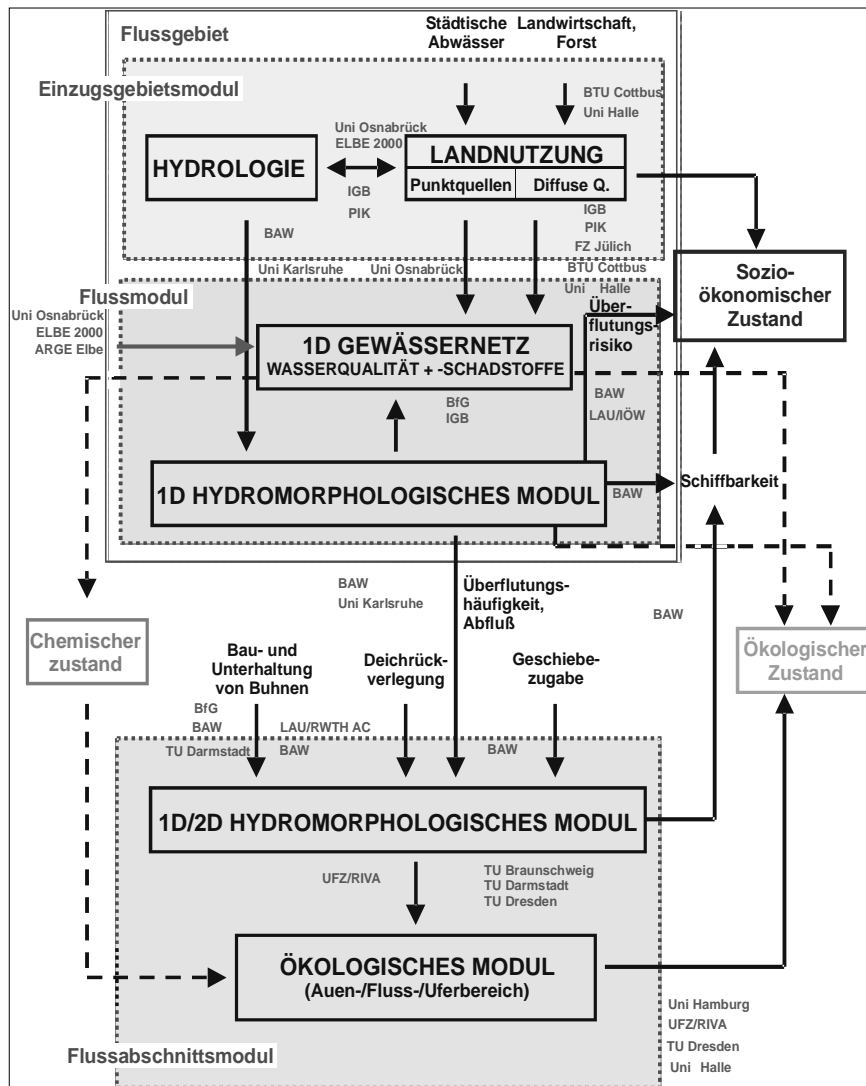


Abb. 2. Entwurf für die Struktur eines Pilot-DSS für die Elbe mit Nennung von Institutionen, die Beiträge zu den einzelnen Elementen leisten können

Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (BMBF) (Hrsg.) (1995) Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie) – Forschungskonzeption; Bonn, August 1995 (<http://elise.bafg.de/?3270>)
- KOFALK, S., GRUBER, B. (2000) Zusammenführung der Ergebnisse im Forschungsverbund Elbe-Ökologie. Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilung der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie Nr. 6, Koblenz-Berlin, 153–155, (<http://elise.bafg.de/?3178>)
- BfG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (HRSG.) (2000) Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS)/ Towards a Generic Tool for River Basin Management: Elbe River Basin – feasibility study – Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts „Towards a Generic Tool for River Basin Management – feasibility study –“. Mitteilung Nr. 8. Kofalk, S., Kühnborn, J., Gruber, B., Uebelmann, B., Hüsing, V. Towards a Generic Tool for River Basin Management: Elbe River Basin – feasibility study – by Verbeek, M., Van Delden, H., Wind, H.G., De Kok, J.L., Berlekamp, J., Matthies, M., Hahn, B., Engelen, G. (<http://elise.bafg.de/?3473>)

Das RIVA-Projekt: Übersicht und Ziele

Mathias Scholz, Sabine Stab, Klaus Henle

1 Einleitung

Der ökologisch verträgliche Umgang mit den Auen wird schon seit Jahren mit Nachdruck gefordert. Das setzt jedoch voraus, dass die ökologischen Auswirkungen von Eingriffen hinreichend sicher abgeschätzt werden können. Da eine Untersuchung aller Umweltfaktoren aus der belebten und unbelebten Natur sowie ihres Wirkungsgefüges in der Regel zu aufwendig und kostspielig ist, werden für die planerische Praxis robuste, zielorientierte und einfach handhabbare Instrumente als Basis für eine weitere naturschutzfachliche Bewertung benötigt (vgl. KÖPPEL ET AL. 1994, SPANG 1992, WINKELBRANDT 1990).

Zur Erarbeitung dieser Instrumente wurde im Rahmen der BMBF-Elbe-Ökologie-Forschung am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle das Projekt „RIVA“ (**R**obustes **I**ndikationssystem für ökologische **V**eränderungen in **A**uen – unter dem Förderkennzeichen 0339579) mit einer Laufzeit von drei Jahren im Herbst 1997 begonnen. Besonderes Augenmerk lag hierbei auf der Bioindikation, die ein besonders großes Potenzial zur Abbildung der Korrelationen zwischen abiotischen und biotischen Umweltfaktoren besitzt, wie Beispiele einzelner Artengruppen und Arbeiten in anderen Lebensraumtypen aufgezeigt haben (z.B. ELLENBERG 1992, REHFELDT 1984, SPANG 1996). In enger Kooperation der Teilprojekte (s. Abb. 1) und in Zusammenarbeit mit weiteren, innerhalb des Forschungsverbundes geförderten Projekten wurde ein Indikationssystem zur vereinfachten Charakterisierung von Hydrodynamik und Nährstoffverhältnissen entwickelt, das robust gegen reduzierten Erfassungs- und Auswertungsaufwand ist.

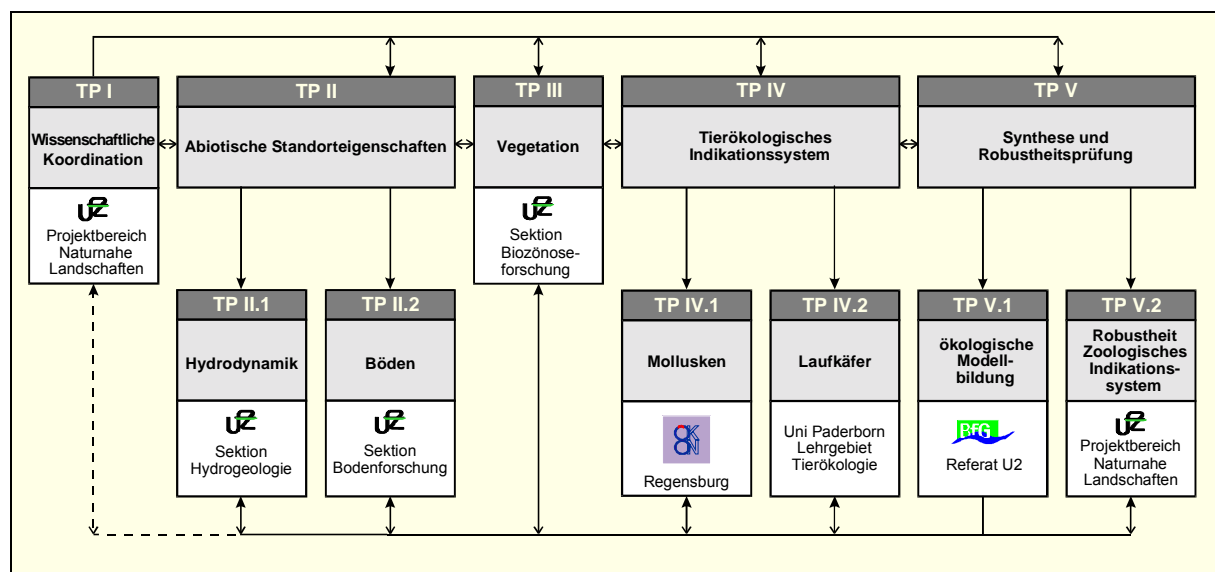


Abb. 1. Das Verbundprojekt RIVA (Robustes Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen)

Zustandsänderungen auf Grund von äußeren Eingriffen sollen dann mit Hilfe von Modellierungstechniken prognostiziert werden. Hauptaugenmerk liegt dabei auf möglichen Veränderungen im hydrologischen Regime sowie den Nährstoffverhältnissen in der Aue. Damit können die ökologischen Folgen bestimmter Eingriffe wie Wasserstraßenausbau, landwirtschaftliche Melioration oder auch bauliche Veränderungen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen besser abgeschätzt und in ihren Auswirkungen beurteilt werden. Einen weiteren thematischen Schwerpunkt bildet die Prüfung des Systems auf räumliche Übertragbarkeit innerhalb der Elbauenlandschaft.

Am Beispiel des Auengrünlandes der Mittel-Elbe soll der Prozess einer möglichst objektiven Ableitung von Indikatoren und die Erarbeitung eines integrativen, d.h. aus abiotischen Leitparametern und Arten verschiedener Organismengruppen zusammengesetzten Indikationssystems beispielhaft aufgezeigt werden.

2 Zielstellung des Projektes

Die wichtigsten Projektziele können wie folgt zusammengefasst werden:

- Absicherung und Weiterentwicklung abiotischer Komponenten von Indikationssystemen durch die Einbeziehung von Prozessstudien,
- Weiterentwicklung biotischer Komponenten von Indikationssystemen mittels Datenbanken und neuer statistischer Analyseverfahren,
- systematische Weiterentwicklung methodischer Ansätze zur Analyse und zur räumlichen Darstellung abiotischer und biotischer Zusammenhänge,
- exemplarische Analyse der Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit von Indikationssystemen,
- Test der Robustheit des Indikationssystems gegenüber vereinfachten Datenerfassungen und -auswertungen.

3 Die Untersuchungsgebiete

Im Rahmen des RIVA-Projektes wurden drei Beispielflächen im sachsen-anhaltischen Teil des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe ausgewählt (s. Abb. 2). Sie zeichnen sich im Vergleich zu anderen Flusslandschaften Mitteleuropas noch durch eine relativ naturnahe Überschwemmungsdynamik aus. Es handelt sich ausschließlich um Grünländer im direkten Überflutungsbereich, den häufigsten Auenlebensraumtyp im Bereich der Mittleren Elbe. Die Flächen selbst sind durch eine mittlere landwirtschaftliche Nutzungsintensität und ein für Auen typisches Kleinrelief mit Mulden, Flutrinnen und höher gelegenen Bereichen charakterisiert. Hauptuntersuchungsgebiet ist die „Schöneberger Wiese“ bei Steckby im Naturschutzgebiet Steckby-Lödderitzer Forst (Elbe-km 283 – 285, rechtselbisch). Nebenuntersuchungsgebiete sind die „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz (Elbe-km 242 – 243, linkselbisch) und der „Dornwerder“ bei Sandau (Havelberg Elbe-km 417 – 418, rechtselbisch).

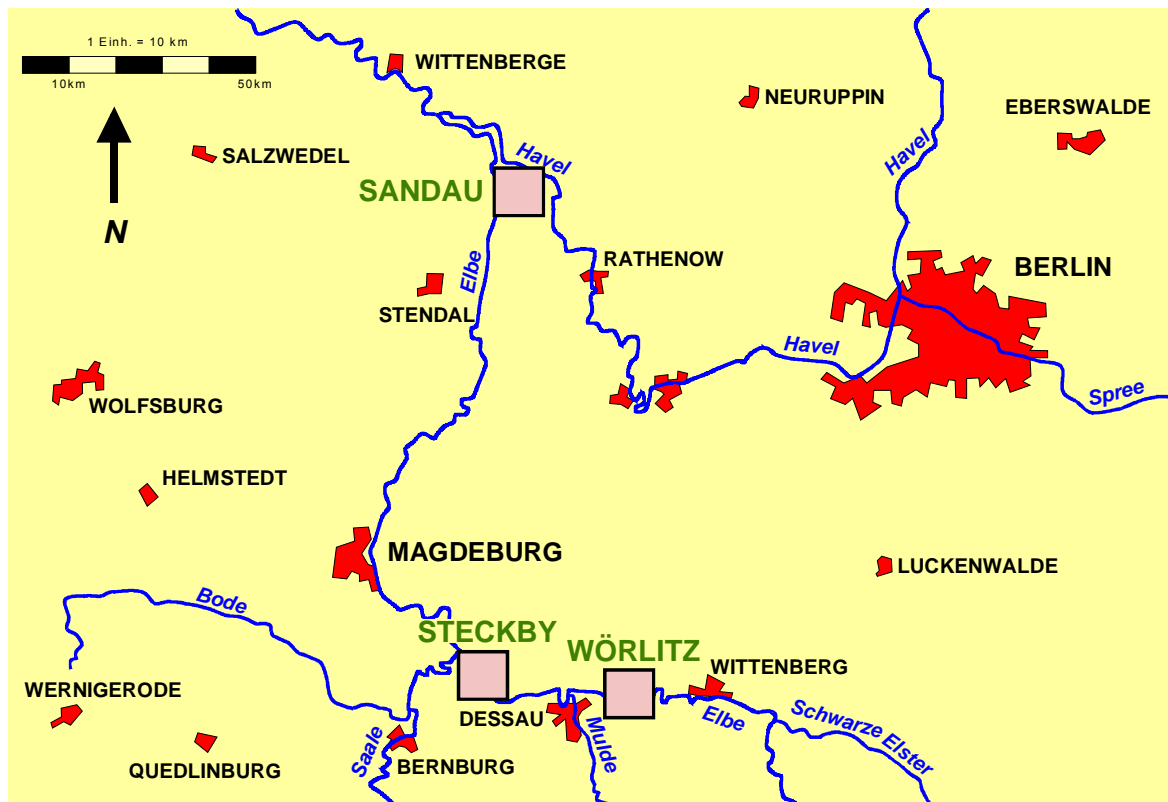


Abb. 2. Lage der Untersuchungsgebiete im RIVA-Projekt: Hauptuntersuchungsgebiet (HUG) Schöneberger Wiesen bei Steckby, Nebenuntersuchungsgebiete (NUG) Schleusenheger Wiesen bei Wörlitz und Dornwerder bei Sandau

4 Ablauf des Vorhabens (s. Abb. 3)

Zunächst bestand die Aufgabe der beteiligten Wissenschaftler darin, aus der Vielzahl der möglichen Messgrößen diejenigen herauszufiltern, die unbedingt erforderlich sind, um den Zustand und die Veränderungen von Auensystemen hinreichend genau zu beschreiben, die räumlich möglichst breit einsetzbar sind und mit einem vertretbaren Aufwand an Probenahme, Datenerhebung und Datenanalyse auskommen.

Die Zoologen wählten solche Tiergruppen aus, die sowohl hinsichtlich ihrer Ansprüche an den Auenlebensraum als auch hinsichtlich ihrer Mobilität repräsentativ für das Arteninventar in Auen sind: Schnecken als wenig mobile Tiere, Laufkäfer mit mittlerer Mobilität und hoch mobile Schwebfliegen. In jedem Lebensraum-Typ findet sich eine andere, charakteristische Artengemeinschaft dieser drei Gruppen. Bei aller Verschiedenheit ist den meisten dieser Arten gemein, dass sie äußerst empfindlich auf Änderungen der Wasserstandsdynamik reagieren, gleichzeitig aber mit den auentypischen Nährstofffrachten leben können, was nicht zuletzt ihre besondere Eignung als Indikatoren ausmacht. Ergänzt werden diese faunistischen Parameter durch floristische sowie abiotische Parameter wie Bodeneigenschaften und Hydrodynamik. Die Felduntersuchungen fanden in den Jahren 1998 und 1999 statt, die Auswertung erfolgte im Jahr 2000.

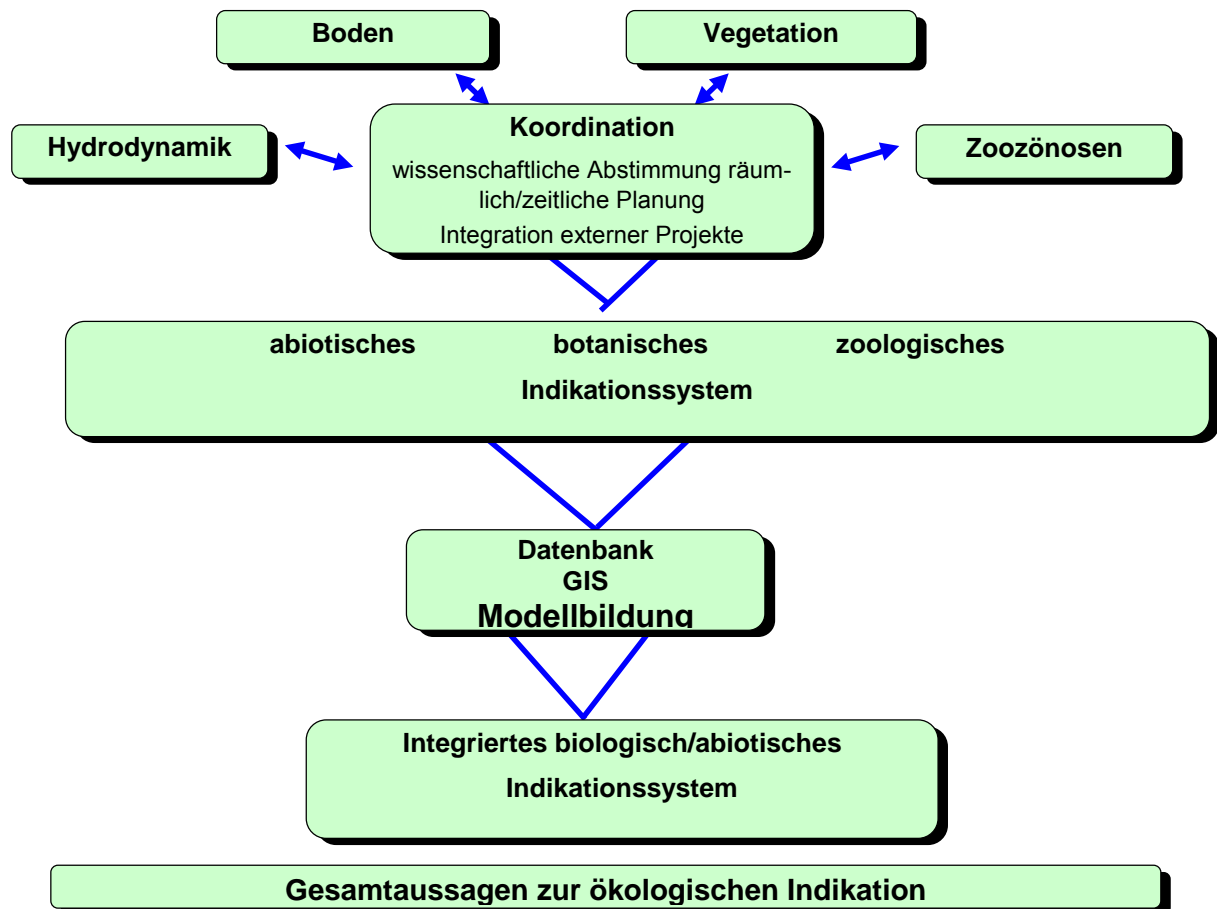


Abb. 3. Ablaufschema des RIVA-Projektes

5 Synthese der Ergebnisse

Vorbereitet wurde die Synthese des umfangreichen Datenmaterials in den für alle beteiligten Wissenschaftler einheitlich entwickelten Teilprojekt-Datenbanken. Die Synthese selbst erfolgt in einem Geografischen Informationssystem (GIS). Von besonderer Bedeutung ist dabei die Verschneidung sämtlicher abiotischer und biotischer Teilinformationen mit einem Höhenmodell, um die einzelnen Informationen mit dem Überflutungsgeschehen verknüpfen zu können.

In einem zweiten Schritt werden die Ergebnisse mit Hilfe von statistischen Auswertungen zusammengefasst. Beispielsweise ermöglicht es der statistische Ansatz der „indirekten Ordination“, Abhängigkeiten von Tieren und Pflanzen von den einzelnen Standorteigenschaften in der Aue aufzuzeigen.

Im dritten Syntheseschritt werden die festgestellten Indikatorarten in ein ökologisches Prognosemodell eingebettet, mit dem sich verschiedene Szenarien, ausgelöst durch Veränderung der Umweltbedingungen (z.B. Grundwasserspiegelabsenkung durch Sohlvertiefungen im Fluss oder Deichrückverlegung) simulieren lassen. Dieser letzte Arbeitsschritt erfolgt im Rahmen der Verlängerung des RIVA-Projektes bis September 2001.

Auf die einzelnen Arbeitsschritte wird in den nachfolgenden Beiträgen in diesem Band eingegangen. Die abschließenden Ergebnisse sollen in einer Buchpublikation im Herbst 2001 veröffentlicht werden.

Literatur

- ELLENBERG, H. (1992) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Göttingen: GOLTZE (Scripta Geobotanica IX)
- KÖPPEL, J., BAUER, H.J., BUCK, W. (1994) Die Auswahl UVP-relevanter Indikatoren bei Maßnahmen an Fließgewässern. In: GRÜNEWALD, U. (Hrsg.) Wasserwirtschaft und Ökologie. Taunusstein: E. BLOTTNER, pp. 109 – 117
- REHFELDT, G.E. (1984) Bewertung ostniedersächsischer Flußauen durch Bioindikatorsysteme – Modell einer Landschaftsbewertung. Dissertation, TU Braunschweig
- SPANG, W.D. (1992) Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planung. *Natur und Landschaft* 67,4: 158 – 161
- SPANG, W. (1996) Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken und Laufkäfern als Indikatoren für autotypische Standortbedingungen: eine Untersuchung im Oberrheintal. Dissertation, Univ. Heidelberg (Heidelberger Geographische Arbeiten 102)
- WINKELBRANDT, A. (1990) Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten- und gruppen) aus der Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 32: 75–83

Planung und Durchführung von Felduntersuchungen zur Entwicklung von Indikationssystemen

Sabine Stab, Marcus Rink

1 Einleitung

Indikatorarten, d.h. Arten, die bestimmte ökologische Parameter anzeigen, wurden erstmals durch ELLENBERG systematisch erfasst. Am Beispiel höherer Pflanzen zeigte er auf, wie aus der Zusammensetzung eines Bestandes auf dessen Standort, charakterisiert durch bestimmte Feuchtestufen, Licht- und Nährstoffverhältnisse usw., rückgeschlossen werden konnte (ELLENBERG ET AL. 1992).

Ausgehend von diesem Forschungsansatz sollte im Projekt RIVA versucht werden, die Fragestellung der Ableitung von Indikatorarten

- auf mehrere Organismengruppen parallel anzuwenden und
- durch entsprechende statistische Absicherung der Untersuchungen zu objektivieren.

Am Beispiel des Auengrünlands der Mittelbe sollte exemplarisch die Erstellung eines Indikationssystems unter besonderer Berücksichtigung der Faktoren Hydrodynamik und Nährstoffsituation aufgezeigt werden.

Diese stark methodische Ausrichtung der Fragestellung machte es erforderlich, vor Beginn der Feldarbeiten eine von allen Teilprojekten einzuhaltende *Datenerhebungsstrategie* festzulegen, die überhaupt erst Felddaten der erforderlichen Qualität und Quantität bereitstellen konnte. Dieser Beitrag beschäftigt sich also speziell mit den verschiedenen Komponenten der Datenerhebungsstrategie von RIVA: der Auswahl geeigneter Artengruppen und Untersuchungsgebiete, der Ableitung der benötigten Probeflächenanzahl pro Untersuchungsgebiet und der zeitlichen Beprobungsintervalle sowie der Verteilung der verschiedenen Probenahmestellen innerhalb der Probeflächen. Jeder dieser Punkte ist abhängig von den Projektzielen, der geplanten Analysestrategie und – wie in jedem Vorhaben – den begrenzenden Rahmenbedingungen wie Personal, Zeit, Budget und logistischer Machbarkeit. Erst die klare Strukturierung aller genannten Faktoren sowie deren Berücksichtigung in der Datenerhebungsstrategie ermöglicht eine im Rahmen der gegebenen Möglichkeiten optimale Nutzung der Ressourcen sowie klare Aussagen zu Möglichkeiten und Grenzen von ökologischen Felduntersuchungen.

Neben der Erläuterung einer allgemein anwendbaren Erhebungsstrategie soll daher hier jeder der Teilschritte und -entscheidungen bei der Planung von Geländearbeiten in RIVA verdeutlicht werden.

2 Die Datenerhebungsstrategie

2.1 Auswahl von Artengruppen

Generell wird man in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung diejenigen Artengruppen wählen, für die aufgrund schon vorhandener ökologischer Informationen die Wahrscheinlichkeit des Auffindens besonders eng an bestimmte ökologische Faktoren gebunden ist. Hinzukommen sollten aber grundsätzliche Überlegungen zur Habitatnutzung der unterschiedlichen Artengruppen sowie ihrer räumlichen und zeitlichen Überdeckung. Obgleich dieser Grundsatz banal erscheint, wird er doch oftmals nicht beachtet.

Für RIVA war zunächst bedeutsam, dass es ein EU-gefördertes Projekt mit allgemeinerer Fragestellung gegeben hatte, in dessen Ergebnis sich die vier Artengruppen höhere Pflanzen, Schnecken, Laufkäfer und Schwebfliegen als besonders geeignet zur Indikation ökologischer Verhältnisse in Auen erwiesen hatten (MURPHY ET AL. 1994). Während die drei erstgenannten Gruppen ähnlich eng an die abiotischen Verhältnisse ihres Standorts gebunden sind, sind verschiedene Arten der Schwebfliegen

besonders von bestimmten biotischen Voraussetzungen abhängig (Vorkommen bestimmter Pflanzen- oder Tierarten, von denen einige Arten symbiotisch oder parasitär leben). Daher wurde entschieden, die Schwebfliegen unter Berücksichtigung dieser besonderen Abhängigkeiten von vornherein in der statistischen Auswertung separat zu behandeln.

Ausschlaggebend für die Artengruppenauswahl war weiterhin ihr gestaffelter Aktionsradius: während die höheren Pflanzen zumindest in der produktiven Phase ortsgebunden sind, leben viele Schnecken beweglich im Umfeld weniger Zenti- oder Dezimeter. Die Laufkäfer haben dagegen Aktionsradien zwischen wenigen Zentimetern bis mehreren Metern und mehr. Die Schwebfliegen als mobilste Gruppe überwinden Distanzen von mehreren hundert Metern problemlos, einige Arten führen jahreszeitliche Züge über große Entfernungen durch.

Neben den unterschiedlichen räumlichen Aktionsradien, die eine spätere Abgrenzung von Indikatorengruppen mit unterschiedlicher räumlicher Aussagekraft ermöglichen sollte, musste jedoch eine weitgehende zeitliche Überdeckung der Nachweismöglichkeiten der Artengruppen gegeben sein. Nur bei Arten, die innerhalb der gleichen Probefläche und innerhalb des gleichen jahreszeitlichen Fensters nachgewiesen wurden, konnte sicher davon ausgegangen werden, dass sie auch von ähnlichen oder gleichen Standortfaktoren abhängig sind. Zwei Zeitfenster wurden daher für die biotischen Erfassungen verbindlich festgelegt, eines im Frühjahr und eines im Hochsommer, jeweils mit einem Monat Dauer. Auch die stark veränderlichen abiotischen Faktoren wie z.B. die Nährstoffverhältnisse wurden innerhalb dieser Zeitfenster erfasst, während zusätzliche Untersuchungen wenig veränderlicher Faktoren oder Artnachweise auch zu anderen Zeitpunkten erbracht werden konnten.

2.2 Anzahl und Auswahl von Untersuchungsgebieten

Die Anzahl der zu beprobenden Gebiete ist oftmals stark vom vorhandenen Budget abhängig. Dennoch sollte versucht werden, in Abhängigkeit von der Projektfragestellung die optimale Anzahl zu finden. Im Grundsatz können verschiedenen Typen von Fragestellungen unterschieden werden: sollen Gebiete verglichen oder möglichst umfassend charakterisiert werden, oder kommen a priori nur Gebiete in Frage, die bestimmte ökologische Charakteristika aufweisen (z.B. Vorkommen bestimmter Arten)?

Für das Projekt RIVA stand fest, dass die Untersuchungen am Mittellauf der Elbe stattfinden sollten, andere Abschnitte der Flussauen sind durch andere Charakteristika (z.B. Bodengefüge) gekennzeichnet und wären zudem logistisch schwer erreichbar gewesen. Innerhalb des Abschnittes der Mittel-Elbe wurden dann weitere Kriterien definiert, um die Anzahl und Auswahl geeigneter Untersuchungsgebiete zu untermauern. Eine weitgehend naturnah erhaltene geländemorphologische Vielfalt (Vorhandensein von Flutrinnen und feuchten Senken) der ausgewählten Gebiete sollte gewährleisten, dass die vorhandenen Gradienten (besonders in Bezug auf den Grundwasserflurabstand sowie Dauer und Frequenz von Überflutungen) möglichst gut im Modell abgebildet werden konnten. Nach entsprechend intensiven Geländebegehungen konnten in dieser Hinsicht geeignete Gebiete gefunden werden. Mit Rücksicht auf die maximal finanzierbare Probenanzahl (s.u.) musste jedoch eine nicht unerhebliche Einschränkung der Aussagefähigkeit des Indikationsmodells in Kauf genommen werden: es konnten nur Gebiete berücksichtigt werden, die insgesamt eine mittlere Nutzungsintensität aufwiesen.

Die Ableitung des Indikationssystems erforderte eine starke Konzentration des Erfassungsaufwands auf einen bestimmten Flussabschnitt sowie die Verteilung auf mindestens zwei Untersuchungsgebiete, um kleinräumige von großräumigen Effekten trennen zu können. Ausgewählt wurden als Hauptuntersuchungsgebiet die Schöneberger Wiesen bei Steckby (Elbe-km 283 – 285, rechtselbisch) sowie als Nebenuntersuchungsgebiet die Schleusenheger Wiesen bei Wörlitz (km 242 – 243, linkselbisch). Da auch die Überprüfung der räumlichen *Übertragbarkeit* des Indikationssystems Projektziel war, musste wenigstens ein räumlich deutlich entferntes Gebiet mit bearbeitet werden: Es wurde für den Dornwerder bei Sandau entschieden (km 417 – 418, rechtselbisch).

2.3 Ableitung von Probeflächenanzahl und Beprobungsintervall

Probeflächenanzahl und Beprobungsintervall besitzen grundsätzlich eine große gegenseitige Abhängigkeit. Einerseits müssen die Erfassungen räumlich und zeitlich weit genug auseinander liegen, um eine statistisch notwendige, weitgehende Unabhängigkeit der erhobenen Daten zu gewährleisten. Andererseits bestimmt das Produkt aus Probeflächenanzahl und zeitlicher Beprobungsintensität den

Stichprobenumfang, also die Gesamtzahl der für Auswertungen zur Verfügung stehender Ausgangsdatensätze. Generell gilt: Je größer der Stichprobenumfang, mit desto größerer statistischer Wahrscheinlichkeit können Aussagen belegt werden. Der Stichprobenumfang ist weiterhin stark abhängig von der Projektfragestellung und ihrer Umsetzung in statistische Methodik. Für einfache Fragestellungen können schon vier Stichproben genügen, während für viele ökologische Untersuchungen, die sich ja gerade durch ihre Komplexität auszeichnen, oftmals zwanzig Stichproben pro Untersuchungsgebiet notwendig werden können (für formelle Lösungen siehe z.B. SACHS 1997 oder HAYEK UND BUZAS 1997).

Bei der RIVA-Fragestellung handelt es sich um ein multivariates Problem (die Artvorkommen sind in unterschiedlich starker Weise von vielen Standortfaktoren abhängig), der Analyseweg konnte also nur über multivariate statistische Verfahren abgesichert werden. Da der eigentlich notwendige Stichprobenumfang von zwanzig für solche oder ähnliche Fragestellungen in der vorgegebenen Projektlaufzeit nicht abgesichert werden konnte, wurden zwei bewährte Lösungswege eingesetzt: Reduktion der räumlichen Variabilität durch Beschränkung auf eine Nutzungsintensität (s.o.) sowie die Stratifizierung (Unterteilung) der Untersuchungsgebiete in einfach erkennbare Einheiten. Es muss sorgfältig abgewogen werden, welche Charakteristika des untersuchten Standorts unabdingbar wichtig für die Untersuchung sind und welche lediglich zusätzliche, jedoch vermeidbare Variabilität (Streuung) in die Daten bringen. In den RIVA-Untersuchungsgebieten wurden drei Straten (Einheiten) entlang des Feuchtigkeitsgradienten gewählt, um die Anzahl der Probeflächen auf ein finanzierbares Maß zu senken. Innerhalb der Straten *trockenes Grünland*, *feuchtes Grünland* und *Flutrinnen* wurde jeweils die gleiche Anzahl von Probeflächen per Zufallsauswahl festgelegt. Die Stratifizierung der Untersuchungsgebiete sowie die Grundannahme, dass die ökologisch relevanten und zu messenden Parameter in der Regel normalverteilt sind, ermöglichten die Reduktion des notwendigen Stichprobenaufwands auf zwölf Probeflächen pro Stratum im Hauptuntersuchungsgebiet (gesamt 36 Probeflächen) sowie jeweils zwölf Probeflächen in den Nebenuntersuchungsgebieten.

Die Verortung der einzelnen Probeflächen erfolgte nach Dreiecksvermaschung georeferenzierter Karten im Gelände mit Hilfe eines RTK-DGPS (Global Positioning System) zur Ermittlung von hochgenauen Lagekoordinaten (RINK, HENLE UND STAB 2000). Während des Projektzeitraums wurden die Eckpunkte der Probeflächen mit Metallstiften von 20 cm Länge markiert, um das Auffinden auch mit einem einfachen Metallsuchgerät zu ermöglichen. Zwischen den Mahdterminen wurden zusätzlich zur einfacheren Orientierung 2.5 m lange, flexible Kunststoffstangen an den Eckpunkten der Probeflächen gesetzt.

2.4 Größe und Verteilung der Probenahmestellen innerhalb der Probefläche

Die Größe der Probeflächen richtete sich primär nach dem Flächenbedarf der einzelnen Teilprojekte (Abb. 1). Einschließlich großzügig bemessener Flächen für zusätzliche Erhebungen wurde die Standardprobefläche auf eine Größe von 30 x 15 m festgelegt. Die Seitenmaße und Anordnung der einzelnen Teilflächen mussten nur für die in den Flutrinnen gelegenen Probeflächen auf 50 x 10 m modifiziert werden, da diese oftmals nicht die erforderliche Breite aufwiesen. Eine zu starke Einbeziehung der Hangbereiche der Flutrinnen hätte zu breiter Streuung in den Standortfaktoren geführt, so dass die Ableitung von Indikatorarten erschwert worden wäre. Die Verteilung der Probenahmestellen der einzelnen Teilprojekte wurde so angelegt, dass ein Zugang jeweils ohne Störung der anderen Teilprojekte möglich war.

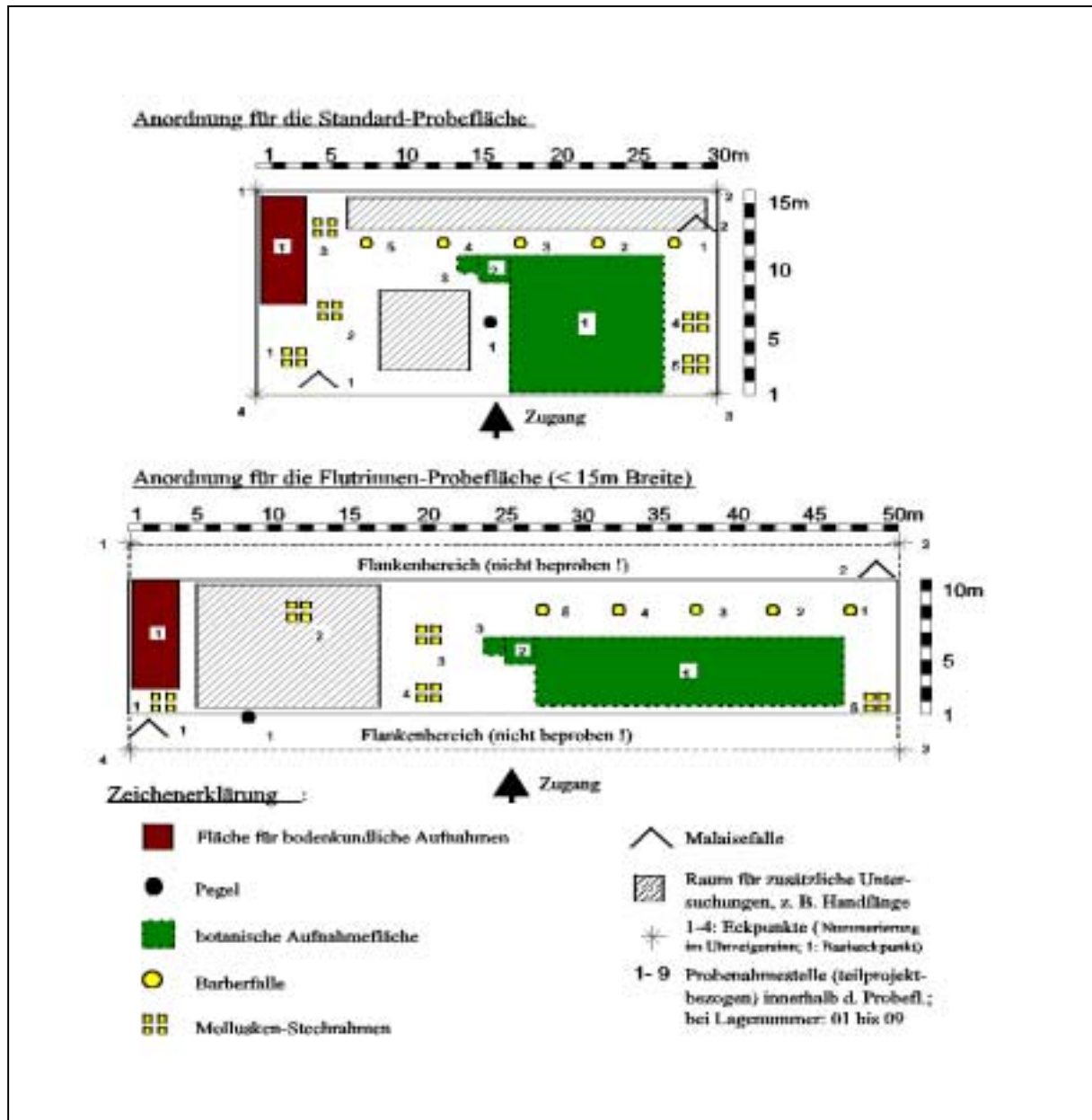


Abb. 1. Größe und Anordnung von Teilflächen in den Standard-Probeflächen des RIVA-Projektes

Literatur

- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Scripta Geobotanica 18
- HAYEK, L.-A., BUZAS, M.A. (1997) Surveying natural populations. New York: Columbia University Press
- MURPHY, K.J., CASTELLA, E., CLÉMENT, B., HILLS, J.M., OBRDLIK, P. PULFORD, L.D., SCHNEIDER, E., SPEIGHT, M. (1994) Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In: MITSCH, W.J. (ed.) Global Wetlands: Old World and New. The Hague: Elsevier Science
- RINK, M., HENLE, K., STAB, S. (2000) Zur Erstellung einer fachlich-statistisch abgestimmten Datenerhebungsstrategie am Beispiel eines synökologisch orientierten Forschungsprojektes in den Elbauen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 44(4): 184–190
- SACHS, L. (1997) Angewandte Statistik. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York

Bedeutung und Grenzen von Höhenmodellen für Indikations-systeme in Auen

Winfried Peter, Sabine Stab

1 Einleitung

Mehr oder weniger intakte Flussauen werden neben den direkten, menschlichen Beeinflussungen in entscheidendem Maße durch den Wechsel von Überflutung und Trockenfallen mit einhergehendem Ein- und Austrag von anorganischer und organischer Substanz geprägt (DISTER 1991). Die positiven wie negativen Auswirkungen der Extremfaktoren „Wasser“ und „Mensch“ sind schon seit längerem bekannt. Allgemeines Ziel ist es, diesbezüglich kennzeichnende Größen aufzudecken, die den Ist-Zustand beschreiben und Vorhersagen ermöglichen.

Durch Interpolation bekannter Höhenwerte wird es möglich, die Geländeoberfläche als besondere kennzeichnende Größe in Digitalen Höhenmodellen (DHM) abzubilden. DHM, im RIVA-Projekt auch als Digitale Geländemodelle bezeichnet (DGM), stellen somit in digitaler Form die stetige Variation der Erhebung der Erdoberfläche dar (BÄHR UND VÖGTLE 1998).

Nicht selten wird auf eine unzureichende Höhengenaugigkeit der Daten hingewiesen. Aus diesem Grund wurde im Projekt mit einem präzisen Satellitennavigationssystem (PDGPS) und mit Nivellier überprüft, ob die geforderte Genauigkeit eingehalten werden konnte.

2 Geländehöhen aus Höhenmodellen als kennzeichnende Größe

Ein wesentliches umweltplanerisches Ziel ist es, u.a. auch als Grundlage für weiterführende Untersuchungen, aus punktuellen, im Freiland erhobenen (Höhen-)Daten flächenhafte Aussagen abzuleiten. Insbesondere in naturnahen Auen wird eine zufriedenstellende flächenhafte Erfassung von Lebensräumen oft erst über eine ausreichend genaue Höheninformation möglich.

Die Möglichkeiten zur Verwendung von Höhen aus Höhenmodellen sind vielfältig. Eine Literaturlauswertung belegt, dass die Qualität von Ist-Zustandserfassungen und von Auswirkungenprognosen oft in entscheidendem Maße von der Qualität des verwendeten DHM abhängt. In Tab. 1 werden in Abhängigkeit von der Bedeutung Anwendungsbeispiele mit ausgewählten, kennzeichnenden Größen genannt.

Tab. 1. Bedeutung von Höhenmodellen

Geländehöhe als	„Darsteller“	„Bühne“	„Requisit“
kennzeichnende Größen von Auenlebensräumen (Beispiele)	<ul style="list-style-type: none"> • absolute Höhe • Neigung • Exposition 	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserflurabstand • Flusswasserstand • Überflutungsdauer 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Humusgehalt • Pflanzenarten
Bedeutungsanteil	ausschließlich	hoch	unterschiedlich
Anwendungsbezug (Beispiele)	<ul style="list-style-type: none"> • Reliefkartierungen zur Beurteilung der Struktur- güte von Fließgewässern (u.a. BOBBE ET AL. 1997) 	<ul style="list-style-type: none"> • Auswirkungsprognosen zum Hochwasserschutz und in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Biotoptypenkartierungen • Wasserstufenkartierungen

3 Entstehung und Überprüfung eines Höhenmodells – dargestellt am Beispiel „Schöneberger Wiesen“

Im RIVA-Projekt wurde dem DHM „Schöneberger Wiesen“ als ca. 0,9 km² großes Hauptuntersuchungsgebiet besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Das hier ~50-55 m+HN hochgelegene Auen-
grünland zwischen Elbe-Stromkilometer 282,8 und 285,4 wird von Auengehölzen begleitet, ein bis zweimal im Jahr gemäht und ist von mehreren Flutrinnen durchzogen.

3.1 Eingangs- und Ausgangsdaten

Grundlage des Höhenmodells war in erster Linie eine Luftbildbefliegung, welche am 6.4.1998 mit einer Reihenmesskammer (RMK 15/23) im Bildmaßstab 1 : 4.500 durch eine vom Umweltforschungszentrum Leipzig (UFZ) beauftragte Firma durchgeführt wurde. Aus den eingescannten Luftbildern leiteten hierbei die Bearbeiter nach Passpunktbestimmung mit der Software PHODIS® (ZEISS) und Site-Works™ (INTERGRAPH) unter besonderer Berücksichtigung von Bruchkanten letztlich Punktdaten in einem Raster mit 1 m Maschenweite ab. Laut Anforderungsrahmen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) sollten die Rasterpunkte eine Genauigkeit (Unsicherheit) in Lage und Höhe von 15 cm mit einer Sicherheitswahrscheinlichkeit von 95 % aufweisen.

Die zum Befliegungszeitpunkt mit Wasser überdeckten Bereiche wurden nacherfasst (~10 % Flächenanteil). Die sogenannte, vom UFZ durchgeführte „Nachqualifizierung“ der im Jahresverlauf trocken fallenden Wasserflächen erfolgte im Wesentlichen mit PDGPS, wobei die Messpunktdichte von der besonderen Geländesituation abhängig zu machen war (PDGPS: Präzises DGPS (**D**ifferential **G**lobal **P**ositioning **S**ystem) mit Echtzeit-Frequenz-Empfänger (RTK: **R**eal **T**ime **K**inematic); Gerät: Trimble, Serie 4000). In den verbleibenden Restflächen wurde durch die BfG stichpunkthaft die Wassertiefe mit Maßband erfasst. Nur wenige Messpunkte standen im Bereich der Gehölzflächen zur Verfügung. Nutzbar waren hier lediglich Nivellier-Werte der Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung (ÖKON mbH, Regensburg; Gerät: ZEISS (NI 30); Zielweite: 50 m).

Die BfG überführte die Punktdaten der Luftbilddauswertung und der Nachqualifizierung letztlich mit Hilfe von ARC/INFO™ in ein Polygonraster mit einer Flächengröße von 1 m², indem u. a. eine Polygonmatrix erstellt und diese mit den bereitgestellten Höhenpunkten verschnitten wurde. Bereiche unterschiedlicher Eingangsdatenqualitäten waren hierbei kenntlich zu machen.

3.2 Überprüfung ausgewählter Höhendaten

Als „Gebrauchsgegenstand“ war insbesondere im vorliegenden Projekt die Genauigkeit der Höheninformationen von Bedeutung. Unter Genauigkeit wurde die Richtigkeit, also die Übereinstimmung mit der Wirklichkeit verstanden, so dass bei der Überprüfung folgende Aspekte eine besondere Relevanz besaßen:

- Unsicherheit der Höhen aus der Luftbildauswertung am Rasterpunkt,
- Höhenunterschiede innerhalb einer Rasterzelle (hier: Flächengröße 1 m²).

Zur Kontrolle des DHM wurde ein PDGPS (s.o.), zur Kontrolle des PDGPS ein Nivellier (s.o.) eingesetzt. Bezugspunkte waren die von der BfG mit einer Präzision von 5 mm/km bestimmten Hektometerpunkte der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Die PDGPS-Messungen führten fast ausschließlich das UFZ, die Nivellierarbeiten ÖKON durch. Hierbei wurden vor allem auf acht repräsentativ ausgewählten Kontrollflächen knapp 1200 Rasterpunkte des DHM mit PDGPS aufgesucht und nachgemessen. Etwa bei einem Viertel der Punkte konnten zusätzlich die Höhenunterschiede innerhalb einer 1 m² großen Fläche bestimmt werden.

Die PDGPS-Messungen lieferten Lage- und Höhenwerte, welche sich wahrscheinlich weniger als ± 5 cm von der Wirklichkeit unterschieden (PETER ET AL. 1999).

Nach Auswertung der Ergebnisse weichen 47 % der nachgemessenen Rasterpunkte nicht mehr als 15 cm und 96 % nicht mehr als 30 cm von der DHM-Höhe ab. Die Standardabweichungen liegen nach Korrektur eines bekannten systematischen Fehlers zwischen 6,6 cm und 21,6 cm. Der Vergleich von nivellierten Punkten und PDGPS-Höhen lässt zusätzlich einen Fehler in positiver Richtung erkennen.

Innerhalb einer 1 m²-Fläche schwanken die Höhen in stärker reliefierten Bereichen (Steigung: 10 – 20°) maximal 38 cm, in schwächer reliefierten Bereichen in der Regel zwischen 1 cm und 15 cm.

Abb. 1. stellt in vier ausgewählten Transekten die PDGPS-Messung dem DHM-Wert gegenüber. Neben der systematischen Abweichung wird eine unschärfere Abbildung der Geländekanten im DHM ersichtlich.

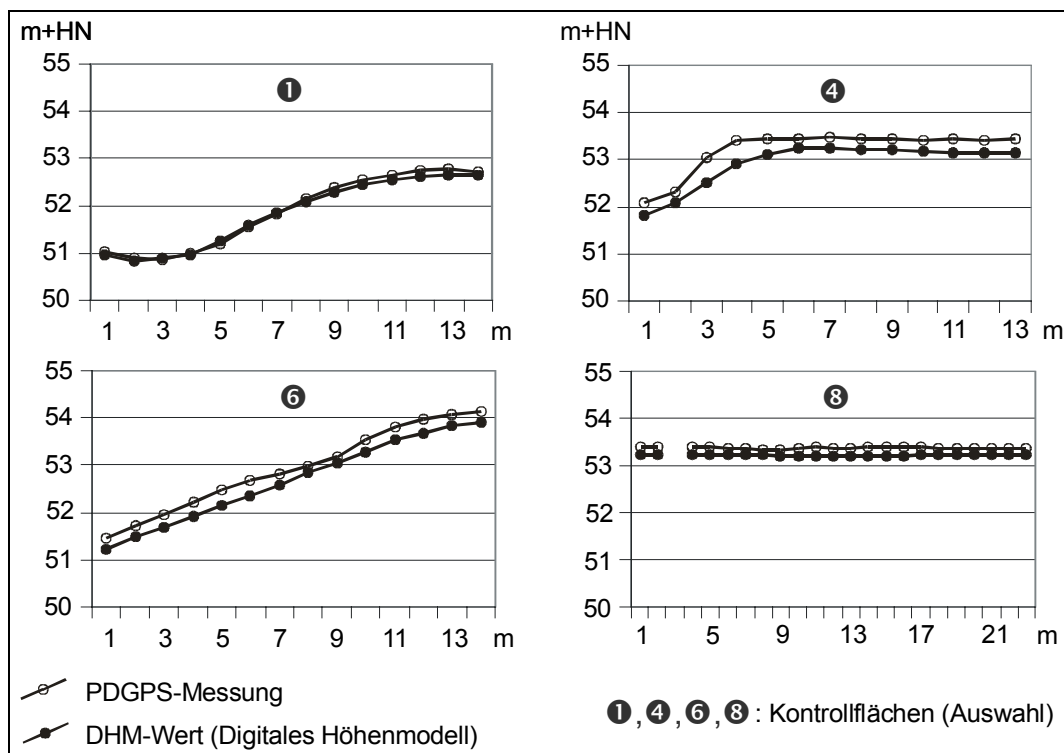


Abb. 1. Überprüfung von DHM-Geländehöhen im Hauptuntersuchungsgebiet „Schöneberger Wiesen“

Die Kontrolluntersuchungen deuten darauf hin, dass im Hauptuntersuchungsgebiet die geforderte DHM-Genauigkeit von 15 cm (95 %) wahrscheinlich nicht eingehalten wird. Bei der Datennutzung wird vorgeschlagen, außerhalb der Gehölzflächen und der zur Untersuchungszeit mit Wasser gefüllten Flächen am DHM-Rasterpunkt eine Genauigkeit vom 3 dm (95 %) anzunehmen. Zusätzlich schwanken die Höhen innerhalb einer Rasterzelle i.d.R. etwa zwischen 1 dm und 4 dm.

Trotz vorhandener Fehlerquellen sind somit die Höhenmodelle des RIVA-Projektes wahrscheinlich geeigneter als die im Maßstab 1 : 5.000 erstellten Digitalen Geländemodelle der Landesvermessungs-

ämter (Rasterweite: 10 m; durchschnittliche Höhengenaugigkeit: ± 5 dm; LANDESVERMESSUNGSAMT NRW 1998).

4 Ausblick

Durch verbesserte Erfassungs- und Auswertungsmethoden werden Geländehöhen aus Höhenmodellen in Zukunft bei der Indikation von Auenlebensräumen mehr Bedeutung erlangen. Hierbei wird eingeschätzt, dass in verstärktem Maße auch Wert bestimmende, flussabschnittstypische Kenngrößen ausschließlich aus Höheninformationen abgeleitet werden können.

Die Bedeutung von Höhenmodellen in Indikationssystemen ist entscheidend von der jeweilig geforderten Höhengenaugigkeit abhängig. Um Fehlerquellen zukünftig auf ein Mindestmaß zu reduzieren, ist schon vor einer Luftbilderstellung auf die Auswahl eines geeigneten Höhensystems bzw. die Auswahl geeigneter Festpunkte zu achten. Vor und nach PDGPS-Messungen sollten stets Vergleichsmessungen auf bekannten Festpunkten erfolgen. Nach Minimierung der Fehlerquellen ist am Rasterpunkt auch mit der vorliegenden Methodik außerhalb von Gehölzflächen eine nachweisbare DHM-Genauigkeit in Lage und Höhe von 15 cm (95 %) denkbar. Die Genauigkeit könnte durch weitergehende PDGPS-Erfassungen und durch Verringerung der Rasterzellenweite noch verbessert werden.

Literatur

- BÄHR, H.-P., VÖGTLE, T. (1998) (HRSG.) Digitale Bildverarbeitung – Anwendung in Photogrammetrie, Kartographie und Fernerkundung. 3. Aufl. Wiechmann Heidelberg
- BOBBE, T., BUSCHMANN, M., FLEISCHACKER, T., KERN, K., PAUSCHERT, P., RAST, G. (1997) Entwicklung eines Kartier- und Bewertungsverfahrens für Gewässerlandschaften mittlerer Fließgewässer und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der Mulde. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.) 3/1997 Bonn: Wasserwirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH (WVGW)
- DISTER, E. (1991) Situation der Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) Laufender Seminarbeitrag 4/91: 816
- LANDESVERMESSUNGSAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG.) (1998) Landesvermessung NRW – Produkte 1998/1999. Bonn
- PETER, W., FOLLNER, K., GLÄSER, J., HENLE, K. (1999) Überprüfung der Höhengenaugigkeit eines Digitalen Geländemodells im Deichvorland der Mittelelbe mit einem differentiellen globalen Positionierungssystem (DGPS). In: Flake, M., Seppelt, R., Söndgerath, D. (Hrsg.) Umweltsystemanalyse Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen. Tagungsband Geoökon '99 vom 14.-16. Oktober 1999 an der TU Braunschweig, 53–57

Einsatzmöglichkeiten von Datenbanken für freilandökologische Arbeiten

Volker Hüsing, Sabine Stab

1 Einleitung

Freilandökologische Untersuchungen sind stets mit Datenerhebungen verbunden. Traditionell wurden Daten in Tabellen oder auf Karteikarten erfasst. Die Auswertung der Daten zur Beantwortung einfacher Fragestellungen erfolgte dann mit Hilfe von Diagrammen oder beispielsweise in der Vegetationskunde anhand von pflanzensoziologischen Tabellen.

Im Gegensatz zu einfachen Fragestellungen lassen sich komplexe Aufgaben (z.B. die Analyse von Ökosystemen) oft nur mit statistischen Verfahren auf der Grundlage umfangreicher Daten zu verschiedenen Ökosystemkomponenten durchführen. Dank der rasanten Fortschritte in der Computertechnik stehen heute Möglichkeiten zur Archivierung und Weiterverarbeitung umfangreicher Datenmengen zur Verfügung. Die Palette reicht von der Nutzung kommerziell angebotener Datenbanksysteme mit implementierten Auswertungsmöglichkeiten bis zur Möglichkeit der Programmierung eigener Datenbanken. Der erfolgreiche Einsatz von Datenbanksystemen setzt eine Analyse des Ziel und Zweckes der zu bearbeitenden Fragestellung und die Erarbeitung eines speziell auf die Fragestellung ausgerichteten Datenbankkonzeptes voraus. Unterbleiben diese konzeptionellen Vorarbeiten, besteht die Gefahr, dass die erhobenen Freilanddaten keiner sinnvollen und statistisch abgesicherten Datenanalyse zugeführt werden können. Oft lassen sich nicht einmal die Daten aus unterschiedlichen Disziplinen zusammenführen.

2 Datenbankkonzept im RIVA Verbundprojekt

Die Erarbeitung eines Indikations-system für Auen erfordert die Analyse auenspezifischer Funktionszusammenhänge, wozu die Erhebung umfangreicher Freilanddaten unterschiedlicher Disziplinen Voraussetzung ist. Zielsetzung im RIVA-Projekt ist die Ableitung eines Indikations-systems für Veränderungen in Auen. Hierzu wurden 60 Probeflächen, verteilt auf drei Untersuchungsgebiete über einen Zeitraum von zwei Jahren (vier Hauptuntersuchungszeiträume) u.a. hinsichtlich verschiedener abiotischer (z.B. Hydrologie, Boden) und biotischer Parameter (Pflanzen, Tiere (hier Schnecken, Laufkäfer und Schwebfliegen)) untersucht (Abb. 1). Zusammen mit weiteren Daten (langjährige Pegel- und Abflussdaten verschiedener Elbbegele) entstand ein umfangrei-

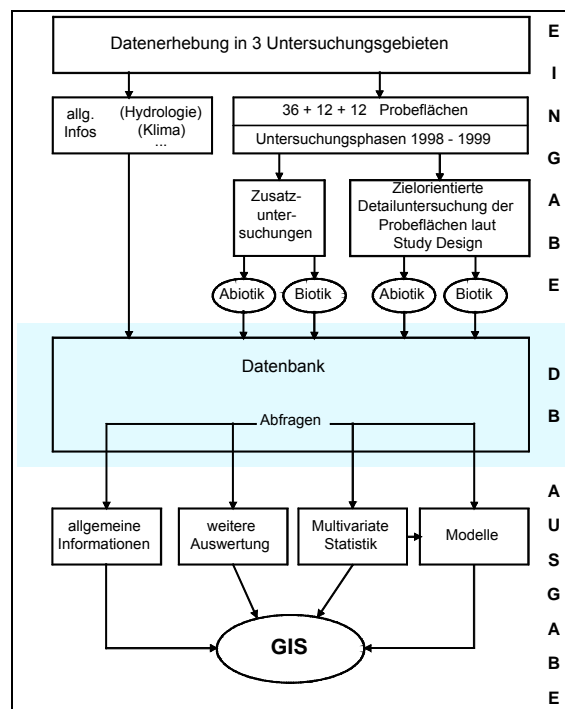


Abb. 1. Datenbankkonzept im Verbundprojekt

ches Datenpaket. Allein die Tatsache, dass Freilanddaten von unterschiedlichen Teilprojekten erhoben wurden, machten konzeptionelle Vorarbeiten zum Umgang mit den Daten erforderlich. Zur erfolgreichen Umsetzung der Ziele des Verbundprojektes wurde auch hier ein speziell auf die zu untersuchenden Fragen abgestimmtes Datenbankkonzept gebildet. Dabei sind

- Einhaltung formalistischer Vorgaben, bedingt durch statistische Analysemethoden,
- einheitliche Routinen zur kontrollierten Eingabe der im Freiland erhobenen Daten,
- eine fachgerechte Datenverwaltung sowie
- die Entwicklung von Abfragemechanismen

obligatorisch. Im Interesse der Datensynthese sollte zudem eine Zusammenführung in Geografischen Informationssystemen (GIS) erleichtert und eine direkte Nutzung für alle statistischen Auswertungen ermöglicht werden. Da in regelmäßigen Zeitabständen Aktualisierungen der Teilprojektdatenbanken vorgenommen werden mussten, war zudem ein problemloser Datentransfer zu gewährleisten.

Dabei kam eine dezentrale Lösung zum Einsatz. Der Vorteil dieser Lösung liegt in der Eigenverantwortlichkeit der Teilprojekte für ihre Daten ohne Möglichkeit der Datenveränderung durch die übrigen Teilprojekte. Andererseits stehen über den Datentransfer und zentraler Vorhaltung in der Internet-Austauschplattform ELISE alle Daten jedem Teilprojekt zur Verfügung. Um den o.g. Anforderungen zu entsprechen, wurde ein anwenderfreundliches Datenbankprogramm (ACCESS 2.0[®]) ausgewählt, und es wurde eine einheitliche Datenbankstruktur vereinbart.

3 Vorgehensweise

In einem ersten Schritt zur Entwicklung einer Datenbankstruktur werden Schlüsselfelder zur lage- und zeitgenauen Verknüpfung aller Daten ausgewählt und erläutert (Schritt I). Zweiter Schritt war die Ausarbeitung eines Datenbankkonzeptes, dessen unveränderliche Grundlage jedes Teilprojekt auf die eigenen spezifischen Erfordernisse erweitern konnte (Schritt II). Anschließend wurde ein auf die Erfordernisse der Datensynthese angepasstes System bereitgestellt, mit dem die einzelnen Teilprojektdatenbanken verknüpft und die Daten abgefragt werden können (Schritt III).

Mit der entwickelten Struktur wurden die obigen Anforderungen des Verbundprojektes an die Datenerhaltung erfüllt.

Schritt I: Auswahl und Erläuterung Teilprojekt übergreifender Schlüsselfelder

Ausgangspunkt bei der Entwicklung eines Datenbanksystems war die Auswahl geeigneter Feldnamen (Schlüsselfelder), welche als „Overhead“ zusammengefasst und später für die Verknüpfung genutzt wurden (s. Abb. 2). Die verbindlich festgelegten Schlüsselfelder dienen der lage- und zeitgenauen Datenzuordnung und sind tabellarisch mit Nennung der Felddatentypen und Feldeigenschaften aufgelistet. Als wichtiger Bestandteil des Datenbankkonzeptes wurde mit der „Lagenummer“ eine Teilprojekt übergreifende Kennnummer jeder einzelnen Probenahmestelle eingeführt, mit der im gesamten Projekt eindeutige Lagezuweisungen möglich werden. Über die Probenahmestellen des Study Designs hinaus wird dadurch auch die Eingabe von Zusatzuntersuchungen möglich. Der Austausch der Teilprojektdatenbanken erfolgte über die web-basierte Metadatenbank ELISE (<http://elise.bafg.server.de>).

Schritt II: Ausarbeitung eines Datenbankkonzeptes der Teilprojektdatenbanken

Aufbauend auf dem, in Zusammenarbeit mit dem UFZ entwickelten, relational strukturierten TP-Datenbankgerüst wurde ein Datenbankkonzept ausgearbeitet. Der grundsätzliche Aufbau ist in Abb. 2 an einem Beispiel des Teilprojektes IV.1 erläutert. Der Balken in der Mitte teilt die Abbildung in einen „Overhead“ und in einen „teilprojektspezifischen Bereich“ auf. Insgesamt bestehen beide Bereiche aus jeweils 4 Tabellen, in denen eine unterschiedliche Anzahl von Feldnamen aufgeführt sind. Die Tabelle „41Proben“ enthält die teilprojektspezifischen „Kopfdaten“ zur Probe bzw. Aufnahme. In der Tabelle „41Erfassung“ sind die Taxa mit den Häufigkeitsangaben, in der Tabelle „41Autökologie“ die zugehöri-

gen ökologischen Eigenschaften/Ansprüche (traits) enthalten. Die Verbindung der Tabellen erfolgt grundsätzlich über eine 1:n-Verknüpfung, wobei in ACCESS2.0[®] stets die Option „referentielle Integrität“ aktiviert wurde. Durch die 1:n Verknüpfung können doppelte Einträge vermieden, Speicherplatz eingespart und umfangreiche Datenmengen einfacher und mit größerer Sicherheit aktualisiert werden (relationale Datenbank). Durch die referentielle Integrität wird die Dateneingabe anhand einer Überprüfung der Verknüpfungsfeldinhalte kontrolliert. So können z.B. nur Lagenummern eingegeben werden, die in den übergeordneten Tabellen auch definiert sind. Weiterhin bietet die Software die Erstellung von einheitlichen Dateneingabemasken, welche die Eingabe der Freilanddaten wesentlich erleichtert und Fehleinträge bei der Dateneingabe weitgehend verhindert.

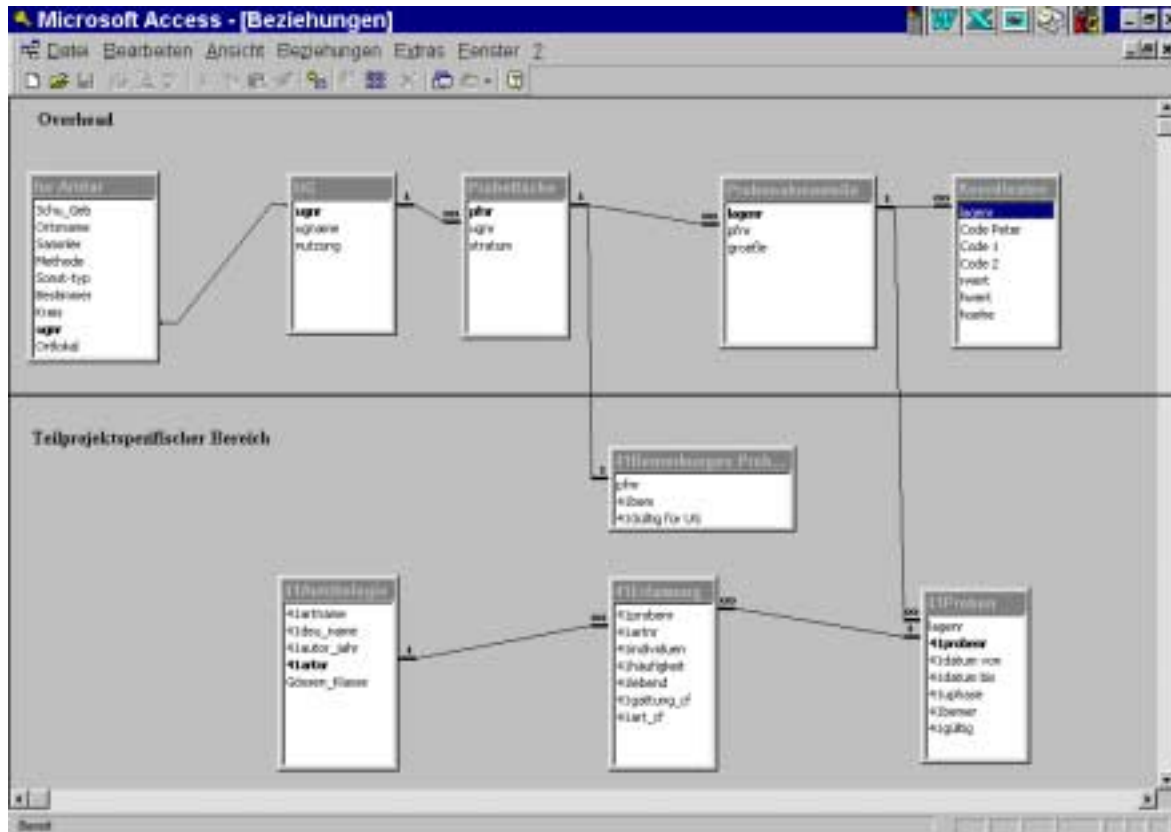


Abb. 2. Verknüpfungsstruktur einer Teilprojekt-Datenbank am Beispiel des TP IV.1

Schritt III: Entwicklung eines Konzeptes zur Verknüpfung der Teilprojektdatenbanken

Um eine Bereitstellung der Daten für die Datenanalyse im TP V.1 zu vereinfachen und einen problemlosen Datentransfer bzw. eine Aktualisierung bereits eingestellter Daten zu gewährleisten, wurde in ACCESS2.0[®] eine Struktur zur Verknüpfung der Teilprojektdatenbanken entwickelt (Daten-Shuttle). Das Schema in Abb. 3 veranschaulicht den dreimodularen Aufbau.

Modul A hält als Resultat aus Schritt I und II alle Datenbanken der Teilprojekte in unveränderter Struktur vor. Im Modul B werden die gewünschten Tabellen der ausgewählten Teilprojektdatenbank(en) hieraus eingebunden und über ein Abfragesystem reduziert bzw. selektiert. Unter Reduktion wird hierbei z.B. eine Verringerung der Datenmengen von Grundwasserflurabständen durch Mittelwertbildung, unter Selektion im wesentlichen die Vorauswahl von bestimmten Untersuchungsphasen und Probestellen verstanden. Mit Hilfe von ACCESS-Abfrageroutinen (Tabellenerstellungsabfragen) lassen sich die Daten dann verbinden und in einer einzigen Datenbank ablegen (Modul C). Dort erfolgt u.a. über eine weitere ACCESS-Abfrageroutine, der Kreuztabellenabfrage eine möglichst weitgehende Datenaufbereitung mit anschließender Abspeicherung von Sekundärdaten als Export-Tabellen. Da diese Abfrageroutinen gespeichert werden erfolgt die Aktualisierung der erzeugten Exportdaten auto-

matisch. Wurden beispielsweise Aktualisierungen aus den Teilprojekten geliefert, genügte der alleinige Austausch der Teilprojektdatenbanken im Modul A.

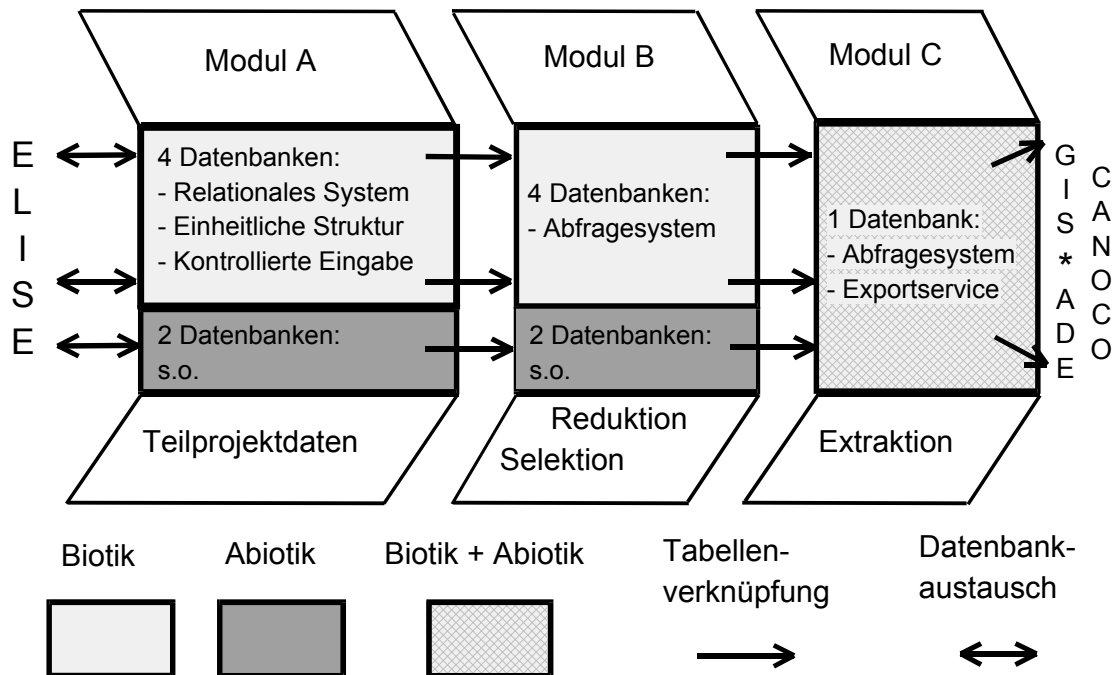


Abb. 3. Konzept zur Verknüpfung der Teilprojektdatenbanken (Daten-Shuttle)

4 Zusammenfassung

Zur Erhebung, Archivierung und Aufarbeitung von Freilanddaten bieten sich Computer gestützte Datenbanksysteme an. Insbesondere bei umfangreichen Datenmengen ist im Hinblick auf die Datenerhebung (durch unterschiedliche Bearbeiter), die anschließende Auswertung mit statistischen Methoden sowie die Verknüpfung von Original- und Sekundärdaten mit Geografischen Informationssystemen vorab die Aufstellung eines zielorientierten Datenbankkonzeptes erforderlich. Dieses Konzept folgt dem Study Design und ist fest in die Projektzielsetzung eingebunden.

Im RIVA-Projekt kam die Software ACCESS2.0[®] zum Einsatz. Es wurde eine projektspezifische Datenbankstruktur entwickelt, welche sich in einen Teilprojekt übergreifenden Overhead mit allgemeinen Informationen, Teilprojekt spezifischen Datenbanken sowie einer Teilprojekt übergreifenden Verknüpfungs- und Abfrageroutine gliedert. Die Festlegung dieser Struktur sowie die konsequente Beachtung der damit verbundenen Konventionen bei der Dateneingabe, Aktualisierung und Datenweitergabe war die Voraussetzung für den reibungslosen Aufbau einer Projektdatenbank in der web-basierten Metadatenbank ELISE. Durch Selektion und Datenverknüpfung werden Sekundärdaten erzeugt, welche anschließend über statistische Analysen weiter verarbeitet werden.

Datenauswertung

Marcus Rink

Was bedeutet multivariate Statistik?

Mit Verfahren der multivariaten Statistik lassen sich verschiedenste Fragestellungen in der Ökologie, der Ökosystemforschung und anderen Disziplinen wie beispielsweise der Ökonomie oder der Psychologie bearbeiten. Der explorative Charakter der Verfahren erlaubt eine weit gefächerte Anwendungsspanne. Dabei sind die Bereiche raumbezogene Statistik und Geoinformation eng miteinander verbunden und spielen eine immer bedeutendere Rolle bei Entscheidungen und planerischem Handeln in Politik, Verwaltung und Wirtschaft.

Man beabsichtigt bei der *Anwendung multivariater Statistik bzw. von Ordinationsverfahren* eine Vielzahl von Beobachtungsobjekten mit mehr als einer Charakteristik gleichzeitig in Beziehung zu setzen und daraus eine innere Ordnung abzuleiten. Bedenkt man allein den Umfang einer Matrix mit 100 Proben und 300 Arten – sie besitzt 30 000 Einträge – erscheinen Hilfsmittel zur Analyse solcher Datenmengen unverzichtbar.

Daher ist der Begriff Ordinationsverfahren (Ordination bedeutet Ordnung und kommt von dem lateinischen Wort „ordinatio“) gut gewählt.

Ziel ist es, das undeutliche Bild der in jedem Ökosystem vorhandenen natürlichen Ordnung so zu übersetzen, dass die durch Umweltparameter erklärbaren Strukturen deutlich werden und ihre Relevanz für das biotische Raummuster abgeschätzt werden kann (Abb. 1).

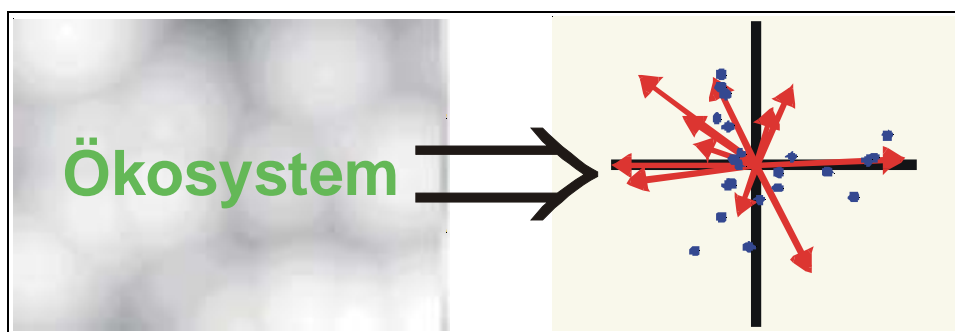


Abb. 1. Vom Ökosystem zum Ordinationsdiagramm

Eine möglichst objektive Repräsentation von Raummustern und Wirkzusammenhängen im meist 2- oder 3-dimensionalen Ordinationsraum unterstützt eine der Schlüsselaufgaben in der Ökologie – die Mustererkennung.

Eine entscheidende Voraussetzung für die Auffindung weniger, die Artenmuster im Raum beschreibender, Umweltparameter ist die grundsätzlich geringe Anzahl von Komplex-Gradienten mit bedeutendem Einfluss in terrestrischen Ökosystemen, wodurch die angestrebte Dimensionsreduktion auf wenige beschreibende Charakteristiken repräsentiert durch Ordinationsachsen möglich wird.

Die grundlegenden Funktionalitäten von Ordinationsverfahren lassen sich kurz zusammenfassen:

Objektivität steht für die gleich gewichtete Datenbehandlung bei der Analyse. Der Ausschluss von bereits a priori bestehenden gerichteten Aufmerksamkeiten des Bearbeiters lässt die Entdeckung von latent verborgenen Datenstrukturen wahrscheinlich werden. Weitere Eigenschaften sind die *Summation identischer Dateninformation* und die *Dimensionsreduktion* zur besseren Erfassbarkeit der Zusammenhänge in einem Ökosystem für das menschliche Vorstellungsvermögen.

Das *Resultat* der Analysen gewährleistet also die Handhabbarkeit der komplexen Information in den Daten durch die Übersetzung in wenige relevante Dimensionen durch grafische Elemente, die eine Interpretation, Kommunikation und Erinnerung an die Ergebnisse fördern.

Die Strategie der Auswertung umfasst mehrere Arbeitsschritte, welche nicht streng hierarchisch sind. Oft ergeben sich neue Gesichtspunkte während des Prozesses der Datenanalyse, so dass auch ein Schritt vorwärts mit Schritten rückwärts einhergehen kann.

Die Grundlage für den Erhalt einer statistisch zuverlässigen Information aus den erhobenen Felddaten ist die Erstellung eines fachlich-statistischen *Stichprobenplans*.

Bei der *Rohdatenaufbereitung* sind spezifische Besonderheiten der Datensätze, wie z.B. unterschiedliche Expositionsdauern von Fallen (Fauna) und Fehlwerte zu berücksichtigen, um standardisierte und damit vergleichbare Eingangsdaten zu erhalten. Eine wichtige Basisentscheidung ist ebenfalls, dass Arten, die nicht häufig genug durch den Datensatz repräsentiert sind, durch kein mathematisches Modell beschrieben werden können. Sie sollten nur passiv in eine Ordination eingehen, um eine Verzerrung des Ergebnisses zu vermeiden.

Nachdem die Daten erhoben und aufbereitet wurden, erfolgt *deren Analyse mit Ordinationsverfahren*.

Indirekte Verfahren schließen keine Umweltparameter in die Analyse ein und ordnen die Arten nur anhand deren Häufigkeit über die Probeflächen, d.h. es werden die Gradienten ermittelt, welche das Raummuster der Arten am besten trennen. Diese nicht bekannten Parameter sollen dann anschließend durch direkte Verfahren entdeckt werden. Sind die relevanten Umweltparameter im Erklärungsdatensatz enthalten (erhoben worden), wird die Analyse ein sehr ähnliches Ergebnis zur indirekten Ordination liefern und damit die Bedeutung einzelner nun konkret bekannter Faktoren bestätigen. Weichen die Ergebnisse stark voneinander ab, sind andere als die erhobenen Parameter von Relevanz für die Verteilung der Arten im Raum.

In dem aufgespannten Achsensystem einer Ordination werden die Arten (im RIVA-Projekt Flora, Carabiden und Mollusken) in Beziehung zu den Umweltparametern in der Analyse gesetzt. Die Anordnung der Arten im Diagramm einer Ordination ermöglicht die Ableitung einer ökologischen Gruppierung. Arten mit ähnlichen Ansprüchen an ihren Lebensraum können erkannt und beschrieben werden.

Durch statistische Kennwerte erhält der Anwender eine Aussage über die Repräsentativität einzelner Arten innerhalb einer ökologischen Gruppe und kann dann ein Mitglied als typische Art auswählen.

Die Ergebnisse der explorativen statistischen Datenanalyse und die *Erstellung von Lebensraumeignungsmodellen* bilden dann die Schnittstelle zum *Prognosemodell* des Projektes. Das flächenbezogene GIS-basierte Prognosemodell für die Indikatorarten wird auf der Mesoskala entwickelt und soll die Reaktion der untersuchten Indikatoren auf geänderte abiotische Umweltfaktoren (die statistisch ermittelten bedeutenden Umweltparameter) ermöglichen.

Wie arbeitet und was zeigt das Indikationsmodell?

Elmar Fuchs, Marcus Rink, Stephan Rosenzweig

1 Einleitung

Ein Modell dient als vereinfachte Darstellung eines komplexen Realsystems dem besseren und nachvollziehbaren Verständnis der realen Welt. Überträgt man diese Modelldefinition auf Ökosysteme, so will ein ökologisches Modell ein natürliches Ökosystem vereinfacht darstellen. Allerdings ist dies aufgrund der Komplexität von Ökosystemen oftmals nur für Teilsysteme möglich und sinnvoll. In Modellen kann das Wissen über ökologische System- und Prozesszusammenhänge gesammelt, gesichert und genutzt werden. Ein „gutes“ Modell ist möglichst korrekt, möglichst widerspruchsfrei, verständlich, anschaulich und so einfach wie möglich. Zudem sollte es verallgemeinerbar und übertragbar sein. Für den praktischen Einsatz muss es auf den Nutzer abgestimmt sein. Damit muss das Modell letztlich seinen beabsichtigten Zweck und eine nützliche Funktion erfüllen.

Die Konzentration auf das Wesentliche und die oftmals numerische Beschreibung ökologischer Zusammenhänge und Prozesse ermöglicht mit der Modellierung nicht nur eine verkürzte, aber charakteristische Darstellung des Ökosystemzustandes, sondern auch die Vorhersage des Ökosystemverhaltens. Damit sind ökologische Modelle als Entscheidungsunterstützungssysteme für die Ökosystembewirtschaftung einsetzbar.

Im praktischen Einsatz ökologischer Modelle muss man sich über die Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung bewusst sein. Im Modelltransfer von der Wissenschaft zur Praxis soll dabei ein Kompromiss zwischen dem wissenschaftlichen Anspruch und den Erwartungen der Praxis gefunden werden. Ein Modell kann das reale System zumeist nicht exakt zu 100 % abbilden. Jedoch auch mit einer geringeren Abbildungstreue oder z.B. auch mit Wahrscheinlichkeiten für ein Modellergebnis lässt sich ein Ökosystem in seinen Eigenschaften zuverlässig beschreiben, was vor allem für die Interpretation des Ökosystemverhaltens wichtig ist. Gerade im Aufzeigen von Entwicklungstendenzen für künftige Szenarien mitsamt ihrer Interpretation sind modellhafte Herangehensweisen vorteilhafter als das bisherige empirische Vorgehen, in dem Prognosezustände zumeist „nur“ verbal fachlich subjektiv beschrieben werden. Mit Modellen hingegen können der Aussagefehler oder die Aussagegenauigkeit von Prognosen zumeist exakt nachvollzogen werden.

Mit zunehmender Akzeptanz ökologischer Modelle kommen diese auch in der planerischen Praxis in letzter Zeit vermehrt zum Einsatz. Als Beispiele sind zu nennen das Ökosystemmanagement von Niedermooren (RICHTER ET AL. 1997), wasserwirtschaftliche Planungen an Talsperren (FREISTÜHLER ET AL. 2001), Feuchtwiesenmanagement in Schleswig-Holstein (ASSHOFF 1996), Landentwicklungsprozesse in den Alpen (TAPPEINER ET AL. 1998), Flussauenrenaturierung an der Donau (SCHIENER ET AL. 1999) oder Fischlebensräume (PHABSIM: MILHOUS ET AL. 1984, CASM: BARTELL ET AL. 1999). Für hydroökologische Fragestellungen werden insbesondere in den Niederlanden bereits seit längerem ökologische Modelle eingesetzt (HOOGHART UND POSTHUMUS 1993). Kopplung mit Modellen aus anderen Disziplinen wie z.B. der Ökonomie werden in Entscheidungsunterstützungssystemen (DSS) umgesetzt (z.B. WadBos: HUIZING ET AL. 1998, SimLand: FULONG WU 1998). Auch in globalem Maßstab werden ökologische Modelle zur Vorhersage ökologischer Veränderungen angewendet (KIRILENKO ET AL. 2000).

2 Das Indikationsmodell

Ein Indikationsmodell für Ökosysteme soll dazu dienen, Veränderungen im System aufgrund von außen einwirkender „Stressoren“ anhand von nur wenigen Zeigern vorherzusagen. Diese Zeiger können sowohl biotische (z.B. Pflanzen, bestimmte Tierarten) wie auch abiotische Teile (z.B. Boden) des betrachteten Ökosystems sein. Die Bewertung dieser Veränderungen zeigt dann solche Situationen an, die für die Leistungsfähigkeit des gesamten Systems und seine Stabilität als kritisch einzustufen sind. Für den Planer ist dies als Warnsignal zu werten, bei dem im Management und der Bewirtschaftung von Ökosystemen Handlungsbedarf nötig wird. Der Vorteil eines solchen Indikationssystems besteht dann darin, dass der Untersuchungsaufwand für zu betrachtende Ökosysteme auf die ausgewählten Indikatoren begrenzt bleiben kann.

Das Indikationsmodell in RIVA befasst sich mit dem Ökosystem „Grünland im Deichvorland der Mittleren Elbe“ und wie dessen Veränderungen aufgrund von Änderungen der äußeren Randbedingungen prognostiziert werden können. Dabei soll die Reaktion biotischer Indikatoren auf Änderungen abiotischer Umweltparameter modelliert werden. Als Steuergröße dieser Änderungen in der „abiotischen Umwelt“ werden zunächst hydrologische Veränderungen betrachtet, die sich in Modifikationen von Flusswasserspiegellagen oder Grundwasserverhältnissen ausdrücken können. Für die Modellierung werden hierzu entsprechende Szenarien entwickelt. Die Modellergebnisse werden dabei für die Untersuchungsgebiete auf mittelmaßstäblicher Ebene mit Hilfe des GIS flächig dargestellt.

Beim Aufbau des Modells sind die Schritte der Modellentwicklung von der Modellformulierung über das konzeptionelle Modell, die Prozessvalidierung im Experiment bis hin zur Modelleichung und Systemvalidierung für die letztlich gewünschte Prognose zu beachten (KOBUS 1994). In Projekten mit ökologischen Fragestellungen können oftmals schon aus zeitlichen Gründen nicht alle Schritte der Modellentwicklung abgearbeitet werden, wobei besonders die Systemvalidierung im Naturexperiment unberücksichtigt bleiben muss.

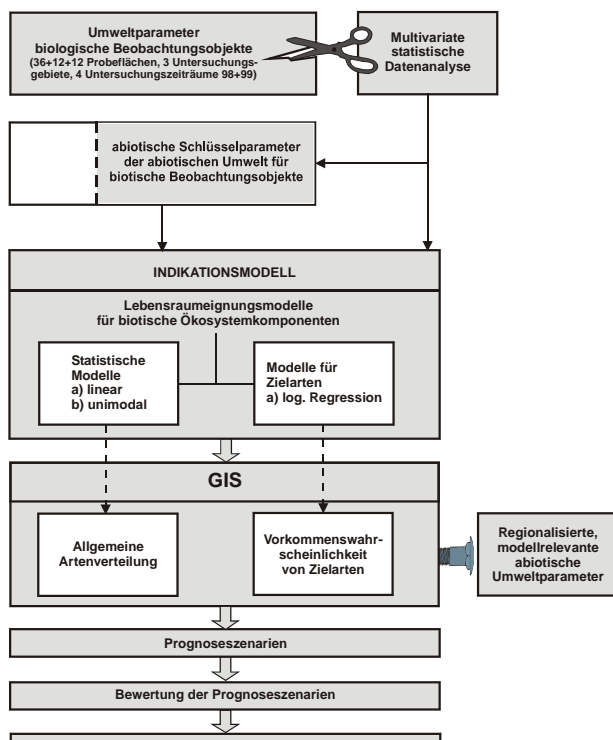


Abb. 1. Das Indikationsmodell in RIVA durch die multivariate statistische Datenanalyse führte zum Aufbau von Lebensraumeignungsmodellen für biotische Untersuchungsobjekte. Diese Submodelle bilden das Indikationsmodell, mit dem eine Prognose des Artenverlustes, des Zuwachses oder Rückgangs der räumlichen Vorkommen oder der

In der ökologischen Modellierung kommen unterschiedlichste Modellkategorien zur Anwendung (RICHTER ET AL. 1997). Grundlage können dabei vorhandene theoretische Kenntnisse sein, aber auch reale Ökosystembeobachtungen oder der Erkenntnisgewinn durch aktive oder passive Experimente. Ein räumlicher Bezug kann in der praktischen Anwendung durch die Koppelung mit Geografischen Informationssystemen hergestellt werden.

In RIVA wird das Indikationsmodell durch den in Abb. 1 beschriebenen Weg dargestellt. Die Ökosystembeobachtung anhand von 60 Probeflächen in einem Hauptuntersuchungsgebiet und zwei Nebenuntersuchungsgebieten in zwei Untersuchungsjahren und die Reduzierung des dadurch erhaltenen umfangreichen Parametersatzes auf wenige Struktur erklärende, funktionale Zusammenhänge beschreibende Schlüsselparameter (modellrelevante Parameter)

Verschiebung der artspezifischen Lebensräume auf mittelmaßstäblicher Ebene möglich wird. Auf höherer Skalenebene kann die Verlagerung von Biogeozönosen der betrachteten Organismenkollektive prognostiziert werden. Aus der Bewertung der Modellergebnisse können Praxisempfehlungen für das Ökosystemmanagement des untersuchten Auengrünlandes abgeleitet werden.

3 Wie arbeitet das Indikationsmodell?

Im Rahmen der statistischen Auswertungen wurden zuerst abiotische Schlüsselparameter als modellrelevante Parameter für die biotischen Indikatorgruppen im Projekt selektiert und damit statistische Modelle aufgebaut, welche die Antwort der einzelnen Spezies gegenüber diesen Parametern beschreiben. Auf diese Weise wird die jeweilige ökologische Nische der Arten mathematisch erfasst. Die statistischen Modelle lassen sich in zwei Kategorien einteilen, welche die Grundlage für das auenökologische Indikationsmodell sind:

1. Lebensraumeignungsmodelle basierend auf multivariaten Ordinationsverfahren,
2. Lebensraumeignungsmodelle basierend auf logistischer Regression.

Die beiden Typen der Lebensraumeignungsmodelle unterscheiden sich durch die Art und Weise der Modellerstellung. Im Wesentlichen integrieren die Ordinationsverfahren alle Antwort- und Erklärungsvariablen in einem Modell, während die logistische Regression hingegen für jede Art eine neue Modellanpassung mit Selektion einer spezifischen Erklärungsvariablenkombination erfordert. Hierbei ist die Güte des Modells fast immer besser, da das Modell spezifisch für eine Art angepasst wird und nicht auf die beiden Globalmodelle der Ordinationsverfahren „linear“ oder „glockenförmig“ für alle Arten zurückgreift. Damit ist auch die Vorhersagegüte der Modelle basierend auf der logistischen Regression oftmals besser als die der Ordinationsmodelle.

Ein Vorteil der Lebensraumeignungsmodelle basierend auf den multivariaten Ordinationsverfahren ist aber, dass die Information aus den Artmächtigkeiten/Häufigkeiten der Arten umgesetzt werden kann, da keine Präsenz-Absenz-Daten vorausgesetzt werden. Darüber hinaus ist die Modellierung aller Arten ohne großen zeitlichen Aufwand möglich, weil die jeweilige Neuerstellung eines artspezifischen Modells entfällt. Seltene Arten mit wenigen Erscheinungen im Untersuchungsgebiet lassen sich mit logistischer Regression verfahrensbedingt nicht modellieren. In der Ordination werden sie durch die gemeinschaftliche Modellierung in ihren ökologischen Rahmen eingeordnet. Sie zeigen im Ordinationsraum oft ähnliche Lebensraumansprüche wie häufige Arten und werden von diesem Umstand profitierend ihren ökologischen Ansprüchen gerecht modelliert.

Der Blick nach globalen Schlüsselgradienten für viele Arten lässt in der Ordination das komplexe Zusammenspiel von Umweltparametern häufig klarer erscheinen, als dies durch die logistische Regression für einzelne charakteristische Arten erreicht werden kann. Das Raummuster in der Artenkomposition und die ökologische Gruppierung anhand der abiotischen Erklärungsvariablen (Schlüsselparameter) kann nur durch den multivariaten Ansatz beschrieben werden. Die Arten können hier im Kontext ihrer Lebensgemeinschaft betrachtet werden, wobei dieses soziologische Gefüge anhand der logistischen Regression nicht interpretierbar ist. Hierbei ist die Ordination der logistischen Regression klar überlegen, dafür entfällt aber die attraktive Aussage von Vorkommenswahrscheinlichkeiten, welche die logistische Regression als Ergebnis liefert. Alternativ stellt die Ordination dafür Distanzen (Toleranzen) zu den gewichteten Schwerpunkten der Nische einer jeweiligen Art bereit.

Für allgemeine naturschutzfachliche Prognosen sind die Ordinationsmodelle somit den Modellen mit logistischer Regression vorzuziehen. Ist aber ein möglichst exaktes Modell für eine spezifische Art z.B. eine interessierende Rote-Liste-Art gefordert, ist möglichst die logistische Regression anzuwenden. Beide Verfahren ergänzen sich letztlich sinnvoll, wenn aufbauend auf Ordinationen für Detailstudien logistische Regressionen eingesetzt werden.

Hieraus leitet sich die spezifische Nutzung beider Modelltypen in RIVA ab. Die Lebensraumeignungsmodelle basierend auf den multivariaten Ordinationsverfahren bilden die erste Modell-Hierarchiestufe und ermöglichen die Modellierung des Raummusters nahezu aller Arten in der Analyse. Außerdem stellen sie die Möglichkeit bereit, ökologische Gruppen einzuteilen und typische Arten hierfür festzulegen. Für diese können dann in der zweiten Modell-Hierarchiestufe Lebensraumeignungsmodelle basierend auf logistischer Regression erstellt werden.

4 Was zeigt das Indikationsmodell?

Die Lebensraumeignungsmodelle basierend auf multivariaten Ordinationsverfahren wurden mit Hilfe einer von Andrew und Stuart Weiss an der Stanford University entwickelten Arc/Info-Applikation (CANOGEN) in das Geografische Informationssystem des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen partiell integriert. Zur Berechnung flächiger Modellergebnisse müssen die im Modell benutzten abiotischen Schlüsselparameter flächendeckend im Untersuchungsgebiet vorliegen. Dazu müssen diese Parameter mit geostatistischen Verfahren von punktuellen Erhebungen (z.B. auf den Probeflächen) regionalisiert werden. Im bisherigen Entwicklungsstadium können nur Modellergebnisse für die Probeflächen abgerufen werden, welche die Datengrundlage für die statistischen Lebensraumeignungsmodelle darstellen. Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Werte für die abiotischen Modellparameter über die jeweilige Probefläche hinweg homogen sind.

Für die Untersuchungsphasen Frühjahr 1998 (UP 1) und Frühjahr 1999 (UP 5) wurde jeweils das Lebensraumeignungsmodell für die Vegetation mit den in Abstimmung mit dem entsprechenden Teilprojekt festgelegten charakteristischen Arten in das GIS implementiert. Hierbei zeigte sich in der Modellierung des derzeitigen Zustandes, dass die Probeflächen 29 bis 36 aufgrund von Unsicherheiten in der Datenerhebung (v.a. Überflutungsdauer) nur unzureichend genau nachgebildet wurden. Eine Kalibrierung für die UP 5 mit veränderten Überflutungsdauern und -häufigkeiten erschien sinnvoll und führte zu schlüssigeren Ergebnissen. In Tab. 1 sind die Zugehörigkeiten der Probeflächen zu einer ökologischen Gruppe dargestellt.

Tab.1. Zuordnung von Probeflächen zu ökologischen Gruppen gemäß Lebensraumeignungsmodell Vegetation basierend auf multivariaten Ordinationsverfahren für UP 5

ökologische Gruppe	Probeflächennummer
<i>Persicaria amphibia</i>-Gruppe (Nasse, häufiger überschwemmte Standorte)	1/3/4/5/6/8/10/11/12
<i>Galium palustre</i>-Gruppe (Nasse, etwas weniger häufig überschwemmte Standorte)	2/7/9/29
<i>Phalaris arundinacea</i>-Gruppe (Feuchte bis nasse Standorte)	30/31/32/34
<i>Urtica dioica</i>-Gruppe (Feuchte, nährstoffreiche, wenig genutzte Standorte)	13/14/17/33/35/36
<i>Alopecurus pratensis</i>-Gruppe (Frische Standorte)	16
<i>Arrhenaterium elatius</i>-Gruppe (Trockene Standorte)	15/18/19/20/21/22/23/24/25/26/27/28

Diese Zuordnung bedeutet jedoch nicht, dass auf den einzelnen Probeflächen jeweils nur Arten einer einzigen ökologischen Gruppe modelliert werden. In der UP 5 sind es insgesamt 14 Probeflächen, auf denen laut Modell Arten aus mehr als einer (maximal drei) ökologischen Gruppe erscheinen können. So ist die Gruppe des Wiesen-Fuchsschwanzes (*Alopecurus pratensis*) in obiger Tabelle deutlich unterrepräsentiert. Die charakteristischen Arten dieser Gruppe werden jedoch auf insgesamt fünf Probeflächen modelliert und kommen dort mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit vor. Auch bedeutet obige Zuordnung nicht, dass auf der entsprechenden Probefläche ausschließlich Arten der entsprechenden ökologischen Gruppe vorkommen, vor allem dann nicht, wenn für die Probefläche mehrere ökologische Gruppen modelliert werden. Vielmehr dient Tab. 1 als Hinweis darauf, welche Arten hauptsächlich auf der entsprechenden Probefläche modellhaft vorkommen. Auch die Tatsache, dass einige ökologische Gruppen durch bis zu sieben, andere dagegen lediglich durch eine Art definiert werden, erscheint problematisch. Erst eine Anwendung des Modells über sämtliche in die multivariate Ordination eingegangenen Arten und deren gewissenhafte Auswertung wird Klarheit über zukünftige Schritte bringen.

Für eine erste Überprüfung der zeitlichen Robustheit wurden die Modellergebnisse aus der UP 5 auf die Messwerte der UP1 und umgekehrt angewendet. Im ersten Fall, der eine Veränderung von feuchteren zu trockeneren abiotischen Verhältnissen impliziert, ersetzt die *Alopecurus pratensis*-Gruppe die Gruppen von *Phalaris* und *Urtica*. Viele Probeflächen von *Arrhenaterum* können nicht mehr modelliert werden. Im zweiten Fall, der als Umkehrschluss den Wechsel zu nasserem Verhältnissen darstellt, ersetzt die *Galium palustre*-Gruppe die *Urtica*-Gruppe, während umgekehrt *Urtica* und *Phalaris* die *Arrhenaterum*-Gruppe ersetzen. Die Flutrinnen werden auf Grund zu langer Überflutungszeiten im Modell nicht mehr nachgebildet.

Literatur

- ASSHOFF, M. (1996) Expertensysteme in der biozönotischen Modellierung: ein Beratungssystem zum Feuchtwiesenmanagement. *EcoSys 4*: S. 255–280
- BARTELL, S.M., LEFEBVRE, G., KAMINSKI, G., CARREAU M., CAMPBELL, K.R. (1999) An ecosystem model for assessing ecological risks in Quebec rivers, lakes and reservoirs. *Ecological Modelling* 124: 43–67
- FREISTÜHLER, E., GIERS, A., SCHULTZ, G.A., BAUER, H.J. (2001) A technique for prediction of hydro-ecological effects in the context of the ecological assessment of water projects. IAHS-publication No. 266, in press
- FULONG WU (1998) SimLand: a prototype to simulate land conversion through the integrated GIS and CA with AHP-derived transition rules. *Int. J. Geographical Information Science*, Vol. 12, No. 1: 63–82
- HOOGHART, J.C., POSTHUMUS, C.W.S. (eds.) (1993) The use of hydro-ecological models in the Netherlands. *Proceedings and Information/TNO Committee on Hydrological Research*: No. 47, Delft
- HUIZING, J., VAN DE VEN K., POTHOHL, I., ENGELEEN, G. (1998) WadBos: Een prototype van een kennisysteem voor beleidsanalyse van de Waddenzee - Eindrapport. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland, Leeuwarden
- KIRILENKO, A.P., BELOTELOV, N.V., BOGATYREV, B.G. (2000) Global model of vegetation migration: incorporation of climatic variability. *Ecological Modelling* 132: 125–133
- KOBUS, H. (1994) Prognoseinstrumente und Messdatenrealität in der Grundwasserwirtschaft. In: KOBUS H., DE HAAR, U. (Hrsg.) *Perspektiven der Wasserforschung*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, S. 133–149
- MILHOUS, R.T., WEGENER, D.L., WADDLE, T. (1984) User guide to the physical habitat simulation system (PHAB-SIM). *Instream Flow Information Paper 11*. Report FWS/OBS-81/43. US Fish and Wildlife Service
- RICHTER, O., SÖNDGERATH, D., BELDE, M., SCHRÖDER, B., SCHWARTZ, S. (1997) Kopplung Geografischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. In: Kratz/Siehling (Hrsg.) *Geografische Informationssysteme im Naturschutz*. Westarp Verlag, Magdeburg, S. 5–29
- SCHIENER, F., BAUMGARTNER, C., TOCKNER, K. (1999) Restoration of floodplain rivers: the Danube restoration project. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 231–244
- TAPPEINER, U., TASSER, E., TAPPEINER, G. (1998) Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. *Ecological Modelling* 113: 225–237

Grenzen und Möglichkeiten von Indikationssystemen

Frank Dziock, Klaus Henle, Mathias Scholz, Sabine Stab

1 Zweck von Indikationssystemen

Eine Indikation dient dazu, komplexe Umweltzustände mit leicht erfassbaren Indikatoren zu beschreiben. Besondere Bedeutung haben Indikatoren bei komplexen Systemen, die von schwer messbaren Parametern und Prozessen bestimmt werden. Die Erfassung dieser Parameter soll dabei teuren Apparate- und Messaufwand vermeiden helfen, aber dennoch zuverlässige Aussagen über das betrachtete System liefern. Häufig werden dabei Zeigerorganismen als Indikatoren verwendet. Die Kenntnis über das Vorkommen der Indikatorarten kann darüber hinaus in Prognosesystemen genutzt werden.

2 Konzeptionelle Ansätze von Indikationssystemen in Auen

Bereits etablierte und in Erprobung befindliche Indikationssysteme sind beispielweise

- der Saprobienindex für Gewässer, der anhand von Wasserorganismen den Zustand von Gewässern beschreibt (DIN 38410),
- die Indikation über Zeigerwerte von höheren Pflanzen, die bestimmte Standortverhältnisse charakterisieren (z.B. ELLENBERG ET AL. 1992),
- die Typologisierung von Auengewässern mit Bioindikatoren (Fische, Mollusken und Fließgewässersinvertebraten) (z.B. FOECKLER ET AL. 1995),
- die Erfassung der Strukturgüte von Fließgewässern anhand einfach erfassbarer Merkmale (LAWA 2000),
- die Ableitung von Hydrogeomorphologischen Einheiten (HGMUs) (MALTBY ET AL. 1996)
- oder die Nutzung der biologischen Eigenschaften des gesamten Artenpools für eine Indikation (Strategietypen bzw. Functional descriptors – vgl. GRIME (1979) oder CASTELLA UND SPEIGHT (1996)).

Konzeptionelle Ansätze, die vorhandenes Wissen für die weitere Arbeit mit Indikationssystemen nutzen, basieren vorwiegend auf der Verwendung von Beziehungen zwischen einer Gruppe von Arten und ihrer Umwelt und in der Verwendung einzelner Auszüge des Expertenwissens, das in einer umfangreichen, aber sehr weit zerstreuten Literatur vorhanden ist (z.B. VERNEAUX ET AL. 1982, FOECKLER 1990). Versuche zur methodischen Weiterentwicklung und räumlichen Übertragbarkeit von Indikationssystemen für Auen gingen von verschiedenen Konzepten aus. Durch einen Vergleich verschiedener Gebiete oder unterschiedlicher Bereiche innerhalb eines Gebietes wurde versucht, zur Indikation geeignete Organismengruppen oder abiotische Parameter herauszuarbeiten (z.B. DISNEY 1986, KÖPPEL ET AL. 1994 oder MALTBY ET AL. 1996). Andere Autoren beschäftigten sich mit der relativen Eignung verschiedener Organismengruppen zur Bioindikation (z.B. CASTELLA ET AL. 1994, MURPHY ET AL. 1994).

3 In Auen stehen nur begrenzt Indikationssysteme zur Verfügung

Aus Literaturübersichten zu naturschutzrelevanten Forschungsdefiziten für Auen insgesamt (z.B. FOECKLER UND BOHLE 1991) und zur Verwendung von Tiergruppen als tierökologischer Beitrag zu Eingriffsplanungen (RIECKEN 1990) wird deutlich, dass trotz einer Fülle von Einzeluntersuchungen in Auen bisher kaum Versuche unternommen worden sind, übertragbare Indikationssysteme zu erarbeiten, deren Aussagen robust gegenüber den in der Praxis normalerweise notwendigen Vereinfachungen sind. Auch für das Einzugsgebiet der Elbe liegen zahlreiche ökologische Untersuchungen vor, die von REICHHOFF (1991) exemplarisch für das Biosphärenreservat Mittlere Elbe zusammengestellt wurden. Diese Untersuchungen haben Ergebnisse geliefert, die sofort umgesetzt werden können.

Andererseits werden erhebliche praxisrelevante Kenntnislücken sichtbar, die häufig ähnlich an anderen großen Flusssystemen bestehen. Weiterhin sollte ein Indikationssystem räumlich übertragbar sein, das heißt, es sollte sowohl in anderen Flussabschnitten als auch in anderen Flussgebieten eingesetzt werden können. Daher muss am Ende der Entwicklung eines Indikationssystems immer auch ein Test auf räumliche Übertragbarkeit stehen.

4 Nutzung bestehender Erfahrungen der Indikation in Auen für RIVA

In Auen ist der bestimmende Steuerfaktor für die Bildung von Auenböden und die siedelnden Lebensgemeinschaften die periodische Überflutung aufgrund von Hochwasser oder an die Oberfläche tretendem Grund- oder Druckwasser (HÜGIN UND HENRICHFREISE 1992). Wichtige Leitparameter in Auen sind die Fluktuation des Flurabstandes der Grundwasseroberfläche und verschiedene Bodeneigenschaften (s.a. RINKLEBE ET AL. sowie BÖHNKE UND MEYENBURG in diesem Band).

Seit langem ist bekannt, dass diese Standortfaktoren die Verteilung von Arten in den Auen beeinflussen bzw. umgekehrt, dass Arten bestimmte Standorteigenschaften indizieren. Diese Kenntnisse wurden genutzt zur Typologisierung von Auengewässern anhand von Wasserorganismen (insbesondere Mollusken und Fische) (z.B. FOECKLER ET AL. 1995) bzw. von Auenstrukturen anhand der Vegetation (z.B. HÜGIN UND HENRICHFREISE 1992). Eine umfassende, vernetzte, statistisch untermauerte Analyse, wie sie sich insbesondere aus der Verknüpfung mit hydrologischen und bodenkundlichen Daten, Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung ergeben, fehlt in der Regel.

Deshalb wurde im Projekt RIVA aufbauend auf Erfahrungen mit der Nutzung von Datenbanken (z.B. BOURNAUD ET AL. 1992, VERDONSCROT ET AL. 1992) eine Vorgehensweise gewählt, die eine gleichzeitige Betrachtung einer größeren Anzahl von Parametern und die Berücksichtigung unterschiedlich enger Beziehungen verschiedener Variablen erlaubt. Berücksichtigung fanden dabei bestehende Ansätze für Indikationssysteme aus der Auenforschung an der Rhöne und innerhalb des EU-Projektes *Functional Analysis of European Wetland Systems* (FAEWE) (CASTELLA ET AL. 1994, CASTELLA UND SPEIGHT 1996), die im Rahmen des RIVA-Projektes überprüft und weiterentwickelt wurden.

Bei dieser Herangehensweise werden die Kenntnisse über verschiedene „life-history“-Parameter (z.B. Daten über Fortpflanzungsbiologie, Makro- und Mikrohabitatansprüche verschiedener Entwicklungsstadien) in einer Datenbank zusammengestellt. Durch entsprechende statistische Verfahren (Multivariate Statistik) werden aus den örtlichen Erfassungsdaten, welche in Datenbanken abgelegt sind, funktionell unterschiedliche Gruppen (Functional descriptors) herausgearbeitet und mit verschiedenen Umweltparametern in Beziehung gesetzt. Diese Ansätze wurden vor allem an Schwebfliegen, Laufkäfern und Mollusken erarbeitet und im Rahmen des RIVA-Projektes weiterentwickelt.

Ein entsprechender methodischer Handlungsrahmen wird in weiteren Beiträgen in diesem Band vorgestellt und die Umsetzung für verschiedene Organismengruppen aufgezeigt.

Für die räumliche Übertragbarkeit der Aussagekraft einzelner Arten sind Beziehungen zwischen dem Vorkommen bzw. der relativen Häufigkeit (sogenannte korrelative Zusammenhänge) dieser Arten von Bedeutung (quantitative Habitatmodelle, MÜHLENBERG ET AL. 1996). Diese Habitatmodelle stellen in der Regel auch die einzige Möglichkeit dar, für zoologische Daten flächenhafte Extrapolationen vornehmen zu können (SETTELE ET AL. 1996).

Habitatansprüche können sich allerdings naturräumlich ändern, und Indikationssysteme müssen diese Unterschiede berücksichtigen (z.B. div. Autoren in RIECKEN 1990 und HENLE UND KAULE 1991). Bisher ist nur teilweise bekannt, in welchem Ausmaß diese Unterschiede zwischen Flusssystemen auftreten, und verschiedene Wissenschaftler haben dazu konträre Auffassungen.

5 Grenzen und Möglichkeiten

Die Erfahrungen aus den o.g. Projekten dienen letztendlich zur Entwicklung der im Verbundprojekt RIVA ausgewählten Vorgehensweise. Insbesondere wurde Wert auf eine zwischen allen Fachdisziplinen abgestimmte Methodenentwicklung vom Probedesign bis hin zur Modellierung gelegt. Die methodische Herangehensweise ist für die Entwicklung von Indikationssystemen in anderen Flussgebieten – sowie bedingt auch in anderen Ökosystemtypen – übertragbar.

Das erarbeitete und zur Zeit in die Modellierung Eingang findende Indikationssystem kann als Analyseinstrument zur Bewertung von Veränderungen der abiotischen Randbedingungen, im Fall von RIVA Wasserstandsänderungen, wertvolle Ergebnisse liefern. Allerdings beschränkt sich seine Aussagekraft auf Auengrünland im Überschwemmungsbereich. Auengrünland in der ausgedeichten Altaue oder auch Auengewässer und Auenwald bedürften eigentlich der gleichen Untersuchungintensität und Auswertung, um die Elbaue komplett abbilden zu können. Ebenso ist natürlich eine Übertragung auf andere Skalenebenen (z.B. komplexe Landschaftsstrukturen, die für Vögel oder Amphibien relevant sind) nicht möglich. Inwieweit die festgestellten Indikatoren auf Grünlandstandorte anderer Flussgebiete übertragbar sind, kann erst durch künftige Forschungsprojekte geklärt werden, da sich die naturräumlichen Randbedingungen wie Klima, Abflussgeschehen, Lage im Raum ebenso wie die biogeografische Entwicklung verschiedener Flusssysteme in der Regel unterscheiden.

Das Hochwassergeschehen eines Flusses ist der bestimmende Leitparameter für das Ökosystem Aue, welches sich nur über die Betrachtung von langen Zeitreihen näherungsweise erklärt. Ein Felduntersuchungszeitraum von nur zwei Jahren kann deshalb nur einen kleinen Ausschnitt des Ökosystems Aue abbilden. Dieser relativ kurze Bearbeitungszeitraum wurde im RIVA-Verbundprojekt mit statistischen Berechnungen über die bekannte langjährige Häufigkeit von Hoch- und Niedrigwasserphasen abgeglichen. Zusätzlich war es ein Glücksfall, dass das Überflutungsgeschehen der Elbe in den beiden Untersuchungsjahren aus einem sehr feuchten und einem sehr trockenen Abflussjahr bestand, so dass das natürlicherweise über längere Zeiträume stark variierende Abflussgeschehen in diesem kurzen Zeitraum mit berücksichtigt werden konnte.

Der im RIVA-Projekt erarbeitete „reduzierte Parametersatz“ (Bündel von Parametern mit einem hohen Erklärungsanteil bezüglich der Auen) aus der abiotischen und biotischen Natur kann zusätzlich auch zu einer zielführenden Erfassung von Organismen und abiotischen Parametern in verschiedenen Monitoringprogrammen verwendet werden. So sollen in der Abschlussphase aus den herausgestellten Leitparametern noch Empfehlungen für verschiedene Monitoringaufgaben im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe erarbeitet werden.

Literatur

- BOURNAUD, M., P. RICHOUX, P. USSEGLIO-POLATERA (1992) An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic Coleoptera communities. *Regul. Rivers Res. Manage.* 7: 165–180
- CASTELLA, E., M.C.D. SPEIGHT, P. OBRDLIK, E. SCHNEIDER, T. LAVERY (1994) A methodological approach to the use of terrestrial invertebrates for the assessment of alluvial wetlands. *Wetlands Ecol. Manage.* 3: 17–36
- CASTELLA, E., M.C.D. SPEIGHT (1996) Knowledge representation using fuzzy coded variables: an example based on the use of Syrphidae (Insecta, Diptera) in the assessment of riverine wetlands. *Ecological Modelling* 85: 13–25
- DIN 38410 Teil 1 (1987) Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M1). Teil 2 (1990) Bestimmung des Saprobienindex (M2). Deutsche Einheitsverfahren zur Abwasser- und Schlammabeseitigung, biologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Beuth Verlag Berlin
- DISNEY, R.H.L. (1986) Assessments using invertebrates: posing the problem. In: USHER, M.B. *Wildlife Conservation Evaluation*. CHAPMAN & HALL, London: 271–293
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: *Scripta Geobotanica* 18
- FOECKLER, F. (1990) Charakterisierung und Bewertung von Auegewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. *Beih. Akad. Naturschutz Landschaftspfl.* 7
- FOECKLER, F., BOHLE, H. (1991) Fließgewässer und ihre Auen – "privilegierte" Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.) *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Forschungszentrum, Jülich: 236–266
- FOECKLER, F., ORENDT, C., BURMEISTER, E.G. (1995) Biozöologische Typisierung von Auegewässern des Donauraums Straubing anhand von Makroinvertebratengemeinschaften. *Ach. Hydrobiol. Suppl.* 101 – Large Rivers 3/4: 229–308
- GRIME, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. – Wiley, Chichester
- HENLE, K., KAULE, G. (1991) *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Forschungszentrum, Jülich
- HÜGIN, G., A. HENRICHFREISE (1992) Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. *Schr.-R. Vegetationskunde* 24:1–48
- LAWA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (Hrsg.) (2000) *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland*. Kulturbuchverlag Berlin
- KÖPPEL, J., BAUER, H.J., BUCK, W. (1994) Die Auswahl UVP-relevanter Indikatoren bei Maßnahmen an Fließgewässern. In: GRÜNEWALD, U. (Hrsg.) *Wasserwirtschaft und Ökologie*. Blottner, Taunusstein
- MALTBY, E., HOGAN, D.V., MC INNES, R.J. (1996) *Functional Analyses of European Wetland Ecosystems - Phase I (FAEWE)*. European Commission Ecosystem Research Rep., Brüssel: 18
- MURPHY, K.J., CASTELLA, E., CLEMENT, B., HILLS, J.M., OBRDLIK, P., PULFORD, I.D., SCHNEIDER, E., SPEIGHT, M.C.D. (1994) Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In MITSCH, W.J.: *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, New York: 659–682
- MÜHLENBERG, M., HENLE, K., SETTELE, J., POSCHLOD, P., SEITZ, A., KAULE, G. (1996) Studying Species Survival in Fragmented Landscapes: The Approach of the FIFB. S. 152–160. In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (eds.) *Species Survival in Fragmented Landscapes*. Kluwer, Dordrecht
- RIECKEN, U. (1990) Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. *Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz* 32: 1–228
- REICHHOFF, L. (1991) Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Naturschutz Land Sachsen-Anhalt* 28, Heft 1/2
- SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (1996) *Species Survival in Fragmented Landscapes*. Kluwer, Dordrecht
- STATZNER, B., RESH, V.H., DOLEDEC, S. (eds.) (1994) Ecology of the Upper Rhône River: a test of habitat template theories. *Special Issue of Freshwater Biology* 31 (3)
- VERDONSCHOT, P.F.M., HIGLER, L.W.G., VAN DER HOEK, W.F., CUPPEN J.G.M. (1992) A list of macroinvertebrates in Dutch water types: a first step towards an ecological classification of surface waters based on key factors. *Hydrobiol. Bull.* 25: 241–259
- VERNEAUX, J., GALMICHE, P., JANIER, F., MONNOT (1982) Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Ann. Sci. Univ. Franche-Comté. Biol. Anim.* 4: 11–21

Eignen sich abiotische Faktoren in Auenökosystemen als „robuste Indikatoren“?

Günter Miehl

1 Einleitung

Abiotische Faktoren, wie z.B. Klima, Gestein (Böden) oder Hydrologie sind wesentliche Einflussfaktoren für die Ausprägung eines Ökosystems. Sie sind daher grundsätzlich wichtige Indikatoren für das Auftreten und die regionale Verteilung von Ökosystemen. An „robuste Indikatoren“ ist zusätzlich die Anforderung zu stellen, dass sie einfach zu erfassen sind und für Planungszwecke eindeutige Aussagen zulassen. Das bedeutet u.a., dass sie räumlich wie zeitlich für das Planungsgebiet und den Planungszeitraum konstante Merkmale sind, aus denen sich unter ggf. geänderten abiotischen Faktoren (z.B. nach Rückdeichung) die zu erwartenden Lebensgemeinschaften ableiten lassen.

Mit Auenökosystem ist hier nicht das Gesamtsystem einer Aue gemeint, sondern räumlich eng begrenzte Teilsysteme wie Hartholzau, Schilfröhricht, Flussufervegetation. Diese Betrachtungsweise ist erforderlich, weil großflächige Auenökosysteme, in denen sich aperiodisch starke Veränderungen langfristig ausgleichen können, nicht mehr zur Verfügung stehen, sondern „robuste Indikatoren“ als Planungsgrößen für kleinräumige, vom abiotischen Inventar unvollständige Auenabschnitte geeignet sein müssen.

Aus der Sicht vieler Biologen haben die abiotischen Faktoren der Ökosysteme eine hohe räumliche und zeitliche Konstanz. Sie gelten daher geradezu als Musterbeispiele für „stabile Indikatoren“. Dies mag für viele Ökosysteme gelten. Für Auenökosysteme gilt dies nur eingeschränkt, weil mehrere abiotische Faktoren im Verlauf der Zeit sowohl periodisch als auch aperiodisch stark variieren. Dies soll für die in Auen wichtigen abiotischen Faktoren Klima, Hydrologie, Morphologie, Sedimente und Böden gezeigt werden.

Der Mensch wirkt durch Flussbaumaßnahmen und Nutzung nach Eindeichung und Entwässerung auf die Auenökosysteme ein. In einem abschließenden Kapitel soll gezeigt werden, dass die anthropogenen Einflüsse stabilisierend auf die zeitliche Varianz der abiotischen Faktoren einwirken und damit deren Eignung als stabile Indikatoren verbessern.

2 Abiotische Faktoren ohne Einfluss des Menschen

Obwohl dies in Deutschland praktisch nirgends mehr gegeben ist, sollen zunächst die abiotischen Faktoren Klima, Hydrologie, Morphologie, Sedimente und Böden ohne Einfluss des Menschen betrachtet werden, weil dadurch die Eignung der Faktoren als „robuste Indikatoren“ besser geprüft werden kann.

Die genannten abiotischen Faktoren beeinflussen nicht nur die Lebensgemeinschaften der Aue, sondern bilden sowohl mit den Lebensgemeinschaften als auch untereinander ein vielfältig verflochtenes Wirkungsgefüge. Schon aus der Tatsache, dass sie keine unabhängig wirksamen Faktoren sind, lässt sich ableiten, dass sie nur mit Einschränkungen als „robuste Indikatoren“ geeignet sind. Häufig werden Bodeneigenschaften als Indikatoren verwendet. Aber gerade Bodeneigenschaften werden in Auen nicht nur sehr stark von den übrigen abiotischen Faktoren (Klima, Hydrologie, Morphologie), sondern auch von den Lebensgemeinschaften selbst (Vegetationstyp, Bodenorganismen) beeinflusst.

2.1 Klima

Ein Auenökosystem wird sowohl vom Klima des Einzugsgebiets als auch vom Meso- bis Mikroklima des Raums beeinflusst, in dem das betrachtete Ökosystem liegt.

Die Niederschlags- und Temperaturverteilung (v.a. die Schneeschmelze) im Einzugsgebiet steuern den Verlauf des Wasserstands im Auen-Ökosystem, der seinerseits erheblichen Einfluss auf eine große Zahl weiterer Faktoren hat (Hydrologie, Morphologie, Sedimente und Böden, vgl. dort). Insbesondere zeitlich nicht vorhersagbare Starkregenereignisse und Trockenphasen („Jahrhundereignisse“) können im Einzugsgebiet Extremsituationen hervorrufen, die langfristige Änderungen der Auwaldökosysteme bewirken. Da die für die Aue bedeutsamen Witterungsverläufe im Einzugsgebiet nur über sehr lange Zeiträume statistisch erfassbar sind, können Klimadaten des Einzugsgebiets nicht als „robuste Indikatoren“ für ein konkretes Auenökosystem herangezogen werden.

Meso- bis mikroklimatisch schafft der Fluss auentypische Sonderbedingungen. Viel offenes Wasser und hochstehende Grundwasserstände führen zu vergleichsweise hoher Luftfeuchtigkeit. Der jahreszeitliche Gang der Lufttemperatur ist gegenüber den außerhalb der Aue liegenden Bereichen gedämpft. Wegen der hohen Wärmekapazität von Wasser erfolgt die Erwärmung im Frühjahr verzögert (kalte Böden), sind die Maximaltemperaturen im Sommer tiefer und die herbstliche Abkühlung tritt später ein. Bei winterlichen Überflutungen wird die Aue erwärmt. Bei Eisstau kann lokal die Vegetationsentwicklung stark verzögert werden. Besonders deutlich werden die Sonderklimate der Auen bei Galeriewald-Ökosystemen in Savannen und Wüstengebieten. Wegen der Tendenz des auenwaldtypischen Meso- bis Mikroklimas Extreme zu dämpfen, weisen in Auenökosystemen erhobene Wetterdaten eine geringere zeitliche Varianz auf und sind daher eher als „robuste Indikatoren“ geeignet als Klimadaten des Einzugsgebiets.

2.2 Hydrologie

Die Hydrologie von Auenökosystemen wird, neben der klimatischen Wasserbilanz (Niederschlag – Verdunstung), stark von den Auswirkungen des Flusswasserstandes bestimmt, der in Abhängigkeit von der Topographie den Anteil und die Art offener Gewässer, die Dauer periodischer Überschwemmungen und den Grundwasserstand steuert. Nur im langjährigen Mittel lassen sich typische jahreszeitliche Ganglinien der Wasserstände (z.B. nivo-pluvial geprägtes Abflussregime des Rheins mit Sommerhochwässern oder das pluvio-nival geprägtes Abflussregime der Elbe mit Winter- und Frühjahrshochwässern) ableiten. Die tatsächlichen Verläufe in den einzelnen Jahren weisen starke Abweichungen auf. Zeitlich nicht voraussagbar sind Extremabflüsse mit besonders großen und lang anhaltend wirksamen Effekten auf Morphologie und Böden. Ähnlich wie beim Klima unterliegen die Abflüsse zeitlich starken Schwankungen, die lediglich statistisch beschreibbar sind, wobei gerade die wirksamsten in ihrem zeitlichen Eintreffen nicht vorhersagbar sind. Die Hydrologie des Flusses kann daher nicht als „robuster Indikator“ dienen. Die Auswirkungen des Flusses auf periodisch überflutete Flächen und den Grundwasserstand wird in Abschnitt 2.4 beschrieben.

2.3 Morphologie

Die Höhenlage zum Flusswasserspiegel steuert eine große Zahl ökologisch wirksamer Eigenschaften (z.B. Wahrscheinlichkeit einer Überflutung, Wassergehalt/Luftgehalt der Böden). Während in anderen Ökosystemen die Morphologie nur langsamen Veränderungen unterworfen ist (Erosion), bewirkt in anthropogen unbeeinflussten Auen der Fluss radikale räumlich und in ihrem zeitlichen Eintreten oft nur schwer vorhersagbare Veränderungen der Topographie (Abtrag und Sedimentation). Die Auswirkungen des Flusses auf die Morphologie der Aue verändert sich mit seinem Verlauf. Für die Furkationszone des Oberlaufs sind alljährliche Verlagerungen der verzweigten Teilarme typisch. Durch Erosion und Akkumulation von frischem Sediment unterliegt die Topographie der gesamten Aue einer fortwährenden Veränderung im Dezimeter- bis Meterbereich. Nur über die gesamte Aue kann mit einer „mittleren“ Verteilung topographischer Situationen gerechnet werden. Für eine konkrete Fläche sind Voraussagen nicht möglich. In der Mäanderzone verändert sich der Verlauf der Flussarme zwar langsamer, aber

auch dort wird die Topographie im Verlauf von Jahrzehnten bis Jahrhunderten stark verändert (Bildung von Altarmen, Veränderung von Hochwasserabflüssen, Verlagerung von Prall- und Gleithängen). Auch hier sind es die „Jahrhundertfluten“, die eine spontane Änderung des Flussverlaufs mit gravierenden Folgen für den Aufbau der Böden und die Hydrologie der Aue hervorrufen können. Im Unterlauf der Flüsse säumen Uferwälle die Flussläufe, die Hochwasser gesteuert ihre Lage im Bereich von Jahren bis Jahrzehnten verändern. Im Tidegebiet verändern Sturmfluten die ufernahe Topographie. Die knappe Schilderung zeigt, dass gerade in Auen die Morphologie, abschnittsweise in unterschiedlichen Zeiträumen, erheblichen Veränderungen unterliegt, was ihre Verwendung als „robuster Indikator“ einschränkt.

2.4 Sedimente und Böden

Wie oben bereits erwähnt, eignen sich Bodeneigenschaften wegen ihres engen Bezugs zu den Organismen besonders gut zur Indikation von Lebensgemeinschaften in Auenökosystemen. Sie greifen mit ihren vielfältigen Funktionen (z.B. Bodenwasser, Bodenluft, Nährstoffe, Schadstoffe, Redoxverhältnisse, Lebensraum) auf vielfältige Weise in die Standortbedingungen der Auenökosysteme ein. Sie werden aber in besonderem Maße sowohl von den anderen abiotischen Faktoren als auch von biotischen Faktoren beeinflusst, sind also weder unabhängige noch zeitlich und räumlich konstante Faktoren und damit nur eingeschränkt als „robuste Indikatoren“ zu gebrauchen. Hierfür sollen einige ausgewählte Beispiele aufgeführt werden.

In allen aktiven Auen gibt es Bereiche, in denen die Sedimente so jung sind, dass sie noch nicht in Böden umgewandelt wurden (z.B. Flussuferzonen). Hier werden die Sedimente meist im Jahresrhythmus umgelagert. Von einigen Ausnahmen abgesehen (Furkationszone alpiner Flüsse), wird jedoch der größte Teil der Aue von Böden bedeckt. Je nach Frequenz der morphologischen Änderungen sind die Böden innerhalb einer Aue unterschiedlich alt (Jahrzehnte bis Jahrtausende). Die Lage unterschiedlich alter Böden hat oft einen engen Bezug zum Verlauf des Flusses. Bei spontanen Veränderungen des Flussverlaufs ändert sich das Verbreitungsmuster der Böden in der Aue. Dabei können „reliktisch“ von diesem Schema abweichende Verteilungsmuster erhalten bleiben.

Eine weitere Besonderheit von Auenböden ist der Sedimenteintrag bei Überflutungen, der zu einer regelmäßigen „Verjüngung“ von Böden und ihren Eigenschaften beiträgt. Die Rate der Einträge ist stark an die Topographie der Auen gebunden (besonders stark in abflusslosen Hohlformen).

Der Grundwasserstand und damit die Wasser- und Luftversorgung sowie das Redoxpotenzial der Böden wird wesentlich vom Flusswasserstand gesteuert, der, wie oben beschrieben, nur im statistischen Mittel einen regelhaften Verlauf hat. Für das mikrobiell gesteuerte Redoxpotenzial ist zudem die Jahreszeit, in der das Hochwasser eintritt, von großer Bedeutung (bei Sommerhochwässern sinkt das Redoxpotenzial erheblich schneller als im Winter).

Ein weiteres Problem für die Indikation ist die eingeschränkte Interpretierbarkeit morphologischer Eigenschaften zur Kennzeichnung der Hydrologie von Auenböden. Üblicherweise wird die mittlere Lage des Grundwasserspiegels aus der Verteilung von Farben und Rostflecken ermittelt. Abgesehen davon, dass in aktiven Auen mit Überschwemmungen bodenartenabhängig irreguläre Abfolgen auftreten können (z.B. Gr-Farben in einer Tonlage über Go-Farben in einem tieferliegenden Sand), hat der mittlere Grundwasserstand bei der hohen Dynamik der Grundwasserstände in vielen Auenböden keinen besonderen Indikationswert. Außerdem ist damit zu rechnen, dass die Farbverteilung eines Bodens auf eine deutliche Veränderung der Grundwasserstände erst mit einer Verzögerung von Jahrzehnten reagiert.

3 Auswirkungen des Menschen auf die abiotischen Faktoren in Auen

Der Mensch wirkt seit Jahrhunderten direkt oder indirekt durch Flussbaumaßnahmen sowie durch Eindeichung und Entwässerung in die Auen Mitteleuropas ein, so dass nur in einem sehr geringen Bruchteil der Auen naturnahe Verhältnisse herrschen.

Die wichtigsten Flussbaumaßnahmen sind Flussbegradigungen, der Bau von Staustufen, die Uferverbauung und der Einsatz von Buhnen. Die Flussbegradigungen haben vielerorts zu einer Einschneidung der Flüsse und damit zu einer Verringerung der Überflutungshäufigkeit und zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels in den angrenzenden Auen geführt. Teilweise sind auenuntypische Trockenstandorte entstanden (z.B. Oberrhein, Isar). Der Bau von Staustufen bewirkt eine Kappung von Hochwasserspitzen und die Verringerung des Sedimenteintrags in die Auen. Uferverbauung und Buhnen fixieren den Verlauf der Flüsse. Alle Strombaumaßnahmen bewirken eine Verringerung des morphologisch wirksamen Energieeintrags und eine Kappung der Extreme der Wassergangslinien und führen so zu einer höheren räumlichen und zeitlichen Konstanz der abiotischen Faktoren der Auen. Sie verbessern daher die Eignung der abiotischen Faktoren als „robuste Indikatoren“ erheblich.

Um Auen landwirtschaftlich nutzbar machen zu können, wurden viele Auen Mitteleuropas bereits im 12. – 16. Jh. eingedeicht. Außerdem wurde der Grundwasserstand der eingedeichten Gebiete durch Gräben und Vorflutmaßnahmen abgesenkt, um die fruchtbaren Böden trotz der vom Wasserstand des Flusses abhängigen Qualmwasseraustritte nutzen zu können. Auch diese Maßnahmen führen zu einer höheren räumlichen und zeitlichen Konstanz der abiotischen Faktoren und verbessern die Eignung der abiotischen Faktoren als „robuste Indikatoren“.

4 Zusammenfassung

Die abiotischen Faktoren Klima, Hydrologie, Morphologie, Böden und Sedimente unterliegen in natürlichen Auen einer starken räumlichen und zeitlichen Varianz. Insbesondere irregulär eintretende Extremereignisse führen zu langfristigen Änderungen der abiotischen Faktorenkonstellation einer Aue. Diese Instabilität der Merkmale ist bei der Verwendung von abiotischen Faktoren als „robuste Indikatoren“ zu berücksichtigen. Menschliche Eingriffe in die Auen tendieren dazu, die räumliche und zeitliche Varianz zu verringern. Sie verbessern daher die Eignung abiotischer Faktoren als „robuste Indikatoren“.

Indikation des Zustandes und der Qualität von Auenböden

Jörg Rinklebe, Kathrin Heinrich, Christa Franke, Heinz-Ulrich Neue

1 Biotische und Abiotische Indikation

Indikatoren zeigen die langfristige Wirkung der Summe aller Umweltfaktoren an (Abb. 1). Gleichzeitig reagieren sie auf die plötzliche Änderung einer wichtigen Faktorenkombination und ermöglichen so die Überwachung eines Umwelt- bzw. Bodenzustandes.

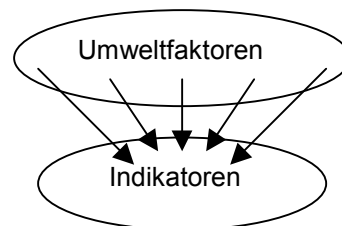


Abb. 1. Einfluss der Summe von Umweltfaktoren auf Indikatoren

Ein Ziel des vom BMBF geförderten Verbundprojektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA) war es, in einem interdisziplinären Forschungsansatz biotische und abiotische Parameter in einem ökosystemaren Ansatz zu verknüpfen und zu einem Indikationssystem zu integrieren. Abiotische Indikatoren zu filtern und ihre Auswahl mechanistisch zu begründen war eine wesentliche Aufgabe des Teilprojektes Abiotik (Bodenkunde und Hydrologie).

Biologische Indikatoren sind seit Jahrzehnten bekannt und wissenschaftlich etabliert. Die Bioindikation umfasst die Anzeige von Umweltzuständen in der Biosphäre (Flora und Fauna) sowie in der Anthroposphäre (z.B. soziale Indikatoren). Eine abiotische Indikation müsste die Atmos-, Hydros-, Lithos- und Pedosphäre umfassen.

Indikatororganismen sind Lebewesen, die bestimmte abiotische Umweltbedingungen anzeigen. Abiotische Indikatoren müssten folglich Parameter(gruppen) sein, die bestimmte biotische Umweltbedingungen anzeigen.

Eine Schwierigkeit, Indikatoren für den Bodenzustand zu finden, ist darin begründet, dass *bodenkundliche Indikatoren abiotische und biotische Umweltbedingungen gleichzeitig anzeigen*. Denn der Boden ist ein hochkomplexes System und Wirkungsergebnis sowie einwirkender Umweltfaktor zugleich.

Beispiel 1 und 2: Bodeneigenschaften zeigen abiotische Umweltbedingungen an

Die Bodenfarbe und der Hydromorphiegrad in Auenböden erlauben eine sehr exakte Bestimmung des mittleren Grundwasserstandes. Exemplarisch konnte anhand makromorphologischer Bodenprofiluntersuchungen gezeigt werden, dass die kontinuierlich gemessenen Grundwasserstände des langjährigen Mittels in Auenböden des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“ mit den diagnostizierbaren Bodeneigenschaften Bodenfarbe und Hydromorphiegrad Übereinstimmungen in einer Genauigkeit von 2 cm erbrachten.

Der pH-Wert zeigt den Säurezustand eines Bodens an. Aus ihm können Rückschlüsse auf die Bindungsformen, die Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen gezogen werden. Niedrige pH-Werte zeigen z.B. ein hohes Mobilitätsverhalten von Schwermetallen an.

Beispiel 3, 4 und 5: Bodeneigenschaften zeigen biotische Umweltbedingungen an

Die Aggregatstruktur in elbnahen Tschernitzen aus Auenschluff zeigt eine hohe biologische Aktivität an. Bodenlebewesen verändern den sie umgebenden Boden. So durchmischen Vertreter der Boden-

makrofauna den gesamten Boden (hohe Bioturbation), es bildet sich ein charakteristisches Wurmlösungsgefüge.

Offene Grünlandbereiche der Auen werden im Zuge der Nahrungssuche häufig von Wildschweinen (*Sus scrofa*) begangen. Diese wühlen im Boden und mischen ihn, so dass mitunter großflächig ein „Pflugeffekt“ zu beobachten ist. In dieser Weise durchmischte Bodenbereiche können pedologisch diagnostiziert werden (Turbationen). Folglich zeigt die turbate Oberbodenstruktur die Auswirkung eines biotischen Umweltfaktors.

Die Vegetation produziert Streu (Laub, Wurzeln). Laub und Wurzeln besitzen eine artspezifische chemische Zusammensetzung, sie gelangen auf bzw. in den Boden und verändern somit seinen Zustand, insbesondere den Humusspiegel, die Qualität der organischen Substanz und die Bodenazidität (z.B. auch durch Wurzelexsudate). Von dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenazidität können Rückschlüsse auf die Vegetation erfolgen.

2 Indikation der Qualität von Auenböden

Die Indikation der Qualität von Auenböden erfordert im ersten Schritt essentielle Datengrundlagen zu schaffen (Abb. 2). Kenntnisse über das Bodeninventar und seine stabilen Bodeneigenschaften sind Grundvoraussetzungen für eine Indikation in Auenböden (RINKLEBE ET AL. 2000A). Auenböden werden regelmäßig überflutet, unterliegen einer hohen Dynamik des Wasser-, Klima-, Nähr- und Schadstoffhaushaltes und bodenphysikalischer Eigenschaften, welche es gilt zu quantifizieren (RINKLEBE ET AL. 2001A).

Bodenformen integrieren einen Komplex bodenökologischer Eigenschaften. Kenntnisse über die Grundzüge der Verbreitung von Auenböden (also ihrer Bodenformen) ermöglichen eine Übertragbarkeit von Bodeneigenschaften auf Auenböden anderer Standorte. (FRANKE ET AL. 1999, 2000; RINKLEBE ET AL. 2000B,C).

Die Auenökosysteme und -böden verändernden Prozesse und ihre Ursachen sind zu erkennen, zu quantifizieren und in ihren Wirkungen zu prognostizieren (Abb. 2).

Die Auswirkungen auf die Eigenschaften und die Qualität von Auenböden veranschaulicht Abb. 2. Wenn sich z.B. die Überflutungsdauer ändert, so ändert dies den Bodenwasserhaushalt, also die Bodenfeuchte, das Matrixpotenzial, die Durchlässigkeit, das Wasserspeichervermögen u.v.a.m. (RINKLEBE ET AL. 2001A). Dies hat eine Veränderung der Bodenstruktur und weiterer bodenphysikalischer Eigenschaften zur Folge. So sinkt mit zunehmender Bodenfeuchte der Eindringwiderstand signifikant (HELBACH ET AL. 2000). Eine Indikation der Bodenfeuchte ist mittels Eindringwiderstand über Bodenform und Bodenart hinweg möglich, und der wissenschaftlichen Praxis steht ein in seiner Zeigerfunktion sensibler und in seiner Anwendung robuster Indikator der Bodenfeuchte in Auenböden zur Verfügung (HELBACH ET AL. 2001).

Variierende Wasserstände führen zu wechselnden anaeroben/aeroben Bedingungen, welche das Redoxpotenzial und die Bodenazidität verändern. Diese wiederum sind wesentliche Steuergrößen für den Nähr- und Schadstoffhaushalt, indem sie einen signifikanten Einfluss auf die Stoffmobilität und -bindungsformen ausüben. Redoxpotenzialänderungen sind wesentlich an das Vorhandensein der organischen Bodensubstanz gebunden (SCHEFFER 1998). Der verfügbare (labile) Anteil der organischen Bodensubstanz ist dabei der bestimmende Faktor für Redoxpotenzialänderungen (HEINRICH ET AL. 1999, 2000), wobei Redoxpotenzialänderungen durch bodenmikrobielle Prozesse induziert werden (GISI ET AL. 1990) und zu großen Teilen bodenenzymatisch gesteuert sind (HEINRICH ET AL. 1999; RINKLEBE ET AL. 2001B). Kenntnisse dieser Bodenprozesse ermöglichen eine Prognose von Redoxpotenzialänderungen in Auenböden (HEINRICH ET AL. 2001). Der verfügbare Teil der organischen Bodensubstanz kann als Indikator für die bodenmikrobielle Aktivität dienen (RINKLEBE ET AL. 2001C).

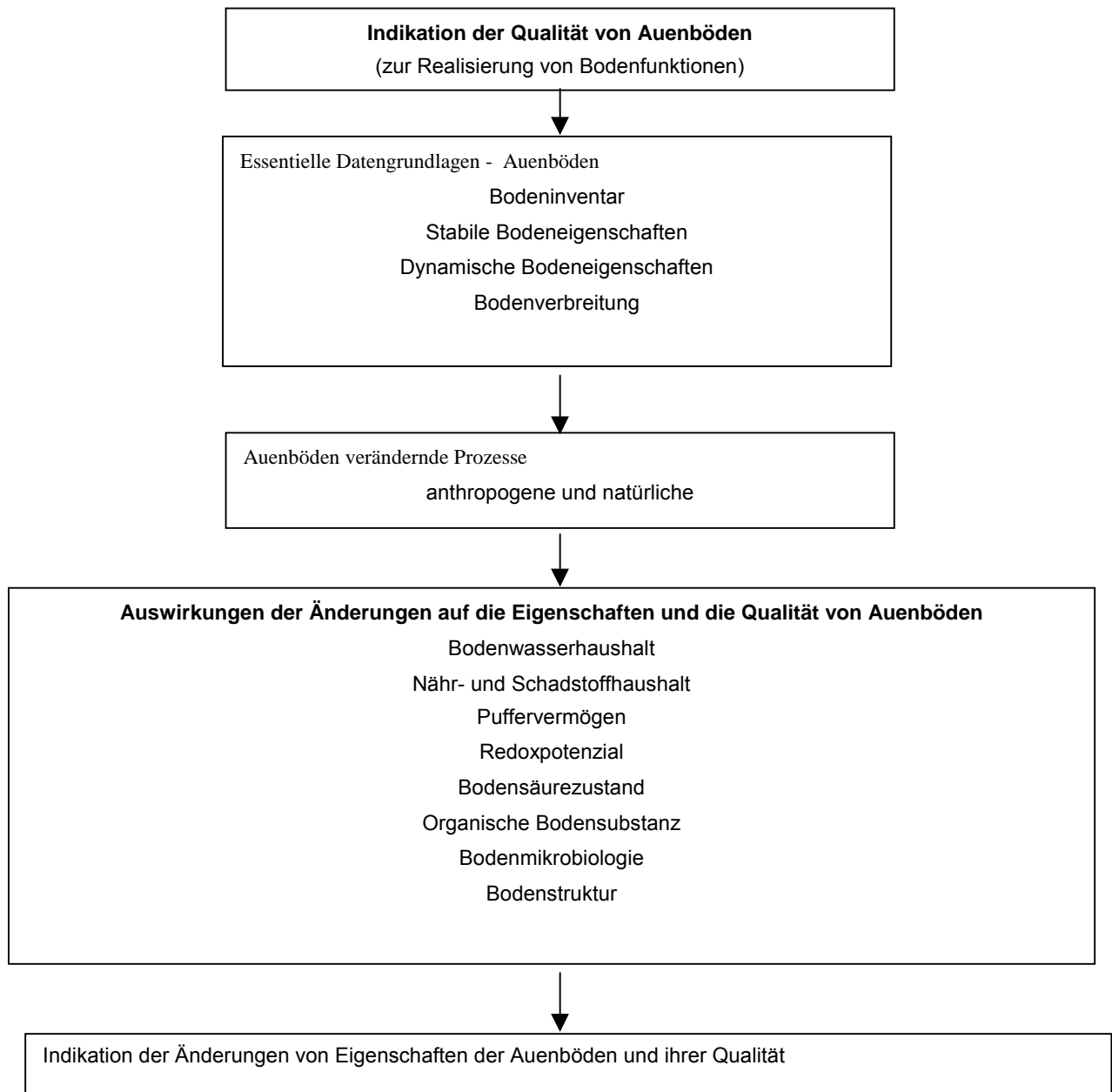


Abb. 2. Grundlagen der Indikation der Qualität von Auenböden (in Anlehnung an PIORR ET AL. 2000; stark verändert)

3 Bodenkundliches Indikationssystem

Dem Indikationssystem liegt ein Dreistufenmodell zu Grunde (Abb. 3). Von der ersten zur dritten Stufe nimmt der Erfassungs- und analytische Aufwand und damit die Genauigkeit der Messungen, Aussagen und Prognosen zu. Die Robustheit des Indikationssystems hingegen ist in der ersten Stufe am höchsten und in der dritten am geringsten (siehe Pfeile rechts in Abb. 3).

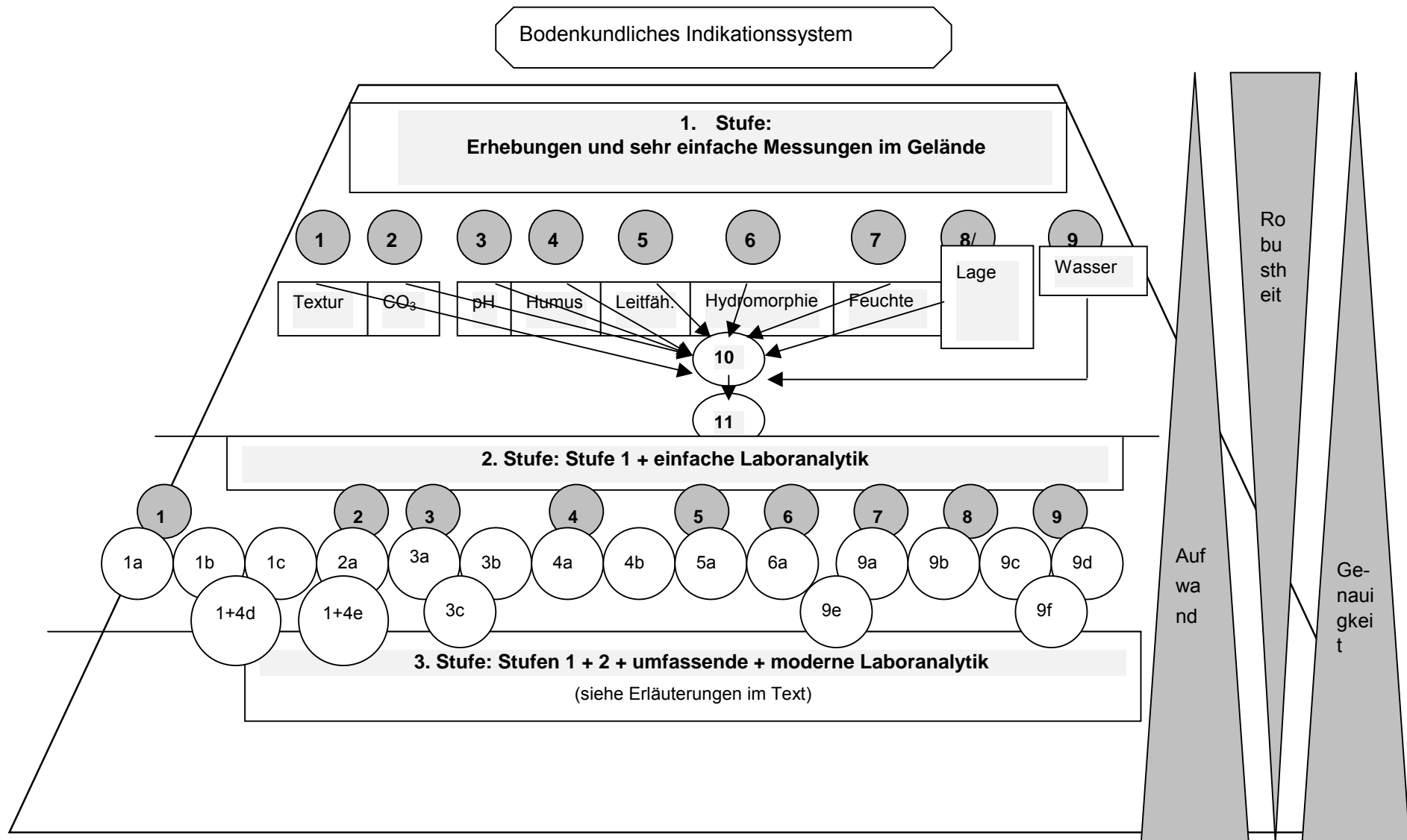


Abb. 3. Dreistufenmodell

In der *ersten Stufe* werden Erhebungen und sehr einfache Messungen im Gelände vorgenommen (Abb. 3). Die Indikatoren im Boden und Wasser werden gemessen bzw. per Expertenwissen geschätzt. Der Erfassungsaufwand ist hierfür gering, die Robustheit sehr hoch. Notwendig sind bodenkundliche und hydrologische Fachkenntnisse sowie standortkundliche Erfahrung. Der zu erfassende und zu bewertende Mindestparametersatz (Indikationssystem, Stufe 1) beinhaltet nachfolgende 9 Punkte:

- | | |
|--|---|
| 1. Textur (Bodenart) | (Expertenwissen, Fingerprobe nach KA 4) |
| 2. Carbonat | (Salzsäuretest, KA 4) |
| 3. pH-Wert | (Messung in Bodensuspension; pH-Elektrode) |
| 4. Humusgehalt | (Expertenwissen, Schätzg. nach KA 4 und/oder MUNSSELL 1994) |
| 5. elektrische Leitfähigkeit | (Messung in Bodensuspension; Lf-Elektrode) |
| 6. Hydromorphie | (Expertenwissen, Schätzung nach KA 4) |
| 7. Bodenfeuchte | (Expertenwissen, Schätzung nach KA 4) |
| 8. Lage im Relief | (Expertenwissen, Erfahrungsschätzung) |
| 9. Fluss- u. Oberflächenwasserstand (Expertenwissen, Erfahrungsschätzung)
(ev. Niederschlag) sowie pH-Wert
und elektr. Leitfähigkeit der Wässer (Messung mittels Elektroden) | |

Die Indikatoren erlauben die Bodenform zu bestimmen und grundlegende ökologische Eigenschaften der Böden und Wässer zu erfassen, weitere Eigenschaften abzuleiten und diese zu bewerten. Die Bodenform stellt das wichtigste Instrumentarium zur Übertragbarkeit von bodenökologischen Eigenschaften dar. Sie beeinflusst signifikant die Ausbildung von Pflanzengesellschaften (AMARELL UND KLOTZ 2001).

(1) Die Korngrößenverteilung (Bodenart) ist eine der wichtigsten bodenökologischen Eigenschaften. Sie bestimmt den Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie das Pflanzenwachstum der Böden entscheidend. Aus der Bodenart kann die Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) (1c) sowie aus der Bodenart und dem Humusgehalt die potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) (1+4d) abgeleitet werden, die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) (1+4e), wenn der pH-Wert hinzugezogen wird. Weiterhin ist der Basensättigungsgrad (3c) aus dem pH-Wert ableitbar (ARBEITSGRUPPE BODEN 1994 (KA 4), ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1998).

(2) Carbonate bestimmen die protolytischen und hydrolytischen Fähigkeiten des Bodens, sie beeinflussen Bindungsformen von Nähr- und Schadstoffen sowie die Aggregatstabilität.

(3) Der aktuelle pH-Wert ist die H^+ -Ionenaktivität der Bodenlösung, der potenzielle pH-Wert die an den Austauschern sorbierten H^+ -Ionen. Er bestimmt das chemische Reaktionsmilieu des Bodens sowie bodenbiologische und -physikalische Eigenschaften und das Pflanzenwachstum direkt oder indirekt. Der pH-Wert wirkt sich auf die Nähr- und Schadstoffverfügbarkeit, auf das Bodengefüge, auf die Humifizierung, auf die Mineralneubildung, auf den Wasser- und Lufthaushalt sowie auf die Milieubedingungen des Bodenlebens aus. Das Redoxpotenzial ist pH-abhängig.

(4) Der Humus oder die organische Bodensubstanz (OBS) beeinflusst wesentlich die Wasserspeicherkapazität, die Bindungsformen, die Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen sowie das Pflanzenwachstum. Die OBS begünstigt die Bildung und Stabilität eines grobporigen Aggregatgefüges. Die verfügbare OBS dient den Bodenmikroorganismen als Nährstoff- und Energiequelle, diese beeinflussen die Redoxprozesse im Boden. Auenböden können sehr hohe Humusgehalte aufweisen, deren chemische Zusammensetzung sich vielfältig entsprechend ihrer Herkunft aus dem gesamten Einzugsgebiet und ihrer zahlreichen Bindungs- und Lösungsmechanismen zusammensetzt.

(5) Die elektrische Leitfähigkeit (Lf) zeigt den Versalzungsgrad (Gehalt an löslichen Salzen) eines Bodens an. Sie ist abhängig vom Salzgehalt, von der Bodenart (Substratwechsel) und vom Humusgehalt. Meist weist sie im Bodenprofil eine den Schwermetallen (SM) sehr ähnliche Tiefenfunktion auf (FRANKE ET AL. 1999). Neben dem Gehalt an löslichen Salzen ist der Na-Gehalt am Austauscher für die Gefügebildung entscheidend. Pflanzen reagieren unterschiedlich empfindlich auf Salzgehalte in der Bodenlösung.

(6) Der Hydromorphiegrad in Auenböden erlaubt eine sehr exakte Bestimmung des mittleren Grundwasserstandes. Seine Aussagegenauigkeit kann mittels der Bodenfarbe verbessert werden (SCHEINOST UND SCHWERTMANN 1999). Redoximorphe Merkmale: Zeiger oxidativer Bodenzonen: Rost-

flecken, Eisenoxidsäume, Eisenhydroxidverbindungen wie Ferrihydrit, Goethit, Lepidokrokit und deren Mischverbindungen. Eisenoxid-Konkretionen, Manganoxidkonkretionen. Zeiger reduktiver Bodenzone: Bodenmatrix gebleicht, grau bis schwarz, nach Luftkontakt bläuliche Färbung: Vivianit ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4) \times 8\text{H}_2\text{O}$). Nach Schwefelwasserstoff stinkend. Eisensulfide (FeS oder Fe_3S_4) und Pyritbildung FeS_2 (RINKLEBE ET AL. 2001C).

(7) Die aktuelle Bodenfeuchte zeigt den verfügbaren Wassergehalt in Böden bei gegenwärtigen Umweltbedingungen. Sie ist schätzbar, gravimetrisch einmalig messbar, mittels aufwendiger Technik (TDR oder FDR-Sonden) kontinuierlich messbar oder mittels EDW, Bodenart, Trockenrohddichte und Humusgehalt prognostizierbar.

(8) Die Lage im Relief (Geländehöhe) bestimmt wesentlich die Ausbildung von Bodenformen. Zwischen der Geländehöhe und dem aktuellen pH-Wert besteht eine hohe positive Korrelation in Auenböden (FRANKE UND RINKLEBE 2001). Nach AMARELL UND KLOTZ (2001) übt die Höhenlage einen signifikanten Einfluss auf das Vorkommen von Pflanzengesellschaften in Auen aus. AMARELL UND KLOTZ (2001) konnten mittels Korrespondenzanalyse Beziehungen zwischen Vegetationstypen und Bodenformen aufzeigen. Ihr bivariates logistisches Regressionsmodell verdeutlicht die Bindung an bestimmte Bodenformen. Weiterhin zeigten sie, dass das Vorkommen von Pflanzengesellschaften hochsignifikant ($p < 0,001$) durch die Bodenform bestimmt wird (Erklärungsanteil 35 % der Devianz), während die Geländehöhe einen zusätzlichen hochsignifikanten Einflussfaktor darstellt (zusätzlicher Erklärungsanteil 5 % der Devianz; $p < 0,001$). Das vegetationskundlich - floristische Bioindikationsmodell ermöglicht eine Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von *Bodenform und Geländehöhe*.

(9) Die Kenntnis der Grund- und Oberflächenwasserstände und -schwankungen sind von essentieller Bedeutung für Auenökosysteme. Können sie nicht kontinuierlich gemessen, müssen sie abgeschätzt werden. Die gemessenen und abgeleiteten Eigenschaften ermöglichen mit Hilfe der Bodenform den standörtlichen Einfluss auf die Redoxbedingungen (10) abzuleiten sowie die Sorption, Transformation und die potenzielle Mobilität von Nähr- und Schadstoffen (11) abzuschätzen und auf andere Auenstandorte zu übertragen.

Der Gerätebedarf ist äußerst gering:

- Spaten,
- Pürckhauer Bohrstock 1 m,
- Fläschchen HCl,
- Bodenkundliche Kartieranleitung 4. Aufl. (KA 4),
- pH-Elektrode, Lf-Elektrode incl. tragbares Handmessgerät,
- ggf. Munsell-Farbtafel (MUNSELL 1994).

In der *zweiten Stufe* wird die Aussagegenauigkeit verbessert. Zusätzlich zu Stufe 1 werden einfache, standardisierte Laboranalysen vorgenommen (Abb. 3). Die Körnung (Bodenart oder Textur) wird analytisch bestimmt (1a). Der Carbonatgehalt (2a) und der pH-Wert (3a) werden analytisch ermittelt (SCHLICHTING ET AL. 1995). Bei Informationsbedarf über Austauschverhältnisse, variable Ladungen etc. sollte der pH-Wert außer in CaCl_2 -Lösung auch in KCl-Lösung oder destilliertem Wasser gemessen werden (3b). Kleinräumige, aktuelle pH-Unterschiede sollten jedoch in situ vermessen werden (FRANKE UND RINKLEBE 2001).

Der Eindringungswiderstand (1b) des Bodens wird im Feld gemessen. Er kann gemeinsam mit den Grundinformationen Bodenart, Humusgehalt und Trockenrohddichte als Indikator für die aktuelle Bodenfeuchte dienen, und er erlaubt Rückschlüsse auf die physikalische Beschaffenheit (Eindringwiderstand \Leftrightarrow Lagerungsdichte) und die Quellungs- und Schrumpfungsdynamik von Auenböden (THOMAS ET AL. 2000).

Der Gesamtkohlenstoffgehalt (4a) wird mittels C/N/S-Analyser gemessen. Anschließend wird vom Gesamtkohlenstoffgehalt der anorganische Teil substrahiert (Messung des Carbonates), um den organischen Kohlenstoffgehalt zu ermitteln. Multipliziert man diesen mit Faktor 2, so erhält man den Humusgehalt (SCHLICHTING ET AL. 1995). Dieser wiederum ist von enormer Bedeutung für die Sorption, Transformation und Mobilität von Nähr- und Schadstoffen sowie für Redoxprozesse (SCHEFFER ET AL. 1998). Bestimmt man zusätzlich den Gehalt an labilem Kohlenstoff (heißwasserlösliche Fraktion) (4b), so erlaubt dies eine ergebnisverbessernde Prognose von potenziellen Redoxpotenzialänderungen in Auenböden (HEINRICH ET AL. 1999, 2000). Die heißwasserlösliche Kohlenstofffraktion ermöglicht eine einfache Indikation der bodenmikrobiellen Aktivität in Auenböden (RINKLEBE ET AL. 2001C).

Die elektrische Leitfähigkeit (5a) wird laboranalytisch bestimmt.

Die Einschätzung des Hydromorphiegrades eines Bodens wird durch die Bodenfarbbestimmung (6a) mit Munsell-Farbtafeln (MUNSELL 1994) wesentlich verbessert. Dies erlaubt eine differenziertere Einschätzung der Eisenoxidgehalte und -formen (Indikatoreffekt) (SCHEINOST UND SCHWERTMANN 1999). Des weiteren erlaubt die Bodenfarbbestimmung mit Munsell-Farbtafeln eine Einschätzung des Humusgehaltes (BLUME UND HELSPER 1987).

Fluss- und Oberflächenmesspegel werden errichtet und Wasserstände gemessen. Der Niederschlag wird erfasst, Grundwasserpegelrohre werden installiert und der Grundwasserstand wird gemessen. So können Flusswässer (9a), Oberflächenwässer (9b), Niederschlagswässer (9c) und Grundwässer (9d) beprobt, analysiert und ihre Dynamik erfasst werden. In diesen Wässern werden gemessen (9e):

- pH-Wert (Messung; Elektrode),
- elektrische Leitfähigkeit (Messung; Elektrode),
- Sauerstoffgehalt (Messung; Elektrode),
- Redoxpotenzial (Messung; Elektrode),
- ggf. standortspezifische Ergänzung (9f).

Der Erfassungsaufwand und die Robustheit sind mittel. Notwendig sind das Wissen und die Geräte wie bei Stufe 1, bodenkundliche und hydrologische Fachkenntnisse, standortkundliche Erfahrung sowie eine einfache Laborausstattung. Der Gerätebedarf im Gelände ist gering bis mittel:

- Spaten,
- Pürckhauer Bohrstock 1 m,
- Fläschchen HCl,
- Bodenkundliche Kartieranleitung 4. Aufl. (KA 4),
- pH- und Lf-Elektroden, Redox- u. O₂-Elektroden einschließlich tragbare Handmessgeräte,
- Eindringungswiderstandsmessgerät,
- Munsell-Farbtafeln (MUNSELL 1994),
- Fluss- und Oberflächenmesspegel,
- Niederschlagssammler,
- Grundwasserpegelrohr (Piezometer).

Die *dritte Stufe* beinhaltet die Erfassungen der Stufen 1+2 und eine umfassende Laboranalytik, eine moderne Feldmesstechnik sowie eine entsprechende Untersuchungsdauer.

Mittels bodenhydrologischer Messplätze ist die Erfassung von Bodenfeuchte-, Saugspannungs- und Temperaturmessungen möglich. Bodenlösung wird gewonnen und Kat- und Anionen, Schwermetalle sowie DOC/DON periodisch gemessen. Grund-, Fluss- und Oberflächenwässer können umfassend analytisch untersucht werden (Kat- und Anionen, DOC/DON ggf. Isotope u.v.a.m.).

Bodenphysikalische Kennwerte wie die *k_f*-Werte, die *p_F*-Werte und die Lagerungsdichte werden im Labor bestimmt. Hierfür müssen Stechzylinder an Bodenprofilen entnommen werden. Die effektive und potenzielle Kationenaustauschkapazität sowie die Basensättigung werden gemessen. Die Eisengehaltgehalte, die oxalat- und dithionitlöslichen Eisenanteile werden bestimmt und bewertet.

Bodenmikrobielle Untersuchungen verfeinern den Informationsgehalt, insbesondere da Redoxprozesse mikrobiell induziert sind. Die mikrobielle Biomasse, die Dimethylsulfoxidreduktion und aktivitätszeigende Bodenenzyme (Leistungsparameter) wie die beta-Glucosidase-, die Protease- sowie die Dehydrogenase- und die alkalische Phosphataseaktivität können als Indikatoren für Redoxpotenzialänderungen in Auenböden herangezogen werden (RINKLEBE ET AL 2001B).

Der Erfassungsaufwand und damit auch die Aussagegenauigkeit ist sehr hoch. Die Robustheit ist gering. Notwendig sind bodenkundliche und hydrologische Fachkenntnisse, Erfahrung sowie eine umfassende, moderne Laborausstattung sowie eine moderne Feldmesstechnik. Der Gerätebedarf im Gelände ist sehr hoch. Erweiternd zu Stufen 1+2 sind nötig:

- FDR oder TDR-Sonden,
- Tensiometer,
- Thermometer,
- Saugkerzen,
- Stechzylinder,
- Datenlogger, Energieversorgung etc.

Bodenformen integrieren einen Komplex bodenökologischer Eigenschaften. Kenntnisse über ihre Verbreitung ermöglichen eine Übertragbarkeit von Bodeneigenschaften auf Auenböden anderer Standorte. So können Eigenschaften von Auenbodenformen auf weitere Flussabschnitte oder Auenböden anderer Flusssysteme anhand von vorliegenden Bodenkarten in den Geologischen Landesämtern prognostiziert bzw. übertragen werden.

Die flächenhafte Umsetzung der Ergebnisse und Übertragbarkeit erfolgt in RIVA auf der Grundlage aller während der Flächen deckenden bodenkundlichen Kartierung im Gelände erhobenen Parameter (z.B. in Steckby, 613) und den Bodenformenkarten (RINKLEBE ET AL. 2000b,c). Die Prognose ökologisch bedeutsamer Bodenparameter (Indikatoren) wie der Bodenart und dem Humusgehalt erfolgt mittels geostatistischer Verfahren wie dem *Ordinary Kriging*, dem *universellen Kriging*, dem *Indikatorkriging* und dem *Cokriging* (WACKERNAGEL 1995, WÄLDER 2001). Das numerische Grundwassermodell ermöglicht die Extrapolation vom Punkt in die Fläche sowie Simulationen unterschiedlicher Überflutungsszenarien und wirkt damit prognostizierend (BÖHNKE UND GEYER, 2000).

Literatur

- AMARELL, U., KLOTZ, S. (2001) Nutzung von Flora und Vegetation zur Bioindikation in Auen. UFZ-Bericht. In diesem Band
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. verbess. u. erw. Aufl. In: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der BR Deutschland (Hrsg.) E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover
- ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 86, 1–180
- BLUME, H.-P., HELSPER, M. (1987) Schätzung des Humusgehaltes nach der Munsell-Farbhelligkeit. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 150: 354–356
- BÖHNKE, R., GEYER, S. (2000) Numerische Modellierung der Grundwasserdynamik in Flussauen der Mittelelbe. ATV-DVWK-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22. 228–229
- FRANKE, C., RINKLEBE, J. (2001) Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden. UFZ-Bericht. In diesem Band
- FRANKE, C., RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H., NEUE, H.-U., GEYER, S. (1999) Räumliche Verteilung ausgewählter Bodenkennwerte im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ und Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“, Leipziger Geowissenschaften. 11. S. 167–174. ISSN: 0948-1257
- FRANKE, C., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2000) Heterogenität ausgewählter Kennwerte unterschiedlicher Bodenformen von Auenböden. ATV-DVWK-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22. 230231
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H. (1990) Bodenökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart. New York. ISBN: 3 13 747201 6
- HBU – Handbuch der Bodenuntersuchung (2000) Bd. 1 und 2. DIN-Vorschriften. Wiley-VCH. Beuth Berlin Wien Zürich
- HEINRICH, K., RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., NEUE, H.-U. (1999) Einfluß von leicht umsetzbaren Kohlenstofffraktionen auf Redoxpotentialveränderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Mitteilg. d. DBG, 91, 1: 359–362
- HEINRICH, K., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2000) Einfluß des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs auf Redoxpotentialänderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 47–54
- HEINRICH, K., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2001) Prognose von Redoxpotentialveränderungen in Auenböden der Elbe. UFZ-Bericht. In diesem Band
- HELBACH, C., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2000) Der Einfluß der Bodenfeuchte auf den Eindringwiderstand in Auenböden. ATV-DKW-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22. 234–234
- HELBACH, C., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2001) Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. UFZ-Bericht. In diesem Band
- MUNSELL, R. (1994) Soil color charts. Revised Edition. Macbeth Division of Kollmorgan Instruments Corporation.
- PIORR, H.-P., FRIELINGHAUS, M., MÜLLER, L. (2000) Soil Indicator Systems – the basis for soil conservation decisions. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 93, 161-164, ISSN: 0343-1071
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000A) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 37–46
- RINKLEBE, J., EHRMANN, O., NEUE, H.-U. (2001c) Bodenmikromorphologische Studien von fluviatilen Schichtungen, von Pyriten sowie der Verkittung von Quarzen mit Eisenoxiden in einem Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton. UFZ-Bericht. In diesem Band

- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2001A) Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung. UFZ-Bericht. In diesem Band
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2001B) Bodenmikrobielle Indikatoren von Redoxpotentialänderungen in Auenböden. Unveröfftl. Manuskript zum Vortrag zur Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, September 2001 in Wien. Drucklegung Mitteilg. d. DBG vorr. 10/2001
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2001C) Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potentielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden. UFZ-Bericht. In diesem Band
- RINKLEBE, J., HELBACH, C., FRANKE, F., NEUE, H.-U. (2000B) Großmaßstäbige Bodenformenkarte der „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz – Berlin. Tagungsband des Statusseminars Elbe - Ökologie vom 02. bis 05. November 1999 in Berlin. 225–226
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U., NEUE, H.-U. (2000c) Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 27–35
- SCHEFFER, F. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. 14., neu bearbeitete und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schwertmann. Stuttgart. Ferdinand Enke Verlag. ISBN 3-432-84774-2
- SCHEINOST, A.C., SCHWERTMANN, U. (1999) Color Identification of Iron Oxides and Hydroxysulfates: Use and Limitations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 1463–1471
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P., STAHR, K. (1995) Bodenkundliches Praktikum. 2., neubearbeitete Auflage. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin Wien
- THOMAS, P.J., BAKER, J.C., ZELAZNY, L.W., HATCH, D.R. (2000) Relationship of Map Unit Variability to Shrink-Swell Indicators. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 262–268
- WACKERNAGEL, H. (1995) *Multivariate Geostatistics*. 1. Aufl. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York
- WÄLDER, K. (2001) Vorhersage von Bodenart und Humusgehalt mit geostatistischen Methoden. UFZ-Bericht. In diesem Band

Hydrodynamik und Stofftransport in Auen der Mittleren Elbe

Robert Böhnke, Stefan Geyer

1 Einleitung

Im Rahmen des vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes RIVA wurden in Auen-
grünländern des Biosphärenreservates Mittlere Elbe hydrogeologische, hydrologische und geochemi-
sche Untersuchungen durchgeführt (BÖHNKE UND GEYER 2000). Das Ziel dieser Untersuchungen war
die umfassende Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Elbauen zur Erfassung all jener
abiotischen Faktoren und Prozesse, die die Entwicklung einer Biozönose in der Flusslandschaft maß-
geblich beeinflussen. Die Hydrodynamik stellt dabei den prägenden Standortfaktor in Auen überhaupt
dar. Der stete Wechsel der Wasserstände zwischen Trockenfallen und Überfluten ist der entschei-
denste Ökosystemfaktor für die typischen Auenlebensgemeinschaften, alle anderen für die Aue wichti-
gen Ökofaktoren hängen von diesem Hauptfaktor ab (DISTER 1985).

Standortspezifische Untersuchungsprogramme zum Wasser- und Stoffhaushalt von Flussauen müs-
sen die hydrologischen und geohydraulischen Besonderheiten der Talgrundwasserleiter, die Grund-
und Oberflächenwasserdynamik sowie den direkten Stoffeintrag durch zeitweise infiltrierendes Fluss-
wasser erfassen.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in dem E-W-gerichteten Flusslaufabschnitt der Mittleren Elbe zwischen
den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale. Die Untersuchungsstandorte bei Wörlitz (Elbe-
km 242 – 243,5) und bei Steckby (Elbe-km 283 – 285,5) befinden sich im rezenten Überflutungsgebiet
(Vordeichgebiet) im Gleithangbereich der Elbe.

Seine entscheidende Prägung erhielt der betrachtete Untersuchungsraum während der pleistozänen
Eisvorstöße der verschiedenen Kaltzeiten. Der Bereich der Mittleren Elbe gliedert sich in die saalekalt-
zeitlichen Hochflächen der Tal begrenzenden Randlagen, die weichselkaltzeitlichen Niederterrassen
und Talsandflächen sowie die holozänen Bildungen des Flusstales. Das Mittelelbegebiet weist noch
eine Vielzahl relativ naturnaher Abschnitte mit Elementen der natürlichen Flusssdynamik auf und wird
von den weiten Mäandern der Elbe bestimmt.

3 Hydrologische und geohydraulische Verhältnisse

Die großflächige Überdeckung des Grundwasserleiters durch die Auenlehmdecke verursacht eine
gewisse stauende Wirkung, so dass sich je nach Lage der Grundwasseroberfläche in der Aue, insbe-
sondere in Hochwassersituationen, leicht gespannte Zustände ausbilden können. Eine Grundwasser-
neubildung infolge Sickerwassereintrags beschränkt sich größtenteils auf die Randgebiete (Spei-
sungsgebiet), da in den zentralen Bereichen der Aue die Versickerung aufgrund der geringen Nieder-
schläge, der hohen sommerlichen Verdunstungsverluste und der vorherrschenden bindigen Auen-
lehmdecke weitgehend eingeschränkt ist. Die Grundwasserspeisung erfolgt überwiegend durch seitli-
che Grundwasserzuflüsse aus dem Einzugsgebiet (regionaler Grundwasserstrom) oder durch Infiltrat
aus den Fließgewässern in der Aue (lokaler Grundwasserstrom), insbesondere aber bei Hochwasser-
ereignissen (Abb. 1). Die Grundwasserfließrichtung ist generell zum Hauptvorfluter Elbe gerichtet, die
Aue fungiert dabei als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom. Das Gefälle des
Grundwasserspiegels ist im Bereich des Elbetales sehr gering (ca. 0,2 bis 0,4 ‰), im Übergang zu den
saalekaltzeitlichen Hochflächen am Elbetalrand steigt das Wasserspiegelgefälle zum Teil deutlich an
(3 bis 10 ‰) (JORDAN UND WEDER 1995).

Die Elbe steht im direkten hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserleiter, da das Strombett der Elbe als wenig kolmatisch anzunehmen ist (sandig-kiesige Flusssohle) und die Elbesohle bis in die holozänen Flussschotter reicht. Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden somit maßgeblich vom Abflussgeschehen in der Elbe bestimmt, so dass der Grundwasserstand und das –gefälle unmittelbar vom Flusswasserstand abhängen. Zwischen Flusswasser- und Grundwasserspiegel wurden unter Mittelwasserbedingungen Höhendifferenzen von 0,05 bis 0,10 m (Wörlitz) bzw. 0,30 bis 1,0 m (Steckby) gemessen, bei Niedrigwasser erhöht sich das Grundwassergefälle in Richtung Elbe auf eine Differenz von max. 0,35 m (Wörlitz) bzw. 0,80 – 1,5 m (Steckby). Die Wasserstandsänderungen in der Elbe führen im Ufernahbereich zu einem Wechsel von infiltrierenden und exfiltrierenden Verhältnissen, wobei die flussnahen Auenbereiche die stärksten Grundwasserstandsschwankungen aufweisen. Die Amplitude zwischen Niedrigwasser und Hochwasser betrug innerhalb des Messzeitraums (Frühjahr 1998 – Frühjahr 2000) für die elbnahen Standorte über 5 m. Im Spätwinter bis in das Frühjahr hinein herrschen in den Auen überwiegend flurnahe Wasserstandsverhältnisse, während die Flurabstände meist ab Juni bis in den November/Dezember auf Werte zwischen 3 bis > 4 m absinken. Die Grundwasser Oberfläche befindet sich in den Untersuchungsgebieten im Jahresmittel zumeist unterhalb der Auendeckschicht, nur an flutrinnennahen Standorten sind die Grundwasserstände ganzjährig als relativ flurnah zu bezeichnen. Durch den Einsatz von automatischen Dataloggern konnte die Grundwasserdynamik in den Flussauen hochaufgelöst erfasst werden. Innerhalb eines hydrologischen Jahres (1999) traten in den Untersuchungsgebieten an ca. 175 Tagen pro Jahr (d/a) Niedrigwasser-, an ca. 110 d/a Mittelwasser- und an ca. 80 d/a Hochwasser-situationen auf.

Der Grundwasserleiter weist Mächtigkeiten zwischen 15 und 30 m auf, seine Durchlässigkeitsbeiwerte liegen bei $k_f = 4 \times 10^{-4} - 2 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. Diese Werte belegen die sehr gute Wasserwegsamkeit des Grundwasserleiterkomplexes, die sowohl aus der Mächtigkeit als auch der Durchlässigkeit (Transmissivität) der Sedimente resultiert.

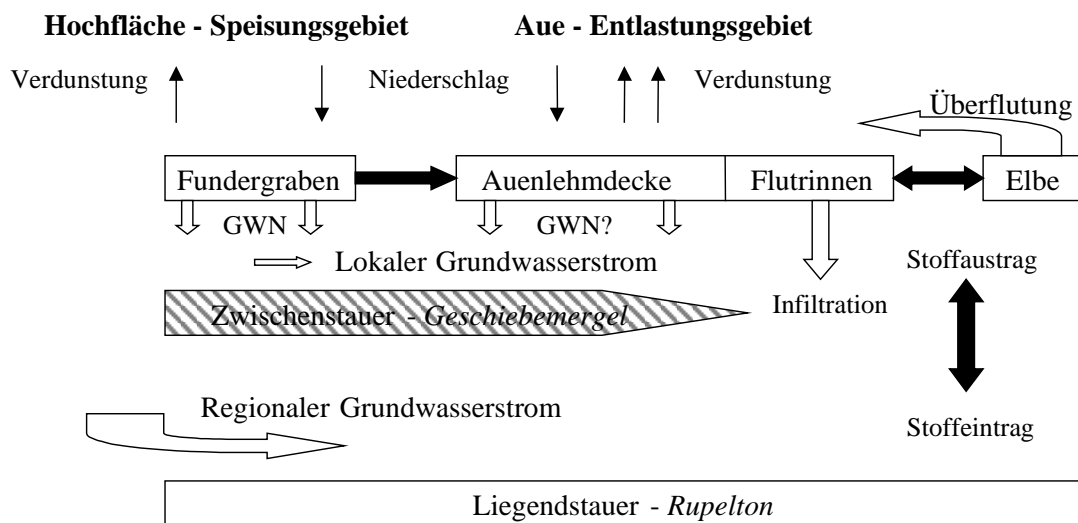


Abb. 1. Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffströme in den unterschiedlichen Kompartimenten des Auenökosystems (GWN = Grundwasserneubildung)

4 Hydrochemie

Hinsichtlich seiner Beschaffenheit ist das Grundwasser in den Elbauen ein mittelhartes bis hartes, z.T. stark eisen- und manganhaltiges Wasser mit relativ hohem Gehalt an Sulfat und kalkaggressiver Kohlensäure und kann mehrheitlich dem Ca-Mg-SO₄-(HCO₃)-Typ zugeordnet werden. Neben der geogenen Beeinflussung führen vielfältige physikochemische und biochemische Prozesse zur Veränderung der Mineralisation des Grundwassers.

Die vom Fluss induzierten großen Grundwasserstandsschwankungen haben weitreichende Auswirkungen auf die stoffliche Zusammensetzung des Sicker- und Grundwassers in den Auen. Der hydraulische Anschluss des Grundwassers an die Auendeckschicht (gespannte Verhältnisse) ist entscheidend für den kapillaren Aufstieg und damit für Stoffausträge aus der Deckschicht. Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse zur Wasserstandsdynamik konnten eindeutig zeigen, dass der Grundwasserspiegel in weiten Bereichen der Aue im Jahresmittel unter das Liegende der Auenlehmdeckschicht absinkt und somit in den untersuchten Flussauen ganzjährig kein überwiegend flurnahes Grundwasserregime vorherrscht. Negativ auf das Grundwasser wirken dabei auch tiefere MW- und NW-Wasserspiegellagen des Flusses, infolge der Sohleneintiefung der Elbe. Die über lange Zeiträume vorherrschenden ungespannten Verhältnisse im Grundwasserleiter bedingen nach lokalen Niederschlagsereignissen vertikale Infiltrationen mit Stoffeinträgen. Im belüfteten Grundwasserleiterbereich kann es dadurch zur Gewässer belastenden Mobilisierung von Spurenstoffen je nach Redoxzustand und pH-Wert kommen, z.B. durch Oxidation sulfidischer Komponenten insbesondere für die quantitativ vorherrschenden Eisen-Verbindungen (FeS₂). Analysen belegen für das Perkolat häufig ein Vielfaches der im oberflächennahen Grundwasser nachgewiesenen Konzentrationen, dies gilt besonders für DOC und Sulfat. Für die Klärung des Schwefel-Haushalts können Isotopenbestimmungen an Sulfat beitragen, da bei Umwandlungen zwischen oxidiertem und reduzierten Schwefel ausgeprägte Isotopenfraktionierungen auftreten. Deshalb wurden Schwefel-34- und Sauerstoff-18-Messungen am Sulfat durchgeführt, um Herkunft und Umwandlungsprozesse – z.B. geogener Ursprung oder Eintrag durch Sickerwasser (jahrzehntelange atmosphärische Deposition auf Geländeoberfläche) – des Sulfatschwefels zu untersuchen.

5 Stofftransport bei Hochwasser

Zur Beschreibung der Fließprozesse in ungesättigter und gesättigter Bodenzone werden neben den klassischen Methoden der Hydrogeologie in zunehmenden Maße auch isotopehydrologische Methoden eingesetzt (MOSERT UND RAUERT 1980, CLARK UND FRITZ 1997). Mit der Messung natürlich vorkommender stabiler Isotope können zeitliche Veränderungen und Mischungsprozesse im Grundwasserleiter untersucht werden.

Anhand der Isotopensignaturen von Deuterium und Sauerstoff-18 konnten während eines Hochwasserereignisses im März 1999 (HQ 5) Zumischungen von Flusswasser ins Grundwasser nachgewiesen werden. Bei Anwendung einer einfachen Mischungsgleichung mit den Endgliedern Flusswasser und regionales Grundwasser zeigt sich anhand der Isotopendaten, dass 70 % Flusswasseranteile im oberflächennahen Grundwasser bei Hochwasser vorhanden sind. Auch die hydraulischen Prozesse und der Mechanismus der Auenüberflutung während eines Hochwasserereignisses konnten anhand der Isotopencharakteristik eindeutig nachvollzogen werden. Bei ansteigendem Wasser im Fluss zu Beginn des Hochwassers entwickelt sich ein hydraulisches Gefälle vom Fluss zum Rand der Aue hin, es kommt zu stagnierenden Grundwasserverhältnissen ohne Stoffinfiltration in den Grundwasserleiter. Ein Großteil der Aue wird aber bereits vor Erreichen des überbordvollen Abflusses über den Aufstau kleinerer Vorfluter und Infiltration von Oberflächenwasser entlang von Senken und Flutrinnen vom rückwärtigen Bereich der Aue linienhaft überflutet. Auenbereiche, die nicht an das System linienhafter Geländedepressionen angeschlossen sind, bleiben noch trocken. Erst nach Überschreiten des bordvollen Abflusses und dem einsetzenden Überfluten der Uferwälle (Ausuferung) wird die Aue flächenhaft überschwemmt.

Eine geeignete Kenngröße zur Identifikation von Flusswasserinfiltrationen ins Grundwasser bei Hochwasserereignissen ist u.a. auch die elektrische Leitfähigkeit. Bei infiltrierenden Verhältnissen in der

Aue macht sie sich durch eine starke Abnahme im Grundwasser bemerkbar, da die Ionengehalte im Elbewasser wesentlich geringer sind als im landseitigen Grundwasser.

6 Schlussfolgerungen

Der Wasserhaushalt der Auen bewegt sich zwischen Überflutung durch Hochwasser und extremer Austrocknung in Niedrigwasserzeiten. Insgesamt kann in den Elbauen ein Grundwasserstrom festgestellt werden, der vom Fluss als Uferfiltrat und bei Hochwasser durch Versickerung im Überflutungsgebiet sowie permanent von den Terrassen bzw. Hochflächen gespeist wird. Die hydrochemische Zusammensetzung des Grundwassers ist hydrogeologisch, geogen und nutzungsbedingt geprägt. Als wesentliche Größe bei der Modifizierung der Merkmale erwies sich die Grundwasserdynamik.

Die vom Fluss induzierten großen Grundwasserstandsschwankungen haben weitreichende Auswirkungen auf den Stoffhaushalt der Auen. Wesentliche Einflussfaktoren auf die Stoffdynamik stellen die Feldparameter z.B. pH-Wert, Redoxpotenzial und Temperatur dar, da sie als Steuergrößen das geochemische Milieu im Auengrundwasserleiter maßgeblich beeinflussen. Das Gefährdungspotenzial, das von Nähr- und Schadstoffen ausgeht, spielt aufgrund periodischer Überschwemmungen eine wichtige Rolle für die Auen. Die richtige Einschätzung dieser Gefährdungssituation sowie die Vorhersage zukünftiger Belastungen ist Voraussetzung für die Ableitung von Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen z.B. im Rahmen eines integrierten Flussgebietsmanagements.

Durch die Anwendung von Isotopenmethoden konnte in den Auen der Nachweis des direkten Stoffeintrages durch zeitweise infiltrierendes Flusswasser in den oberflächennahen Grundwasserleiter während eines Hochwassers (März 1999) erbracht werden. Die Messung von stabilen Umweltisotopen ($\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$) wurde sinnvoll zur Klärung der Wasserbewegung und des Stofftransportes im Auenökosystem eingesetzt. Deutliche Veränderungen der chemischen und isotopischen Zusammensetzung des Grundwassers während eines Hochwasserereignisses konnten festgestellt werden. In den Auen an der Mittleren Elbe sind außerdem die Parameter Temperatur, pH-Wert, DOC- und Chlorid-Konzentration gut zur Erfassung von Stoffaustauschverhältnissen geeignet. Den geringen Kosten für die analytische Bestimmung dieser Kenngrößen steht dabei die Notwendigkeit häufiger Messungen und entsprechend ausgebauter Messstellen gegenüber.

Literatur

- BÖHNKE, R., GEYER, S. (2000) Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlisch, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York 99–109
- CLARK, I., FRITZ, P. (1997). Environmental Isotopes in Hydrogeology. Boca Raton, New York: Lewis Publishers, Kap. 4, 79–110, Kap. 6, 137–170
- DISTER, E. (1985) Auenlebensräume und Retentionsfunktion. Laufener Seminarbeiträge 3, 74–90
- JORDAN, H., WEDER, H.-J. (Hrsg.) (1995) Hydrogeologie – Grundlagen und Methoden. 2. Aufl. Stuttgart: Enke
- MOSE, H., RAUERT, W (1980) Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 8. Isotopenmethoden in der Hydrologie. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger, Kap. 4, 335–358

Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung

Jörg Rinklebe, Christa Franke, Kathrin Heinrich, Christoph Helbach, Heinz-Ulrich Neue

1 Grundzüge der Verbreitung von Auenböden der Elbe

Die Bodenverbreitung der Auenlandschaften „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby, der „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz im Biosphärenreservat Mittlere Elbe sowie „Dornwerder“ bei Sandau im Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“ wurde im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundprojektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA) beispielhaft erkundet. Detaillierte Kartenrecherchen und Vorerkundungsarbeiten führten zur Konzeptbodenkartenerstellung (RINKLEBE UND NEUE 1999). Im Zuge umfangreicher Bodenkartierungen wurden Bodenformenkarten nach der gültigen deutschen Bodenklassifikation (KA 4 1994 und ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1998) angefertigt.

Generell finden sich am ufernahen Elbbereich Sapropelle aus Organomudden, Ramblen und Paternien bis Gley-Paternien aus Auensand. Auf den unteren Elbtterrassen werden große Flächenareale von vergleyten Tschernitzen aus Auenschluffen eingenommen. Eine nahezu flächenhafte Auenlehmdecke überzieht die Gebiete, es dominieren Vegen aus Auenlehmen. Die Randbereiche der Flutrinnen werden aus Bodengesellschaften von Gley-Vegen und Vega-Gleyen aus Auenlehmen gebildet. In den Flutrinnen finden sich Gleye aus Auentonschluffen bis Auenschlufflehmen. Stellenweise konnten sich Pelosol-Gleye und Pseudogley-Gleye aus Auentonen bilden (weiter führende Details siehe RINKLEBE ET AL. 2000A,B,C,D).

2 Standorte und Methoden

In den drei RIVA -Untersuchungsgebieten wurden die 60 Probeflächen feldbodenkundlich bis 1 m Bodentiefe erkundet, beschrieben, die Bodenart mit der Fingerprobe bestimmt und nach der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) (KA 4) und dem ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) nach Bodenformen klassifiziert. (Detaillierte Standortbeschreibungen finden sich in FRANKE UND NEUMEISTER, 1999 und RINKLEBE ET AL. 1999A,B, 2000A,B,C). Der Oberboden (0 – 20 cm) wurde bodenkundlich beprobt und laboranalytisch der pH-Wert (in KCl-, CaCl₂-Lösung und destilliertem H₂O), die C_t-, N_t-Gehalte (mittels C/N/S- Analyser, Vario EL Heraeus), die P_{DL}-, K_{DL}-Gehalte (nach HBU 2000) und die Zn_t-, Cd_t-, Pb_t-, Cu_t-, Ni_t-, Cr_t-, Fe_t-, Mn_t-, Al_t-, Na_t-, K_t-, Ca_t- und Mg_t-Gehalte (mittels Flammen-AAS) sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Die Wassergehalte im pF-Bereich (pF = log cm Wassersäule) 1,8, 2,5 und 3,0 wurden mit einer Druckmembranapparatur bestimmt. Die Messung der Wassergehalte für den pF-Wert 4,2 (15 bar) erfolgte an gestörten Flachzylinderproben im Hochdruckapparat. Die statistischen Verrechnungen erfolgten mittels des Programmpaketes SPSS 7,5 FÜR WINDOWS (1997).

Die bodenhydrologischen Intensivmessplätze beinhalten in jedem Messfeld eine tensionsgesteuerte Saugkerzenanlage, an welcher in jeweils drei Tiefen (jeweils Horizontmitte nach der bodenkundlichen Ansprache der Bodenprofile) und drei Replikationen Bodenlösung gewonnen wird, an denen Nährstoffkonzentrationen im Labor analysiert wurden. Außerdem werden die Bodenfeuchte, das Matrixpotenzial und die Bodentemperatur in drei Replikationen per Datenlogger aufgezeichnet. Tab. 1 zeigt die mit den Intensivmessplätzen erfassten Bodenformen von Auenböden der Elbe, die Messtiefen sowie das Messprogramm.

Tab. 1. Ausstattung der Bodenhydrologischen Messplätze auf den Schleusenheger Wiesen in der Elbaue bei Wörlitz sowie die erfassten Auenbodenformen

Bodenform	Messgröße	Bodentiefe [cm]
Pseudogley - Gley aus Auenschluffton über Auensand	Bodentemperatur (PT 100) Bodenfeuchte (TDR) Saugspannung (Tensiometer) Bodenlösung (Saugkerzen)	30, 60, 100
Vega aus Auensandlehm	Bodentemperatur (PT 100) Bodenfeuchte (TDR) Saugspannung (Tensiometer) Bodenlösung (Saugkerzen)	20, 70, 90
Tschernitza aus Auenschluff	Bodentemperatur (PT 100) Bodenfeuchte (TDR) Saugspannung (Tensiometer) Bodenlösung (Saugkerzen)	30, 70, 90

3 Möglichkeiten der Übertragbarkeit von stabilen Eigenschaften von Auenböden der Elbe

Einen Überblick über die Grundzüge der Verbreitung von Böden in der Landschaft ist mittels Kartenrecherchen für einen Sachkundigen relativ einfach zu gewinnen. In den Geologischen Landesämtern liegen Bodenkarten (Reichsbodenschätzung, **Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Kartierung (MMK)**, Bodenübersichtskarten und diverse weitere Bodenkarten) sowie geologische Karten vor; diese sind prinzipiell verfügbar. Obwohl Bodenformen einen Komplex bodenökologischer Eigenschaften integrieren, unterscheiden sie sich durch bestimmte Bodeneigenschaften voneinander. Können diese Unterschiede anhand feldbodenkundlich oder laboranalytisch messbarer Parameter quantifiziert werden, so ist es möglich, den Bodenformen spezielle Eigenschaften zuzuordnen. Zum Beispiel weisen Tschernitzen aus Auenschluffen hohe Humus- Nähr- und Schadstoffgehalte auf. Sind also Informationen über deren Verbreitung verfügbar, sind an diesen Standorten ähnliche Eigenschaften zu erwarten; es ist eine Prognose möglich. Die Bodenkarten geben über die Verbreitung von Bodenformen oder Bodentypen in der Landschaft Auskunft. Mit Hilfe der Karten können so Bodeneigenschaften anderer Auenökosysteme prognostiziert werden. Kenntnisse über das Bodeninventar und seine Bodeneigenschaften sind hierfür Voraussetzung. Folglich ermöglicht die Kenntnis über die Verbreitung von Bodenformen eine Übertragbarkeit von Bodeneigenschaften auf Auenböden anderer Standorte. (FRANKE ET AL. 1999, 2000; RINKLEBE ET AL. 2000B,C).

Zunächst wurden die Bodenformen der UG und deren Eigenschaften erfasst. Mit den Flächen deckenden bodenkundlichen Kartierungen sind 13 Bodenformen von Auenböden ausgewiesen (Tab. 1). Nach den Regeln der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) (KA 4) und dem ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) erfolgte eine Aggregation der Bodenformen (Tab. 2).

Nährstoffe und Schwermetalle im Boden werden vorrangig an Ton und Kohlenstoff sorbiert. Exemplarisch wurde der P_{DL} -Gehalt ausgewählt und hier dargestellt (Abb. 1 – 3).

Tab. 2. Aggregierung von Auenbodenformen

Ursprüngliche Bodenform nach KA 4	Symbol nach KA 4	Aggregation 1 der Bodenform	Symbol nach KA 4	Aggregation 2 der Bodenform	Symbol nach KA 4				
Vega aus Auentonschluff über (tiefem) Auensand	AB: fo-tu//fo-s	Vega aus Auenlehm	AB: fo-l	Vega aus Auenlehm	AB: fo-l				
Vega aus Auennormallehm über (tiefem) Auensand	AB: fo-l//fo-(k)s								
Vega aus Auensandlehm	AB: fo-sl								
Vega aus Auenlehmsand/ Auensandlehm über (tiefem) Auensand	AB: fo-ls//fo-ss								
Paternia aus Auensand	AQ: fo-s					Paternia aus Auensand	AQ: fo-s	Auengley aus Auentonschluff	GGa: fo-tu
Gley-Vega aus Auenlehm	GG-AB: fo-l					Vega-Gley aus Auenlehm	AB-GG: fo-l		
Vega-Gley aus Auenlehm über (tiefem) Auensand	AB-GG: fo-l//fo-s					Pelosol-Gley aus Auenton	DD-GG: fo-ut		
Pelosol-Gley aus Auenton	DD-GG: fo-ut					Auengley aus Auentonschluff	GGa: fo-tu	Tschernitza aus Auenschluff	AT: fo-u
Auengley aus Auenschluffton über Auensand	GGa: fo-ut//fo-s					Auengley aus Auensandlehm	GGa: fo-sl		
Auengley aus Auentonschluff/Auenlehm über (tiefem) Auensand	GGa: fo-tu//fo-s					Tschernitza aus Auenschluff	AT: fo-u		
Auengley aus flachem Auenlehm über Auensand über Auentonschluff	GGa: fo-l//fo-s//fo-tu								
Auengley aus Auensand über (tiefem) Auenschluffton	GGa: fo-s//fo-ut								
Tschernitza aus Auenschluff über (tiefem) Auensand	AT: fo-u//fo-s								

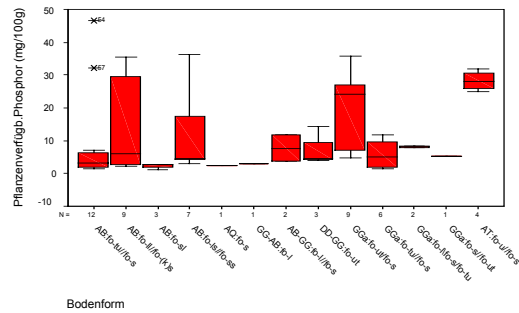


Abb. 1. Konzentrationen und Variabilitäten des P_{DL}- Gehaltes aller Bodenformen dreier Elbauen-ökosysteme

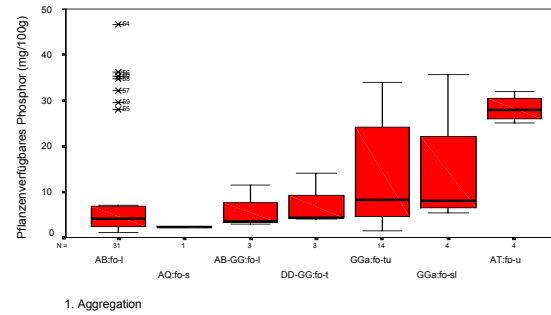


Abb. 2. Konzentrationen und Variabilitäten des P_{DL}- Gehaltes der im ersten Schritt aggregierten Bodenformen dreier Elbauenökosysteme

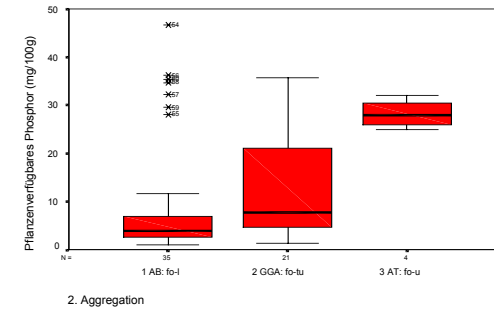


Abb. 3. Konzentrationen und Variabilitäten des P_{DL}- Gehaltes der im zweiten Schritt aggregierten Bodenformen dreier Elbauenökosysteme

Abb. 1 – 3 zeigen die Extrema, Minimum und Maximum, Quantile sowie die Mediane des doppellaktlöslichen Phosphors gegliedert nach Bodenformen aller drei Gebiete (Symbole s. Tab. 2).

Die Mediane des P_{DL} -Gehaltes der Veges aus Auentonschluff, aus Auennormallehm, aus Auensand-lehm, aus Auenlehmsand und der Gley-Vega aus Auenlehm unterscheiden sich nicht signifikant. Jedoch ist die Heterogenität innerhalb der Veges aus Auennormallehm und der Veges aus Auenlehm-sand am höchsten (Abb. 1).

Die Auengleye aus Auentonschluffen zeigen im Vergleich zu den anderen Gleyen den höchsten Median und die größte Heterogenität hinsichtlich des P_{DL} -Gehaltes. Innerhalb der Gleye lassen sich keine weiteren signifikanten Unterschiede hinsichtlich des P_{DL} -Gehaltes nachweisen (Abb. 1).

Die Tschernitzen aus Auenschluffen weisen im Median die höchsten P_{DL} -Gehalte und eine geringe Heterogenität auf. Sie unterscheiden sich von den anderen Bodenformen signifikant. Tschernitzen aus Auenschluffen sind im elbnahen Flussbereich ausgebildet. In ihnen wurden die höchsten Nährstoff- und Schwermetallgehalte gemessen. Aufgrund ihrer sehr hohen Kohlenstoffgehalte und der besonderen Humusqualität ist in ihnen das Nährstoff- und Schwermetallbindungsvermögen am höchsten (Abb. 1 – 3).

Werden die Bodenformen aggregiert (1. Aggregation, Abb. 2), so zeigen sich zwischen den Veges jeglichen Substrates kaum Unterschiede. Die Gleye aus Auentonschluffen und Auensandlehmen zeigen hinsichtlich des P_{DL} -Gehaltes größere Variabilitäten als die anderen Bodenformen. Die Tschernitzen aus Auenschluffen lassen sich durch die höchsten Gehalte sehr gut von den anderen Bodenformen diskriminieren.

In der 2. Aggregation werden die Unterschiede zwischen den Bodenformen sehr deutlich (Abb. 3). Die Tschernitzen aus Auenschluffen weisen signifikant höhere P_{DL} -Gehalte als die Gleye aus Auentonschluffen und die Veges aus Auenlehmen auf (Abb. 3). Die Gleye aus Auentonschluffen weisen hohe Ton- und Kohlenstoffgehalte auf, dementsprechend wurden an diesen Böden der Flutrinnenstandorte höhere Nährstoff- und Schwermetallgehalte als bei den Veges aus Auenlehm gemessen.

Stellvertretend ist hier P_{DL} dargestellt. Alle untersuchten Nähr- und Schadstoffe verhalten sich grundsätzlich ähnlich. So lässt sich hinsichtlich der Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenformen der untersuchten Auenböden generell folgende Reihung ableiten und statistisch absichern:

Tschernitzen aus Auenschluffen > Gleye aus Auentonschluff > Veges aus Auenlehm.

Die Aggregation der Auenbodenformen auf hohem Niveau ermöglicht eine Differenzierung der Böden nach messbaren Bodeneigenschaften (Nähr- und Schadstoffgehalte, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit etc.). Den Bodenformen können Nähr- und Schadstoffgehalte bzw. deren Spannweiten durch eine derartige Aggregation differenziert zugeordnet werden. Damit ist bei Kenntnis der Bodenverbreitung eine Prognose mit Hilfe von Bodenkarten hinsichtlich von Nähr- und Schadstoffgehalten und deren Spannweiten in Böden weiterer Auenökosysteme möglich und eine potenzielle Übertragbarkeit gegeben.

4 Dynamik von Auenböden der Elbe

Die Aggregation der Auenbodenformen erfolgte in drei große Gruppen, die Tschernitzen aus Auenschluffen, Gleyen aus Auentonschluffen und Veges aus Auenlehm. Dementsprechend sind Repräsentanten dieser drei Bodenformen für ein kontinuierliches Monitoring von dynamischen bodenkundlich-hydrologischen Kennwerten ausgewählt worden und hier dargestellt (Abb. 5): Eine Tschernitza aus Auenschluff, ein Pseudogley-Gley aus Auenschluffton über Auensand und eine Vega aus Auensandlehm.

Temperatur: Die Bodentemperatur beeinflusst die Geschwindigkeit chemischer Prozesse und damit sämtliche Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse der Organismen im Boden (GISI ET AL. 1990). Die Auswirkungen der Temperatur auf Materialeigenschaften der Bodenbestandteile, wie z.B. auf die Oberflächenspannung oder die Viskosität der Bodenlösung, sind ebenso wichtig (GISI ET AL. 1990). Die Luft- und Bodentemperaturen sinken entsprechend der saisonalen Temperaturschwankungen in den

Wintermonaten und in den Sommermonaten steigen sie (Abb. 5). Dabei reagiert die Bodentemperatur gegenüber der Lufttemperatur verzögert; außerdem unterliegt sie nicht so starken Schwankungen wie die Lufttemperatur (HEINRICH ET AL. 2000A, B). Die Oberbodenhorizonte unterliegen dabei verhältnismäßig größeren Schwankungen als die Untergrundhorizonte. Die Untergrundhorizonte erwärmen sich im Frühjahr/ Sommer langsamer und kühlen im Herbst/Winter langsamer ab als die Oberbodenhorizonte. Die Unterböden „speichern“ im Herbst/Winter die Bodenwärme.

Bodenfeuchte : Wasservorrat und -verteilung in Auenböden können kurzfristig stark schwanken. Praktisch sämtliche Transport- und Speichereigenschaften des Bodens sind vom Wassergehalt abhängig (GISI ET AL. 1990). Eine Durchfeuchtung der Auenböden erfolgt – im Gegensatz zu terrestrischen Böden – von oben durch Niederschlags- bzw. Überflutungswasser *und* von unten durch das aufsteigende Grundwasser. Dementsprechend weist die mittlere Bodentiefe in der Vega aus Auensandlehm von 12/98 bis 03/99 die geringste Bodenfeuchte auf. Hier kommt es außer bei extremen Hochwasserereignissen ausschließlich zu einer Beeinflussung der Bodentiefe 20 cm durch das Niederschlagswasser, während die Bodentiefe 90 cm unter Grundwassereinfluss steht. Abb. 5 zeigt u.a. den Verlauf der Bodenfeuchte in der grundwasserfernen Vega aus Auensandlehm in der Tiefe von 20 cm, 70 cm und 90 cm. Zu Beginn des Jahres 1999 beträgt der volumetrische Wassergehalt 40,4 %, 35 % und 38,6 %. Der Boden ist nicht gesättigt. Die pF-Werte sind 2,5, 2,0 und 1,9. Die Schwankungen sind gering. In der Nähe der Bodenoberfläche sind die Wassergehalte bis zum Mai höher als im tieferen Boden. Dies ist eine Folge der Wasserzufuhr überwiegend bedingt durch Niederschläge. In den folgenden Horizonten wurde die BF vor allem durch das Winterhochwasser mit einem hohen Grundwasserstand bedingt (HELBACH 2000).

Mit Eintreten intensiven Pflanzenwachstums nimmt ab Mai die Bodenfeuchte in 20 cm Tiefe auf 36 Vol. % ab. Im Juni verbleibt die Bodenfeuchte auf gleichem Niveau, da Niederschläge die Evaporation ausgleichen. Im Juli fällt die BF dann bis auf 26 Vol. % ab. Die starke Abnahme des Wassergehaltes wird durch den Wasserverbrauch der Vegetation und die Evaporation verursacht. Die Entwässerung des Bodens über die Feldkapazität hinaus wird durch Pflanzen hervorgerufen, die das Wasser bis zum permanenten Welkepunkt (pF 4,2) zu entziehen vermögen. Auf diesen Wert pegelt sie sich bis in den November ein. Am Ende der Vegetationszeit steigt die BF mit steigendem Niederschlag rasch an. Mit 36,3 % erreicht die BF nahezu den Anfangswert von 40,4 %, liegt aber unterhalb der Sättigungsgrenze. In 70 cm bzw. 90 cm Tiefe nimmt die Bodenfeuchte erst ab Juli langsam um wenige Prozente auf 30 bzw. 34 Vol. % ab. Bis zum Jahresende verbleibt sie auf diesem Niveau. (HELBACH 2000).

Bei dem Gley aus Auenschluffton über Auensand (Flutrinnenstandort) lässt sich aufgrund der besonderen Bodenausbildung und der hohen Überflutungsdauer ein anderer Zusammenhang erkennen. Nach Hochwasserereignissen ist dieser Standort aufgrund der mittleren tonreichen Bodenzone, welche als Stauer fungiert, bis zu drei Monaten überflutet. Deshalb wird in der mittleren tonreichen Bodenzone am meisten Wasser gespeichert, und die Bodenfeuchte ist hier am größten.

Tension: Die Saugspannung sinkt bei Überflutung erwartungsgemäß in allen Tiefen bei allen drei Böden auf Werte unter 0 mbar. Fallen die Böden trocken, steigt die Tension wieder an; am schnellsten und am stärksten im oberen Bodenhorizont (HEINRICH ET AL. 2000A,B).

Die Wasserspannungskurve gibt den Wassergehalt eines Bodens bei einer bestimmten Wasserspannung wider. Der Verlauf der Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung ist für jeden Horizont charakteristisch. Er wird als Wasserspannungskurve oder pF-Kurve bezeichnet und ist eine Größe für Berechnungen von Wasserbewegungen und anderen Größen des Wasserhaushalts (SCHEFFER 1998).

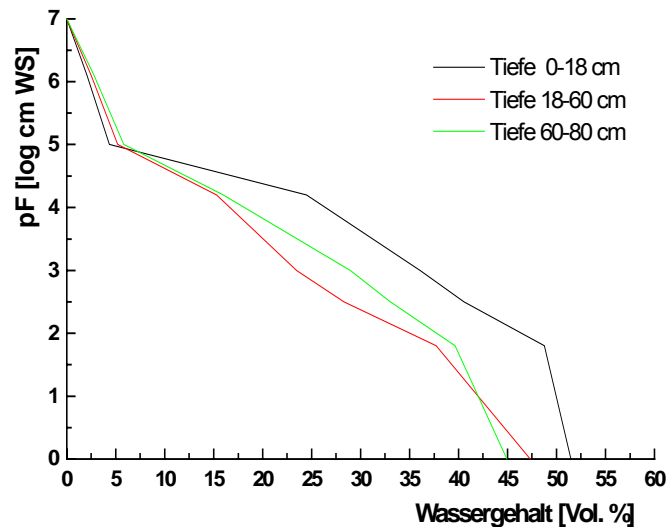


Abb. 4. Wasserspannungskurven in drei Bodentiefen in einer Vega aus Auensandlehm

Die Abb. 4 zeigt die Beziehung von Wassergehalt und Wasserspannung in der Vega aus Auensandlehm. Das Substrat ist sandig (Slu, Sl4, Sl4), die Trockenrohdichten liegen bei (1,24, 1,39 und 1,47 g/cm³ – Angaben im Tiefenverlauf). Das Grobporenvolumen in der Tiefe 0 – 18 cm beträgt 51,48 Vol. %, in 18 – 60 cm 47,33 Vol. % und in 60 – 80 cm 44,95 Vol. %. Die nutzbare Feldkapazität beträgt, über den gesamten Tiefenverlauf, ca. 24 Vol. %. Die Anteile der Grobporen an der nFK schwanken zwischen 6,61 Vol. % (60 – 80 cm) und 9,41 Vol. % (18 – 60 cm). Die Mittelporen weisen, im Tiefenverlauf, 16,06, 13,01 und 17,05 Vol. % auf. Im Jahresverlauf der Bodenfeuchte 1999 werden maximale pF-Werte von 4,07, 2,35 und 2,38 erreicht. Der unterschiedliche Verlauf der Kurven wird durch die verschiedenartige Porengrößenverteilung der Böden verursacht. Das Gesamtporenvolumen und die Porengrößenverteilung sind maßgeblich für die Verteilung von belüftenden und Wasser führenden Poren. (HELBACH 2000).

Wasserstände: Unterschiede hinsichtlich der Überflutungsdauer und der Grundwasserstände sind im Vergleich der drei Bodenformen deutlich erkennbar. Der Gley aus Auenschluffton (Flutrinnenstandort) ist am längsten überflutet. Zwischen Fluss- und Grundwasser besteht ein enger hydraulischer Kontakt (BÖHNKE UND GEYER 1999, 2000). Die Wasserstandsänderungen in der Elbe führen im Ufernahbereich zu einem Wechsel von infiltrierenden und exfiltrierenden Verhältnissen, wobei die flussnahen Auenbereiche die stärksten Grundwasserschwankungen aufweisen (bis zu 5 m) (BÖHNKE UND GEYER 1999, 2000).

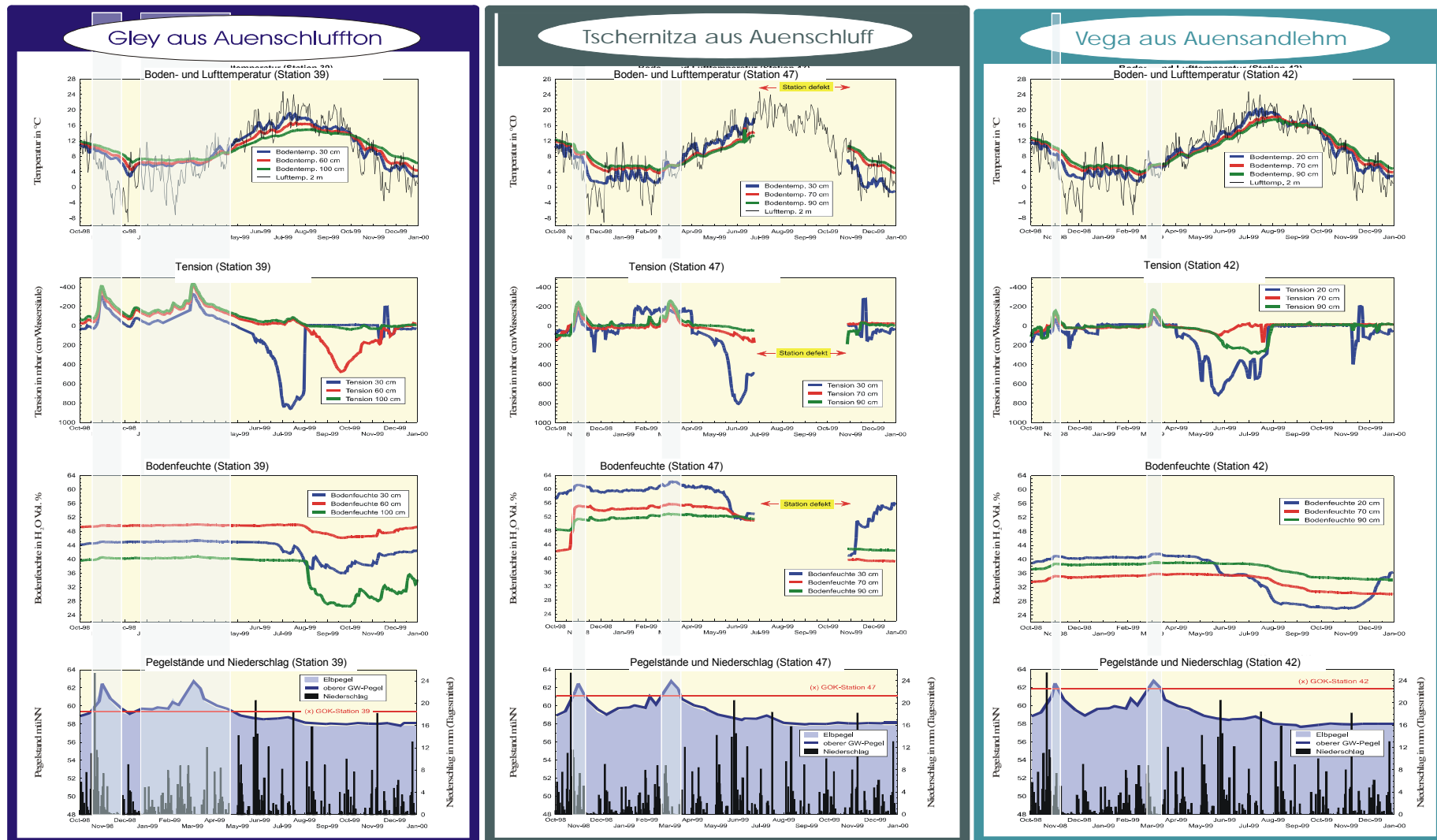


Abb. 5. Bodentemperatur, Tension, Bodenfeuchte in einem Gley aus Auenschluffton, einer Tschernitza aus Auenschluff und in einer Vega aus Auenandelehm gemessen in jeweils drei Bodentiefen (10/98 – 01/00) sowie die Lufttemperatur, der Wasserstand, die Überflutungsdauer und die Niederschlagsverteilung der „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. Verb. u. erw. Aufl. Hrsg. Bundesanstalt für Geowiss. u. Rohst. u. Geologische Landesämter d. BR Deutschland: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hannover
- ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell. Band 86: 1–180
- BÖHNKE, R., GEYER, S. (1999) Grundwasserdynamik und -beschaffenheit der Elbauen im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaften. Bd. 11: 145–152. ISSN: 0948–1257
- BÖHNKE, R., GEYER, S. (2000) Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 99–108
- FRANKE, C., NEUMEISTER, H. (1999) Räumliche Datendichte zur Abbildung der räumlichen Variabilität des pH-Wertes. Leipziger Geowissenschaften. Bd. 11., S. 105–112. ISSN: 0948-1257
- FRANKE, C., RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H., NEUE, H.-U., GEYER, S. (1999) Räumliche Verteilung ausgewählter Bodenkennwerte im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ und Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“, Leipziger Geowissenschaften. 11: 167–174
- FRANKE, C., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2000) Heterogenität ausgewählter Kennwerte unterschiedlicher Bodenformen von Auenböden. ATV-DVWK-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22:230–231
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H. (1990) Bodenökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart. New York. ISBN: 3 13 747201 6
- HBU – HANDBUCH DER BODENUNTERSUCHUNG (2000) Bd. 1 und 2. DIN-Vorschriften. Wiley-VCH. Beuth Berlin Wien Zürich
- HEINRICH, K., POTESTA, H., RINKLEBE, J., BÖHNKE, R., GEYER, S., NEUE, H.-U. (2000A) Zusammenhang zwischen bodenphysikalischen Kennwerten und der Fluviodynamik in Auenböden der Mittleren Elbe. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. Tagungsband des Statusseminars Elbe - Ökologie vom 02. bis 05. November 1999 in Berlin. S. 229
- HEINRICH, K., POTESTA, H., RINKLEBE, J., BÖHNKE, R., GEYER, S., NEUE, H.-U. (2000B) Zusammenhang zwischen bodenphysikalischen Kennwerten und der Fluviodynamik in Auenböden der Mittleren Elbe. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. Heft 37 Bonn – Bad Godesberg. ISBN: 3-7843-3710-4. 283–286
- HELBACH, C. (2000) Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. Dipl. Arbeit, Halle. Inst. f. Bodenkunde u. Pflanzernährg. der Landw. Fakultät d. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg und der Sektion Bodenforschung des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH. 104 S. u. Anhang
- RINKLEBE, J., FRANKE, C., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H., NEUE, H.-U. (1999A) Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe, Leipziger Geowissenschaften. 11. S. 129–138
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000C) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 37–46
- RINKLEBE, J., HELBACH, C., FRANKE, F., NEUE, H.-U. (2000A) Großmaßstäbige Bodenformenkarte der „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz – Berlin. Tagungsband des Statusseminars Elbe- Ökologie vom 02. bis 05. November 1999 in Berlin. 225–226
- RINKLEBE, J., HELBACH, C., FRANKE, F., NEUE, H.-U. (2000D) Large Scale Soil Mapping of Wetland Soils at the Elbe River. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. Heft 37. Bonn – Bad Godesberg. ISBN: 3-7843-3710-4. 325–328
- RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., HEINRICH, K., NEUE, H.U. (1999B) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell. 91 II, 699–702
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U., NEUE, H.-U. (2000B) Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 27–35
- RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (1999) Großmaßstäbige Konzeptbodenkarte des Untersuchungsgebietes „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Tagungsband der Fachtagung Elbe. Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue. 4. bis 7. Mai 1999 in Wittenberge. Forschungsverbund Elbe-Ökologie. 237–238
- SCHAEFFER, F. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. 14., neu bearbeitete und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schwertmann. Stuttgart. Ferdinand Enke Verlag. ISBN 3-432-84774-2
- SPSS 7,5 FÜR WINDOWS (1997)

Prognose von Redoxpotenzialveränderungen in Auenböden der Elbe

Kathrin Heinrich, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue

1 Einleitung

Die Verfügbarkeit von Nährstoffen für Pflanzen wird in Auenböden wesentlich durch chemische und mikrobielle Oxidations- und Reduktionsprozesse bestimmt, welche durch den Gehalt des Bodens bzw. des Porenwassers an Sauerstoff kontrolliert werden. Solange in einem Boden molekularer Sauerstoff zur Verfügung steht, unterliegen ausschließlich Sauerstoff, anorganische Stickstoff- und Manganverbindungen Oxidations- und Reduktionsreaktionen. Kommt es zu einer Überflutung des Bodens, so werden nach Verbrauch des molekularen Sauerstoffs bis dahin inaktive Redoxsysteme, wie anorganische Fe^{3+} -Verbindungen, Sulfate und CO_2 (CO_3^{2-} bzw. HCO_3^-) durch anaerobe bzw. fakultativ anaerobe Mikroorganismen reduziert. Die Intensität dieser Reduktionsprozesse hängt stark vom Gehalt des Bodens an organischer Substanz sowie von der Temperatur ab (GLINSKI ET AL. 1986). Die Konsequenz dieser Reaktionen ist ein Absinken des Redoxpotenzials des Bodens und ein Ansteigen des pH-Wertes (DOWDELL UND SMITH 1974). D'ANGELO UND REDDY (1994) zeigten, dass die Produktivität sowie die Wasserqualität von Auenböden wesentlich durch die Umsetzung der organischen Substanz des Bodens bestimmt wird. Dabei wird die Art und Menge an freigesetzten Nährstoffen nicht nur von der mikrobiellen Aktivität des Bodens bestimmt, sondern auch von der chemischen Zusammensetzung (Umsetzbarkeit) der organischen Substanz des Bodens (FENCHEL UND JORGENSEN 1977). MCLATCHEY UND REDDY (1998) zeigten, dass beim Übergang von oxidierenden zu reduzierenden Bedingungen die Umsatzraten der organischen Substanz des Bodens abnehmen, was mit einem Absinken der mikrobiellen Biomasse und der Enzymaktivität verbunden ist.

In Naturböden bzw. langjährig gleich bewirtschafteten Flächen stellt sich über lange Zeiträume hinweg ein Fließgleichgewicht zwischen dem Aufbau und der Zersetzung von organischer Substanz des Bodens und damit des organischen Kohlenstoffs ein (KÖRSCHENS 1997). Für die Betrachtung des Einflusses der organischen Substanz des Bodens auf Transformationsprozesse von Nähr- und Schadstoffen im Boden ist nur der Teil der organischen Substanz des Bodens bedeutsam, der in praktisch relevanten Zeiträumen Umsatzprozessen unterliegt. KÖRSCHENS ET AL. (1990) klassifiziert die organische Substanz des Bodens in einen inerten, an den Transformationsprozessen weitgehend unbeteiligten Teil und einen umsetzbaren Teil. Böden mit sehr hohen Anteilen an umsetzbarer organischer Substanz des Bodens können demnach auch hohe Mengen an Nähr- und Schadstoffen transformieren. Dabei kann es zur Überversorgung mit Nährstoffen und erhöhten Mobilität von Schadstoffen kommen, die das Ökosystem nachteilig beeinflussen.

In den folgenden Versuchen wurde der Einfluss von bodenmikrobiologischen Leistungsparametern, der organischen Substanz des Bodens sowie deren umsetzbarer Teil auf das Redoxverhalten von überstauten Auenböden getestet. Beispielhaft werden hier diese Zusammenhänge an Auengleyen diskutiert, da diese Böden im Falle einer Überflutung am längsten überstaut sind und für eine mögliche Nähr- bzw. Schadstoffmobilisierung das höchste Gefahrenpotenzial aufweisen.

Auf Grundlage von im Gelände erhobenen Überflutungszeiträumen und Bodenfeuchte-messungen sowie unter Laborbedingungen ermittelter Redoxpotenzialänderungen pro Tag wurde für Auengleye der Standorte Wörlitz und Steckby der Versuch unternommen, das Mobilisierung-/Verlagerungspotenzial redoxsensitiver Elemente nach Überstauungssituationen vorherzusagen.

2 Material und Methoden

Im Biosphärenreservat Mittlere Elbe wurden entsprechend der Intensität und Dauer der Überflutung Bodenleitprofile angelegt, die bis auf das Bodenvarietäten- bzw. Substratsubtypenniveau klassifiziert und horizontbezogen beprobt wurden. Die Ansprache der Bodenprofile erfolgte nach der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) (KA 4). Das Biosphärenreservat ist durch Niederschlagswerte zwischen 540 und 570 mm gekennzeichnet. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur liegt bei 18,5°C (Monatsmittel 0°C, Juli 18,5°C).

Um eine Überflutung der Bodenprofile zu simulieren, wurde der Verlauf des pH-Wertes und des Redoxpotenzials im Laborversuch in horizontspezifischen Bodensuspensionen (Boden/ Wasser_(bidest)-Verhältnis 1:8, 4 Replikationen) über 120 Tage verfolgt. Es wurde die mittlere Redoxpotenzialänderung pro Tag ermittelt, wobei bei den Unterbodenhorizonten über die gesamte Versuchszeit und bei den Oberbodenhorizonten nach Erreichen des niedrigsten Redoxpotenzialwerts gemittelt wurde.

Die Fraktionierung der organischen Substanz des Bodens erfolgte nach der Heißwasserextraktionsmethode (SCHULZ 1990). Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach ANDERSON UND DOMSCH (1978) in der Heinemeyeranlage (SIR). Die beta-Glucosidase wurde nach HOFFMANN UND DEDEKEN (1965), die alkalische Phosphatase nach TABATABAI UND BREMNER (1969) sowie nach EIVAZI UND TABATABAI (1977) und die Proteaseaktivität nach LADD UND BUTLER (1972) bestimmt.

Die Bodenfeuchtemessungen erfolgten mittels TDR-Technik. Die Wasserstandsmessungen erfolgten über Druckmessungen mittels Multisensormodul (Firma UIT-GmbH Dresden).

3 Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund hoher organischer Kohlenstoffgehalte, besonders in den oberen Horizonten der Böden, wurde nach Überflutung mit einer drastischen Absenkung des Redoxpotenzials gerechnet. So konnten SCHWARTZ ET AL. (1999) in Feldversuchen zeigen, dass nach einer großflächigen Überflutung eines Deichvorlands im Bereich der unteren Mittel-Elbe drastische Redoxpotenzialabsenkungen in Abhängigkeit vom organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) beobachtet werden konnten.

In den Laborexperimenten konnte gezeigt werden, dass die Redoxpotenzialabsenkungen in den humusreichen Oberbodenhorizonten deutlich unterschiedlich zu den anderen Bodenhorizonten verliefen. Bei einer Versuchsdauer von 120 Tagen wurden auch in den jeweiligen Oberbodenhorizonten trotz hoher C_{org} -Gehalte keine negativen Redoxwerte erreicht. Die Minimalwerte des Redoxpotenzials lagen bei 60 mV, wobei das Redoxpotenzial in Flutrinnenbereichen deutlich schneller als in den höher gelegenen Grünlandbereichen sank. Es scheint, dass der organische Kohlenstoff zwar die Kinetik der Redoxpotenzialänderung, nicht aber die Kapazität der Potenzialabsenkung beeinflusst.

Eine mögliche Ursache dafür ist eine unzureichende Menge an umsetzbaren Kohlenstoff, denn nur dieser Anteil der organischen Bodensubstanz beeinflusst die im Boden ablaufenden Prozesse der Stofftransformation entscheidend und wird in Abhängigkeit von dessen Eigenschaften und Standortbedingungen auch mineralisiert. Gleiches gilt auch für den Stickstoff. Als Maß für die im Boden ablaufenden Umsetzungs- und Mineralisierungsprozesse wurde als umsetzbarer Anteil der organischen Bodensubstanz der heißwasserlösliche Kohlenstoff (C_{hwl}) bestimmt, da ein hoher C_{org} nicht zwingend einen hohen umsetzbaren Anteil der organischen Substanz bedingt.

Neben einer ausreichenden Menge an umsetzbaren Kohlenstoff ist auch die Leistungsfähigkeit (Aktivität) der mikrobiellen Biomasse entscheidend, da die Redoxpotenzialänderungen wesentlich durch mikrobielle Prozesse gesteuert werden. Im Gegensatz zu C_{org} und N_t regieren mikrobiologische Parameter in der Regel auch schneller und empfindlicher auf veränderte Umweltbedingungen und können als empfindliche Indikatoren für Veränderungen der Qualität und Quantität der organischen Bodensubstanz dienen (ANDERSON UND DOMSCH 1989, BECK 1984, MCGILL ET AL. 1986, POWLSON ET AL. 1987). Zusammenhänge von Redoxpotenzialänderungen zu bodenchemischen und bodenbiologischen Kennwerten finden sich in Tab. 1. Dabei wurden Beziehungen zur mikrobiellen Biomasse sowie zu

mikrobiellen Leistungsparametern des C-Kreislaufes (beta-Glukosidase), des N-Kreislaufes (Protease) sowie des P-Kreislaufes (alkalische Phosphatase) erstellt, denn eine hohe mikrobielle Biomasse bedingt nicht zwangsläufig eine hohe mikrobielle Aktivität.

Tab. 1. Zusammenhänge von Redoxpotenzialänderungen zu bodenchemischen und bodenbiologischen Kennwerten, ausgewiesen für Auengleye der Standorte Wörlitz und Steckby (Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman, Rho, $\rho = 99\%$)

	delta Eh/ Tag	C _{org}	C _{hwil}	N _t	N _{hwil}	mikrobielle Biomasse	beta-Glucosidase	Protease	alk. Phosphatase
delta Eh/ Tag	1								
C _{org}	-,858(**)	1							
C _{hwil}	-,863(**)	,975(**)	1						
N _t	-,727(**)	,784(**)	,720(**)	1					
N _{hwil}	-,890(**)	,922(**)	,897(**)	,754(**)	1				
mikrobielle Biomasse	-,876(**)	,846(**)	,826(**)	,874(**)	,863(**)	1			
beta-Glucosidase	-,845(**)	,829(**)	,824(**)	,707(**)	,853(**)	,853(**)	1		
Protease	-,809(**)	,856(**)	,819(**)	,877(**)	,864(**)	,860(**)	,971(**)	1	
alkalische Phosphatase	-,656(**)	,717(**)	,650(**)	,806(**)	,649(**)	,689(**)	,639(**)	,600(**)	1

C_{org}: organischer Kohlenstoff [%], N_t: Gesamtstickstoffgehalt [%], C_{hwil}: heißwasserlöslicher Kohlenstoff [mg/100g Boden], N_{hwil}: heißwasserlöslicher Stickstoff [mg/100g Boden], mikrobielle Biomasse: [µgC/g Boden], beta-Glucosidase: [µg Saligenin/g TS*3h], Protease:[µg Tryosin/g TS*2h], alkalische Phosphatase: [µg p-Nitrophenol/g TS*h]

Bei Betrachtung aller Auengleye der Standorte Steckby und Wörlitz (Tab. 1) konnten sowohl für die Gesamtgehalte an C (C_{org}) und N (N_t), die umsetzbaren Anteile an C (C_{hwil}) und N (N_{hwil}), die mikrobielle Biomasse als auch für die mikrobiellen Leistungsparameter hochsignifikante Zusammenhänge zu Änderungen des Redoxpotenzials erstellt werden. Diese Parameter erweisen sich somit als geeignet, Redoxpotenzialänderungen in Auenböden festzustellen und vorherzusagen. Engere Korrelationen zu den umsetzbaren Anteilen C_{hwil} und N_{hwil} sowie zu den bodenmikrobiologischen Parametern zeigen, dass Redoxpotenzialänderungen in stärkerem Maße durch diese Parameter als durch den in der Literatur zumeist verwendeten C_{org} gesteuert werden. Weiterhin wird deutlich, dass die beta-Glukosidase als ein Enzym des C-Kreislaufes, welches den Polysaccharidabbau steuert und eine wichtige Rolle beim vollständigen Abbau von Cellulose zu Glukose spielt, auch eng mit dem C_{org} und C_{hwil} korreliert. Ebenso ist die Protease als ein Enzym des N-Kreislaufes, welches den ersten Abbauschritt komplexer organisch gebundener N-Verbindungen zu Amino-N katalysiert, mit dem N_t und sogar deutlich besser mit dem N_{hwil} korreliert. Die engen Korrelationen zwischen dem heißwasserlöslichen C und N und bodenmikrobiologischen Parametern zeigen, dass mikrobiologische Parameter in hohem Maße durch umsetzbare Kohlenstoffanteile im Boden bestimmt werden.

Auf Grundlage von im Gelände erhobenen Überflutungsdauern (Pegelstandmessungen mittels Multi-Sensormodul) und Bodenfeuchtemessungen sowie unter Laborbedingungen ermittelter Redoxpotenzialänderungen pro Tag wurde für die Auengleye an den Standorten Wörlitz und Steckby der Versuch unternommen, das Mobilisierungs-/Verlagerungspotenzial redoxsensitiver Elemente nach Überstauungssituationen vorherzusagen (Tab. 2). Dazu wurde anhand der im Labor ermittelten Redoxpotenzialänderungen pro Tag sowie der im Gelände durch Pegelstands- bzw. Feuchtemessungen ermittelten Tage an denen das Profil überstaut war, ein zu erwartendes Redoxpotenzial errechnet und daraus das Potenzial der zu erwartenden Nährstoffmobilisierung nach den Angaben in Tab. 3 abgeschätzt. Aus Tab. 2 bzw. 3 ist zu sehen, dass auf dem Standort Wörlitz trotz eines mit Steckby vergleichbaren Überflutungszeitraums mit Ausnahme von Nitrat nicht mit einer Mobilisierung von Nährstoffen zu rechnen ist. Dagegen weist der Standort Steckby ein ganz erhebliches Gefahrenpotenzial hinsichtlich einer erhöhten Nährstoffverlagerung auf. In den obersten 30 cm besteht die Gefahr einer verstärkten Ammonium-, Fe²⁺- und Mn²⁺-Bildung und, verbunden mit einer in diesen Redoxbereichen möglichen Sulfatreduktion, Bildung von schwerlöslichen Sulfiden. Auch muss mit der Bildung des klimarelevanten Spurengases Methan gerechnet werden. Mit der Verlagerung von löslichen N- und Mn²⁺-Verbindungen über eine Tiefe von 100 cm muss ebenfalls gerechnet werden, da auch in einer Tiefe von 100 cm die

Redoxpotenziale unter einen für die Manganreduktion kritischen Wert von 450 mV sinken können. Eine mögliche Ursache für das unterschiedliche Verhalten beider Standorte ist in dem am Standort Wörlitz (325 mg/100g für Steckby, 113 mg/100g Wörlitz bezogen auf den obersten Bodenhorizont) deutlich geringeren Anteil an umsetzbaren Kohlenstoff zu suchen.

Tab. 2. Aus der Redoxpotenzialänderung pro Tag und der Dauer der Überstauung (Pegelstandsmessungen, Bodenfeuchtemessungen) errechnete Redoxpotenziale zweier Auengleye

Standort	Horizonttiefe* [cm]	Anzahl der Überflutungstage laut Pegelstandsmessung	Anzahl der Überflutungstage laut Feuchtemessung	Zu erwartendes Eh laut Pegelstandsmessung	Zu erwartendes Eh laut Feuchtemessung
Steckby	30	221	308	-3 mV	-157 mV
	60	237	315	109 mV	8 mV
	100	276	279	395 mV	395 mV
Wörlitz	30	198	217	453 mV	441 mV
	60	234	258	560 mV	558 mV
	100	276	191	494 mV	525 mV

* bezieht sich auf Einbautiefe der Feuchtesensoren

Tab. 3. Experimentell ermittelte Redoxpotenziale für verschiedene Redoxreaktionen (SCHEFFER 1998)

Redoxreaktion	Eh [V] bei pH=7
Beginn der NO_3^- Reduktion	+0,45 bis +0,55
Beginn der Mn^{2+} -Bildung	+0,35 bis +0,45
O_2 nicht mehr nachweisbar	+0,33
NO_3 nicht mehr nachweisbar	+0,22
Beginn der Fe^{2+} -Bildung	+0,15
Beginn der Sulfatreduktion und Sulfidbildung	-0,05
Beginn der CH_4 -Bildung	-0,12
Sulfat nicht mehr nachweisbar	-0,18

4 Zusammenfassung

In Laborversuchen wurde der Einfluss der organischen Substanz des Boden (C_{org}), des Gesamtstickstoffgehaltes (N_{t}), deren umsetzbarer Teil (heißwasserlöslicher Kohlenstoff (C_{hwl}) und Stickstoff (N_{hwl}) sowie ausgewählter bodenmikrobiologischer Leistungsparameter auf das Redoxverhalten von überstauten Auengleyen getestet. Dazu wurde der Verlauf des pH-Wertes und des Redoxpotenzials in Bodensuspensionen (Boden/Wasser-Verhältnis 1:8) verfolgt.

Bei Betrachtung aller untersuchten Auengleye der Standorte Steckby und Wörlitz konnten sowohl für die Gesamtgehalte an C (C_{org}) und N (N_{t}), die umsetzbaren Anteile an C (C_{hwl}) und N (N_{hwl}), die mikrobielle Biomasse als auch für die mikrobiellen Leistungsparameter hochsignifikante Zusammenhänge zu Änderungen des Redoxpotenzials erstellt werden. Es konnte gezeigt werden, dass zur Prognose von Redoxpotenzialänderungen nach Überstauungssituationen die Bestimmung von umsetzbaren C-Fractionen sowie von mikrobiellen Leistungsparametern besser geeignet sind als der C_{org} . Auf dieser Datengrundlage besteht die Möglichkeit, im Überstauungsfall die Fähigkeit von Böden, Nähr- und Schadstoffe zu transformieren, abzuschätzen bzw. vorherzusagen.

Die unter Laborbedingungen ermittelten Redoxpotenzialänderungen pro Tag wurden zu im Gelände erhobenen Überflutungszeiträumen in Beziehung gesetzt und ein Gefahrenpotenzial hinsichtlich einer verstärkten Nährstofffreisetzung ausgewiesen. Gerade in den Flutrinnenbereichen muss aufgrund der sehr langen Überflutungszeiträume und einhergehenden Gehalten an leicht zersetzbarem Kohlenstoff mit einer verstärkten Nährstoffmobilisierung gerechnet werden.

Literatur

- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215–221
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471–479
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) *Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. Verb. u. erw. Aufl.* Hrsg. Bundesanstalt für Geowiss. u. Rohst. u. Geologische Landesämter d. BRD: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hannover
- Beck, T. (1984) Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden, II. Mitt. Beziehungen zum Humusgehalt. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 147: 467–475
- D'Angelo E.M., Reddy, K.R. (1994) Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. *Journal of Environmental Quality*, 23, 937–943
- Dowdell, R.J., Smith, K.A. (1974) Field studies of the soil atmosphere. II. Occurrence of the nitrous oxide. *Journal of Soil Sciences*, 25: 231–238
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A. (1977) Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9: 167–172
- Fenchel, T.M., Jorgenson, B.B. (1977) Detritus foodchains of aquatic ecosystems: The role of bacteria. *Advanced Microbial Ecology*, 1, 1–58
- Glinski J., Bennicelli, R., Stepniewska, Z. (1986) Changes in the oxygen conditions of the soil of different degrees of compaction subjected to water and drying under the conditions of a model experiment. *Polish Journal of Soil Sciences*, 19: 21–26
- Hoffmann, G., Dedeken, M. (1965) Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der beta-Glukosidase-Aktivität im Boden. *Zeitschrift f. Pfl.ernährg. Düngg. U. Bdkd.* 108: 193–198
- Körschens, M. (1997) Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 41/6: 435–464
- Körschens, M., Schulz, E., Klimanek, E.-M., Franko, U. (1990) Die organische Bodensubstanz-Bedeutung, Definition, Bestimmung. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 41/6: 427–434
- Ladd, J.N., Butler, J.H.A. (1972) Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4: 19–30
- McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A., Cook, F.D. (1986) Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Science* 66, 119
- McLatchey, G.P., Reddy, K.R. (1998) Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *Journal of Environmental Quality*, 27: 1268–1274
- Powelson, D.S., Brookes, P.C., Christensen, B.T. (1987) Measurement of microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19, 159164
- Scheffer, F. (1998) *Lehrbuch der Bodenkunde: Scheffer; Schachtschabel. 14., neu bearb. und erw. Aufl./von P. Schachtschabel – Stuttgart: Enke. ISBN 3-432-84774-2*
- Schulz, E. (1990) Die heißextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). *Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin* 295, 269–275
- Schwartz, R., Gröngröft A., Miehlich, G. (1999) Die Bedeutung der Eindeichung auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewählter Böden an der Mittel-Elbe. In: Friese, K., Kirschner, K., Witter, B. (Hrsg.) *Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle, UFZ-Bericht, 1/1999: 109–112*

Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1: 301–307

Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potenzielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden

Jörg Rinklebe, Kathrin Heinrich, Heinz-Ulrich Neue

1 Einleitung und Ziel

Kohlenstoff ist das mengenmäßig wichtigste Bioelement. Etwa die Hälfte der organischen Bodensubstanz (OBS) setzt sich aus Kohlenstoff zusammen. Die OBS beeinflusst wesentlich die Bindungsformen, die Festlegung und die Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen, die Wasserspeicherkapazität sowie das Pflanzenwachstum (SCHEFFER ET AL. 1998). Sie begünstigt die Bildung und Stabilität eines grobporigen Aggregatgefüges. Redoxpotenzialänderungen sind essentiell an das Vorhandensein der organischen Bodensubstanz gebunden (SCHINNER UND SONNLEITNER 1996, GISI 1997).

In Auenböden ist der Einfluss periodischer Überschwemmungen und die hierdurch ausgelösten Prozesse der Erosion und Sedimentation für die Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz bestimmend. Auenböden können sehr hohe Humusgehalte aufweisen, dies ist die Folge des additiven Effektes von

1. durch die Sedimentation fluviatil transportierten Materials mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz (sedimentäre organische Substanz) und
2. durch eine in situ-Humusbildung von abgestorbenen Pflanzenresten.

Die chemische Zusammensetzung der OBS, insbesondere der sedimentären organischen Substanz ist weitestgehend ungeklärt, da sie sich vielfältig entsprechend ihrer Herkunft aus dem gesamten Stromeinzugsgebiet und ihrer zahlreichen Bindungs- und Lösungsmechanismen zusammensetzt. Im mitteldeutschen und sächsischen Raum wurden während des fluviatilen Transportes Braun- und Holzkohlereste mit organischen Substanzen und schluffig/ lehmigen Substraten vermengt und im pedogenetischen Verlauf locker oder fest aneinander gebunden.

Die Bodenmikroorganismen sind direkt von der Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz abhängig, die OBS dient ihnen als Nährstoff- und Energiequelle (SCHEFFER ET AL. 1998). Der organische Kohlenstoffgehalt im Boden kann dabei als ein erstes, sehr grobes Maß für die potenzielle mikrobielle Stoffumsatzleistung herangezogen werden. Jedoch ist nicht der gesamte organische Kohlenstoff im Boden mikrobiell verfügbar (umsetzbar). Dieser Anteil der OBS muss determiniert werden, wenn eine direkte Bestimmung bodenmikrobieller Kennwerte (z.B. der mikrobiellen Bodenbiomasse und spezieller Bodenenzymaktivitäten) nicht möglich ist und trotzdem präzise Aussagen hierüber benötigt werden. Eine Fraktionierung der organischen Bodensubstanz in einen umsetzbaren (mikrobiologisch wirksamen) und einen inerten Anteil an Auenböden vornehmen zu können, wäre sinnvoll.

Der umsetzbare Teil der OBS ist von entscheidender Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Böden, aber analytisch nicht direkt messbar (KÖRSCHENS UND SCHULZ, 1999). Eine einfache und praktikable Methode zur Bestimmung des umsetzbaren Kohlenstoffanteils durch die Fraktionierung der OBS nach ihrem Umsetzbarkeitsgrad mittels einer chemischen Heißwasserextraktionsmethode verwenden KÖRSCHENS ET AL. (1990) sowie SCHULZ (1997). Diese Fraktionierung entspricht weitestgehend natürlichen Verhältnissen, da Wasser als Extraktionsmittel dient (SCHULZ 1990, 1997). Nach SCHULZ (1997) und KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999) enthält der umsetzbare (heißwasserlösliche) Teil der OBS Teile der mikrobiellen Bodenbiomasse, einfache organische Verbindungen sowie unter den Extraktionsbedingungen durch Wasser hydrolysierbare bzw. depolymerisierbare, also die am leichtesten umsetzbaren Teile der OBS. Diese chemische Heißwasserextraktionsmethode zur Bestimmung des umsetzbaren Teils der OBS validierten an grundwasserfernen, agrarisch genutzten Böden (KÖRSCHENS UND SCHULZ 1999).

Die Methode wurde auf Auenböden übertragen, angewendet und die Beziehungen zwischen der heißwasserextrahierbaren Kohlenstofffraktion sowie bodenmikrobiellen Kennwerten quantifiziert und statistisch abgesichert.

Die Hauptfunktion der Bodenorganismen sind der Ab- und Umbau der organischen Substanz und die Rückführung der Stoffe in eine anorganische Form, in der sie von den Pflanzen wieder aufgenommen werden können (GISI 1997). An den vielfältigen Stoffumsetzungen im Boden wie z.B. bei der Mineralisierung, bei der Humifizierung oder bei Redoxprozessen sind Enzyme als Biokatalysatoren entscheidend beteiligt (SCHINNER UND SONNLEITNER 1996, GISI 1997).

Die Bodenmikroorganismen haben durch ihre Bedeutung beim enzymatischen Abbau der komplexen organischen Substanz und bei der Freisetzung von Nähr- und Spurenstoffen aus dem mineralischen Bodenbestandteilen eine entscheidende Stellung in den Stoffkreisläufen. Die Stoffwechselleistungen im Boden werden durch das mikrobielle Artenspektrum bestimmt, welches durch die anfallenden Pflanzenreste, die Bodenform und andere Umweltbedingungen beeinflusst wird. (SCHINNER ET AL. 1993, SCHINNER UND SONNLEITNER 1996). In Auenökosystemen wirkt als stark prägender Umweltfaktor das Wasser auf den Boden und seine Stoffwechselleistungen ein.

Enzyme gehören zu den Proteinen und katalysieren biochemische Reaktionen extra- und intrazellulär. Sie umfassen ein breites Spektrum an Hydrolasen, Oxidoreduktasen, Transferasen und Lyasen (BURNS 1978). Bodenenzyme sind an der Umwandlung unterschiedlicher Substrate im Boden beteiligt. Sie können als zellfreie Enzyme mobilisiert in der Bodenlösung oder an Humus- und Tonkolloide sorbiert vorliegen (BURNS 1982). Sie sind mikrobiellen, tierischen oder pflanzlichen Ursprungs. Der Anteil der immobilisierten Enzyme in einem Boden ist abhängig von der Oberflächen- und der Ionenaustauschkapazität der organischen Substanz und der Tonminerale im Boden.

Die Enzymaktivität eines Bodens erlaubt, die Einflüsse unterschiedlicher Umweltfaktoren zu beurteilen (ALEF 1991).

Die mikrobielle Biomasse in Böden und die bodenmikrobielle Aktivität nach ihren speziellen Stoffumsatzleistungen einzelner Elementkreisläufe und/oder ihrer Kombinationen (z.B. des C, N, P oder S-Kreislaufes) im Labor zu bestimmen, ist jedoch aufwendig.

Das Ziel war, ein einfaches und praktikables Maß (einen robusten Indikator) für potenzielle bodenmikrobielle Stoffumsatzleistungen in Auenböden zu finden, dessen Auswahl zu begründen und statistisch abzusichern, die Grenzen seiner Gültigkeit abzustecken und dessen Aussagegenauigkeit zu quantifizieren.

2 Standorte und Methoden

Die „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby befinden sich zwischen den Elbstromkilometern 283 und 285,5, die „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz zwischen den Stromkilometern 241,7 und 243,6 und „Dornwerder“ bei Sandau zwischen den Stromkilometern 417 und 418. Die Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz liegen im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“, das UG Sandau im Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“. Die Auenböden drei räumlich voneinander entfernter Untersuchungsgebiete (UG) der Mittleren Elbe gewährleisten die Repräsentanz „aumentypischer“ Bodenformen und ermöglichen grundsätzlich eine Übertragbarkeit der Indikation. Alle drei Gebiete befinden sich im Deichvorland, so dass periodische Überschwemmungen durch die Elbe, bis zu 5 m variierende Grundwasserstände und der Wechsel von Nass- und Trockenphasen die Böden prägen. Die Erkundung der Bodenverbreitung erfolgte flächendeckend (RINKLEBE ET AL. 2000A,B). In den Elbauen wurden 20 Bodenprofile angelegt, detailliert nach der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994), dem ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) und FAO-UNESCO (1990) feldbodenkundlich beschrieben, klassifiziert, horizontweise beprobt und laboranalytisch (bodenchemisch, -biologisch und -physikalisch) charakterisiert. Detaillierte Standortbeschreibungen finden sich in FRANKE UND NEUMEISTER (1999) und RINKLEBE ET AL. (1999, 2000A,B,C).

Für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen wurden pro Horizont 4 Proben (Replikationen) im Abstand von ca. 25 cm feldfrisch entnommen, auf 2 mm gesiebt, tiefgefroren und zur Analyse allmählich (24 h bei 5 °C und nachfolgend 4 h bei 22 °C) aufgetaut. Die Mittelwerte der Replikationen dienten als Ausgangsbasis für die statistischen Analysen.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) erfolgte nach ANDERSON UND DOMSCH (1978) in der Heinemeyeranlage nach HEINEMEYER ET AL. (1989)(SIR). Die β -Glucosidase- (Gluc) wurde nach

HOFFMANN UND DEDEKEN (1965), die Dehydrogenase- (DH) nach THALMANN (1968) und die Proteaseaktivität (Prot) nach LADD UND BUTLER (1972) bestimmt. Das Dimethylsulfoxid-Reduktionsvermögen (DMSO) wurde nach ALEF UND KLEINER (1989) ermittelt.

Die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte (Ct und Nt) wurden an lufttrockenem Boden mittels C/N/S-Analyser (Vario EL Heraeus) gemessen. Der anorganische Kohlenstoff wurde mittels des Gerätes Ströhlein C-mat 550 ermittelt. Die untersuchten Auenböden wiesen keinen anorganischen Kohlenstoff auf, so dass für diese Böden gilt: Gesamtkohlenstoffgehalt = organischer Kohlenstoffgehalt. Die Fraktionierung der organischen Substanz des Bodens erfolgte nach der Heißwasserextraktionsmethode nach SCHULZ (1990) bzw. nach KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999).

Für die statistischen Analysen wurden die Proben aller in den UG auftretenden Bodenformen (20 Profile) einbezogen (Tab. 1).

Tab. 1. Bodenformen der drei geografisch entfernten UG Steckby, Wörlitz und Sandau an der Mittleren Elbe

Vega aus Auentonschluff über (tiefem) Auensand	Pseudogley-Gley aus Auenschluffton über (tiefem) Auensand
Vega aus Auennormallehm über (tiefem) Auensand	Auengley aus Auenschluffton über Auensand
Vega aus Auensandlehm	Auengley aus Auentonschluff/Auenlehm über (tiefem) Auensand
Vega aus Auenlehmsand über (tiefem) Auensand	Auengley aus flachem Auenlehm über Auensand über Auentonschluff
Paternia aus Auensand	Auengley aus Auensand über (tiefem) Auenschluffton
Gley-Paternia aus Auensand	Tschernitza aus Auenschluff über (tiefem) Auensand
Gley-Vega aus Auenlehm	
Vega-Gley aus Auenlehm über (tiefem) Auensand	
Pelosol-Gley aus Auenton	

Die statistischen Verrechnungen erfolgten mittels des Programmpaketes SPSS 7,5 FÜR WINDOWS (1997). Zur Charakterisierung der Stichproben diente das arithmetische Mittel. Zur Prüfung auf Normalverteilung (NV) innerhalb der Stichproben (SP) wurde der Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest ($n \geq 10$) angewendet. Bei Normalverteilung (NV) der Stichproben wurden Pearson-, bei nicht normalverteilten Stichproben Spearman-Rho-Korrelationsanalysen durchgeführt. Die Abbildungen wurden mit der Software STATSOFT, INC. STATISTICA 5.1 (1997) erstellt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Abb.1 zeigt die Punkteverteilung der auf dem Niveau von 0,01 hochsignifikanten Korrelation ($r = 0,895$) zwischen dem heißwasserlöslichen (C_{HWL}) und dem organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) an 107 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geografisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe. Die Berechnung integriert alle „auentypische“ Bodenformen. Damit ist ein äußerst breites Substratspektrum (von Auenreinsand bis Auenschluffton), eine sehr große Variation der organischen Kohlenstoffgehalte (C_{org} von 0,02 bis 12,87 %) sowie der heißwasserlöslichen Kohlenstoffgehalte (C_{HWL} von 0,58 bis 325,4 mg/100g) erfasst.

In den untersuchten Auenböden besteht folglich ein von Bodenformen und Bodenarten unabhängiger sehr enger Zusammenhang zwischen der organischen Substanz und seines umsetzbaren Anteils. (In ackerbaulich genutzten Böden fanden diesen Zusammenhang MANZKE (1995), SCHULZ (1997) und KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999).) Bei Differenzierung nach Bodenformen oder Bodenarten kann der Korrelationskoeffizient höhere Werte aufweisen und das Konfidenzintervall (95 %) mehr Messpunkte einschließen, obwohl die Variabilität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte unabhängig von den Bodenformen ist (RINKLEBE ET AL. 2001A).

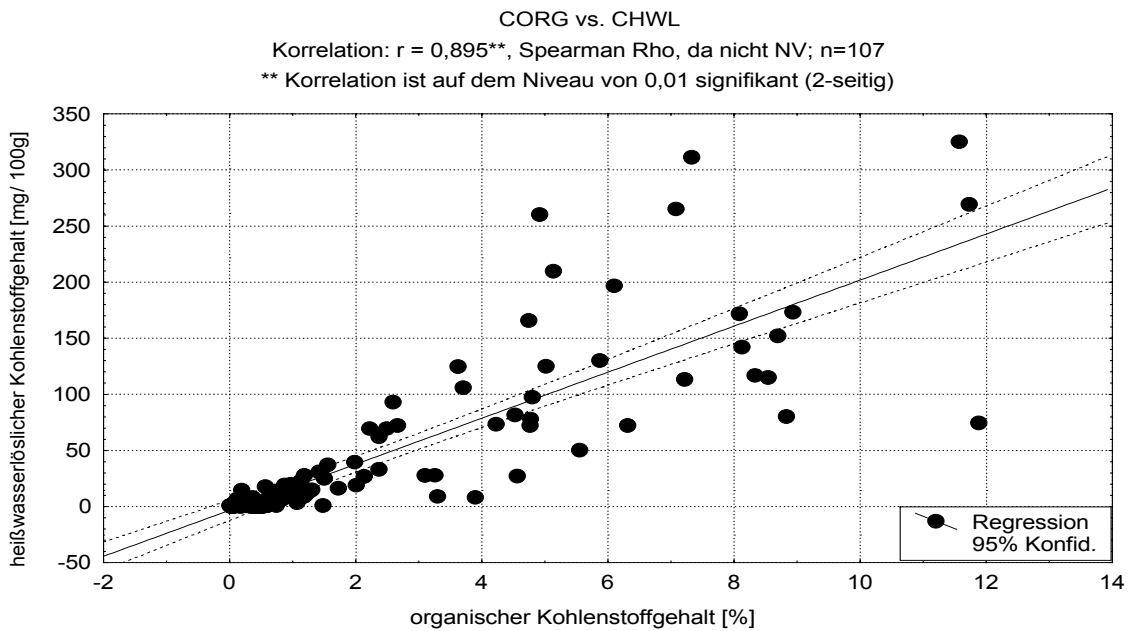


Abb. 1. Korrelation zwischen dem heißwasserlöslichen und dem organischen Kohlenstoffgehalt an 107 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geographisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe

Die mikrobielle Bodenbiomasse wird definiert als Anteil der organischen Substanz im Boden, der aus lebenden Mikroorganismen besteht (ALEF 1991). Sie wird als mikrobieller Kohlenstoff (C_{mik}) in $\mu\text{g C/g}$ Boden ausgedrückt. Die mikrobielle Biomasse ist ein wichtiger Zwischenspeicher von Pflanzennährstoffen. Sie besitzt die größte Umsatzrate aller organischen Kompartimente, obwohl sie nur einen geringen Anteil (ca. 3 %) an der organischen Substanz der Böden einnimmt. Bodenmikroorganismen sind als Vermittler beim Stoffumsatz an einer Vielzahl aller im Boden ablaufenden Prozesse beteiligt, rein chemische Stoffumsetzungen sind die Ausnahme. Die wichtigste ökologische Funktion der Mikroorganismen ist die Rückführung der durch autotrophe Pflanzen festgelegten Elemente und Nährstoffe in deren jeweilige Kreisläufe (JÖRGENSEN 1995, 1996).

Zwischen dem bodenmikrobiellen (C_{mik}) und dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) aller untersuchten Auenböden besteht eine hochsignifikante Korrelation mit $r = 0,809$, $p < 0,01$, $n = 109$ (Abb. 2). Für ackerbaulich genutzte Böden ist dies generell bekannt (ANDERSON UND DOMSCH 1989, KAISER ET AL. 1992, MANZKE 1995, HAYNES 2000). In Auenböden wurde dieser Zusammenhang bisher jedoch noch nicht überprüft.

Der Korrelationskoeffizient zwischen dem *bodenmikrobiellen* (C_{mik}) und dem *heißwasserlöslichen (umsetzbaren) Kohlenstoff* (C_{HWL}) ist in den untersuchten Auenböden mit $r = 0,823$, $p < 0,01$, $n = 95$ jedoch *höher* als zwischen C_{mik} und C_{org} (Abb. 2 und 3).

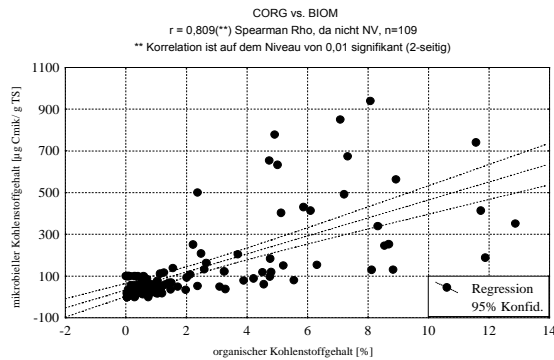


Abb. 2. Korrelation ($r = 0,809$) zwischen dem bodenmikrobiellen und dem organischen Kohlenstoffgehalt an 109 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geografisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe

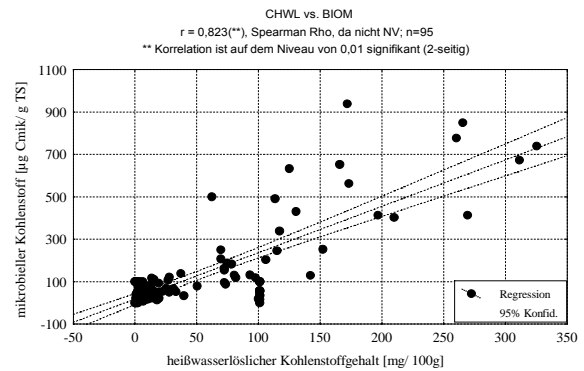


Abb. 3. Korrelation ($r = 0,823$) zwischen dem bodenmikrobiellen und dem heißwasserlöslichen Kohlenstoffgehalt an 95 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geografisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe

Der umsetzbare Kohlenstoff charakterisiert die potenziellen mikrobiellen Stoffumsätze präziser, da die Bodenmikroorganismen nur diesen Teil der OBS in relevanten Zeiträumen nutzen können.

In Auenböden ist ein Nachweis des Zusammenhangs zwischen dem umsetzbaren (heißwasserlöslichen) Kohlenstoff (C_{HWL}) und dem mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mik}) bisher nicht erbracht worden.

MANZKE (1995) fand in ackerbaulich genutzten Schwarzerden aus Löss des Mitteldeutschen Trockengebietes ebenfalls engere Korrelationen zwischen C_{mik} und C_{HWL} als zwischen C_{mik} und C_{org} . Sie bestimmte den C_{HWL} nach KÖRSCHENS ET AL. (1990) und C_{mik} nach ANDERSON UND DOMSCH (1978) (SIR). SCHULZ (1997) fand in diesen Böden einen hochsignifikanten Zusammenhang zwischen der Bodenatmung (CO_2 -Exhalation) und dem umsetzbaren Kohlenstoff.

SPARLING ET AL. (1998) errechneten an neuseeländischen Böden hochsignifikante Korrelationen zwischen C_{mik} und C_{HWL} sowie zwischen dem Verhältnis von $C_{\text{HWL}}/C_{\text{org}}$ und dem metabolischen Quotienten (CO_2), allerdings führten sie die Heißwasserextraktion bei 70°C über 18 Stunden und nicht wie KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999) bei Siedetemperatur über 1 Stunde aus.

HAYNES (2000) bestimmte in neuseeländischen Acker- und Grünlandböden zwischen C_{mik} und wasserlöslichen C-Fractionen an getrockneten und feldfrischen Bodenproben ebenfalls höhere Korrelationskoeffizienten als zwischen C_{mik} und C_{org} . Den mikrobiellen Kohlenstoff bestimmte er dabei mittels der Fumigation-Extraktions-Methode (nach VANCE ET AL. 1987). Für die wasserlöslichen C-Fractionen extrahierte er 20 ml destilliertes Wasser mit 10 g TS Boden 15 min, das Extrakt erhitze er dabei nicht. Anschließend zentrifugierte er bei 15 000 rpm 10 min, filterte das Extrakt ($41 \mu\text{m}$) und lagerte die Proben bei -10°C bis zur durchgeführten Analyse (dichromatisches Oxidationsverfahren). Der „cropping index“ korrelierte enger mit den wasserlöslichen C-Fractionen als mit C_{org} .

GREGORICH ET AL. (2000) fanden in ackerbaulich genutzten Böden Ost-Canadas enge Korrelationen zwischen C_{mik} und wasserlöslichen C-Fractionen. Den mikrobiellen Kohlenstoff bestimmten sie mittels der Fumigation-Extraktions-Methode (nach VORONEY ET AL. 1993). Für die Bestimmung der wasserlöslichen C-Fractionen erhitzen sie das Extrakt nicht, sondern zentrifugierten bei 10 000 rpm 10 min und filterten das Extrakt durch einen $45 \mu\text{m}$ Glasfaserfilter bei einem Druck von -7 kPa .

Kohlenstoff ist eine der wichtigsten Komponenten lebender Organismen. Sein Kreislauf in der Umwelt ist mit dem Energiefluss eng verbunden, da die hauptsächlichen Energiereserven der Organismen reduzierte Kohlenstoffverbindungen sind. Heterotrophe Mikroorganismen decken ihren Energiebedarf über die Oxidation organischer Substanzen, d.h. reduzierte Kohlenstoffverbindungen. Der Abbau dieser Verbindungen erfolgt enzymatisch.

Das Polysaccharid Cellulose [Summenformel: $(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$] ist im Pflanzenreich weit verbreitet und stellt mengenmäßig den bedeutendsten Naturstoff dar. Holz enthält bspw. 40 bis 60 % Cellulose. Das der

Cellulose zugrunde liegende Disaccharid ist die Cellobiose. Cellobiose besteht aus 2 β -D-glucosidisch gebundenen Glucosemolekülen.

β -Glucosidasen sind Enzyme des Kohlenstoffkreislaufs. Sie hydrolysieren Kohlenhydrate mit β -D-glucosidischer Bindung, indem sie terminale β -D-Glucose abspalten. Durch ihre Aktivität wird die Cellobiose in Glucose überführt. Der Celluloseabbau wird somit gefördert und gleichzeitig den Organismen eine wichtige Energiequelle zur Verfügung gestellt (SCHINNER ET AL. 1993). β -Glucosidasen katalysieren folglich prinzipiell die Reaktion:

$\text{Glucosid} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Glucose} + \text{ROH}$ (SCHINNER UND SONNLEITNER 1996).

Die β -Glucosidaseaktivität zeigt eine enge Beziehung zum Gehalt der organischen Bodensubstanz (EIVAZI UND TABTABAI 1988).

In den untersuchten Auenböden errechnete sich zwischen der β -Glucosidaseaktivität (Gluc) und dem organischen Kohlenstoffgehalt eine hochsignifikante Korrelation ($r = 0,822$, $p < 0,01$, $n = 114$; Abb. 4).

Die Korrelation zwischen der β -Glucosidaseaktivität (Gluc) und dem umsetzbaren Kohlenstoffgehalt (C_{HWL}) wies jedoch im Vergleich von Gluc zu C_{org} einen höheren Korrelationskoeffizienten auf ($r = 0,860$, $p < 0,01$, $n = 99$; Abb. 5). Dieser ist sogar höher als der Korrelationskoeffizient zwischen C_{mik} und C_{org} sowie zwischen C_{mik} und C_{HWL} .

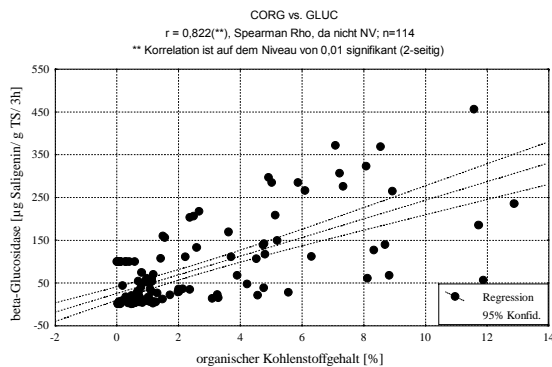


Abb. 4. Korrelation ($r = 0,822$, Niveau von 0,01) zwischen der β -Glucosidaseaktivität und dem organischen Kohlenstoffgehalt an 114 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geografisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe

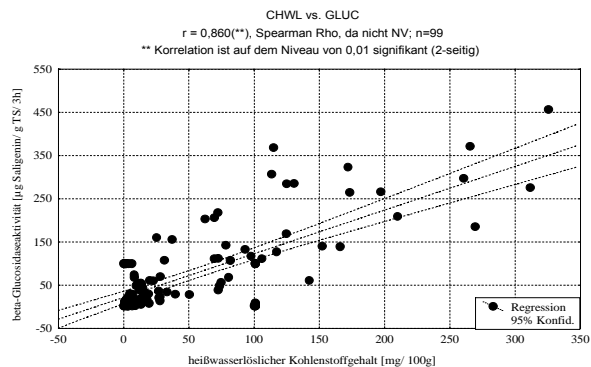


Abb. 5. Korrelation ($r = 0,860$, Niveau von 0,01) zwischen der β -Glucosidaseaktivität und dem heißwasserlöslichen Kohlenstoffgehalt an 99 Horizont bezogenen Bodenproben von 20 Auenböden aus drei geografisch entfernten Abschnitten der Mittleren Elbe

Die Fraktionierung der OBS in einen inerten und einen heißwasserlöslichen Teil kennzeichnet unterschiedliche C-Poolgrößen. C_{org} ist die gesamte OBS, C_{HWL} ist ein umsetzbarer (mikrobiell verfügbarer) Teil des C_{org} . Der C_{org} beinhaltet nach LEINWEBER ET AL. (1995) 3 bis 5 % C_{HWL} . Die β -Glucosidaseaktivität korreliert enger mit dem umsetzbaren Teil der OBS (C_{HWL}) als mit dem organischen Kohlenstoff (C_{org}).

Die durch die Bodenmikroorganismen umgesetzte Glucosemenge korreliert hochsignifikant mit dem heißwasserlöslichen Anteil der OBS. Dieser Sachverhalt weist erstmalig in Auenböden indirekt nach, dass Glucose Teil des heißwasserlöslichen Anteils der OBS ist.

MANZKE (1995) fand in ackerbaulich genutzten Schwarzerden aus Löss des Mitteldeutschen Trockengebietes enge Korrelationen zwischen C_{HWL} und Gluc.

Das Disaccharid Cellobiose könnte hypothetisch ebenso Teil des C_{HWL} sein. Nach der Definition von SCHULZ (1997) enthält C_{HWL} Teile der mikrobiellen Bodenbiomasse, einfache organische Verbindungen sowie unter den Extraktionsbedingungen durch Wasser hydrolysierbare bzw. depolymerisierbare Teile der OBS. Cellulose als Polysaccharid (hochmolekulare Struktur mit unverzweigten Ketten und chemisch hoch beständig) wird vermutlich zu gewissen Teilen in der heißwasserlöslichen Fraktion der OBS enthalten sein.

Die Eignung des C_{HWL} als Indikator für potenzielle mikrobielle Stoffumsatzleistungen wurde desweiteren anhand des metabolischen Quotienten (qCO_2), der Dimethylsulfoxid-Reduktion (DMSO), der Protease- (Prot) und der Dehydrogenaseaktivität (DH) überprüft.

Der metabolische Quotient (qCO_2) ist definiert als Atmung bezogen auf die mikrobielle Biomasse. Je höher der qCO_2 ist, desto effizienter sind die mikrobiellen Umsatzleistungen (SCHEFFER ET AL. 1998).

Dimethylsulfoxid (DMSO) spielt eine wichtige Rolle im natürlichen S-Kreislauf. Die Dimethylsulfoxid-Reduktion ist auf die Aktivität lebender Mikroorganismen im Boden zurückzuführen. Über 95 % der untersuchten Kulturen verschiedener Mikroorganismen (Eukaryonten, Prokaryonten, Aerobier, Anaerobier) waren befähigt, DMS zu reduzieren. Deshalb kann die DMSO-Reduktion als Maß für die mikrobielle Aktivität in Boden und Kompost benutzt werden. (ALEF UND KLEINER 1989, ALEF 1991).

Proteine stellen im Boden eine leicht mobilisierbare Stickstoffquelle dar. Proteasen (Prot) gehören zur Gruppe der zellfreien Hydrolasen des Stickstoffumsatzes im Boden. Sie katalysieren die Spaltung von Proteinen zu Polypeptiden, Oligopeptiden und Aminosäuren. (ALEF 1991, SCHINNER ET AL. 1993).

Dehydrogenasen (DH) sind intrazelluläre Enzyme und geben über die aktive mikrobielle Biomasse Auskunft (SCHEFFER ET AL. 1998). Sie gehören zu den Oxidoreduktasen (SCHINNER UND SONNLEITNER 1996). Die DH ist keine Aktivität zellfreier Enzyme, sie benötigt die gesamte Integrität der Zelle (ALEF 1991). Sie kann als allgemeiner Parameter für die mikrobielle Aktivität im Boden betrachtet werden, da fast alle Mikroorganismen in der Lage sind, Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC) zu reduzieren (ALEF 1991).

Alle geprüften bodenmikrobiellen Kennwerte wiesen in jedem Fall einen höheren Korrelationskoeffizienten (r) zum umsetzbaren Kohlenstoff im Vergleich zum organischen Kohlenstoff auf (Tab. 2). Insbesondere die Differenz des Korrelationskoeffizienten der DH zu C_{org} mit $r = 0,491$, $p < 0,01$, $n = 83$ und der DH zu C_{HWL} mit $r = 0,622$, $p < 0,01$, $n = 108$ ist hoch. Der metabolische Quotient korreliert, wenngleich mit niedrigem r , signifikant negativ nur mit dem C_{HWL} ($r = -0,219$, $p < 0,05$, $n = 95$; Tab. 2), während zwischen qCO_2 und C_{org} keine signifikante Korrelation nachweisbar war.

Tab. 2. Korrelationskoeffizienten zwischen dem heißwasserlöslichen (C_{HWL})/organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) und der Dimethylsulfoxid-Reduktion (DMSO), dem metabolischen Quotienten ($q\text{CO}_2$), der Protease- (Prot) und der Dehydrogenaseaktivität (DH)

	DMSO	Prot	DH	$q\text{CO}_2$
C_{org}	0,861**	0,831**	0,491**	-0,183
Stichprobenzahl	42	115	83	108
C_{HWL}	0,887**	0,848**	0,622**	-0,219*
Stichprobenzahl	38	99	74	95

**** Korrelation auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig); Spearman – Rho**

*** Korrelation auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)**

Der organische Kohlenstoff in Böden beeinflusst die bodenmikrobielle Biomasse und deren Aktivität. Der heißwasserlösliche Kohlenstoff charakterisiert das potenziell mikrobiell umsetzbare Substrat präziser, da die Bodenmikroorganismen nur diesen Teil der OBS in relevanten Zeiträumen nutzen können.

Der heißwasserlösliche Kohlenstoff kann als einfaches Maß für eine potenzielle mikrobielle Stoffumsatzleistung (Aktivität) genutzt werden. Er prognostiziert die potenzielle bodenmikrobielle Aktivität exakter als der organische Kohlenstoffgehalt und ist deshalb als Indikator für potenzielle mikrobielle Stoffumsatzleistungen geeigneter als dieser.

In Modifikation und Erweiterung an SCHULZ (1997) und KÖRSCHENS UND SCHULZ (1999) wurden Gehaltsklassen für den umsetzbaren Kohlenstoff in Auenböden empirisch abgeleitet. Diese ermöglichen eine sehr einfache und praktikable Prognose der potenziellen bodenmikrobiellen Aktivität in Auenböden.

Tab. 3. Prognose der potenziellen bodenmikrobiellen Aktivität mittels des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs in Auenböden

C_{HWL} – Bereich [mg/100g]	C_{HWL} – Gehaltsklasse	Prognostizierte potenzielle bodenmikrobielle Aktivität
< 50	A sehr gering	A sehr gering
50 – 100	B gering	B gering
100 – 150	C mittel	C mittel
150 – 250	D hoch	D hoch
> 250	E sehr hoch	E sehr hoch

Der C_{HWL} ist relativ unabhängig vom Probenahmezeitpunkt (SCHULZ 1997). Bei einer einfachen Laborgrundausrüstung ist er schnell und kostengünstig zu bestimmen (SCHULZ 1997). Er ist in der 2. Stufe des bodenkundlichen Indikationssystems nach RINKLEBE ET AL. (2001B) einzuordnen.

Eine bodenmikrobiologische Diskriminierung nach spezifischen Stoffumsatzleistungen einzelner Elementkreisläufe und/oder ihrer Kombinationen (z.B. des C-, N-, P- oder S-Kreislaufes) ist nicht möglich.

Der C_{HWL} unterliegt im Boden vermutlich einer weniger heterogenen Verteilung als bodenmikrobiologische Parameter. Denn die bodeneigene Heterogenität der mikrobiellen Eigenschaften in Auenböden ist signifikant höher als die der bodenchemischen Kennwerte (RINKLEBE ET AL. 2001A).

Der C_{HWL} charakterisiert sensibel das bodenmikrobiologische Potenzial, Stoffumsätze zu vollziehen. Er ersetzt detaillierte bodenmikrobiologische Analysen nicht, vielmehr muss er für prognostische bodenmikrobiologische Zwecke an diesen geeicht werden. In welchem Maße saisonale Umweltfaktoren den C_{HWL} in Auenböden beeinflussen, bedarf weiterführender Forschungen. Der C_{HWL} erspart Aufwand (Arbeit, Zeit, Kosten, Laboranalytik). Er ermöglicht eine einfache Prognose der potenziellen mikrobiellen Aktivität in Auenböden, so dass der wissenschaftlichen Praxis ein in seiner Zeigerfunktion sensibler und in seiner Anwendung robuster Indikator der potenziellen bodenmikrobiellen Aktivität in Auenböden zur Verfügung steht.

Literatur

- ALEF, K. (1991) Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. ecomed Landsberg. ISBN: 3-609-65960-2
- ALEF, K., KLEINER, D. (1989) Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and soil aggregates by dimethylsulfoxid reduktion. *Biol. Fertil. Soils* 8. 349–355
- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10. 215–221
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K.H. (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 21: No. 4:471–479
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 4) 4. Verb. u. erw. Aufl. Hrsg. Bundesanstalt für Geowiss. u. Rohst. u. Geologische Landesämter d. BR Deutschland. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hannover
- ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. *Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell.* Band 86, I-180
- BURNS, R.G. (1978) *Soil enzymes.* Academic Press, New York London
- BURNS, R.G. (1982) Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 14, 423–427
- EIVAZI, F., TABATABAI, M.A. (1988) Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20: 601 – 606.
- FAO-UNESCO (1990) Soil map of the world. World Soil Resources Report 60. Revised Legend. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 119 S.
- FRANKE, C., NEUMEISTER, H. (1999) Räumliche Datendichte zur Abbildung der räumlichen Variabilität des pH-Wertes. *Leipziger Geowissenschaften.* Bd. 11., S. 105–112. ISSN: 0948-1257
- GISI, U. (1997) *Bodenökologie.2.,* neubearbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Georg Thieme Verlag. 350 S.
- GREGORICH, E.G., LIANG, B.C., DRURY, C.F., MACKENZIE, A.F., MCGILL, W.B. (2000) Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 32. 581–587
- HAYNES, R.J. (2000) Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol. Biochem.* 32: 211–219
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E.A., WALENZIK, G. (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 1–6. 191–195
- HOFFMANN, G., DEDEKEN, M. (1965) Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidase-Aktivität im Boden. *Zeitschrift f. Pfl.ernähr., Düngg. u. Bdkd.* 108: 193–198
- JÖRGENSEN, R.G. (1995) Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode“. *Göttinger Bodenkundliche Berichte.* Band 104: 1–229
- JÖRGENSEN, R.G. (1996) Die Beziehung von mikrobieller Aktivität, Biomasse und Residualmasse in Böden“. *Mittlg. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.* Bd. 81. 175–178
- KAISER, E.-A., MUELLER, T., JOERGENSEN, R.G., INSAM, H., HEINEMEYER, O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 24, No. 7: 675-683
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E. (1999) Die organische Bodensubstanz. Dynamik-Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenfor-schung. UFZ-Bericht 13. ISSN: 0948-9452
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., BEHM, R. (1990) Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol., Jena* 145, 305–311
- LADD, J.N., BUTLER, J.H.A. (1972) Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and di-peptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4: 19–30
- LEINWEBER, P., SCHULTEN, H.-R., KÖRSCHENS, M. (1995) Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol. Fertil. Soils.* 20: 17–23
- MANZKE, F. (1995) Bodenmikrobiologische und bodenchemische Kenngrößen zur Beurteilung des Umsatzes organischer Bodensubstanz in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen. *Inst. f. Pflanzenbau u. Pflanzen-züchtg. der Georg-August-Univ. Göttingen, Diss.* Cuvillier Verlag Göttingen. 161 S. + Anhang. ISBN: 3-89588-418-9
- RINKLEBE, J., EIBNER, C., KLIMANEK, E.-M., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2001A) Die Heterogenität bodenmikrobieller und -chemischer Kennwerte in Bodenprofilen von Auenböden. *Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell.* Im Druck
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000C) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) *Stoffhaushalt von Auenöko-systemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen.* Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-67068-8. S. 37–46
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2001B) Indikation des Zustandes und der Qualität von Auenböden. *UFZ-Bericht.* In diesem Band
- RINKLEBE, J., HELBACH, C., FRANKE, F., NEUE, H.-U. (2000A) Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässer-kunde/ Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. Tagungsband des Statusseminars Elbe - Ökologie vom 02. bis 05. November 1999 in Berlin. 225–226
- RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (1999) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. *Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell.* 91 II: 699–702

- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U., NEUE, H.-U. (2000b) Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. ISBN: 3-540-67068-8. S. 27–35
- SCHEFFER, F. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. 14., neu bearbeitete und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H., Schwertmann, U. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart. ISBN 3-432-84774-2
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R. (HRSG.) (1993) Bodenbiologische Arbeitsmethoden. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-56206-0
- SCHINNER, F., SONNLEITNER, R. (1996) Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Bd. I. Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer Verlag. Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-61010-3
- SCHULZ, E. (1990) Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269-275
- SCHULZ, E. (1997) Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Arch. Acker-Pfl. Boden., Berlin 41: 465–484
- SPARLING, G., VOJVODIC-VUKOVIC, M., SCHIPPER, L. A. (1998) Hot-Water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. Vol. 30, No. 10/11. 1469-1472
- SPSS 7,5 FÜR WINDOWS (1997)
- STATSOFT, INC., STATISTICA 5.1 (1997)
- THALMANN, A. (1968) Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtsch. Forsch. 21. 249 – 258
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. (1987) An extraction method for measuring microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19: 703–707
- VORONEY, R.P., WINTER, J.P., BEYAERT, R.P. (1993) Soil microbial biomass C and N. In: Carter, M.R. (Ed.) Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton. 227–286

Danksagung

Frau Dr. habil. E.-M. Klimanek danken wir für viele hilfreiche Hinweise und Ratschläge zu allen bodenbiologischen Fragen und Unterstützung jeglicher Art einschließlich der Hilfen bei den Bestimmungen der mikrobiellen Biomasse und der Bodenenzyme durch ihr Laborteam. Ebenso möchten wir Frau Dr. E. Schulz Dank sagen für alle Erläuterungen, Hilfen, Ratschläge und Unterstützung zur Methodik der Heißwasserextraktion von C und N einschließlich der Durchführung und Analyse durch das von ihr geleitete Laborteam.

Vorhersage von Bodenart und Humusgehalt mit geostatistischen Methoden

Konrad Wälder

1 Geostatistische Methoden

1.1 Interpolation

Die Aufgabe unseres Teilprojektes besteht in der Durchführung eines methodischen Vergleichs geostatistischer Interpolations- und Simulationsverfahren. Hierfür stehen 613 Stützstellen des Hauptuntersuchungsgebietes Schöneberger Wiesen (Steckby) und 184 Stützstellen des Nebenuntersuchungsgebietes Schleusenheger Wiesen (Wörlitz) zur Verfügung. Für den Oberboden (0 – 20 cm) sind dabei die Anteile Sand in Gew%, Schluff in Gew% sowie organischer Kohlenstoff in Gew% (Humus) zu untersuchen. Bei den Untersuchungen wird von geostatistischen Modellannahmen ausgegangen, d.h. die Messwerte werden als Realisierungen aus einem Zufallsfeld interpretiert. An dieser Stelle soll kurz auf die klassischen geostatistischen Interpolationsverfahren eingegangen werden, die in der Literatur meist unter dem Begriff *Kriging* zusammengefasst werden. Es wird davon ausgegangen, dass an den Stellen s_1, \dots, s_n Messwerte $z(s_1), \dots, z(s_n)$ vorliegen. An einer Stelle s_0 ist nun ein Schätzer der Form

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i)$$

zu bestimmen. Die Gewichte $\lambda_1, \dots, \lambda_n$ sind dabei so zu wählen, dass man den besten erwartungstreuen Schätzer erhält. Ein bester Schätzer ist in der Statistik ein Schätzer mit minimaler Schätzvarianz. Die Eigenschaft Erwartungstreue bedeutet, dass die Forderung

$$E(\hat{Z}(s)) = E(Z(s))$$

erfüllt sein muss, wobei mit $E(X)$ der Erwartungswert einer Zufallsvariablen X bezeichnet wird. Eine wichtige Charakteristik eines Zufallsfeldes stellt das sogenannte Variogramm $\gamma(h)$ dar, welches folgendermaßen definiert wird:

$$\gamma(s; h) = \frac{1}{2} \text{Var}(Z(s) - Z(s+h)).$$

Im Fall der Stationarität hängt dieses nur vom Abstandsvektor h , im Fall der Isotropie nur von der Länge von h ab. Am Anfang jeder geostatistischen Studie muss ganz offensichtlich die Anpassung eines Variogramms auf der Grundlage des sich aus den Stützwerten ergebenden empirischen Variogramms sein. Mit der von Prof. Menz hergeleiteten *Backfitting-Methode* steht hierfür ein iteratives Verfahren zur Verfügung, siehe HILLMANN (2000) und MENZ ET AL. (2000).

Zur Bestimmung der Koeffizienten $\lambda_1, \dots, \lambda_n$ (und des Lagrange-Parameters μ) ist das folgende lineare Gleichungssystem zu lösen, siehe auch CRESSIE (1993):

$$\begin{pmatrix} \gamma(s_1 - s_1) & \dots & \gamma(s_1 - s_n) & I \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \gamma(s_n - s_1) & \dots & \gamma(s_n - s_n) & I \\ I & \dots & I & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \cdot \\ \cdot \\ \lambda_n \\ \mu \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma(s_1 - s_0) \\ \cdot \\ \cdot \\ \gamma(s_n - s_0) \\ I \end{pmatrix}$$

Die Schätzvarianz ergibt sich für den Lösungsvektor $(\tilde{\lambda}_1, \dots, \tilde{\lambda}_n, \tilde{\mu})^T$ zu

$$\sigma_K^2(s_0) = \tilde{\mu} - \gamma(0) + \sum_{i=1}^n \tilde{\lambda}_i \gamma(s_i - s_0).$$

Es soll hier nur kurz darauf verwiesen werden, dass es neben dieser als *Ordinary Kriging* bezeichneten Grundform noch eine ganze Reihe weiterer Krigingverfahren gibt. Unter der Bezeichnung *universelles Kriging* werden Verfahren zusammengefasst, die einen polynomialen Trend berücksichtigen. Zur Untersuchung von Indikatorvariablen wird das sogenannte *Indikatorkriging* angewendet. Dabei werden analog zum beschriebenen Verfahren binäre Variablen, die nur die Werte 0 und 1 annehmen können, interpoliert. Der erhaltene Vorhersagewert stellt in diesem Fall einen Schätzer für die Wahrscheinlichkeit, dass die Indikatorvariable den Wert 1 annimmt, dar.

Neben diesen univariaten Verfahren, bei denen lediglich ein vorherzusagendes Merkmal berücksichtigt wird, gibt es auch multivariate geostatistische Verfahren, die hier kurz *Cokriging* genannt werden. Zusätzlich zum beschriebenen univariaten Kriging müssen hier die Kreuzkovarianzen zwischen den einzelnen Merkmalen berücksichtigt werden. Auf eine mathematische Darstellung dieser Verfahren soll hier verzichtet werden. Eine ausführliche Darstellung ist in CRESSIE (1993) oder in WACKERNAGEL (1995) zu finden. Ein spezielles Cokriging-Verfahren wird in Abschnitt 1.3 diskutiert.

1.2 Simulation

Geostatistische Interpolationsverfahren liefern den *wahrscheinlichsten* Wert des vorherzusagenden Merkmals an einer bestimmten Stelle. Demgegenüber erhält man bei der geostatistischen Simulation einen *möglichen* Wert des Merkmals. Hierin begründen sich die unterschiedlichen Motivationen für die Anwendung dieser geostatistischen Methoden. Kriging ist dann sinnvoll, wenn der Anwender die Information aus den Stützwerten in die Fläche übertragen und entsprechend darstellen will. Die geostatistische Simulation erlaubt es dem Anwender, sich ein Bild von der Variabilität des interessierenden Parameters zu machen. Somit sind simulierte Realisierungen insbesondere im Zusammenhang von Risiko- und Sensitivitätsuntersuchungen von großem Interesse. Die wichtigsten geostatistischen Simulationsverfahren sind die *sequentielle Gaußsche Simulation* und die *Turning-Bands-Methode*. Eine Darstellung ist in CRESSIE (1993) zu finden.

1.3 Berücksichtigung von Zusatzinformationen

Beim gegenwärtigen Stand (Januar 2001) der Forschungsarbeiten konnten Zusatzinformationen folgendermaßen berücksichtigt werden: Die an allen Punkten des Vorhersagerasters (in Steckby ca. 1 000 000 Punkte, in Wörlitz ca. 500 000 Punkte) liegenden Zusatzinformationen werden direkt, d.h. ohne eine Klassenbildung, über ein in der Geostatistik als *Collocated Cokriging* bezeichnetes Verfahren in der Vorhersage einbezogen. Dieses multivariate Kriging-Verfahren beruht darauf, dass bei der linearen Vorhersage zwar Stützwerte des zu untersuchenden Parameters innerhalb eines geeignet gewählten Einwirkungsbereiches berücksichtigt werden, aber die Kovariable nur über ihren Messwert an der Vorhersagestelle gewichtet wird, siehe hierzu auch WACKERNAGEL (1995). Im Vergleich mit dem univariaten Kriging oder dem normalen Kokriging lassen sich mit der Verwendung von Zusatzinformationen deutliche Ergebnisverbesserungen erzielen.

2 Einige Ergebnisse

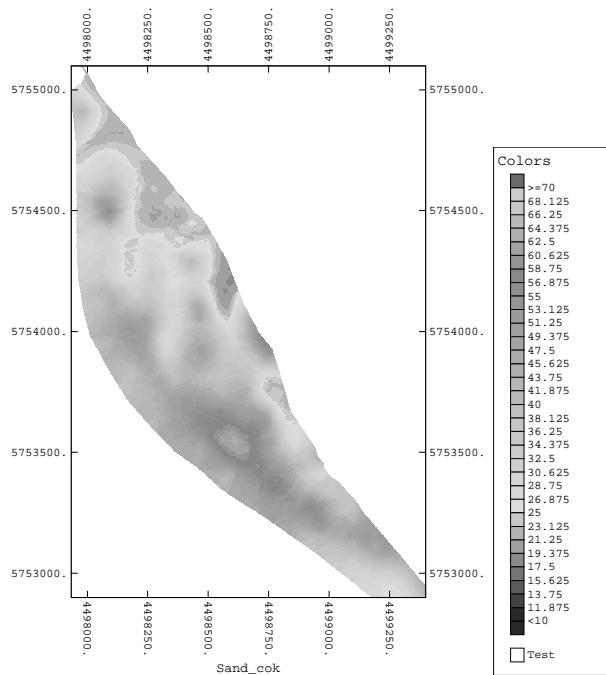


Abb. 1. Vorhersage des Sandanteils mit der Kovariablen Schluffanteil (Steckby)

Ein Vergleich von Abb. 1 mit Abb. 2 zeigt, dass durch die Beruckichtigung der Zusatzinformation Geländehöhe eine deutliche Verringerung des Glattungseffektes bei der Vorhersage erreicht werden kann. Die Standardabweichung des Parameters Sandanteil beträgt an den 613 Messstellen 17,7. Bei Anwendung von Cokriging, vgl. Abb. 1, wird bei den vorhergesagten Werten lediglich die Standardabweichung 10,3 erreicht. Mit Beruckichtigung der Zusatzinformation Geländehöhe ergibt sich der Wert 16,3. Hieraus wird eine deutliche Abschwächung des Glattungseffektes ersichtlich.

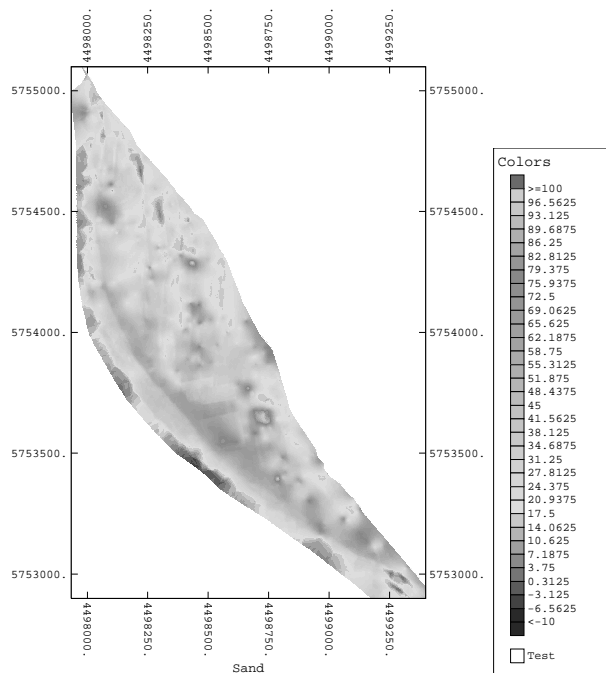


Abb. 2. Vorhersage des Sandanteils mit der Zusatzinformation Geländehöhe (Steckby)

Weiterhin soll der mittlere Schätzfehler diskutiert werden. Für die Cokriging-Vorhersage ergibt sich der Wert 14,4. Mit Beruckichtigung der Zusatzinformation kann dieser Wert fast halbiert werden. Es wird

ein mittlerer Schätzfehler von 7,3 erreicht. Für das Kriterium mittlerer Fehler (hier: Quadratwurzel der mittleren Schätzvarianz) kann somit eine Ergebnisverbesserung von 49 % erreicht werden.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass mit der Einbeziehung von Zusatzinformationen deutliche Ergebnisverbesserungen erzielt werden können. Dies gilt insbesondere für die Zusatzinformation Geländehöhe. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass auch mit den Zusatzinformationen Entfernung zur Flussmitte und für den Humusgehalt Effekt der Biotoptypen und Grundwasserflurabstand entsprechende Verbesserungen erreicht bzw. erwartet werden.

Literatur

- CRESSIE, N.A.C. (1993) *Spatial Statistics (Revised Edition)*. 2. Aufl. New York: Wiley
- HILLMANN, T. (2000) Die Schätzung der Modellparameter für die geostatistische Vorhersage. *Mathematische Geologie* 5: 49–57
- Menz, J., Stoyan, D., Kolesnikov, N. (2000) A Method for Estimating Variogram Parameters in the Presence of Trends. *Mathematische Geologie* 5: 59–68
- WACKERNAGEL, H. (1995) *Multivariate Geostatistics*. 1. Aufl. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg New York

Biotische Indikation in Auen

Georg A. Janauer

1 Indikation – der unwidersprochene Weg?

Indikation („das Anzeigen“) sei im gegebenen Zusammenhang als Heranziehung – und Verknüpfung – abiotischer und biotischer Variablen interpretiert, aus deren Zusammenspiel ein Modell für die physikalischen, chemischen und biologischen Abläufe in einem ausgewählten Landschaftsteil abgeleitet werden kann.

Dieser Ansatz ist wissenschaftlichen Vorstellungen unterworfen, die Gesetzmäßigkeiten und Funktionen von Ökosystemen auf der Basis von theoretischen Überlegungen, Laborexperimenten und Freilanduntersuchungen erklären (z.B. für Fließgewässer: HUET 1954, ODUM 1957, MARGALEF 1960, ILLIES UND BOTOSEANU 1963, VANNOTE ET AL. 1980, SEDELL ET AL. 1989, JUNK ET AL. 1989, WARD AND STANFORD 1995, BORNETTE ET AL. 1998). Vorstellungen, dass Ökosysteme nach Regeln funktionieren, sind akzeptiert: ohne Interdependenz zwischen Umweltfaktoren und Organismen wäre jede Interpretation, Indikation und Prognose unmöglich.

Außerhalb der Wissenschaft – und bei manchen Fragestellungen wohl auch innerhalb – scheint aber differenziert zu werden: Bei Verschlechterung ökologischer Zustände und sonstigen negativen Veränderungen erscheint vielen die strikte Kausalität, die Gültigkeit des Indikationsprinzips, erwiesen. Die Kausalkette „Menschlicher Eingriff – Verbesserung des Naturzustandes“ wird aber als unmöglich oder als kaum erreichbar dargestellt, als eine Strategie vorhersehbarer Scheiterns.

Indikation wäre danach nur für die Darstellung des Naturverlustes einsetzbar. Für die Vermeidung von Schäden, für die Rehabilitation oder gar die Rekonstruktion nicht mehr existierender Naturinhalte hätte sie keine Bedeutung. Eine enge Sicht, eine Absage an die „Machbarkeit“, weil nicht sein kann, was nicht sein darf. Der gegenteiligen Ansicht zur allgemeinen Akzeptanz zu verhelfen, ist – so hoffe ich – ein Ergebnis des RIVA-Projektes.

2 Vollständigkeit in der Ökosystemforschung – eine Illusion

Die Erfassung der Organismen, der steuernden abiotischen und biotischen Parameter und der diese verbindenden funktionellen Vorgänge in Ökosystemen stellt seit Jahrzehnten eine Herausforderung an die Wissenschaft dar. Energiefluss, Stoffkreisläufe, Interaktionen zwischen den physikalischen und chemischen Umweltvariablen und den Organismen und die Beziehung der Organismen untereinander zu erfassen, und letztlich auch steuern zu können, ist das Ziel solcher Untersuchungen.

In keinem auch noch so aufwendigen Forschungsprojekt können wirklich alle Einflussgrößen erfasst und korrekt zueinander in Beziehung gesetzt werden. So unterliegt jede derartige Untersuchung einer Einschränkung auf die, nach bestem Wissen, ausgewählten Einflussgrößen, womit es sich automatisch um eine Untersuchung von – richtig gewählten – Indikatoren handelt. Es ist unvermeidlich, dass im Indikationspuzzle Steine fehlen – und Vollständigkeit in der Ökosystemforschung ist somit immer eine Frage des Verzichts und der Hinlänglichkeit. Dies lässt sich aus dem Studium aller großen Ökosystemstudien ableiten – und auch aus den eigenen Erfahrungen (JANAUER 1996).

Die Vollständigkeit der Untersuchung eines Systems wird stets durch die Ressourcen begrenzt: bei hoher wissenschaftlicher, wirtschaftlicher oder politischer Priorität stehen mehr Mittel zur Verfügung. Dies betrifft die budgetären Grundlagen, die personelle Ausstattung, vor allem aber die zur Verfügung stehende Zeit, die einer Studie gewidmet werden kann.

Ist aber endgültige Vollständigkeit anzustreben? Zur Stillung der Wissbegierde wäre dies vielleicht zu bejahen, bei der Fülle der zu bewältigenden Aufgaben im Umweltbereich, unter dem Zwang, möglichst bald Nachhaltigkeit in der Land- und Ressourcen-Nutzung zu erreichen, kann dies aber nicht als vorrangigste Aufgabe gesehen werden. Der Auswahl der richtigen Indikatoren ist hingegen das zentrale Augenmerk zu widmen.

3 Indikatoren im Ökosystem-Monitoring

Wie die Titel der Beiträge zur laufenden Fachtagung zeigen, ist die Palette der herangezogenen Indikatoren das Produkt detaillierter Überlegungen, die die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen der Messgrößen und des methodischen Ansatzes berücksichtigen. Von Aspekten des Bodens und der Hydrologie ausgehend, wurden einige biotische Elemente ausgewählt, von denen angenommen werden kann, dass sie Zeigerwert besitzen.

Alle ausgewählten Parameter zeigen länger andauernde Phänomene an, sie sind daher als Monitoren aufzufassen. Physikalische, chemische oder biologische Eigenschaften des Systems, die in extrem kurzen Zeiträumen auf Veränderungen reagieren, sind für diese Aufgabe offensichtlich nicht geeignet. Es sind daher meist die „trägeren“, weniger vagilen, z.T. streng an Habitate gebundenen biotischen Elemente, die Zeigerwert zugewiesen bekommen: die Teilbearbeitungen des RIVA-Projektes spiegeln dies wider.

Die Hydrologie, der meist dominante Faktor in Auensystemen, steht an erster Stelle, wenn der menschliche Eingriff in Form von Regulierungsmaßnahmen in einem System von Bedeutung ist. Daraus leiten sich viele andere Bedingungen ab, etwa die Prozesse der Erosion, der Anlandung, der Bodenbildung, der Nährstoffbindung, bzw. -freisetzung, u.v.a.m. Ebenso wird die Besiedlung durch verschiedene Organismengruppen letztlich durch die hydrologischen Gegebenheiten bestimmt. Dies gilt vor allem in der Pionierphase, in abgeschwächtem Maß aber natürlich auch in späteren Perioden der Entwicklung von Auen.

Unter den Bio-Indikatoren lassen sich verschiedene Typen unterscheiden. Die nachstehend getroffene Einteilung lässt sich auf Pflanzen und Tiere gleichermaßen anwenden, ich möchte mich hier aber auf die pflanzlichen Indikatoren beschränken.

Test-Organismen werden unter standardisierten Bedingungen, z.B. in Messkammern, einer spezifischen Situation ausgesetzt – z.B. einer Kombination von Umweltbedingungen oder Substanzen – und ihre Reaktion wird gemessen. Die Atmungs- oder Photosynthese-Rate, aber auch das Wachstum, können dabei als Messgrößen verwendet werden. Für die Reaktion des Test-Organismus in einem komplexen System in der Landschaft haben diese Ansätze aber nur bedingt Aussagekraft.

Monitorpflanzen werden in den natürlichen Habitaten auf ihre Reaktion gegenüber Belastungen untersucht. Man unterscheidet Reaktions- und Akkumulationsindikatoren. Erstere zeigen Schadsymptome oder Veränderungen in ihren physiologischen Reaktionen (z.B. Atmungs- oder Photosynthese-Rate). Akkumulationsindikatoren reichern Schadstoffe an: passive Monitoren stehen am natürlichen Standort, aktive Monitoren werden dort – z.B. nach standardisierter Anzucht – ausgesetzt. Die gängige Sprachregelung verwendet hier die Begriffe Indikatoren und Monitoren synonym.

Bei den Indikator- oder Zeiger-Pflanzen handelt es sich (selten) um einzelne Arten, häufiger um Arten-Gruppen oder Arten-Gemeinschaften, die in nachvollziehbarer Weise Veränderungen oder – aus Sicht des Natur- und Landschaftsschutzes – Belastungen durch Auftreten oder Verschwinden oder durch Änderung der Artenzusammensetzung anzeigen. Gerade hinsichtlich dieser Gruppe von pflanzlichen Monitoren ist eine reiche, größtenteils aus Deutschland stammende Literatur vorhanden (u.a. HABER UND KOHLER 1972, KOHLER 1982, KOHLER ET AL. 1974, KOHLER UND JANAUER 1995, KOHLER ET AL. 1996, WÜRZBACH ET AL. 1997, MELZER 1999, SCHNEIDER 2000).

Der letzten Gruppe von pflanzlichen Indikatoren/Monitoren kommt bei der Untersuchung von komplexen Systemen wie den Auen die größte Bedeutung zu. Es werden einige Beispiele aus der persönlichen Erfahrung des Autors vorgestellt, die sich mit Ausnahme der Trophie-Indikation von Fließgewässern mittels Makrophyten (SCHNEIDER 2000) auf Ergebnisse beziehen, die an der Donau in Österreich erarbeitet wurden (JANAUER 1996, JANAUER 1997, JANAUER 1999).

4 Restauration – erster Schritt zur Extinktion?

Die Restauration von Auen-Systemen wird heute häufig unter den Titel der „Dynamisierung“ gestellt. Damit ist die Wiederherstellung von Verbindungen zum (regulierten) Flusslauf gemeint: abgetrennte Gewässer der Flussaue werden damit wieder dem Abflussregime des Hauptgerinnes unterworfen. Für viele Organismengruppen, die sich unter den stagnierenden Bedingungen der Augewässer nicht halten können, ist dies die Rückgabe von verlorenen Lebensräumen. Welcher Situation steht aber die seit den Regulierungen im 19. und frühen 20. Jahrhundert etablierte Stillwasser-Biozönose gegenüber?

An der Donau, als Beispiel für viele Flüsse Europas, hat sich in den vergangenen ca. 130 Jahren eine spezifische Stillgewässer-Vegetation herausgebildet. Dem von ihr besiedelten Lebensraum kommt in

der heutigen Landschaft die Eigenschaft eines Lizenz-Biotops zu: einst außerhalb, bzw. am Rand der Auen gelegene Feuchtgebiete und Gewässer sind verloren gegangen, die dort lebende Pflanzen- und Tierwelt hat aber in den nach der Regulierung nicht mehr dynamisch durchflossenen Augewässern einen neuen Lebensraum gefunden. Werden diese Gewässer wieder „dynamisiert“, dann steht kein Ausweich-Habitat mehr zur Verfügung: Auslöschung ist die wahrscheinliche Folge. Dies sollte bei allen Rehabilitations- und Rekonstruktionsmaßnahmen in Betracht gezogen werden.

5 Aspekte des zeitgemäßen Auen-Managements

Unter der Annahme, dass eine Untersuchung der funktionellen Zusammenhänge des Auen-Ökosystems stattgefunden hat und mittels Modellbildung Prognosen für Szenarien entworfen wurden, verliert die Vorstellung, solch komplexe Systeme wie die Auen notwendigerweise managen zu wollen, doch an Schrecken, wenn auch nicht an Brisanz. Nach Management-Eingriffen stellt sich zwangsläufig eine Neu-Konfiguration der biotischen Komponenten als Folge der abiotischen Gegebenheiten im System ein. Eine aus Sicht der Ökologie wertvolle Biozönose wird aber nur dann entstehen, wenn die Einwanderung neuer Besiedler aus nahe gelegenen Ressourcen mit biotischer Vielfalt unterstützt wird.

Unter den realen Gegebenheiten eines Landschaftsraumes hier sinnvolle Vorstellungen zu entwickeln, muss das Ziel derartiger Projekte sein. Der Weg dahin führt nur über die Interdisziplinarität: dies bedeutet nicht nur die Befassung der verschiedenen Fachdisziplinen, sondern auch die Einbindung der – sich betroffen fühlenden – Öffentlichkeit, zu der nicht nur die lokalen Nutzer, sondern auch die Medien-Schaffenden zu rechnen sind. Viel mehr als bisher sind reale, erfolgreiche Beispiele, aber auch Simulationen zur Verbesserung des Kenntnisstandes aller Beteiligten einzubinden. Besonderes Augenmerk ist auch auf die Darstellung der zeitlichen Entwicklung nach dem Management-Eingriff zu legen: frischer Ort beton ist schließlich nicht das endgültige Produkt.

Um diesen Forderungen gerecht werden zu können, bedarf es aber auch einer bisher kaum geübten Praxis. Nachuntersuchungen müssen als essentieller Teil einer Maßnahme klar erkannt – und daher auch finanziert werden. Nur die erfolgreiche, von allen nachvollziehbare Verbesserung des ökologischen Zustandes von Auen wird künftig zum Argument mit dem höchsten Gewicht in der Diskussion um Management-Maßnahmen in und mit der Umwelt werden. Gerade im unmittelbaren Umfeld von Flüssen könnte künftig der Nutzungsdruck auf die Landschaft noch steigen, dem gegenüber wird aber von immer größeren Teilen der Bevölkerung ein Mehr an „Natur“ gewollt – ob damit unberührte Natur gemeint ist, sei vorerst dahingestellt. Der Auftrag an die Wissenschaft, alle Mittel einzusetzen, um ein klares Bild der Auswirkung von menschlichen Eingriffen in die Landschaft zu vermitteln, bleibt daher bestehen – jener an die für die materielle Bedeckung Verantwortlichen aber auch.

Literatur

- BORNETTE, G., AMOROS, C., LAMOUROUX, N. (1998) Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biol.* 39: 267–283
- HABER, W., KOHLER, A. (1972) Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe Höherer Wasserpflanzen. *Landschaft und Stadt* 4: 159–168
- HUET, M. (1954) Biologie, profils, en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Fr. Pisc.* 175: 41–53
- ILLIES, J., BOTOSEANU, L. (1963) Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Mitt.* 12, 1–57
- JANAUER, G.A. (1996) Aquatic-terrestrial ecotones: The ÖDM-project. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, Large Rivers 10: 211–218
- JANAUER, G.A. (1997) Macrophytes, hydrology, and aquatic ecotones: a GIS-supported ecological survey. *Aquatic Botany* 58: 379–391
- Janauer, G. A. (1999) Macrophytes of the River Danube: a diversity study of the Austrian stretch. *Large Rivers* 11/3: 399–412
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D. (ed.), *Proc. of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106, 110–127
- KOHLER, A. (1982) Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Dechenia Beihefte* 26: 31–42
- KOHLER, A., BRINKMEIER, R., VOLLRATH, H. (1974) Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 45: 5–36
- KOHLER, A., JANAUER, G.A. (1995) Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, Ch., Bernhardt, H., Klapper, H. (Hrsg.). *Handbuch Angewandte Limnologie. VIII – 1.1.3. Landsberg/Lech, Ecomed*

- KOHLER, A., SIPOS, V., BJÖRK, S. (1996) Makrophyten-Vegetation an Standorte im humosen Bräkne-Fluß (Süd-schweden). *Bot. Jahrb.Syst* 118: 451–503
- MARGALEF, R. (1960) Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 45: 133–153
- MELZER, A. (1999) Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia* 395/396, 181–190
- ODUM, H.T. (1957) Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. *Ecol. Monogr.* 27, 55–112
- SCHNEIDER, S. (2000) Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. *Shaker Aachen*
- SEDELL, J.R., RICHEY, J.E., SWANSON, F.J. (1989) The river continuum concept: A basis for the expected ecosystem behaviour of very large rivers? In: Dodge, D.P. (ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 49–55
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137
- WARD, J.V., STANFORD, J.A. (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers* 11: 105–119
- WÜRZBACH, R., ZELTNER, G.-H., KOHLER, A. (1997) Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässer-systems der Moosach (Münchener Ebene). Ihre Entwicklung und Veränderung von 1970 bis 1996. *Ber. Inst. Landschafts. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Beih.* 4: 243–312
- ZALEWSKI, M., JANAUER, G.A., JOLANKAI, G. (1997) Ecohydrology. A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. *Technical documents in Hydrology*, No. 7. Paris, UNESCO-IHP

Nutzung von Flora und Vegetation zur Bioindikation in Auen

Uwe Amarell, Stefan Klotz

1 Aufgabenstellung

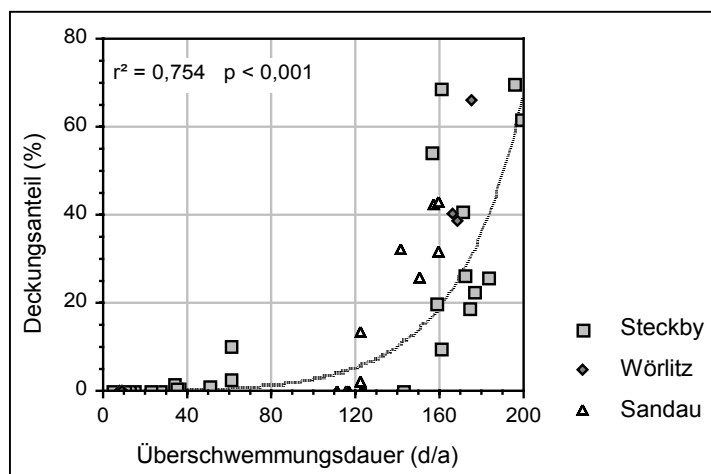
Die Vegetation der Auen ist durch eine Vielzahl von Arbeiten recht gut untersucht. Kenntnislücken gibt es vor allem hinsichtlich des Verhaltens von Arten und Lebensgemeinschaften gegenüber der Hydrodynamik, dem für Auensysteme gravierenden Standortfaktor. Besonderer Forschungsbedarf besteht beispielsweise bezüglich der Reaktionsnormen der wichtigen Auenarten hinsichtlich der Überschwemmungsdauer der Standorte.

Für das botanische Teilprojekt innerhalb des RIVA-Projektes bestand daher die Aufgabe, ein Indikationssystem auf der Basis floristischer und vegetationskundlicher Daten zu entwickeln und bereits bestehende Indikationssysteme hinsichtlich ihrer Eignung zur Beschreibung ökologischer Zusammenhänge in Auen zu testen.

2 Prüfung bestehender Indikationssysteme

Die Habitatsprüche der Pflanzen sind in vielen Fällen – schon aufgrund fehlender Mobilität – enger umgrenzt als die der Tiere und auch besser bekannt. So besteht für das ökologische Verhalten der höheren Pflanzen gegenüber der Bodenfeuchtigkeit ein recht gutes Indikationssystem – die Feuchtezahlen nach ELLENBERG ET AL. (1992), kombiniert mit Kennzeichnung des Feuchteregimes (Wechselfeuchte, Überschwemmung). Ein ähnliches Indikationssystem liegt von LONDO (1975) für die Niederlande vor. Beide Systeme wurden anhand der Daten des RIVA-Projektes mittels Regressionsanalyse hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit überprüft.

Die Feuchtezahlen ELLENBERGS (ELLENBERG ET AL. 1992), obgleich von ihm nicht für stark schwankende Grundwasserverhältnisse konzipiert, ergeben dennoch hochsignifikante und enge Zusammenhänge mit der relativen Geländehöhe (als Maß für Grundwasserflurabstand, Häufigkeit und Dauer von Überflutungsereignissen), die neue Anwendungsmöglichkeiten dieser Zeigerwerte erhoffen lassen. Auch der Anteil an Überschwemmungszeigern steht in enger und hochsignifikanter Beziehung zur Überschwemmungsdauer der Standorte.



Zwischen beiden Werten besteht ein hochsignifikanter Zusammenhang (Spearman-Rangkorrelation: $r^2 = 0,754$, $p < 0,001$). Die Beziehung lässt sich mittels logistischer Regression beschreiben (Erklärungsanteil: 67,2 % der Devianz).

Die Feuchtetypen LONDOS (1975) zeichnen gleichfalls den Feuchtegradienten sehr gut nach, mit steigender Geländehöhe nimmt der Anteil der „Phreatophyten“ (Arten mit Bindung an den Grundwassereinfluss) ab, während „Aphreatophyten“ (Arten ohne Bindung an den

Abb. 1. Beziehung zwischen der Überschwemmungsdauer der Standorte (Mittelwert 1998/99) und dem Deckungsanteil der Überschwemmungszeiger nach ELLENBERG ET AL. (1992)

Grundwassereinfluss) diese ersetzen. Auch diese Zusammenhänge erweisen sich als signifikant (jeweils $p < 0,001$).

Beide Systeme fußen auf empirischen Grundlagen, sind also grundsätzlich heuristisch. Die Erarbeitung des botanischen Indikationssystems innerhalb des RIVA-Projektes verfolgte dagegen einen anderen Weg. Sie beruht auf mathematischen Zusammenhängen zwischen abiotischen Messgrößen und biotischen Größen (z.B. Präsenz/Absenz-Daten ausgewählter Vegetationseinheiten und Arten).

3 Erarbeitung eines botanischen Indikationssystems

3.1 Nutzung von Vegetationstypen zur Indikation in Auen

Es wurde in diesem Schritt nach einer Möglichkeit gesucht, Vegetationstypen zur Indikation zu nutzen. Als Basis dienten dabei die Vegetationskartierung im Maßstab 1: 2.000, die Bodenkartierung in gleichem Maßstab (Vortrag Rinklebe et al.) sowie das durch Befliegung gewonnene Höhenmodell (Vortrag Peter). Diese drei Parameter gingen in das GIS ein. Um einen statistisch auswertbaren Datensatz zu gewinnen, wurden 100.000 Zufallspunkte in die Untersuchungsgebiete gelegt und damit ein Datensatz erzeugt, der für jeden dieser Punkte die Vegetationseinheit, die zugehörige Einheit der Bodenkartierung und die Geländehöhe lieferte. Aus diesem Datensatz wurden alle Punkte ausgeschlossen, die Vegetationseinheiten bzw. Bodeneinheiten mit einer Präsenz unter 1 % enthielten. Mittels Korrespondenzanalyse konnten nun Beziehungen zwischen Vegetationstypen und Bodenformen aufgezeigt werden. Weiterhin diente eine bivariate logistische Regression (an je 10.000 Zufallspunkten der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz) zur Prüfung des aufgezeigten Zusammenhanges und des darüber hinaus gehenden Einflusses der Höhenlage auf das Vorkommen ausgewählter Pflanzengesellschaften.

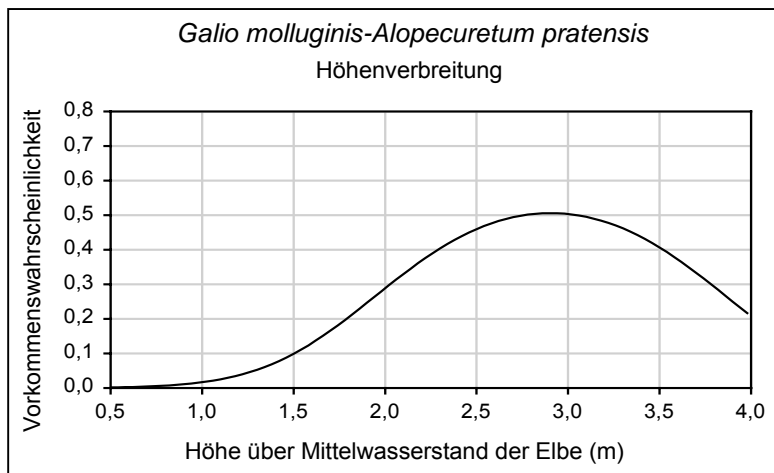


Abb. 2. Höhenverbreitung des *Galio molluginis-Alopecuretum pratensis* (univariates logistisches Regressionsmodell)

Am Beispiel des *Galio mollugini-Alopecuretum pratensis* (der Fuchsschwanz-Wiese) als häufigste Pflanzengesellschaft der beiden Untersuchungsgebiete werden die Methode und ihre Ergebnisse erläutert.

Die Gesellschaft ist charakteristisch für hochgelegene, selten überschwemmte Standorte und wird auf den trockensten Bereichen durch fragmentarische Glatthafer-Wiesen abgelöst, dies lässt sich durch ein univariates logistisches Regressionsmodell darstellen (Abb. 2). Ein bivariates logistisches Regressionsmodell verdeutlicht noch einen anderen Zusammenhang, die Bindung an bestimmte Bodenformen (Abb. 3). Es zeigt sich, dass das Vorkommen der genannten Gesellschaft hochsignifikant

($p < 0,001$) durch die Bodenform bestimmt wird (Erklärungsanteil 35 % der Devianz), während die Geländehöhe einen zusätzlichen hochsignifikanten Einflussfaktor darstellt (zusätzlicher Erklärungsanteil 5 % der Devianz; $p < 0,001$). Der Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten erwies sich dagegen als nicht signifikant ($p > 0,05$). Das Gesamtmodell ermöglicht nun eine Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Gesellschaft in Abhängigkeit von Bodenform und Geländehöhe (Abb. 3). Die Genauigkeit des Modells wurde an weiteren 10.000 Zufallspunkten aus beiden Gebieten geprüft und erbrachte in 80 % der Fälle eine korrekte Lösung. Dies ermöglicht eine Prognose für eine durch Standortsveränderungen (z.B. Anhebung oder Absenkung des Elbewasserstands) hervorgerufene Vegetationsdynamik.

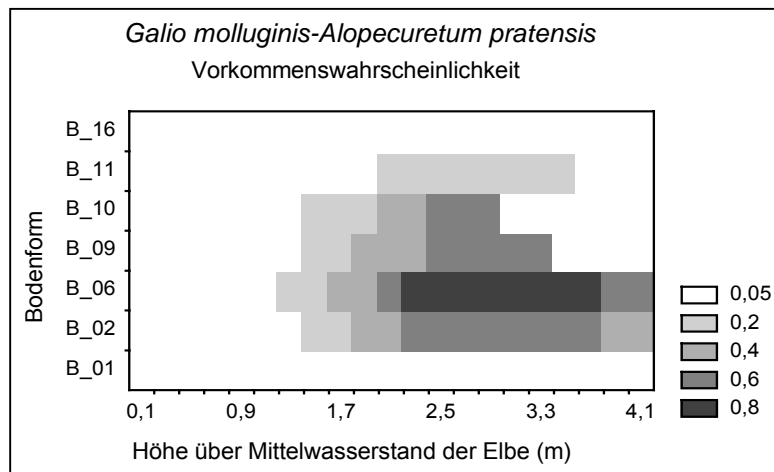


Abb. 3. Vorkommenswahrscheinlichkeit des *Galio molluginis-Alopecuretum pratensis* in Abhängigkeit von Bodenform und Geländehöhe (bivariates logistisches Regressionsmodell)

(Bodenformen: B_01: Bodengesellschaft aus Sapropel und Rambla, B_02: Paternia aus Auensand, B_06: Vega aus Auenlehmsand bis Auensandlehm, B_09: Gley-Vega aus Auenlehm, B_10: Vega-Gley aus Auenlehm, B_11: Auengley aus Auentonschluff bis Auenlehm, B_16: Tschernitza aus Auenlehm)

3.2 Nutzung der Flora zur Indikation

Der Aufbau des floristischen Indikationssystems beruht auf den Erhebungen innerhalb der 60 Probe­flächen des RIVA-Projektes. Für die vorliegende Modellerstellung wurden ausschließlich Prä­senz/Absenz-Daten genutzt und die Aufnahmen aus allen Untersuchungszeiträumen zusammenge­fasst. Damit bestand auch hier die Möglichkeit, multivariate logistische Regressionen als statistische Methode zu nutzen. In die Untersuchung wurden alle Taxa einbezogen, die auf mindestens 10 Probe­flächen nachgewiesen wurden.

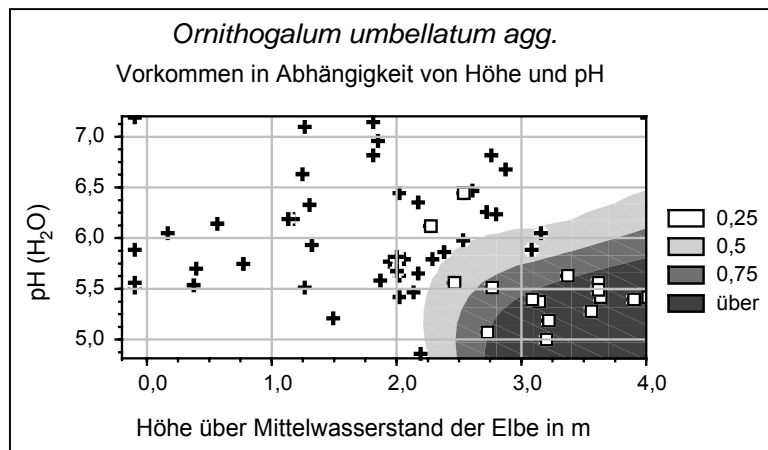


Abb. 4. Logistisches Regressionsmodell zur Prognose des Vorkommens von *Ornithogalum umbellatum* agg. in Abhängigkeit von Geländehöhe und pH-Wert als Beispiel für den bivariaten Parameterraum einer Indikatorart
(Quadrate: Flächen mit *O. umbellatum* agg.; Kreuze: Flächen ohne *O. umbellatum* agg.)

Als Indikatoren für hydrologische Verhältnisse wurden daraus alle Taxa ausgewählt, für die die relative Geländehöhe als entscheidende Einflussgröße für das Verbreitungsbild erkannt wurde. So stehen 47 Taxa als Indikatoren zur Verfügung. Die logistische Regression ermöglichte nun die Abschätzung der zusätzlichen Einflüsse ausgewählter Bodenparameter (pH-Wert, Ct-Gehalt, Gehalte an Nitrat und pflanzenverfügbarem Phosphor, Sandanteil) auf das Verbreitungsbild. Für jedes Taxon kann damit eine Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von relativer Höhenlage und Bodenparametern erfolgen (vgl. Abb. 4). Auch dieses Modell ermöglicht Voraussagen über das Vorkommen der entsprechenden Taxa und Prognosen für die Auswirkung von Standortveränderungen.

3.3 Indikation mittels Strukturmerkmalen/ökologischen Merkmalen (Traits)

Ausgehend von der morphologischen Anpassung der Arten an das ökologische Umfeld sollte es möglich sein, Strukturmerkmale zu finden, die für bestimmte Umweltbedingungen charakteristisch sind. Dazu wurde eine Datenbank mit Struktur- bzw. ökologischen Merkmalen (Wuchshöhe, Blatttypen, Lebensdauer, Lebensformen, Speicherorgane, Spross- und Wurzelmetamorphosen etc.) zu allen im Projekt erfassten Arten erstellt. Diese Datenbank bildete mit den Geländeerfassungen auf den Probestellen die Basis für die Auswertung. Im ersten Schritt wurden für jede Probestelle mit der Flächenbedeckung der Arten gewichtete (quantitative) und ungewichtete (qualitative) Anteile errechnet. Die Anteile können dann gegen die abiotischen Messgrößen (z.B. Geländehöhe) aufgetragen und mittels multipler Regression statistische Beziehungen aufgedeckt werden.

Als Beispiel soll das Merkmal „Blattausdauer“ dienen. Es zeigte sich, dass in den tiefer gelegenen, feuchteren und häufiger überstauten Bereichen überwiegend grüne Arten gegenüber den sommergrünen Arten dominieren, während sich mit steigender Geländehöhe das Verhältnis umkehrt (Abb. 5). Die Ursache kann im feuchteabhängigen Lokalklima der Standorte vermutet werden, jedoch bestehen gerade hinsichtlich der ökologischen Deutung Art übergreifender Merkmale erhebliche Kenntnislücken.

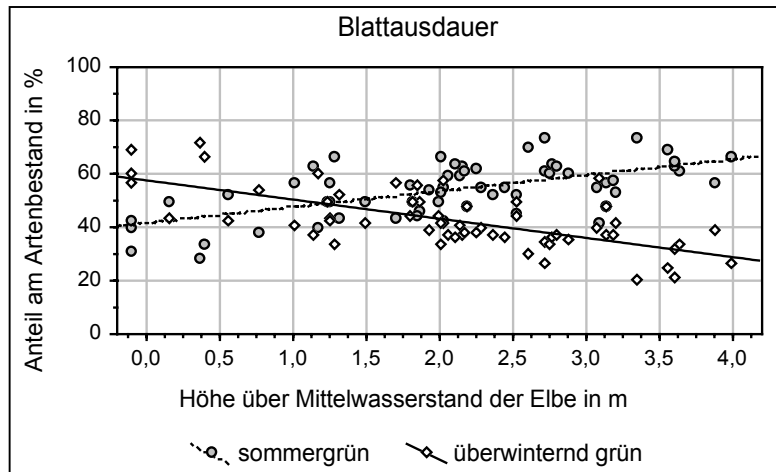


Abb. 5. Beziehung des Merkmals „Blattausdauer“ (nach ELLENBERG 1979 und FRANK UND KLOTZ 1990) zur Geländehöhe (Spearman-Rangkorrelation: jeweils $p < 0,001$)

Die vorgestellten Ergebnisse stellen beispielhaft Methoden und Grundinhalte des botanischen Teilprojektes innerhalb des RIVA-Projektes dar. Die vorliegenden statistisch abgesicherten Zusammenhänge bilden die Basis eines komplexen Bioindikationssystems, dessen Eignung anhand weiterer Untersuchungen, auch über den lokalen Rahmen hinaus, zu prüfen ist.

Literatur

- ELLENBERG, H. (1979) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Scripta Geobotanica 17
- FRANK, D., KLOTZ, S. (1990) Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. Aufl. Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Witt. 32 = P41
- LONDO, G. (1975) Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer Leersum

Eignung von Mollusken (Schnecken und Muscheln) als Bioindikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen

Francis Foeckler, Oskar Deichner, Hans Schmidt, Emmanuel Castella

1 Ziele

Ziele des Teilprojektes „Mollusken“ innerhalb des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten und vom UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH geleiteten interdisziplinären Verbundprojektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“, RIVA, (SCHOLZ ET AL. in diesem Band) sind:

1. Weiterentwicklung bereits bestehender Bioindikatorsysteme (z.B. RICHARDOT-COULET ET AL. 1987, CASTELLA UND AMOROS 1988, FOECKLER 1990) auf Auenstandorten an der Elbe und Prüfung einer Übertragbarkeit,
2. Suche nach Bioindikatorarten und -gemeinschaften unter den Land- und Wasserschnecken sowie Muscheln für die ausgewählten Auen-Standorttypen innerhalb von drei Untersuchungsgebieten,
 - Analyse der Beziehungen der Bioindikatoren zu den Standortfaktoren der Wiesenbiotope,
 - Erarbeitung und Anwendung einer bio-/autökologischen Mollusken-Datenbank.

Eine ausführliche Darstellung aller Ziele und der Konzeption des Projektes geben SCHOLZ ET AL. (in diesem Band). Die Methodik der durchgeführten Untersuchungen ist ausführlich in ÖKON (2000) dargestellt.

2 Ergebnisse

2.1 Überprüfung und Verfeinerung der Erfassungsmethodik

Zur Überprüfung bzw. Verfeinerung des Sieb- und Auslesevorgangs der Mollusken-Bodenproben (vgl. COLLING 1992) wurde ein Vergleich zwischen Trocken- und Nasssiebung durchgeführt. Bei der Nasssiebung erhält man im Durchschnitt 34 % mehr Individuen als bei einer Trockensiebung. In 3 unterschiedenen Größenklassen (abhängig von der durchschnittlichen Gehäuse-/Schalengröße der Art, nicht von der tatsächlichen Größe des jeweiligen Individuums), ergaben sich unterschiedliche Zugewinne an Individuen: 41 % bei den Kleinmollusken (< 5 mm), 30 % bei den mittelgroßen (5 – 15 mm) und 7 % bei den Großmollusken (> 15 mm); hier ist der Zugewinn mit 7 % am geringsten. Auf Artniveau erhält man bei der Nasssiebung eine im Gesamtdurchschnitt um 13 % höhere Ausbeute als bei der Trockensiebung.

2.2 Arteninventar und naturschutzfachliche Bewertung

Insgesamt konnten auf den 60 Probeflächen einschließlich Beifang (in umliegenden Biotopen wie z.B. Au-/Wald, Schilf- und Ruderalflächen) 65 Taxa bzw. 56 Arten nachgewiesen werden, davon 63 lebend. Auf den 60 Probeflächen wurden insgesamt 43 Taxa (hiervon 41 lebend), nur als Beifang 22 Taxa, gesammelt. Von den gesammelten 56 Arten stehen 14 (26,9 %) auf der Roten Liste Deutschlands (JUNGBLUTH UND VON KNORRE 1998). 11 (21,2 %) Arten stehen auf der Roten Liste der Mollusken des Landes Sachsen-Anhalt (KÖRNIG 1992 UND KÖRNIG ET AL. 1998).

Zusammen mit den bereits in den Gebieten bekannten Arten (KÖRNIG 1989, 2000, ZEISSLER 1984, DEICHNER ET AL. 2000) zeugen die Aufsammlungen vom hohen naturschutzfachlichen Wert der Auen der Mittleren Elbe. KÖRNIG (in Vorbereitung) beziffert die Gesamtzahl der Molluskenarten im Landschaftsraum Elbe des Landes Sachsen-Anhalt mit 125.

Im Rahmen der Auswertungen hat sich ergeben, dass sich die Artenbestände der Aufsammlungen weder über die beiden Untersuchungsjahre noch in den vier Erfassungszeiträumen (Frühjahr und Herbst 1998/99), noch zwischen den drei Untersuchungsgebieten signifikant unterscheiden.

2.3 Ökologische Standortcharakterisierung durch Bioindikator-Arten/-gruppen

Innerhalb der 144 Aufsammlungen der viermal beprobten 36 Probeflächen der Schöneberger Wiese bei Steckby (Hauptuntersuchungsgebiet) wurden mit Hilfe multivariater statistischer Methoden 4 charakteristische Bioindikator-Arten/-gruppen (A - D) bzw. 4 Probeflächengruppen (1 - 4) unterschieden, die einem deutlichen Gradienten folgend ineinander übergehen (vgl. Abb. 1):

- A) Auf den höchst gelegenen, trockensten und am stärksten genutzten Bereichen (1) findet man teilweise ausschließlich *Vallonia excentrica* (Schiefe Grasschnecke). Im Übergangsbereich zwischen diesen Bereichen (1) und den etwas tiefer gelegenen und damit häufiger und länger überfluteten Wiesenbereichen (2) gesellen sich zunächst *Vertigo pygmaea* (Gemeine Windelschnecke), bei zunehmender Feuchte *Vallonia pulchella* (Glatte Grasschnecke) und *Perpolita hammonis* (Streifenglanzschnecke) dazu.
- B) Die tiefer gelegenen und damit häufiger und länger überfluteten Wiesenbereiche (2) sind von allen untersuchten Standorttypen am artenreichsten. Indikatorarten sind *Cochlicopa lubrica* (Gemeine Glattschnecke), *Carychium minimum* (Bauchige Zwerghornschnecke) und *Zonitoides nitidus* (Glänzende Dolchschncke), wobei auch die Arten der Gruppe A ebenfalls hier angetroffen werden. Hervorzuheben ist das Vorkommen der „stark gefährdeten“ *Pseudotrichia rubiginosa* (Behaarte Laubschnecke) in diesen stark hydrodynamisch beeinflussten Standorten.
- C) Der Übergangsbereich zwischen Land und Wasser, die Wechselwasserzone in den flachen Flutrinnen (3), ist vor allem von *Anisus cf. spirorbis* (Gelippte Tellerschnecke) als Bioindikator-Art gekennzeichnet, häufig begleitet u. a. von *Zonitoides nitidus*, *Succinea putris* (Gemeine Bernsteinschnecke), *Pseudotrichia rubiginosa* und Arten aus den Gruppen A und B, wovon allerdings *Cochlicopa lubrica* und *Carychium minimum* zumeist fehlen. Weitere für diesen Lebensraum zu erwartende Arten (z.B. *Valvata macrostoma*, *Pisidium casertanum*) fehlen.
- D) Die tieferen Flutrinnen (4) werden, außer von *Anisus cf. spirorbis*, insbesondere von *Planorbis planorbis* (Gemeine Tellerschnecke) und *Stagnicola spec.* (Schlammschnecke) als Bioindikator-Arten charakterisiert. Zeitweise niedrige Wasserstände ermöglichen das Einwandern von *Zonitoides nitidus*, *Succinea putris* und *Pseudotrichia rubiginosa*. *Oxyloma elegans* (Schlanke Bernsteinschnecke) wurde nur in diesen Flächen, allerdings nur in wenigen, angetroffen.

2.4 Bioindikatoren im Bezug zu abiotischen Parametern und Nutzungsfaktoren

Die Analysen von RINK UND HETRICH bzw. FUCHS ET AL. (beide in diesem Band) haben ergeben, dass 6 von den gemessenen abiotischen Faktoren (Parameter der Teilprojekte Hydrologie und Stofftransport (BÖHNKE, GEYER UND MEYENBURG in diesem Band) und Bodenkunde (RINKLEBE, FRANKE UND NEUE in diesem Band)) in Zusammenhang mit dem Vorkommen der Mollusken stehen.

Zur Erläuterung dieser Parameter sei auf die entsprechenden Teilbeiträge verwiesen.

Darüber hinaus wurden aus den vegetationskundlichen Daten (AMARELL UND KLOTZ in diesem Band) und in Zusammenarbeit mit Herrn K. Follner, UFZ, drei struktur- und nutzungsbezogene Parameter erarbeitet.

Mit Hilfe multivariater statistischer Methoden wurden diese Parameter in Bezug zum Vorkommen der Mollusken-Bioindikator-Arten/-gruppen gesetzt und näher analysiert. Diese Auswertungen (s. ÖKON 2000) haben folgende Reihenfolge der Bedeutung der o.g. Parameter für das Vorkommen der Mollusken ergeben (s. Abb. 1):

- Jährliche Überflutungsdauer in Tagen bezogen auf das Abflussjahr (FDAJd),
- mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode (MnGW),
- Anzahl Vegetationseinheiten pro Fläche als Maß für die Strukturvielfalt (n VE),
- Hämerobie (erstellt aus entsprechenden Zuordnungen der Vegetationseinheiten) als Maß

- für Naturferne,
- Streuanteil (im Gelände von Herrn K. Follner, UFZ, erfasst),
- Standardabweichung der Differenz zwischen maximalem Grundwasserflurabstand und maximaler Überflutungshöhe (SDH),
- pH-Wert des Bodens (delogarithmiert),
- Differenz zwischen minimalem Grundwasserflurabstand und maximalem Grundwasserflurabstand (AMPG),
- Feldkapazität [mm] als Maß für die Bodenfeuchte.

2.5 Erarbeitung und Anwendung einer Autökologie-Datenbank

In nächsten Schritt wurde nach Zusammenhängen zwischen den vorkommenden Mollusken und deren autökologisch/biologischen Merkmalen gesucht und diese wiederum mit den Ergebnissen der Analyse der abiotischen Faktoren in Bezug gesetzt. Innerhalb der autökologisch-biologischen Merkmale hat sich folgende Reihenfolge der Bedeutung ergeben: Überflutungstoleranz, Toleranz gegenüber Beweidung und gegenüber einer Intensivierung der Grünlandnutzung, Nahrungstyp, Größenklasse, Feuchtigkeitsbedürfnis, Austrocknungsresistenz und Ernährungsweise (s. Abb. 1).

In Abb. 1 sind die Ergebnisse der statistischen Auswertungen (Kap. 2.3, 2.4 und 2.5), die in FOECKLER ET AL (in diesem Band) näher erörtert werden, zusammenfassend dargestellt.

3 Diskussion

3.1 Methodenkritik

Das Konzept der gemeinsam von allen Projektpartnern zu bearbeitenden Probeflächen hat sich bewährt und stellt eine Besonderheit dieses Projektes dar. Ein großer wissenschaftlicher Gewinn ist, dass die verschiedenen Daten untereinander verschnitten werden können und somit interdisziplinäre Auswertungen ermöglichen.

Die Anwendung einer Schlämm- und Siebmaschine zur Auslese der in den Bodenproben enthaltenen Mollusken hat sich mehrfach bewährt. Sowohl die Ausbeute an Individuen als auch an Arten ist deutlich höher. Darüber hinaus werden die Schalen und Gehäuse „gewaschen“. Dies erleichtert die anschließende Auslese und Bestimmungsarbeiten. Ein weiterer Vorteil liegt im staubfreien Siebvorgang, was der Gesundheit des Bearbeiters zugute kommt. Somit stellt sich die Boden-Probenahme in Kombination mit dem Nasssiebverfahren als ideale Methode, insbesondere im Rahmen des Biomonitorings von Mollusken, heraus. Sie gewährleistet im Gegensatz zu Handaufsammlungen eine hohe personennunabhängige Nachvollziehbarkeit des Sammel- und Ausleseerfolges.

3.2 Arteninventar und naturschutzfachliche Bewertung

Das im Rahmen der RIVA-Aufsammlungen erfasste Arteninventar stellt nur einen Teil des tatsächlichen Potenzials dar (vgl. Kap. 2.2). Sie ist nur für die offenen Grünlandstandorte der rezenten Elb-Aue (vorderdeichs) repräsentativ. Von den Gesamtergebnissen dieses Teilprojektes abgeleitete Modelle gelten ausschließlich für diese Grünländer, nicht für weitere, meist deutlich artenreichere Biotoptypen der Elbauen (Auwälder, Hochstaudenfluren, Altwässer usw., FOECKLER ET AL. 2000).

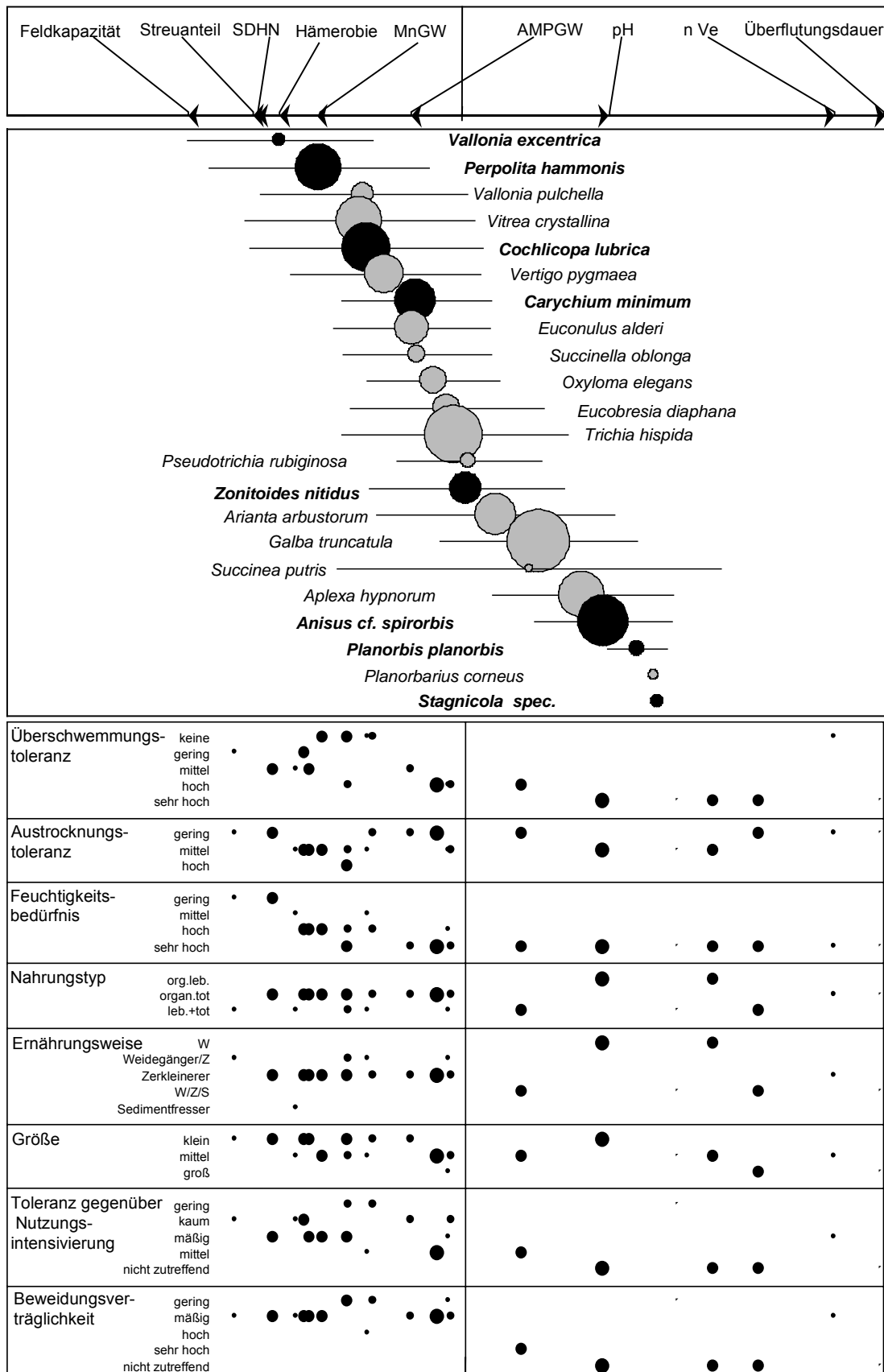


Abb. 1. Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der 3-Tabellen-Auswertung zur kombinierten Analyse der Beziehungen zwischen den Art-Vorkommen (mitte), den Umweltparametern (oben, Abk. s. Text) und den biologischen-ökologischen Merkmalen der Arten (unten)

3.3 Ökologische Standortcharakterisierung durch Bioindikator-Arten/-gruppen

Die Methode (CASTELLA ET AL. 1994, RICHARDOT ET AL. 1987, FOCKLER 1990) der ökologischen Charakterisierung der untersuchten Wiesen und Rinnen durch Mollusken-Bioindikator-Arten/-gruppen hat sich bewährt (s. Kap. 2.3). Es hat sich allerdings gezeigt, dass bestehende Systeme aus anderen Flussgebieten nicht direkt übertragen werden dürfen, sondern neu zu erarbeiten sind.

3.4 Bioindikatoren im Bezug zu abiotischen Parametern und Nutzungsfaktoren

Die erfassten abiotischen Parameter können zur Erklärung des Vorkommens der verschiedenen Mollusken-Bioindikatoren herangezogen werden. Hierbei sind sowohl die stark dynamischen hydrologischen als auch die Struktur- und Nutzungsfaktoren bestimmend, wobei nicht übersehen werden darf, dass diese Faktoren teilweise voneinander abhängig sind. Darüber hinaus war der Untersuchungszeitraum zu kurz um die tatsächliche Dynamik der Elbe-Auen zu erfassen und umfassend zu analysieren (vgl. HENRICHFREISE 2000).

3.5 Erarbeitung und Anwendung einer Autökologie-Datenbank

Die Anwendung der erarbeiteten Autökologie-Datenbank zeigt die Möglichkeiten solcher Systeme auf. Allerdings stellt sie nur einen ersten Schritt eines solchen ausbaufähigen Bausteins dar. Weitere Grundlagenuntersuchungen zur Autökologie der Arten sind notwendig.

3.6 Anwendungsbezug

Die Aussagekraft des aufgezeigten Mollusken-Indikatorsystems ist auf die Wiesen- und Rinnenstandorte der Mittleren Elb-Auen beschränkt; wobei offen bleibt, inwieweit das System auf die relativ langen Flussabschnitte zwischen dem Haupt- und den beiden Nebenuntersuchungsgebieten direkt übertragbar ist. Zwar hat sich gezeigt, dass sich das Arteninventar der drei Gebiete – bei allen methodischen Einschränkungen – nur wenig unterscheidet, jedoch sind die Einflüsse insbesondere der größeren Nebenflüsse, wie Mulde und Saale, ohne entsprechende Untersuchungen nicht zu beurteilen. Bewährt hat sich das Untersuchungskonzept (vgl. oben). Inwieweit der Erfassungsaufwand ohne Informationsverlust einzuschränken wäre, untersucht Herr K. Follner, UFZ, im Rahmen einer Projektverlängerung.

Literatur

- CASTELLA, E., AMOROS, C. (1988) Freshwater macroinvertebrates as functional descriptors of the dynamics of former river beds. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 23(3): 1299–1305
- CASTELLA, E., SPEIGHT, M., OBRDLIK, P., SCHNEIDER, E., LAVERY, T. (1994) A methodological approach to the use of terrestrial invertebrates for the assessment of alluvial wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 3: 17–36
- COLLING, M. (1992) Muscheln und Schnecken - Einführung in die Untersuchungsmethodik. in: TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, Weikersheim: 111-118
- DEICHNER, O., FOCKLER, F., ADLER, M., SCHMIDT, H. (2000) Land- und Wassermollusken im Bereich der Elbe-Auen „Dornwerder“ bei Sandau südlich Havelberg. *Untere Havel – Naturkundliche Berichte*, Heft 10: 58–63, Havelberg
- FOCKLER, F. (1990) Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. Beiheft 7 zu den Berichten der ANL, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. 154 S.
- FOCKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., FOLLNER, K. (2000) Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York S. 391–402
- HENRICHFREISE, A. (2000) Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flußauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 37: 13–21

- JUNGBLUTH, H., VON KNORRE, D. (1998) Rote Liste der Mollusken. In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H., PRETSCHER, P. (Hrsg.) Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 55: 283–289
- KÖRNIG, G. (1992) Rote Liste der Mollusken des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1: 22–23
- KÖRNIG, G., GOHR, F., FRIEDE, B., HOHMANN, M., KLEINSTEUBER, W., KRAUSE, B., LEHMANN & B., UNRUH, M. (1998) Rote Liste der Wassermollusken des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 30: 24–27
- KÖRNIG, G. (1999) Bestandsentwicklung der Weichtiere (Mollusca) In: Frank D., Neumann, V. (Hrsg.) Bestands-situation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts, Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 457–466
- KÖRNIG, G. (2000) Die Gastropodenfauna mitteleuropäischer Auenwälder. *Hercynia N. F.* 33: 257–279
- KÖRNIG, G. (in Vorbereitung) Weichtiere (Mollusca). In Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Elbe. Ministerium für Raumplanung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg
- KÖRNIG, S. (1989) Die Mollusken der Biosphärenreservate „Steckby-Lödderitzer Forst“ und „Vessertal“. Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 98 S.
- ÖKON (2000) Teilbeitrag Mollusken. Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA), Abschlußbericht, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Berlin
- RICHARDOT-COULET, M., CASTELLA, E., CASTELLA, C. (1987) Classification and Succession of former Channels of the french upper Rhône alluvial plain using Mollusca. *Regulated Rivers* 1: 111–127
- ZEISSLER, H. (1984) Mollusken im Biberschutzgebiet Steckby (Bezirk Magdeburg). *Malak. Abh. Mus. Tierk. Dresden* 10: 19–28

Beitrag der Laufkäfer (Coleoptera: *Carabidae*) zur Indikation von Standortverhältnissen der Elbauen

Wolfgang Figura, Arno Schanowski, Bernd Gerken

1 Ziele

Ziele und Konzeption des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten interdisziplinären Verbundforschungsprojektes „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA) werden von HENLE (in diesem Band) vorgestellt. Für das Teilprojekt „Laufkäfer“ sind, aufbauend auf bereits existierende Ansätze zur Bioindikation in Auen (z.B. DÖRFER ET AL. 1995, GREENWOOD ET AL. 1991, SIEPE 1989, SPANG 1996), im Wesentlichen folgende Ziele zu nennen:

1. Suche nach Indikatorarten bzw. –gruppen für die bearbeiteten Auenstandorte,
2. Analyse der Beziehung der Arten zu abiotischen Parametern an den Standorten, Erstellung und Anwendung einer biologisch/autökologischen Laufkäferdatenbank.

2 Ergebnisse

2.1 Arteninventar

Die Bodenfallenfänge in den 60 allen Teilprojekten gemeinsamen Probeflächen erbrachten in den beiden Untersuchungsjahren insgesamt 148 Laufkäferspezies mit 103.420 Individuen. Diese Artenzahl ist angesichts des auf Flutrinnen und Grünland begrenzten Biotopspektrums als sehr hoch anzusehen. Zum Vergleich sei auf MÜLLER (1999) verwiesen, die im Raum Lenzen aus mehreren Arbeiten, die neben Grünlandstandorten auch das Elbeufer sowie Waldstandorte einbezogen, 170 Laufkäferarten zusammenstellte. Es ist davon auszugehen, dass in den zwei Erhebungsjahren das im Raum für die beprobten Biotoptypen zu erwartende Artenspektrum weitgehend vollständig erfasst wurde. Den hohen naturschutzfachlichen Wert der Untersuchungsgebiete belegt eine Reihe zum Teil stark gefährdeter und auentypischer Laufkäferarten.

2.2 Charakterisierung der Standorte durch die Laufkäferzönosen

Die multivariaten statistischen Analysen der Laufkäferdaten aus den 36 Probeflächen des Hauptuntersuchungsgebietes ergaben, dass sich die Datensätze aus den drei Fangperioden Frühjahr, Sommer und Herbst signifikant unterscheiden, die der beiden Untersuchungsjahre hingegen nicht. Die weitere Auswertung zeigte, dass die Ordination der Probeflächen jeweils in hohem Maße dem Feuchtegradienten folgt, für die Ausbildung von Probeflächengruppen bei der Clusteranalyse je nach Jahreszeit aber unterschiedliche Arten bzw. Artengruppen verantwortlich sind.

2.3 Bezug zu den gemessenen abiotischen Parametern

Die von den Teilprojekten Hydrologie und Stofftransport (BÖHNKE UND MEYENBURG in diesem Band) sowie Bodenkunde (RINKLEBE ET AL. in diesem Band) erfassten abiotischen Parameter wurden von RINK (in diesem Band) auf ihren Bezug zu den Laufkäfern hin analysiert. Als besonders relevant erwiesen sich:

- jährliche Überflutungsdauer in Tagen bezogen auf das Abflussjahr,
- mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode,
- Standardabweichung der Differenz zwischen maximalem Grundwasserflurabstand und maximaler Überflutungshöhe,

- Distanz zur nächsten Flutrinne,
- Distanz zur nächsten permanenten Wasserfläche.

Zur näheren Erläuterung der abiotischen Parameter sei auf die entsprechenden Teilbeiträge verwiesen.

In einem nächsten Analyseschritt wurde geprüft, inwieweit die Ordination der Probeflächen aufgrund der erfassten biotischen Parameter mit der Ordination der Probeflächen aufgrund der gemessenen abiotischen Parameter eine gemeinsame Struktur aufweisen. Für alle drei Fangperioden konnte eine hochsignifikante gemeinsame Struktur nachgewiesen werden, die Laufkäferzönosen indizieren also die jeweils herrschenden Standortverhältnisse.

2.4 Indikatorarten bzw. -gruppen

Die Clusteranalyse der Probeflächen aufgrund der abiotischen Parameter ergab fünf signifikant getrennte Gruppen, für welche charakteristische Arten bzw. Artengruppen, die teilweise mehreren Clustern gemeinsam sind, ausgeschieden werden konnten:

1. Tiefe Flutrinnen mit langer Überschwemmung und gleichzeitig hohem Grundwasserstand in der Vegetationsperiode sind durch *Stenolophus skrimshiranus*, *Bembidion dentellum*, *Agonum versutum* und *Agonum duftschmidi* gekennzeichnet.
2. Flache Flutrinnen mit kürzerer Überflutung sowie tieferen Grundwasserständen weisen keine ihnen eigenen Arten auf. Sie haben mit den tiefen Flutrinnen *Anthracus consputus* und *Stenolophus mixtus* gemeinsam.
3. In episodisch und nur kurz überschwemmten *Phalaris*-Röhrichten sind *Agonum afrum*, *Agonum fuliginosum*, *Oodes helopioides* und *Pterostichus gracilis* typisch. Diese treten ebenso in den Probeflächen der tiefen Flutrinnen auf. In beiden Probeflächengruppen herrschen die gleichen Grundwasserverhältnisse.
4. Alle Mähwiesen sind von *Amara lunicollis*, *Amara equestris*, *Calathus fuscipes* *Microlestes minutulus* und *Syntomus truncatellus* charakterisiert.
5. Eine Gruppe der trockensten und am höchsten gelegenen Probeflächen in frischen bis typischen Mähwiesen wird durch *Carabus auratus* abgegrenzt.

2.5 Anwendung einer Autökologie-Datenbank

Mit der gemeinsamen Struktur der Ordination der Probeflächen auf biotischer und abiotischer Basis war die Voraussetzung für einen weiteren Analyseschritt gegeben. Biologisch/autökologische Merkmale der Arten, die in einer entsprechenden Datenbank vorgehalten werden, wurden mit den Laufkäferdaten sowie den abiotischen Parametern in Beziehung gesetzt. Als Merkmale für annähernd alle nachgewiesenen Arten standen folgende Merkmale zur Verfügung: Fortpflanzungstyp, Flugfähigkeit, Größenklassen, Feuchtepräferenz und bevorzugt genutztes Stratum. Ergebnisse dieser Analyse sind in FIGURA ET AL. (in Vorbereitung) dargestellt.

3 Diskussion

3.1 Probenplan

Die Entwicklung und Anwendung eines Probenplans, der die Datenerfassung aller Teilprojekte zeitlich und räumlich eng bündelte, stellt einen großen Vorteil dar. Auf diese Weise konnte in RIVA eine Grundlage für eine direkte Verschneidung und Auswertung der Daten der verschiedenen Disziplinen geschaffen werden.

Eine Zufallsverteilung von Probeflächen nach vorheriger Stratifizierung eines Untersuchungsgebietes birgt die Gefahr in sich, dass kleinflächig vorhandene, naturschutzfachlich evtl. wichtige Habitats mit ihrem spezifischen Arteninventar nicht erfasst werden. Ferner ist anzumerken, dass die Ergebnisse des Projektes nur Gültigkeit für die betrachteten Biotoptypen der rezenten Elbeauen besitzen, nicht jedoch für andere Biotoptypen wie Bühnenfelder, Auwälder oder ausgedeichte Grünländer.

3.2 Arteninventar

Ein Vergleich der in den beiden Untersuchungsjahren festgestellten Arten(-zahlen) u.a. mit MÜLLER (1999) spricht für die Annahme, dass eine weitgehend vollständige Erfassung der in den beprobten Biotoptypen zu erwartenden Arten gelungen ist. Aufgrund des ausschließlichen Einsatzes von stationären Bodenfallen ist jedoch davon auszugehen, dass bestimmte Arten unterrepräsentiert sind.

3.3 Indikatorarten bzw. -gruppen

Das Muster der Verteilung der Probeflächen auf Basis der Laufkäferdaten bleibt in allen Fangperioden gleich und deckt sich signifikant mit der Ordination der Probeflächen auf Basis der ausgewählten Abiotikparameter. Allerdings sind es jahreszeitlich größtenteils verschiedene Arten bzw. Artengruppen, welche für die Ordination bzw. Clusterbildung der Probeflächen verantwortlich sind. Hier spielt nur z.T. die Phänologie eine Rolle. Wesentlichen Anteil hat die jahreszeitliche Standortdynamik, auf welche die mobilen Laufkäfer reagieren. Dieses Phänomen eines der Feuchte folgenden „horizontalen Standortwechsels“ beschreiben auch NELLES UND GERKEN (1990) aus der Durance-Aue.

Dass andere abiotische Parameter gegenüber dem Überflutungsregime und den Grundwasserverhältnissen in den Hintergrund treten, bedeutet nicht notwendigerweise, dass sie für die Laufkäferzönosen ohne Bedeutung sind bzw. nicht von ihnen indiziert werden können. Die Probeflächen sind aber z.B. hinsichtlich des Substrates relativ einheitlich. Auch Deckungsgrad und Struktur der Vegetation unterscheiden sich auffällig nur zwischen den Mähwiesen auf der einen und den ungenutzten *Phalaris*-Röhrichten und Flutrinnen auf der anderen Seite. Die Faktoren Nutzung und Struktur werden außerdem durch die hydrologischen Verhältnisse mit bedingt.

3.4 Anwendung einer Autökologie-Datenbank

Die Anwendung der biologisch/autökologischen Datenbank erwies sich als hilfreich bei der Interpretation der Ergebnisse. Allerdings wäre es zum Einen wünschenswert, die Datenbank weiter auszubauen, und zum Anderen, sie mit Daten zu verschneiden, die eine größere Spannweite der Gradienten der abiotischen Parameter sowie ein umfangreicheres Spektrum von Habitaten umfassen.

Literatur

- DÖRFER, K., BUSCHMANN, M., GERKEN, B. (1995) Carabidengemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) im Einflußbereich wechselnder Wasserstände an der Oberweser. In: Gerken, B., Schirmer (Hrsg.) Die Weser. Limnologie aktuell, 6: 191–212
- FIGURA, W., SCHANOWSKI, A., GERKEN, B. (in Vorbereitung) Teilprojekt Laufkäfer. Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA). Abschlussbericht, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Berlin
- GREENWOOD, M. T., M. A. BICKERTON, E. CASTELLA, A.R.G. LARGE, PETTS, G.E. (1991) The use of Coleoptera (Arthropoda: Insecta) for floodplain characterization on the river Trent, U. K. – Regulated Rivers 6 (4): 321–332
- MÜLLER, S. (1999) Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelbe. Teil II Zoologie: Säuger (Mammalia), Vögel (Aves), Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) – unveröffentlichter Bericht, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
- NELLES, U., GERKEN, B. (1990) Zur Carabidenfauna (Coleoptera: Carabidae) einer südfranzösischen Auenlandschaft – zöologische Charakterisierung hochflut-geprägter Standorte und ihre aktuelle Gefährdung. Acta Bio. Benrodis 2: 39–56
- SIEPE, A. (1989) Untersuchungen zur Besiedlung von Flußauen und verwandten Standorten durch Carabidae (Coleoptera: Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses des Überflutungsgeschehens. Diss. Univ. Freiburg
- SPANG, W. (1996) Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für autotypische Standortbedingungen. Heidelberger Geographische Arbeiten, Heft 102, Geographisches Institut der Universität Heidelberg

Beziehungen zwischen Umweltvariablen, Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) und ihren biologischen Eigenschaften im Auengrünland

Frank Dziock

1 Ziele

Ziele des Teilprojektes IV.3 „Schwebfliegen“ innerhalb des Projektes „RIVA - Übertragung und Weiterentwicklung eines Robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (SCHOLZ ET AL. in diesem Band) sind die

- Faunistisch-ökologische Charakterisierung der untersuchten Grünlandstandorte,
- Herausarbeitung charakteristischer Artengruppen,
- Exploration der Eignung von Schwebfliegen zur Anzeige von Umweltvariablen (hydrologische Verhältnisse und Nährstoffsituation),
- Nutzung der biologischen Eigenschaften des gesamten Artenpools (funktionale Gruppen) für eine Indikation.

Der theoretische Gesamtrahmen und die Untersuchungsgebiete des RIVA-Projektes werden in SCHOLZ ET AL. und STAB UND RINK (in diesem Band) vorgestellt.

2 Schwebfliegen als Bioindikatoren

Schwebfliegen finden in neuerer Zeit immer häufiger Eingang in die naturschutzfachliche Literatur. Bei einer Literaturschau (30 Titel, DZIOCK 2001) ergab sich, dass Schwebfliegen zwar häufig als Indikatoren für Schutzwürdigkeit benutzt werden, aber nur selten direkt vor Ort gemessene Umwelt- bzw. Habitatvariablen berücksichtigt werden. Auch wurde Indikation fast immer von Einzelarten abhängig gemacht, erst in jüngster Zeit gibt es Ansätze zur Berücksichtigung der Summe der biologischen Eigenschaften des gesamten Artenpools (CASTELLA ET AL. 1994, SPEIGHT 1997).

3 Methoden

Schwebfliegen wurden auf 15 Probeflächen (PF) mit jeweils zwei Malaisfallen gefangen. Die Fallen wurden in drei Zeitfenstern exponiert: 27. April – 28. Mai, 30. Juni – 17. Juli und 3. August – 25. August 1998. Eine relationale Datenbank in Microsoft Access diente dazu, sowohl faunistische Daten, Umweltvariablen als auch bionomisch-ökologische Daten (aus SPEIGHT ET AL. 1998) zu den Schwebfliegenarten zu halten. Für die Auswertung wurden Verfahren der multivariaten Statistik wie Korrespondenzanalyse, Hauptkomponentenanalyse, Co-inertia und Monte-Carlo-Permutationstests verwendet (Berechnungen mit dem Software-Paket ADE-4, THIOULOUSE ET AL. 1997). Eine ausführliche Beschreibung der Methodik mit Methodenkritik findet sich in DZIOCK (2001).

4 Arteninventar und naturschutzfachliche Einstufung

Es konnten in den Malaisfallen insgesamt 102 Arten in ca. 11.000 Individuen nachgewiesen werden. Berücksichtigt man, dass nur im Grünland gefangen wurde, ist diese Artenzahl recht hoch, allerdings

sind zahlreiche Arten aus der alt- und totholzreichen Umgebung eingeflogen. Hierher stammt auch der überwiegende Teil der Rote-Liste-Arten, der Rest sind anspruchsvolle Feuchtgebietsbewohner. Insgesamt gelten knapp ¼ der Arten in Deutschland als gefährdet. Es wurden 52 % (58 Arten) der 113 potenziellen aus Sachsen-Anhalt bekannten Grünlandbewohner gefangen (Datengrundlage: JENTZSCH UND DZIOCK 1999, SPEIGHT ET AL. 1998). Je Probefläche gingen 14 bis 27 von insgesamt 52 potenziell indigenen Arten (Arten der Grünländer und Feuchtgebiete) in die Auswertung ein.

5 Ökologische Standortcharakterisierung

Als Ergebnis einer Korrespondenzanalyse der PF-Arten-Matrix (Abb. 1 links) sieht man eine starke Trennung der drei Untersuchungsgebiete. Vor allem Sandau (PF 51, 53, 57) unterscheidet sich von der Besiedlung her deutlich von den anderen Flächen. Die trockenen Standorte ähneln einander sehr, jedoch scheint die Trennung zu den feuchteren Grünlandstandorten nicht deutlich. Durch eine Clusterranalyse und eine anschließende Diskriminanzanalyse zwischen den Clustergruppen wurde versucht, Indikatorarten für Probeflächengruppen abzugrenzen. Eine statistisch abgesicherte Trennung ist jedoch nicht möglich, obwohl einzelne Arten Probeflächen eindeutig charakterisieren (die anspruchsvollen Feuchtgebietsarten *Neoascia interrupta* und *N. tenur* z.B. sind für die feuchten Grünlandflächen 30 und 34 typisch). Andererseits gibt es Arten, die auf fast jeder Probefläche vorkommen, eine Trennung jedoch aufgrund unterschiedlicher Abundanzen auf den PF zulassen (z.B. *Platycheirus fulviventris*, *Melanostoma mellinum*). Solche Arten sind jedoch in einem Indikatorsystem im herkömmlichen Sinne nicht verwendbar. Die Charakterisierung der Probeflächen kann somit nicht über einzelne Indikatorarten erfolgen, sondern nur über das Gesamtartenspektrum unter Berücksichtigung der Abundanzen der Arten auf den einzelnen Probeflächen.

6 Schwebfliegen und Umweltvariablen

Es besteht ein enger statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den im Projekt erhobenen Umweltvariablen und dem Vorkommen der Schwebfliegen auf den Probeflächen (Abb. 1 rechts, Ergebnis der Co-inertia in DZIOCK 2001).

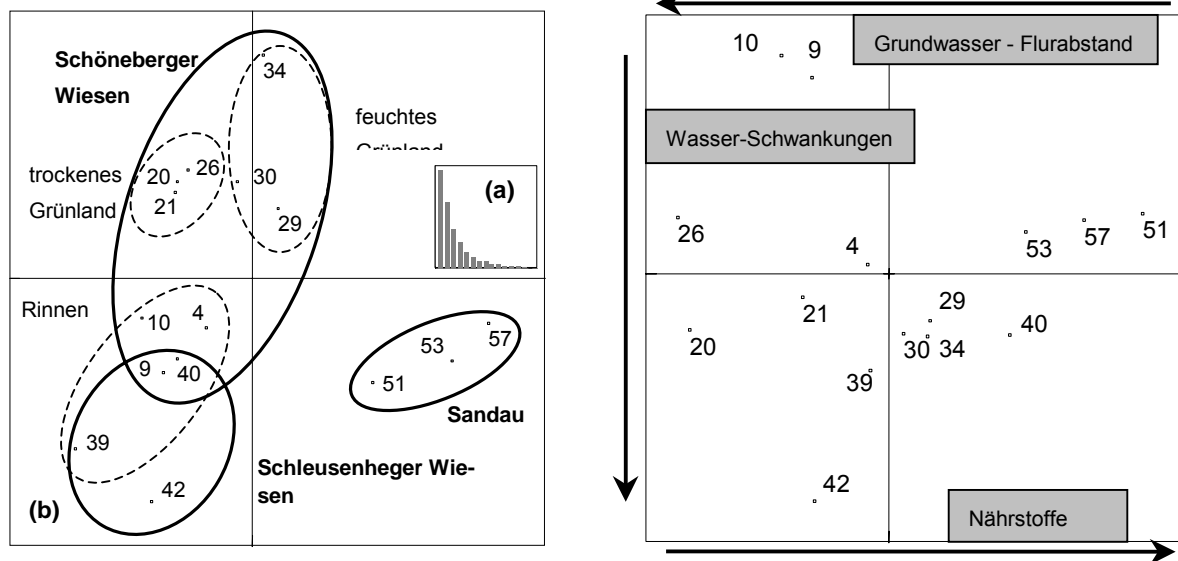


Abb. 1. Links – Korrespondenzanalyse (15 PF, 52 Arten). (a) Eigenwerte-Histogramm, (b) F₁ x F₂-Plot der Probeflächen. Rechts – Hauptkomponentenanalyse (15 PF, 6 Umweltvariablen), F₁ x F₂-Plot

Dies ist erstaunlich, da es nicht möglich war, eindeutige Indikatorarten für Probeflächengruppen zu benennen. Als wesentliche Faktoren haben sich der Grundwasserflurabstand (der eng korreliert ist mit der Höhe über dem Elbe-Wasserspiegel), die effektive Kationenaustauschkapazität (wird abgeleitet aus pH, Humusgehalt und Bodenart) und die Amplitude des Grundwasserflurabstandes über das Jahr (also ein Maß für die Wasserstandsschwankungen auf der Probefläche) herausgestellt. In einem Au-enlebensraum überrascht die hohe Bedeutung der hydrologischen Verhältnisse für die Fauna nicht. Auch die Umweltvariablen auf den Probeflächen bilden Gradienten. Daher ist es nicht möglich, klar abtrennbare Kategorien zu bilden.

7 Nutzung biologischer Information über Schwebfliegen

In jüngerer Zeit gibt es vermehrt Ansätze, bei Bewertungen der Landschaft auf funktionale Artengruppen statt auf Einzelarten zurückzugreifen, um die gesamte Information des erhobenen Artenpools zur Indikation zu verwenden.

Bei der hier durchgeführten multiplen Korrespondenzanalyse und Co-inertia zur Ermittlung einer gemeinsamen Struktur der Arten-PF-Matrix und der Autökologie-Arten-Matrix stellten sich folgende Eigenschaften der Schwebfliegen als bedeutsam heraus: Larvalernährung, Mikrohabitat der Larve, Überschwemmungstoleranz. Bei der anschließend durchgeführten Co-inertia-Analyse zeigt sich jedoch, dass diese Eigenschaften allein nicht erklären, welche Arten wir auf welchen Probeflächen finden. Das heißt, dass auch mit der Gesamtheit der Eigenschaften der vorgefundenen Arten keine Indikation der Umweltvariablen auf den Probeflächen durchführbar ist. DZIOCK (2001) diskutiert verschiedene Gründe hierfür. Wahrscheinlich ist, dass unsere Kenntnisse der Autökologie der einzelnen Arten noch zu gering sind, um dementsprechende Aussagen zu treffen. Allerdings besteht auch ein wesentliches Defizit bei der Zusammenfassung und Codierung der schon vorhandenen Informationen für die hier angegangenen Fragestellungen.

8 Empfehlungen zur Fangmethodik

Ausgehend von den im Projekt gemachten Erfahrungen bei der Anwendung der Malaisefalle als Fangmethodik für Schwebfliegen können zwei unterschiedliche Erfassungsstrategien unterschieden werden (Empfehlungen zur Probenahme):

1. Inventarisierung eines Gebietes (meist großräumig) → Maximierung der Gesamtartenzahl (Verwendung von Malaisefallen mit weißem Dach, Platzierung der Falle entlang von Ökotonen/Leitlinien oder an blütenreichen Standorten),
2. Vergleich von verschiedenen Probeflächen → Minimierung des Anteils der eingeflogenen nicht indigenen Arten (Malaisefallen mit schwarzem Dach, Platzierung der Fallen in homogenen Beständen, Meidung von Leitlinien, Exposition in ausgewählten Zeitfenstern zu Zeiten geringerer Migration).

9 Synthese und Ausblick

Prinzipiell ist es möglich, anhand der Schwebfliegenbesiedlung eines unbekanntes Gebietes (unsere Aussage ist beschränkt auf Auengrünland!) etwas über die bestimmenden Umweltvariablen (GW-Flurabstand, Nährstoffe) auszusagen. Allerdings ist es z.Z. nicht möglich, einzelne Indikatorarten oder Artengruppen zu benennen, die stellvertretend für diese Umweltvariablen stehen (s.o.). Dies kann mehrere Gründe haben:

- Es wurde nur ein sehr kleiner Ausschnitt (Auengrünland) aus den an der Elbe vorhandenen Biotoptypen (Wälder, Trockenrasen, Gewässer etc.) untersucht. Daher ist natürlich die Differenzierung innerhalb dieses engen Ausschnitts erschwert.

- Schwebfliegen sind hochmobil. Die im RIVA-Projekt für alle Teilprojekte gleiche Maßstabsebene könnte für sie daher zu klein sein. Schwebfliegen sind vermutlich eher als integrative Indikatoren für Biotopkomplexe geeignet (SSYMANK 1997), worauf auch der hohe Anteil an auf den Wiesen gefangenen Waldarten hindeutet.
- Die Nutzung ist der dominante besiedlungsbestimmende Faktor im Grünland, wurde im RIVA-Projekt aber nicht untersucht.
- Grünländer in Auen sind generell sehr ephemere Habitate. Nach der „habitat templet theory“ von SOUTHWOOD (1996) werden solche durch hohe Produktivität und häufige Störungen („disturbances“) gekennzeichneten Lebensräume durch Arten mit weiter Nischenbreite, vielen und kleinen Nachkommen, schwachen Abwehrmechanismen gegen Feinde und dadurch geringer Konkurrenz, kurzer Lebensdauer und hohem Dispersionspotenzial bewohnt. Hier siedeln also bevorzugt sogenannte r-Strategen mit Störungstoleranz, die aber als Bioindikatoren (aufgrund ihrer Mobilität, weiten Nischenbreite, kurzen Lebensdauer) meist nicht gut geeignet sind.

Die vorliegende Untersuchung ist die erste mir bekannte Studie, die sowohl Umweltvariablen als auch autökologische Informationen zur objektiven „Erklärung“ eines beobachteten Schwebfliegen-Artenpools heranzieht. Weiterhin wurden statistische Tests durchgeführt, die die Objektivität der Aussagen erhöhen. Die erzielten Ergebnisse stellen somit eine gute Basis für weitere Untersuchungen zur Eignung von Schwebfliegen als funktionale Indikatoren nicht nur in Auenlebensräumen dar.

Literatur

- CASTELLA, E., SPEIGHT, M.C.D., OBRDLIK, P., SCHNEIDER, E., LAVERY, T. (1994) A methodological approach to the use of terrestrial invertebrates for the assessment of alluvial wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 3(1): 17–36
- DZIOCK, F. (2001) Teilbeitrag Schwebfliegen. In: RIVA-Abschlußbericht, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, im Auftrag des BMBF, Berlin
- JENTZSCH, M., DZIOCK, F. (1999) 7.1 Bestandssituation der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). In: FRANK, D., NEUMANN, V. (Hrsg.) Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts, 182–189. Stuttgart
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1996) Natural communities: structure and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* 351: 1113–1129
- SPEIGHT, M.C.D. (1997) Invertebrate lists as management tools: an example using databased information about Syrphidae (Diptera). *Environmental Encounter Series No. 33*: 74–83
- SPEIGHT, M.C.D., CASTELLA, E., OBRDLIK, P. (Hrsg.) (1998) *Syrph the Net: The Database of European Syrphidae*. Syrph the Net Publications, Dublin
- SSYMANK, A. (1997) Habitatnutzung blütenbesuchender Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) im Landschaftsgefüge des Drachenfelder Ländchens und Ansätze zu einer integrativen Landschaftsbewertung. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 11: 73–78
- THIOULOUSE, J., CHESSEL, D., DOLÉDEC, S., OLIVIER, J.-M. (1997) ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75–83

Artenzahlschätzung als Basis für eine robuste Indikation

Klaus Follner

1 Einleitung

Indikation im Sinne, dass aus dem Wissen über ökologische Ansprüche von Organismen und ihrem Vorkommen an einem bestimmten Ort Aussagen über die dort herrschenden Standortbedingung abgeleitet werden, hat bisher ein Problem mit der Qualitätssicherung. Da die Zuverlässigkeit der Indikation davon abhängt, dass die aussagekräftigen Arten mit ausreichender Wahrscheinlichkeit nachgewiesen wurden, ist eine Methode notwendig, die es ermöglicht abzuschätzen, welcher Aufwand für eine geforderte Zuverlässigkeit nötig ist oder wie zuverlässig das Ergebnis für einen geleisteten Aufwand sind. Der in RIVA verfolgte Ansatz geht davon aus, dass moderne Verfahren der Artenzahlschätzung eine Basis für eine solche Qualitätskontrolle bieten.

Mit verschiedenen Ansätzen wurde versucht, auf der Basis einer unvollständigen Erfassung eine möglichst qualifizierte Schätzung der Artenzahl zu bekommen (BALANÁS 1992). Bisher konnten jedoch die Ergebnisse nicht vollständig befriedigen. Die Schätzung der Zahl der Individuen einer Population ist vom Standpunkt der Statistik her gesehen ein ähnliches Problem. Da die Fortschritte im Bereich der Populationsgrößenschätzung in den vergangenen Jahren relativ groß waren, liegt der Versuch nahe, solche Verfahren auf die Schätzung von Artenzahlen zu übertragen (COLWELL UND CODDINGTON 1994, CODDINGTON ET AL. 1996).

Anhand der Freilanddaten von RIVA und einer darauf aufbauenden Simulation soll im Folgenden gezeigt werden, von welchen Eigenschaften der Freilanddaten die Zuverlässigkeit der Artenzahlschätzung abhängt und welche Schätzverfahren folglich als geeignet für die Qualitätssicherung von Indikation erscheinen.

2 Methoden

Die Freilanddaten über Laufkäfer, Spinnen, Mollusken und Pflanzen für die Untersuchung der Schätzverfahren stammen aus RIVA. Was die Erhebung der zoologischen und botanischen Daten betrifft, sei auf die jeweiligen Artikel in diesem Tagungsband verwiesen. Mit den Bodenfallen (Laufkäfer und epigäische Spinnen) wurde ein für die Artenzahlschätzung wichtige zusätzliche Aufnahme durchgeführt. Die Fallen wurden im Sommer und Herbst 1998 und im Sommer 1999 an acht aufeinanderfolgenden Fangperioden im Abstand von zwei Tagen geleert. Pro Fangperiode wird nur ein Artnachweis verwendet, die Zahl der Individuen einer Art während einer Fangperiode geht nicht in die Schätzung ein.

Jede im Bereich der Fallen vorkommende (und fangbare) Art kann in jeder, in einem Teil oder in keiner der Fangperioden nachgewiesen werden. Die Verteilung der Häufigkeiten, mit der Arten nachgewiesen werden, liefert ein Abbild der Verteilung der Wahrscheinlichkeiten, mit denen Arten abhängig von ihrer Individuenzahl und art-typischen Aktivität nachgewiesen werden können. Diese gefundenen Verteilungen der Nachweiswahrscheinlichkeiten liefern die Grundlage für die Simulationen, mit denen die Präzision und Robustheit der verschiedenen Methoden der Artenzahlschätzung untersucht werden.

Da die Fangperioden kurz gehalten werden konnten, wurden für die Artenzahlschätzung Methoden verwendet, die für geschlossene Populationen und mehrere Wiederfang-Gelegenheiten entwickelt wurden.

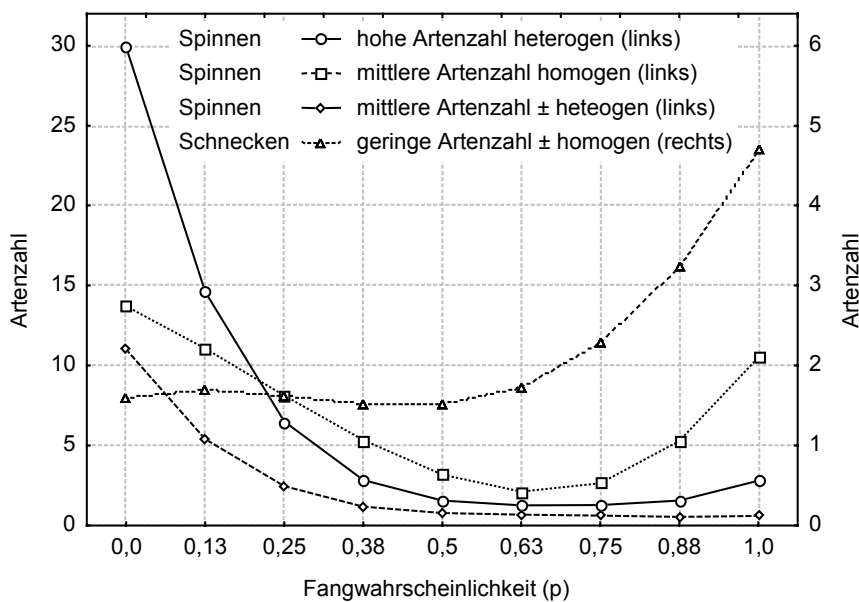
Untersucht wurden im Einzelnen:

- Jackknife1 = Jackknife 1. Ordnung (Burnham und Overton 1978),
- Jackknife2 = Jackknife 2. Ordnung (BURNHAM UND OVERTON 1978),
- Chao1 = Coverage- Schätzer (CHAO ET AL. 1992a),
- Chao2 = Coverage- Schätzer mit Korrekturterm (CHAO ET AL. 1992A),
- Chao3 = Coverage- Schätzer mit Korrekturterm (CHAO ET AL. 1992A),
- Chao4 = Punkt- Schätzer (CHAO 1987),
- Chao5 = Coverage-Schätzer mit Korrekturterm (CHAO UND LEE 1992B),
- Chao6 = Coverage-Schätzer mit Korrekturterm (CHAO UND LEE 1992B),
- Chao7 = Coverage-Schätzer mit Korrekturterm (CHAO UND LEE 1993),
- M0 = Maximum Likelihood- Schätzer (OTIS ET AL. 1978).

Die beiden Jackknife- Schätzer und Chao4 wurden schon für Artenzahlschätzungen verwendet (COLWELL UND CODDINGTON 1994). Mit den Coverage-Schätzern wird dies zum ersten Mal versucht. Die Schätzung der Variabilität für die Schätzergebnisse ist bei jedem Verfahren anders gelöst. Um direkt vergleichen zu können, wurde zur Schätzung der Standardabweichung auf alle Schätzverfahren auch das Bootstrap-Verfahren angewandt.

3 Ergebnisse

Aus der großen Zahl gefundener Verteilungen von Nachweisfrequenzen bzw. Nachweiswahrscheinlichkeiten sind im Folgenden vier, für bestimmte Situationen typische, dargestellt. Vergleichbare Verteilungen findet man auch bei Laufkäfern und Pflanzen. Einfache Schätzverfahren setzen voraus, dass die Nachweiswahrscheinlichkeiten gleichverteilt sind, was bei Artengemeinschaften nie zu erwarten ist (Abb. 1). Weiterhin ist sichtbar, dass die Verteilung umso mehr zweigipflig wird, je ähnlicher die Stichproben sind, je homogener also der Zeitraum bzw. die Probeflächen sind, aus denen die Fänge stammen. Die genaue Form der Kurve hängt außerdem von der Artenzahl ab. Würde man die Verteilungen auf eine bestimmte Artenzahl normieren, würde sich die erste und die dritte Kurve der Spinnen kaum unterscheiden.



Wenn man, wie in unserer Untersuchung, die Fallen in kurzen Intervallen leert, bedeutet geringer Aufwand immer weniger Fallen, die aber unter relativ homogenen Bedingungen aufgestellt werden können. Dann ist die allgemeine Wahrscheinlichkeit gering, eine Art in einer Fangperiode nachzuweisen, woraus sich eine linksschiefe Verteilung der Frequenzen und Wahrscheinlichkeiten

Abb. 1. Verteilungskurven von Arten auf Fangwahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von der möglichen Artenzahl und Heterogenität der Aufnahmen

keiten für den Nachweis ergibt. Ein sehr hoher Aufwand bedeutet viele Fallen, die dann in zunehmend heterogener Umgebung aufgestellt werden müssen. Das hat zur Folge, dass nicht mehr alle Arten in jeder der Fallen mit gleicher Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden können, die Fallen also etwas unterschiedliche Artengemeinschaften befangen. Auch dies hat eine linksschiefe Verteilung zu Folge. Eine zweipflige Verteilung zeigt also einen guten Kompromiss zwischen nötiger Fangintensität und wachsender Heterogenität an.

Welche der Schätzverfahren bei welchen der dargestellten Verteilungen der Nachweiswahrscheinlichkeit (Abb. 1) die höchste Präzision und Zuverlässigkeit erreichen, kann nur mit Hilfe einer Simulation auf der Basis der im Freiland gefundenen Verteilungen stattfinden, weil von Freilanddatensätzen ja nie die „wahre“ Artenzahl bekannt ist. In Simulationen kann man dagegen systematisches Über- oder Unterschätzen erkennen und mit Randbedingungen wie der Verteilung der Nachweiswahrscheinlichkeit in Verbindung setzen.

Präzision und Zuverlässigkeit von Schätzverfahren hängen von der Artenzahl ab (Abb. 2). Ein Schätzverfahren (Jackknife 2), das mit einer höheren Artenzahl mit kleiner systematischer Abweichung und recht zuverlässig arbeitet, verliert bei halb so vielen Arten relativ stark an Präzision und erreicht nur das drittbeste Ergebnis. Ein Verfahren (Chao 4), das im Durch-

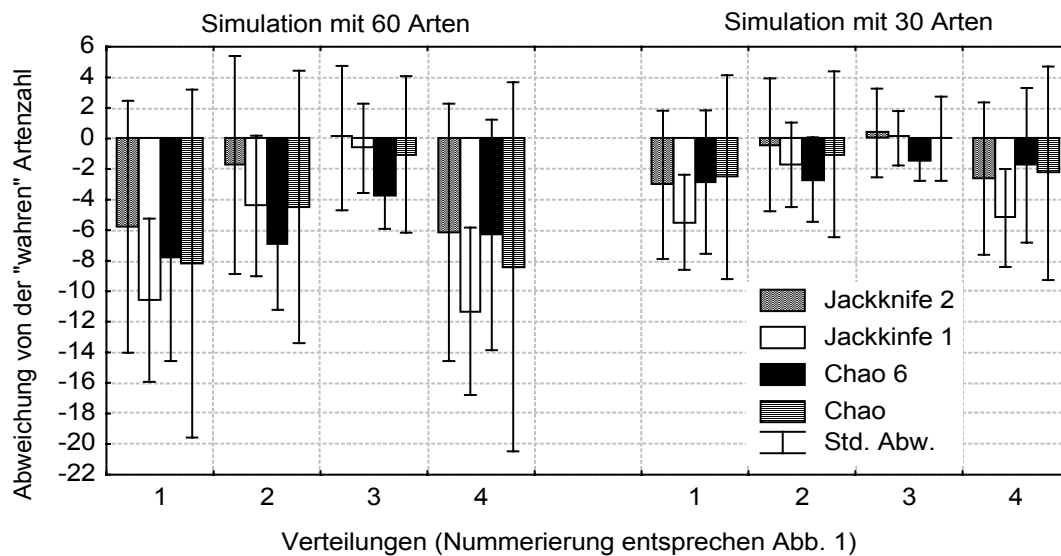


Abb. 2. Vergleich der Abweichung des Schätzergebnisses von der „wahren“ Artenzahl für vier ausgewählte Schätzverfahren und die geschätzte Standardabweichung (Bootstrap-Verfahren) der Schätzungen

schnitt bei niedriger Artenzahl sehr gut funktioniert, kann dennoch die größte Streubreite aufweisen und ist deshalb nicht verwendbar. Außerdem kann auch die Form der Verteilung der Nachweiswahrscheinlichkeiten (Abb. 1) eine bedeutende Rolle spielen. Chao 6 erreicht zufriedenstellende Schätzergebnisse nur bei den Verteilungen 1 und 4. Für die verwendeten Verteilungen der Nachweiswahrscheinlichkeit (Abb. 1) neigen alle Schätzverfahren zum Unterschätzen der „wahren“ Artenzahl. Teilweise liegt die „wahre“ Artenzahl nicht einmal im Bereich der Standardabweichung (Abb. 2).

4 Diskussion

Wie wir vermuteten, hängt die Präzision und Robustheit der Schätzverfahren für Artenzahlen wesentlich von den beiden Faktoren Verteilung der Nachweiswahrscheinlichkeit und Größe der Artengemeinschaft ab (FOLLNER UND HENLE in print). Umso erstaunlicher ist es, dass diese Faktoren bisher nicht systematisch für die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der verschiedenen Schätzverfahren untersucht wurden (Burnham UND Overton 1978, CHAO ET AL. 1992a). Der Grund ist wohl hauptsächlich darin zu suchen, dass ein entsprechender Datensatz nur im Rahmen eines Verbundprojektes wie RIVA erhoben werden kann. Nur so können die Faktoren, von denen Präzision und Robustheit der Schätzverfahren beeinflusst werden, durch Simulation ermittelt werden.

Da das eigentliche Indikationssystem von RIVA derzeit noch nicht vollständig zur Verfügung steht, kann die Verwendung der jeweils als optimal ermittelten Artenzahlschätzer für die Qualitätssicherung in der Indikation erst in der Verlängerung von RIVA wirklich untersucht werden.

Literatur

- BALTANÁS, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* 65, 484–492
- BURNHAM, K.P., OVERTON, W.S. (1978) Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 625–633
- CHAO, A. (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783–791
- CHAO, A., LEE, S.-M., JENG, S.-L. (1992A) Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics* 48: 201–216
- CHAO, A., LEE, S.-M. (1992B) Estimating the number of classes via sample coverage. *J. Am. Stat. Assoc.* 87: 210–217
- CHAO, A., LEE, S.-M. (1993) Estimating population size for continuous-time capture-recapture models via sample coverage. *Biom. J.* 1: 29–45
- CODDINGTON, J.A., YOUNG, L.H., COYLE, F.A. (1996) Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *J. Arachnol.* 24: 111–128
- COLWELL, R.K., CODDINGTON, J.A. (1994) Estimation terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B* 345: 101–118
- FOLLNER, K., HENLE, K. (in print) Closed Mark-Recapture-Models to Estimate Species Richness: Illustration with data on epigeal spiders. *J.A.B.E.S. special issue*
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE G.C., ANDERSON, D.R. (1978) Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62: 11–35

Statistische Methoden und deren Ergebnisse im RIVA-Projekt

Marcus Rink

1 Einleitung

Bevor auf die verwendeten statistischen Verfahren bei der Datenanalyse eingegangen wird, muss kurz auf die Datenerhebungsstrategie zurückgegriffen werden. Methodisch exakt abgestimmte und erhobene Daten sind das entscheidende Glied, um interpretierbare sinnvolle Ergebnisse aus einer Studie zu gewinnen. Die Zusammenführung ökosystemarer Feldinformationen zur Aufdeckung relevanter Struktur bildender Wechselwirkungen zwischen Biotik und abiotischen Parametern eines Ökosystems erfordert weiterhin eine integrierende Schnittstelle zwischen den Datengrundlagen und den Auswertekonzepten. Für den Einsatz multivariater Datenanalysemethoden ist ein statistisch bedingter Formalismus bei der Datenerhebung einzuhalten, der mit den fachwissenschaftlichen Belangen zu harmonisieren ist, um die Daten verschiedener Fachdisziplinen und die Verfahren der mathematisch-statistischen Ökosystemforschung miteinander kompatibel werden zu lassen. Willkürliche und Ad-hoc-Datenerhebungen erfüllen typischerweise die Annahmen von multivariaten Analyseverfahren nicht. Die Analysemethoden über ein exploratives Stadium hinaus anzuwenden ist daher nicht zu empfehlen. Um dies zu vermeiden, wird eine koordinierende Rahmenvorschrift – der Stichprobenplan – benötigt.

Die Erstellung des Stichprobenplans ist integriert in die Versuchsplanung und basiert auf einer Vielzahl hierarchisch gegliederter Arbeitsschritte. Ausführungen hierzu und eine kurze Darstellung des Stichprobenplans „stratifizierte Zufallsverteilung“ finden sich unter dem Vortrag „Planung und Durchführung von Felduntersuchungen zur Entwicklung von Indikationssystemen“.

Zur *Datenanalyse* wurden aufgrund der multivariaten Charakteristik der Datensätze und dem Ziel der Mustererkennung, Dimensionsreduktion und Modellbildung primär gradientenanalytische Verfahren eingesetzt.

Gradientenanalysen werden eingeteilt in *direkte und indirekte Ordinationsverfahren*. In den indirekten Analyseverfahren werden die Probeflächen nur basierend auf der Artenkomposition geordnet (CA, PCA). Die unterliegenden dafür verantwortlichen Erklärungsvariablen bzw. die von ihnen beschriebenen Gradienten können nur anhand der resultierenden Verteilung der Arten im Diagramm geschlossen werden, d.h. der Bearbeiter übernimmt eine Art „Künstlerrolle“, basierend auf seinem persönlichen Fachwissen. Es gilt: „ordination axes can be considered as latent variables, or hypothetical environmental variables, constructed in such a way as to optimize the fit of the species data to a particular (linear or unimodal) statistical model of how species abundance varies along gradients“ (TER BRAAK UND PRENTICE 1988). Anhand von Datenmatrizen erläutert bedeutet dies, dass bei indirekten Verfahren die Ordination der biotischen Daten in Matrix Y unabhängig von abiotischen Erklärungsvariablen einer Matrix X durchgeführt wird.

Anstatt der Artenkomposition können auch Umweltvariablen die Ordnung von Probeflächen definieren, d.h. die Summation der Variabilität in der Umweltinformation erfolgt unabhängig von der Biotik (PCA).

Direkte Techniken eröffnen die Chance, Probeflächen und/oder Arten direkt auf ein Set gemessener Erklärungsvariablen zu beziehen, daraus Zusammenhänge zu erkennen und die Analysen generell objektiver werden zu lassen. Bevor es die Möglichkeit gab, direkte Gradientenanalysen zu rechnen, war man darauf angewiesen, separate Regressionen für jede einzelne Art durchzuführen, um die Artenkomposition eines Raumes auf Umweltvariablen beziehen zu können. Die Achsen indirekter Verfahren korrespondieren zur Richtung maximaler Variabilität einer Dimension des Datensets. In direkten Verfahren korrespondieren sie zu der Richtung größter Variabilität einer Dimension im Datenset, die durch Umweltvariablen in der Analyse erklärt werden kann.

Direkte Ordinationsverfahren kombinieren Konzepte und Funktionalität von indirekter Ordination und Regression oder genauer gesagt, Redundanzanalyse (RDA) und kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) sind eng verbunden mit der multiplen Regression.

Bei den statistischen Verfahren der Habitatmodellierung (Lebensraumeignungsmodelle) wird neben den Ordinationsverfahren, speziell für Präsenz-Absenz Daten, die *logistische Regression* häufig angewendet. Durch das Verfahren können Modellanpassungen für einzelne Arten erfolgen, welche die Antwort dieser zu einem Umweltgradienten (univariat oder multivariat) exakter abbilden, als dies mit dem globalen Antwortmodell eines Ordinationsverfahrens möglich ist. Eine Diskussion der Vor- und Nachteile von Ordination und logistischer Regression findet sich unter dem Beitrag „Datenauswertung“ (S. 32).

Die multiple logistische Regression zielt darauf, die Antwort einer dichotomen (binär kodierten) Variablen über eine relevante Kombination von Erklärungsvariablen vorherzusagen, und ermöglicht neben der Vorkommensprognose eine Analyse der Relevanz einzelner Umweltparameter für die Erklärung der räumlich verteilten Artvorkommen.

Letztlich wird die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer Art ausgegeben. Diese Werte definieren dann die Zugehörigkeit der abhängigen Variablen zu den zwei Kategorien Vorkommen oder Nichtvorkommen. Ebenso kann eine Klassifikation der Wahrscheinlichkeiten in mehr als zwei Kategorien erfolgen.

2 Variablenreduktion und Modellbildung

Der Weg von den insgesamt 238 zur Verfügung stehenden Erklärungsvariablen zu den resultierenden 13 (14) Modellparametern führt über die Betrachtung der paarweisen Korrelationen, das Ergebnis von Hauptkomponentenanalysen und Untersuchungsphasen bezogenen Vorwärtsselektionen.

Der erste Schritt ist die *Kontrolle der paarweisen Korrelationen* zwischen allen Erklärungsvariablen. Die Daten erfüllen überwiegend das Datenniveau einer Intervallskala oder Verhältnisskala, so dass der Produkt-Moment Korrelationskoeffizient nach Pearson genutzt wurde, um die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen zu quantifizieren. Es befinden sich einige ordinalskalierte Variablen im Datensatz, die eine Gegenkontrolle mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman erforderten.

2.1 Ergebnisse: Paarweise Korrelationen

Wie nicht anders zu erwarten, ergeben sich zahlreiche hohe Korrelationen, deren Auflistung an dieser Stelle zu weit führt. Teilweise Veränderungen der Korrelationsstrukturen in 1998 und 1999 zeigen, dass Zufälle, Messungenauigkeiten oder andere Einflüsse eine Rolle spielen. Felddaten sind immer durch Datenrauschen belastet, und gerade die Dynamik in den hydrologischen Verhältnissen führt dazu, dass die Korrelationen zwischen den Parametern nicht als absolut stabil angesehen werden dürfen. Sie zeigen eine Tendenz auf, welche kritisch zu prüfen ist.

Der zweite Schritt zur Variablenreduktion ist die *Berechnung von Hauptkomponentenanalysen*.

2.2 Ergebnisse: Hauptkomponentenanalyse

Die Ergebnisse für den Bodendatensatz zeigen die Zusammenfassung der bodenphysikalischen, der den Säure-Basen-Haushalt beschreibenden und der den Nährstoffgehalt beschreibenden Parameter zu jeweils einer Komponente. Die 4. Komponente erscheint wenig eindeutig und das pflanzenverfügbare Kalium zeigt sich als eigenständige 5. Komponente, während das pflanzenverfügbare Phosphor sich invariant verhält. Es lädt auf die 1. und 5. Komponente mit recht hohen Anteilen. Dies spricht für eine uneindeutige Korrelationsstruktur, welche auch schon in den paarweisen Korrelationen zum Ausdruck kommt.

Die Analyseergebnisse des Gesamtdatensatzes führen zu einer Verlagerung der Bodenparameter auf die 3. und höhere Komponenten. Die Grundwasserparameter und die Überflutungsparameter werden auf den ersten zwei Komponenten zusammengefasst und weisen häufig Ladungen größer 0,7 auf.

Der dritte Schritt reduziert den Satz der Erklärungsvariablen um *konstante Parameter*, da diese praktisch keine Trennkraft besitzen. Zu den Parametern zählt die Lagerungsdichte (LD) mit Werten von generell 1,5 und 1,6. Ebenso weisen einige Variablen des Distanzdatensatzes konstante bzw. nahezu konstante Werte auf.

Den vierten Schritt bildet die *Vorwärtsselektion*. Mit dem Basiswissen aus den Voruntersuchungen werden partielle Ordinationen (der 1. Durchlauf ist univariat) für die drei Indikatorgruppen anhand der vier Untersuchungsphasen berechnet. Um eine zeitlich robuste Parameterauswahl zu treffen, werden die Auswertungen der einzelnen Untersuchungsphasen (UP1 u. 5: Frühjahr 1998/99; UP3 u. 7: Herbst 1998/99) nebeneinander gestellt.

2.3 Ergebnisse: Vorwärtsselektion

Es zeigt sich sehr schnell, dass die Auswertung einer Einzelphase die „echte Relevanz“ der Erklärungsvariablen nicht verlässlich widerspiegeln kann. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse unterstreicht die Notwendigkeit einer Parallelisierung für die zeitlich robuste Parameterauswahl. Untersuchungsphasen bedingte Schwankungen der Erklärungsanteile führen zu mangelnder Prognosekraft der Modelle bei der zeitlichen Übertragung. Die Abstimmung der Modelle ist mit einem Verlust an Erklärungsanteilen in den einzelnen Untersuchungsphasen verbunden, der aber weniger gravierend ist als eine geringere Stabilität der Modellparameter.

Es ist leicht zu verstehen, dass die multivariaten Ergebnisse verglichen zu den univariaten Erklärungsanteilen einer Variablen geringere Erklärungsanteile ab dem 2. Durchlauf der Vorwärtsselektion aufzeigen, da die Parameter in ökologischen Studien selten gänzlich unabhängig voneinander sind. Die Hinzu- oder Herausnahme einer Erklärungsvariablen aus dem Modell ändert somit sämtliche β -Koeffizienten der Modellgleichung. Dieses Problem lässt die Vorwärtsselektion zu einem streng hierarchischen Verfahren werden, welches zwar ein Variablensubset zur Erklärung der biotischen Verteilung im Raum liefert, aber keine Garantie bereitstellt, ob eine andere Konfiguration von Parameter nicht sogar geringfügig bessere Gesamterklärungsanteile an der biotischen Matrix besitzt.

Die *Modellparameter der RIVA-Ordinationsmodelle* lauten:

Mollusken:

1. FADJD98/FDAJD99:
Jährliche Überflutungsdauer in Tagen (Abflussjahr)
2. MnGW498/499:
Mittlerer Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode eines Kalenderjahres (01.04.-30.09.)
3. SDHN98/99:
Standardabweichung Wasserstand im Kalenderjahr, d.h. bezogen auf die Gesamtamplitude zwischen max. Überflutung und max. GW-Flurabstand
4. AMPGW258/698/259/699:
Amplitude der Grundwasserflurabstände 01.02.-31.05. bzw. 01.06.-30.09. 98 des Kalenderjahres
5. FK: Feldkapazität [mm]; abgeleitet nach KA4
6. pHH2Ot:
pH-Wert H₂O delogarithmisiert (Wasserstoffionenkonzentration); Transformation:
* 1.000.000

Carabiden:

1. MnGW498/499:
Mittlerer Grundwasserflurabstand in der Vegetationsperiode eines Kalenderjahres (01.04.-30.09.)

2. FADJD98/FDAJD99:
Jährliche Überflutungsdauer in Tagen (Abflussjahr)
3. DistPerm:
Distanz zu permanenten Wasserflächen
4. DistFlri:
Distanz zum Stratum Flutrinne
5. SDHN98/99:
Standardabweichung Wasserstand im Kalenderjahr, d.h. bezogen auf die Gesamtamplitude zwischen max. Überflutung und max. GW-Flurabstand

Flora:

1. FADJD98/FDAJD99:
Jährliche Überflutungsdauer in Tagen (Abflussjahr)
2. MaxGW258/698/259/699:
Maximum Grundwasserflurabstand 01.02.-31.05. bzw. 01.06.-30.09. des Kalenderjahres
3. KAKeff:
Effektive Kationenaustauschkapazität [cmolc/kg]; abgeleitet nach KA4
4. maxFH98/99:
Maximale Überflutungshöhe in m (höchstes Überflutungsereignis im Abflussjahr)
5. SDHN98/99:
Standardabweichung Wasserstand im Kalenderjahr, d.h. bezogen auf die Gesamtamplitude zwischen max. Überflutung und max. GW-Flurabstand
6. FDFre98/99:
Häufigkeit/Anzahl Überflutungsereignisse im Kalenderjahr
7. Ppfl (oder mSand):
pflanzenverfügbare Phosphor [mg/100 g]; nach EGNER ET AL. (1960)
(mittlerer Sandgehalt [%])

Molluskenmodelle

Die Trennkraft der direkten Ordination ist zwar schwächer als die der indirekten, dennoch werden die Strukturen der biotischen Lebensgemeinschaften durch die abiotischen Parameter nachgezeichnet. Dies ist eine Bestätigung, dass keine wirklich relevante Erklärungsvariable unerfasst blieb. Numerisch wird der gleiche Sachverhalt ausgedrückt durch die Eigenwerte und die prozentualen Erklärungsanteile der CA- und CCA-Ergebnisse zueinander. In allen direkten Ordinationen wird der Eigenwert und der korrespondierende prozentuale Erklärungsanteil an der Gesamtvariation in den biotischen Daten von der 1. zur 2. Achse sprunghaft geringer. Er fällt um das 1,7- bis 2,2-fache ab und unterstreicht so die klare Dominanz der 1. Ordinationsachse bzw. des sie definierenden Überflutungsregimes.

Alle Modelle sind in der Lage, um die 60 % der biotischen Variabilität zu erklären und dürfen als ausgesprochen gut bezeichnet werden.

Carabidenmodelle

Die Gradientenlänge spricht eigentlich für die Anwendung linearer Modelle. Es wurden, um eine endgültige Entscheidung zu treffen, verschiedene Testrechnungen zum Vergleich der Resultate durchgeführt. Die unterschiedliche Aussagefähigkeit zwischen linearen und unimodalen Methoden führte nach ausführlichen Tests und Modellvergleichen zu der Entscheidung, eine CCA in der Biplot-Skalierung für die weiteren Auswertungen anzuwenden. Das Verfahren in Kombination mit dieser spezifischen Skalierung weist die Besonderheit auf, in Einzelfällen vergleichbar gute Ergebnisse zu liefern wie sein lineares Gegenstück und ebenfalls wie ein RDA-Ordinationsdiagramm interpretiert werden zu dürfen (s. a. TER BRAAK 1990).

Die Eigenwerte der indirekten Carabidenmodelle machen die veränderten Bedingungen für eine mobile Artengruppe deutlich. Neben den dadurch erheblich kürzeren Gradienten sinkt der Erklärungsanteil/Eigenwert für die Artentrennung verglichen mit den Molluskenergebnissen drastisch. Während die

Coenocline der ersten Achse bei den Mollusken zwischen 32,5 % und 37,6 % der Variabilität der Arten zu erklären vermag, erreichen die Carabidenmodelle unabhängig von den Erklärungsvariablen der direkten Ordinationen nur zwischen 25,1 % und 28,2 %.

Auch bei den Carabidenmodellen verliert das direkte Modell jeweils zu dem indirekten. Stellt man den CCA- die RDA-Ergebnisse gegenüber, so erhält man für die 1. Achse einen Erklärungsanteil an der biotischen Variabilität für UP1 von 23,8 % anstatt der 24,4 % einer CCA.

Die Trennung der Arten durch die Erklärungsvariablen ist im Rahmen des biotischen Datenmaterials (Problematik der Mobilität in Bezug auf die Datenerhebungsstrategie) gegeben, bleibt allerdings hinter den Erwartungen zurück. Eine klare Separierung der Spezies in saisonal stabile ökologische Gruppen ist äußerst schwierig, da die Artengemeinschaften über die Jahreszeiten und die Jahre selbst Verschiebungen erfahren.

Der Eigenwertsprung von der 1. zur 2. Achse ist noch gravierender als bei den Mollusken. Die Werte unterscheiden sich um das 2,7- bis 3,1-fache. Die Gesamterklärungsanteile der Modelle bewegen sich um 43 % und sind damit erheblich schlechter als für die Mollusken.

Floramodelle

Der Vergleich zwischen CA und CCA bestätigt erneut, dass die wichtigen Parameter erfasst wurden. Das direkte Modell vermag das biotische Muster der Flora im Untersuchungsgebiet zu erklären. Die Erklärungsanteile der direkten Analysen sind nur geringfügig niedriger als die der indirekten.

Das gewohnte Bild aus den anderen Modellen prägt sich auch für die Flora durch: hohe Eigenwerte der 1. Achse und um 2,3- bis 2,4-fach niedrigere für die 2. Achse. Die Gesamterklärungsanteile der Modelle von generell über 49 % sind für die Datensätze mit der höchsten Variabilität in der Untersuchung gut.

2.4 Ergebnisse: Analyse der räumlichen Autokorrelation

Die Berechnung des Autokorrelationskoeffizienten Moran's I und die Erstellung isotroper und anisotroper Korrelogramme für die Modellparameter in 45m oder 90m Distanzklassen erbrachte als Ergebnis, dass es nur eine mäßige bis niedrige Autokorrelation gibt. Die Werte für den Koeffizienten liegen in der Regel zwischen $\pm 0,5$. Wie erwartet sind in den niedrigen Distanzklassen positive und in den hohen Distanzklassen negative Moran's I Werte anzutreffen.

Die Grundwasserparameter (Flurabstände) zeigen dabei eine deutliche Autokorrelation innerhalb der $\pm 0,5$ -Spanne, was nicht einer gewissen Logik entbehrt, da die Wasserstände sich träge verhalten und nur kleinräumige Unterschiede in der Morphologie diesem entgegenhalten könnten.

Eine starke Beeinflussung der Modelle ist insgesamt nicht zu erwarten.

Literatur

BRAAK, TER, C.J.F., PRENTICE, I.C. (1988) A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18, 271–317

BRAAK, TER, C.J.F. (1990) *CANOCO-Manual*. 34 S., Wageningen

EGNER, H., RIEHM, H., DOMINGO, W. (1960) Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. *Ann. Royal Agricult. Coll. Sweden* 26: 199 ff

Resolution and Accuracy in Ecological Modelling

Herman Wind, Jean-Luc de Kok, Denie Augustijn

Abstract

River basin management calls for various types of ecological information. For management purposes often the ecological concepts should be integrated in the overall impact assessment of measures in the river basin system. Integration of different disciplines is the topic of section 2. The integration of ecology, economy and ornithology forms the topic of section 3. In section 4 various aspects of the application of sets of variables and the probability of occurrence are discussed.

1 Introduction

1.1 Societal problem

The floodplains along rivers are partially used to create a corridor for flora and fauna. However shrubs and trees obstruct the flow of water, which particularly during high water may induce flooding. In order to estimate the increase in friction by the vegetation, an estimate of the dimensions of the shrubs and trees, as a function of time and space is required. Simple ecological models express the type of vegetation as a function of a number of variables, such as position of the ground water level, frequency of flooding and soil type. Such type of categorization than can be coupled to the local situation along a river, leading to the type of vegetation to be expected. As a sideline it may be noted that the name for such a type of categorization model found in India is paradigm (THE NEW ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA 1983). In that case a paradigm relates simultaneously a number of features that intersect on a grid. No other relationship is claimed than that of intersection.

In this paper a few selected ecological concepts are discussed. As these concepts are based on an interdisciplinary research first some ideas about interdisciplinarity will be outlined, followed in section 4 by some broad ideas about the prediction of natural development in floodplains. An example of an aggregated and a dis-aggregated system of cockle banks is presented in section 3, followed by a discussion in section 5. The questions in section 3 and 4 will be discussed during the presentation. For more information on ecological research in the Netherlands is referred to Tab. 1 in the Appendix.

2 What makes disciplines different?

First a few definitions. If a discipline is defined as a branch of science, then multi-disciplinary research concerns a number of branches of science. Inter-disciplinary research will be understood as research of a phenomenon in which the interaction between the contributing disciplines is essential to explain the observed phenomenon. However this leads to the question: what makes disciplines differ from each other?

KUHN (1962) introduced the term paradigm, where the Greek word paradeigma means example. A paradigm is an, historical situated, a priori-view about the structure of the object of research in a discipline, which serves as a criterion to distinguish between useful and useless problems. In interdisciplinary research the interaction between the contributing disciplines can be regarded as the interaction

between the selected structures from the disciplines. In order to clarify this statement, first must be made clear what is meant by “structure”.

A structure is made out of entities and relations between entities. An entity is a basic element to which the researcher ascribes a set of properties. Entities can be process variables, processes, flying machines, individuals or organizations. There is a relation between two entities A and B if a change in the value of A leads to a change in the value of B and vice versa. A system is a set of entities and the relations between those entities.

In the following part of this paper we will distinguish structures not on the basis of their disciplines (see Fig. 1), but to which extent:

- variables are known,
- relations between the variables are known.

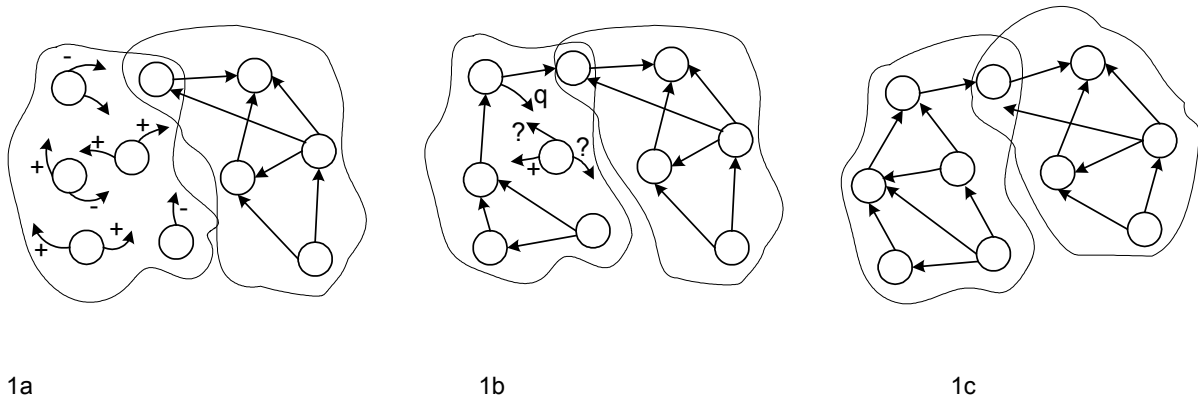


Fig. 1. Part of the variables known and the relations qualitatively known (1a). Part of the variables known, part of the relations qualitatively known and part of the relations quantitatively known (1b). All variables and relations deterministically known (1c)

Our assumption is that the selection of a method needed to combine two disciplines is related to the fact whether part or all variables are known and to the extent in which the relations between the variables are known. The integrated set of disciplines can be used to describe the value of one or more variables such as bio-mass, probability of occurrence of an ecotype etc. The discussion in this paper is on the attainable accuracy of such a variable and the related spatial and temporal resolution.

3 Cockle bio-mass in an estuary: deterministic versus stochastic approaches

3.1 Societal problem

The cockle population in the Waddensea serves as food supply for birds and fisherman catch part of the cockle population for human consumption. Annually the decision-makers determine the cockle quota such that the food supply for the birds in winter is guaranteed. From the point of view of economics, the cockle quota should be sufficient to maintain the fishery branch in the long run.

3.2 Scientific formulation

The three interacting disciplines are ornithology, ecology of cockles and economy. The natural growth and mortality, as well as the cockle fisheries catch affect the cockle biomass. This can be expressed as:

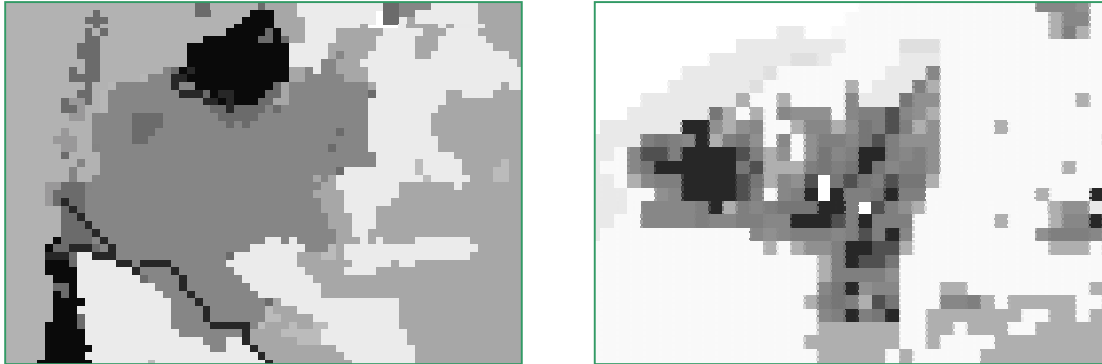
$$\frac{dB}{dt} = a_0B - a_1F - a_2G \quad 3.1$$

Where a_0 is the net growth rate of the cockle biomass B as a result of birth and mortality, a_1 is the specific catch rate per unit infrastructure F and a_2 is the bio mass consumed per bird G and per unit of time. The change in the infrastructure can be described by:

$$\frac{dF}{dt} = b_0I - b_1F \quad 3.2$$

where I is the investment, b_0 represents the impacts of investments in units of new infrastructure per unit investment, and b_1 is the yearly loss rate of the infrastructure. The investment I can be described by:

$$I = c_0FB - c_1F$$



3.3

where c_0 represents the net yearly revenue per unit infrastructure per unit caught biomass and c_1 represents the operational costs per unit infrastructure. If the quota B is too small than I would become negative. In that case it is assumed that $I=0$.

Fig. 2. Large scale coherent structures

3.3 Integration and results

In the system dynamics literature many of these simplified sets of coupled differential equations can be found, aiming to describe an observed phenomenon such as the cockle bio mass or the economic development. For the representation of the processes as a function of time use can be made of models like Stella or I think. In that case the equations 3.1 through 3.3 represent processes at a macro scale (the estuary).

In order to include spatial and temporal aspects such as the flying time of birds, the spatial distribution of cockle beds or the travel time of ships use has been made of cellular automata (ENGELEN ET AL. (1999), HUIZING ET AL. (1998), ULJEE ET AL. (1996)). In that case 3.1 through 3.3 are formulated at a micro scale. The complex interaction of the micro scale processes leads to coherent structures on the macro level as is shown in Figure 2 for an estuary (see also WIND AND DE KOK, 1997). They will be discussed in section 5. A comparison between the spatial distributed model and an aggregated model can be found in (DE KOK ET AL 1998, 2000).

4 Discussion

The process formulations could be disputed in various ways. For instance implicit in eq. 3.3 is that the investor invests all his gain in cockle fisheries. This is a rather simplified model of an investor. The birth- and mortality rate of cockles depends on the temperature in winter and summer, leading to a stochastic rather than a deterministic formulation of the biomass. This leads to the following questions. With which type of approaches (like 3.1 through 3.3) the biomass can be predicted? What is the related accuracy and what is the required spatial and temporal resolution?

5 Mondrian and a probabilistic ecological description

5.1 Introduction

The importance of analyzing the ecological development of floodplains is outlined in section 1. What is meant with “ecological development” is less clear. From a hydraulics point of view another type of ecological information is required than is needed for an ecological description of the flora and fauna. Hence the information demand depends on the objective in mind.

5.2 Structure

A commonly used, but exceedingly simple concept for the occurrence of ecotypes is that of an (orthogonal) set of variables with often a stepwise change as a function of the variable. Integration within a flooding model is straight forward, as the values along the axis cover the values observed along the river. The results only are satisfactory as a first indication. In order to improve the categorization various additions can be thought of, such as:

- adding more variables (but which variables and how many),
- allowing more types of vegetation to correspond with the same set of variables,
- introduction of a probability of occurrence of a type of vegetation for a set of variables,
- adding the present state of the vegetation as a variable,
- including competition between various types of vegetation,
- recognizing the stages in time, which occur in the development of vegetation.

A habitat distribution for a given stretch of river may look like a painting of Mondrian (see Fig. 2). However, many more realizations are feasible given the same stretch of river and the same ecological model. Which “Mondrian” is most feasible and why? When are two realizations similar? What spatial resolution of the “Mondrians” is required?

6 Discussion

In this paper a few selected ecological concepts are discussed. The use of deterministic differential equations points towards integration between disciplines as indicated in Figure 1c. However uncertainty in the relation between the variables points towards a stochastic rather than a deterministic relation (1a).

Describing the ecological development in floodplains calls for a clear formulation of the objective to be described, the definition of the term “development” and the related variables.

The problem of integration of disciplines in the problems addressed in this paper, is not on the development of methods for integration, but more on the formulation of concepts, which are suitable to satisfy well defined demands for information.

The inhomogeneity in spatial data, the uncertainty in ecological concepts and the stochastic character in ecology leads to an (unknown) boundary, below which the accuracy of the prediction does not increase.

The design of interdisciplinary systems generates research questions, which do not follow from a mono-disciplinary research.

References

- ENGELLEN, G., GEERTMAN, S., SMITS, P., WESSELS, C. (1999) Dynamic GIS and Strategic Physical Planning: A practical Application. In: Stilwell, J., Geertman, S., Openshaw, S. (eds.) Geographical Information Systems and Planning. Advances in Spatial Science, pp. 87–111) Springer, Berlin Heidelberg New York
- HUIZING, J.J., VAN DE VEN, K., POTHOF, I. (1998) WadBOS: een prototype van een kennisstelsel voor beleidsanalyse van de Waddenzee: eindrapport. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland
- KOK, J.-L. DE, H.G. WIND, KEIZERS, N. (1998) Integrated ecological-economic model for the Waddensea. Proceedings International Conference for Ecological Economics. Santiago, Chili, 15-19 November
- KOK, J.-L. DE, ENGELLEN, G., WHITE, R., WIND, H.G. (2000). Modeling land-use change in a decision-support system for coastal-zone management. Ecological Modelling and Assessment. (submitted).
- KUHN, T.S. (1962) The structure of scientific revolutions. Chicago: University of Chicago Press
- THE NEW ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA (1983) 15th edition, Volume 24. Chicago: Encyclopaedia Britannica.
- ULJEE, I., ENGELLEN, G., WHITE, R. (1996) Rapid assessment module for coastal zone management (RamCO), Demo Guide version 1.0. Maastricht: RIKS
- WIND, H.G., KOK, J.-L. DE (1997) Rapid assessment model for coastal-zone management. Aménagement et protection de l'environnement littoral. Tome 2. Actes du colloque. Bordenor: IFREMER. 410–415

APPENDIX. An (Incomplete) Summary of Ecological Research in the Netherlands

Graduate schools

- Research School Biodiversity <http://www.biodiv.bio.uva.nl/>
- ICG (International Centre for Geo-ecology), <http://www.frw.uva.nl/icg/index.htm>
- SENSE (socio-economic and natural sciences of the environment), <http://www.vu.nl/IVM/sense/index.html>
- Functional Ecology, http://www.nioo.knaw.nl/fe_intro.htm

Other centres/institutes

- Alterra <http://www.alterra.nl/>
- KIWA (ecohydrology) <http://www.kiwa.nl/>
- RIKZ <http://www.rikz.nl/>
- RIZA <http://www.riza.nl/>
- Netherlands Institute for Ecology (NIOO) <http://www.nioo.nl/>
- WL | Delft Hydraulics <http://www.wldelft.nl/>
- Centre for wetland ecology <http://www.nioo.knaw.nl/cwe/>
- Netherlands Center for River Studies <http://hydr.ct.tudelft.nl/ncr/>
- Netherlands Institute for Sea Research <http://www.nioz.nl/>

Modellbildung im RIVA-Projekt

Elmar Fuchs, Marcus Rink


1 Einleitung

Befasst man sich mit ökologischer Modellierung, so sind vor Beginn der eigentlichen Arbeiten einige grundlegende konzeptionelle Überlegungen notwendig, um sich das Wesen der Ökologie und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für eine ökologische Modellierung zu verdeutlichen. Ökologie kann man verstehen als die „... gesamten Beziehungen der Organismen zur umgebenden Außenwelt, zu den organischen und anorganischen Existenzbedingungen, ... die Wechselbeziehungen aller Organismen, welche an ein und demselben Ort miteinander leben“ (HAECKEL 1870), oder, in anderer Form ausgedrückt als „Prozesse, die die Verteilung und Abundanz von Organismen, die Interaktionen zwischen den Organismen und die Interaktionen zwischen den Organismen und der Transformation sowie dem Fluss von Materie und Energie beeinflussen“ (LIKENS 1992). Schon diese beiden Begriffsdefinitionen der Ökologie aus zwei verschiedenen Jahrhunderten zeigen, dass man für Zwecke der Modellierung die Ökologie bzw. das zu betrachtende Ökosystem funktionsanalytisch erfassen muss, um die ökologischen Prozesse oder wenigstens einige Teilprozesse zu verstehen. Damit steht die Prozessanalyse für die Umsetzung in entsprechende Modelle im Vordergrund.

In Modellen können die Ergebnisse systemanalytischer Untersuchungen gesichert werden, womit bisheriges empirisches Wissen überprüft und verifiziert (bzw. auch falsifiziert) werden kann. Modelle sollen nun komplexe Realsysteme vereinfacht darstellen, was für die komplexen Ökosystemzusammenhänge bedeutet, dass zumeist nur Teilsysteme oder Teilprozesse des gesamten Systems in Submodellen abgebildet werden. Damit ist aber gleichzeitig eine Reduktion der das Ökosystem beschreibenden Datenmenge auf wenige charakteristische, das Ökosystem in seinen Teilprozessen erklärende Parameter möglich. Dieses Wissen wird in Submodellen des Ökosystems gesammelt, konserviert und damit reproduzierbar. Das wiederum erlaubt eine objektive Kommunikation und Diskussion zwischen Ökologen, womit Forschungsfortschritt in der Ökologie effizienter werden kann. Zudem eröffnen ökologische Modelle die Möglichkeit, die Leistungsfähigkeit und Stabilität von Ökosystemen zu typisieren, womit dann auch zukünftige Zustände prognostiziert werden können, die sich durch äußere Einflüsse auf das Ökosystem ergeben können. Damit liegt die Verwendung ökologischer Modellierung für die planerische Praxis auf der Hand.

Die ökologische Modellierung bewegt sich im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Praxis. Die durch diese Bereiche gestellten Anforderungsprofile sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab.1. Anforderungen an ökologische Modelle aus Wissenschaft und Praxis

Anforderungen an ökologische Modelle		
Wissenschaft		Praxis
korrekt (integer) widerspruchsfrei (konsistent) reproduzierbar übertragbar verallgemeinerbar belegbar funktional überprüfbar implementierbar weiterentwickelbar komplex Erkenntnisgewinn „so einfach wie möglich, aber nicht einfacher“ (Einstein) „veröffentlichbar“		einfach nachvollziehbar anwendbar „verstehbar“ überprüfbar funktional nützlich zweckdienlich handhabbar anschaulich

Da nicht alle dieser Anforderungen erfüllt werden können, muss man sich a priori über die Möglichkeiten und Grenzen ökologischer Modellierung bewusst sein. Dabei muss zumeist ein Kompromiss zwischen dem wissenschaftlichen Anspruch und den Erwartungen der Praxis gefunden werden. Ein Modell kann das reale System zumeist nicht exakt zu 100 % abbilden. Jedoch auch mit einer geringeren Abbildungstreue oder z.B. auch mit Wahrscheinlichkeiten für ein Modellergebnis lässt sich ein Ökosystem in seinen Eigenschaften zuverlässig beschreiben, was vor allem für die Interpretation des Ökosystemverhaltens wichtig ist. Gerade im Aufzeigen von Entwicklungstendenzen für künftige Szenarien mitsamt ihrer Interpretation sind modellhafte Herangehensweisen vorteilhafter als das bisherige empirische Vorgehen, in dem Prognosezustände zumeist „nur“ verbal fachlich subjektiv beschrieben werden. Mit Modellen hingegen können der Aussagefehler oder die Aussagegenauigkeit von Prognosen zumeist exakt nachvollzogen werden.

Trotz der aufgezeigten Probleme werden ökologische Modelle in letzter Zeit zunehmend akzeptiert und in der planerischen Praxis vermehrt eingesetzt. Als Beispiele sind zu nennen das Ökosystemmanagement von Niedermooren (RICHTER ET AL. 1997), wasserwirtschaftliche Planungen an Talsperren (FREISTÜHLER ET AL. 2001), Feuchtwiesenmanagement in Schleswig-Holstein (ASSHOFF 1996), Landentwicklungsprozesse in den Alpen (TAPPEINER ET AL. 1998), Flussauenrenaturierung an der Donau (SCHIENER ET AL. 1999) oder Fischlebensräume (PHABSIM: MILHOUS ET AL. 1984, CASM: BARTELL ET AL. 1999). Für hydro-ökologische Fragestellungen werden insbesondere in den Niederlanden bereits seit längerem ökologische Modelle eingesetzt (HOOGHART UND POSTHUMUS 1993). Kopplung mit Modellen aus anderen Disziplinen wie z.B. der Ökonomie werden in Entscheidungsunterstützungssystemen (DSS) umgesetzt (z.B. WadBos: HUIZING ET AL. 1998, SimLand: FULONG WU 1998). Auch in globalem Maßstab werden Modelle zur Vorhersage ökologischer Veränderungen angewendet (KIRILENKO ET AL. 2000).

2 Modellkategorien und Modellbildung

In der ökologischen Modellierung werden unterschiedlichste Kategorien von Modellen auf unterschiedlichste Skalen angewendet. Die Definitions- und Kategorisierungsversuche sind dabei sehr mannigfaltig. Die Lösungsansätze der konzeptionellen Modelle sind verbal, jedoch zumeist mathematisch formuliert. Bei numerischen Modellansätzen in der Ökologie kommen nach RICHTER ET AL. (1997) Differentialgleichungen, Matrixpopulationsmodelle, statistische Ansätze wie auch regelbasierte Fuzzy-Ansätze zur Anwendung. Die Basis der Modellierung kann dabei rein deterministisch, stochastisch oder auch empirisch sein (BAIRD UND WILBY 1999). Die Zielgrößen der Modellierung sind dabei ebenso unterschiedlich wie die Skalen der Abbildung. Die Spannweite reicht von der Darstellung physiologischer

Prozesse über individuenorientierte Ansätze bis zu Gesichtspunkten der Populationsentwicklung. Eng daran gebunden sind die Maßstäbe der Modellierung, welche die Zielgrößen von der mikroskaligen (z.B. Modelle für zellulären Stofftransport) über die mesoskalige (z.B. Lebensraumeignungsmodelle) bis hin zur makroskaligen Ebene (z.B. Modelle für globale Veränderungen) abbilden (SYDOW ET AL. 1999). Ein räumlicher Bezug kann in der praktischen Anwendung durch die Koppelung ökologischer Modelle mit Geografischen Informationssystemen (GIS) hergestellt werden, wobei die Modelle ad-hoc, partiell oder komplett in das GIS integriert werden können (RICHTER ET AL. 1997). Dieser Ansatz wird oftmals für Öko-Hydrologische Modelle genutzt, die in der Modellstruktur als ein Verbund von hydrologischen Modellen mit ökologischen Modellen zu verstehen sind und sich auf öko-hydrologische Fragestellungen konzentrieren (BAIRD UND WILBY 1999).

Um ein aussagekräftiges und für Prognosezwecke belastbares Modell zu entwickeln, müssen von der Ebene des Systemprozesses bis zur Anwendung im Naturmaßstab einige unerlässliche Schritte der Modellentwicklung durchlaufen werden (KOBUS 1994). Beginnend mit der Identifikation der Steuerparameter müssen im Schritt der Verifizierung die maßgeblichen Prozesse herausgearbeitet, diese formuliert, ein Lösungsverfahren erarbeitet und das konzeptionelle Modell aufgestellt werden. Die Validierung des konzeptionellen Modells erfolgt durch Experimente mit deren Auswertung und wirkt gegebenenfalls auf den Verifizierungsschritt zurück. Eine wesentliche Leistung ist die Übertragung eines oder verschiedener konzeptioneller Modelle auf die Naturebene, was zumeist mit einem Sprung in der Zielkala verbunden ist. Um eine Prognose im Naturmaßstab zu wagen, ist prinzipiell eine Modelleichung und Systemvalidierung im Naturexperiment notwendig. In der ökologischen Modellierung können alle für die Entwicklung eines Prognosemodells für den Naturmaßstab notwendigen Schritte zumeist nicht komplett durchlaufen werden, was bei der Beurteilung der Aussagekraft des Modells und der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden muss.

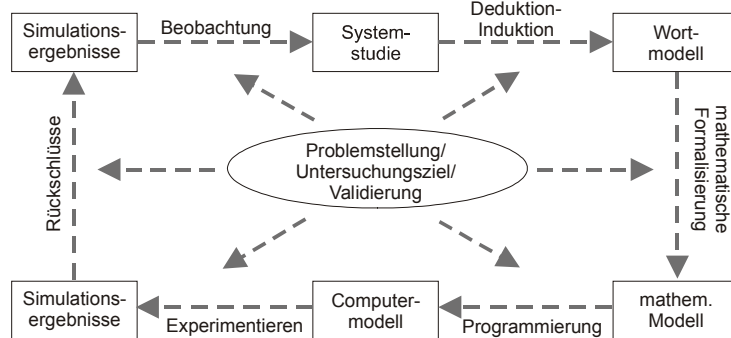


Abb. 1. Prinzipieller Ablauf der Modellbildung (nach GRÜTZNER ET AL. 1994)

Einen pragmatischen Weg für die Modellentwicklung zeigt Abb. 1 auf. Hierbei wird ausgehend von einer Untersuchung des Realsystems in einer Systemstudie ein Wortmodell mathematisch formuliert, welches in ein Computermodell umgesetzt wird. Berechnungen von Modellergebnissen werden im Durchlauf des Zyklusses validiert, wobei Rücksprünge zu vorhergehenden Phasen der Modellentwicklung möglich sind. Erst bei Lieferung zufrieden stellender Modellergebnisse können dann Rückschlüsse

auf das Realsystem gezogen werden. Die Entwicklung des Modells in RIVA folgte ähnlichen Schritten, die nachfolgend beschrieben werden.

3 Modellbildung in RIVA

Das Indikationsmodell in RIVA befasst sich mit dem Ökosystem „Grünland im Deichvorland der Mittleren Elbe“, dessen Veränderungen aufgrund von Änderungen in äußeren Randbedingungen prognostiziert werden. Dabei soll die Reaktion biotischer Indikatoren auf Änderungen abiotischer Umweltparameter modelliert werden. Als Steuergröße dieser Änderungen in der „abiotischen Umwelt“ werden zunächst hydrologische Veränderungen betrachtet, die sich in Modifikationen von Flusswasserspiegellagen oder Grundwasserverhältnissen ausdrücken können. Für die Modellierung werden hierzu entsprechende Szenarien entwickelt. Die Modellergebnisse werden dabei für die Untersuchungsgebiete auf mittelmaßstäblicher Ebene mit Hilfe des GIS flächig dargestellt.

Der Modellbildung geht eine reale Ökosystembeobachtung voraus, die laut Versuchsplanung in einem Hauptuntersuchungsgebiet der Mittleren Elbe mit 36 Probeflächen und zwei Nebenuntersuchungsgebieten mit je 12 Probeflächen in 4 Hauptuntersuchungsphasen der Jahre 1998 und 1999 anhand von abiotischen Umweltparametern und biotischen Beobachtungsobjekten durchgeführt wurde (Abb. 2). Dabei dient das Hauptuntersuchungsgebiet zur Modellentwicklung und die Nebenuntersuchungsgebiete zur Validierung. Die Analyse des umfangreichen Datensatzes durch multivariate statistische Verfahren führt zu einer Reduzierung auf abiotische Schlüsselparameter, welche die biotische Struktur und damit letztlich funktionale Zusammenhänge erklären. Diese modellrelevanten Parameter werden in Lebensraumeignungsmodelle für biotische Beobachtungsobjekte umgesetzt, wobei diese in der ersten Hierarchie-Stufe auf multivariaten Ordinationsverfahren und in der zweiten Hierarchie-Stufe auf logistischer Regression basieren. Damit handelt es sich um numerische Modelle, die auf Grundlage

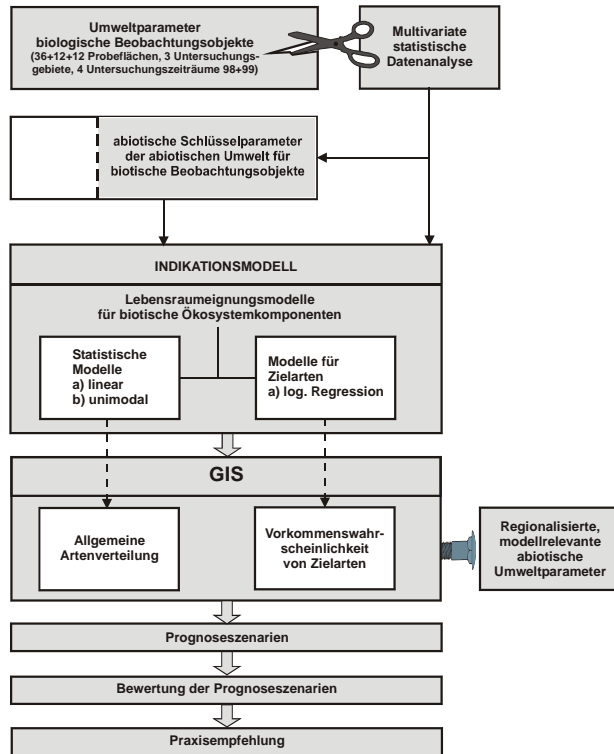


Abb. 2. Das Indikationsmodell in RIVA

Lebensraumeignungsmodelle auf Grundlage logistischer Regression spezifizieren diese Aussage durch die detailliertere Abbildung einzelner typischer Arten (Zielarten). Letztlich soll eine Prognose des Artenverlustes, des Zuwachses oder Rückgangs der räumlichen Vorkommen oder der Verschiebung der artspezifischen Lebensräume für Szenarien geänderter Umweltbedingungen (hier: Hydrologie) auf mittelmaßstäblicher Ebene möglich werden. Aus der Bewertung der Modellergebnisse können Praxisempfehlungen für das Ökosystemmanagement des untersuchten Auengrünlandes abgeleitet werden.

Der Begriff der Robustheit im Sinne der Modellierung wird anhand der Abb. 3 deutlich, die noch einmal den Weg von der Felduntersuchung bis zum Modellergebnis in RIVA veranschaulicht. Zunächst werden die aufgrund der Analyse der Probeflächen gefundenen funktionalen Abhängigkeiten und damit die Lebensraumeignungsmodelle von den Probeflächen auf Bereiche außerhalb der Probeflächen im Hauptunter-

statistischer Analysen mathematisch formuliert sind. Das Indikationsmodell wird durch diese Submodelle gebildet, die komplett in das GIS integriert werden. Sobald die modellrelevanten Umweltparameter regionalisiert für die Untersuchungsgebiete vorliegen, wird damit eine räumliche Darstellung der Modellergebnisse möglich. Zur Entwicklung hydrologischer Prognoseszenarien werden zunächst je ein Grundwassermmodell für das Hauptuntersuchungsgebiet und ein Nebenuntersuchungsgebiet partiell in das jeweilige GIS integriert. Die Anbindung hydrologischer Modelle machen das Indikationsmodell somit letztlich zu einem Öko-hydrologischen Modellsystem.

Die Lebensraumeignungsmodelle, die auf multivariaten Ordinationsverfahren basieren, ermöglichen eine Vorhersage der allgemeinen Artenverteilung ausgewählter biotischer Beobachtungsobjekte der Analyse. Die Le-

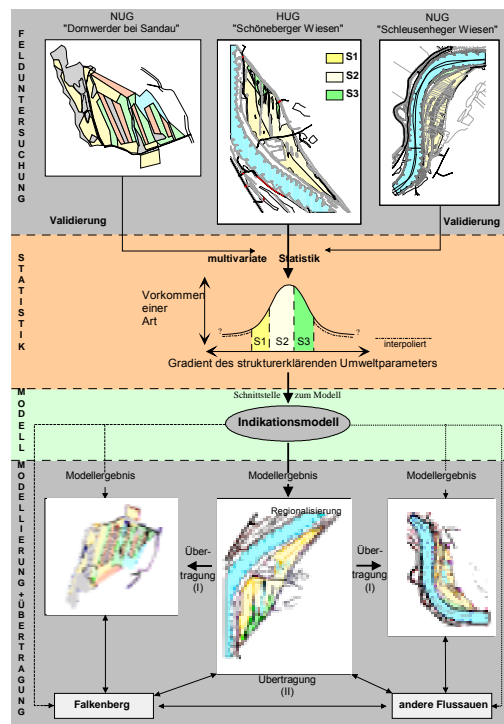


Abb. 3. Von der Felduntersuchung zum Modellergebnis

suchungsgebiet übertragen. Voraussetzung ist hier eine Regionalisierung der modellrelevanten Umweltparameter z.B. durch geostatistische Verfahren. In der folgenden ersten Übertragungsstufe werden die gefundenen Modelle in den Nebenuntersuchungsgebieten überprüft (Validierung). Mit der zweiten Übertragungsstufe sollen später die gefundenen funktionalen Abhängigkeiten auf andere Flussauen übertragen werden, um die Stabilität der Wirkungsketten zu prüfen.

4 Die Lebensraumeignungsmodelle in RIVA

Die Lebensraumeignungsmodelle basierend auf den multivariaten Ordinationsverfahren bilden die erste Modell-Hierarchie-Stufe und ermöglichen die Modellierung des Raummusters nahezu aller Arten in der Analyse. Außerdem stellen sie die Möglichkeit bereit, ökologische Gruppen einzuteilen und typische Arten für diese festzulegen. Für diese charakteristischen Arten können dann Lebensraumeignungsmodelle basierend auf logistischer Regression erstellt werden (zweite Modell-Hierarchie-Stufe), die genauere Vorhersagen ermöglichen und gleichzeitig einen Relativvergleich zwischen den Ergebnissen der Modelltypen zulassen.

Die modellrelevanten Umweltparameter für die Lebensraumeignungsmodelle der Vegetation, der Carabiden und der Mollusken sind den diesem Vortrag nachgestellten Posterbeiträgen zu entnehmen.

Für die Mustererkennung, die Modelle der zweiten Hierarchie-Stufe und die Verlässlichkeit der Modellaussagen sind weiterführenden Auswertungen der Ordinationsmodelle von Bedeutung. Speziell zwei Gesichtspunkte sprechen für eine ausführliche Ordinationsdiagnostik:

- a) Zur Anwendung von Ordinationsmodellen im GIS-basierten Prognosesystem ist es notwendig zu wissen, wie zuverlässig einzelne Arten durch die Modelle repräsentiert sind und wie deren Nische/Antwort gegenüber den Umweltgradienten aussieht.
- b) Zur Ableitung typischer Arten mit Schirmeffekten für die ökologischen Gruppen ist nicht nur deren fachliche Relevanz, sondern auch ihre statistische Verlässlichkeit zu prüfen.

Daher wurden nachfolgende Auswertungen vorgenommen:

- Güte der Modellanpassung für einzelne Arten,
- Partielle Ordinationen,
- Konstanz der ermittelten Nische über die Zeit,
- Visualisierung der Nische typischer Arten mit Schirmeffekten,
- zeitliche und räumliche Robustheitsprüfung bzw. Übertragbarkeit der Modelle.

Die Güte der Repräsentation von Arten im Ordinationsraum (Cfit) erfasst die Gesamtvarianz einzelner Arten und beschreibt, wie gut eine Art von einer p-dimensionalen Ordinationslösung repräsentiert wird. Bei umfangreichen Datensätzen können so mäßig repräsentierte Arten bestimmt und aus dem Fokus der Betrachtungen herausgenommen werden.

Es ist häufig sehr hilfreich, partielle univariate Ordinationen für wichtige Modellparameter zu berechnen, um den alleinigen Einfluss auf das biotische Muster und die Abfolge der Arten und Probestellen entlang des Umweltgradienten mit dem Gesamtmodell in Beziehung zu setzen. Außerdem können die Erklärungsanteile artenspezifisch über die Zeit betrachtet werden und die Konstanz der Nischenoptima überprüft werden.

Detailbetrachtungen und die Erstellung von Modellen der zweiten Hierarchie-Ebene lassen sich nicht für alle Arten in den Datensätzen unter vertretbarem Aufwand realisieren, daher ist eine Auswahl von Arten gefordert.

Die Abgrenzung ökologisch vergesellschafteter Lebensgemeinschaften ist der erste Schritt für die nachgeschaltete Selektion von charakteristischen Arten. Jede ökologische Gruppe sollte durch zwei oder mehrere Arten beschrieben werden können, um detaillierte Ergebnisse darzustellen und die Ar-

tenzahl für weitere Auswertungen handhabbar zu machen. Ökologisch gegliederte Gruppen lassen sich aus den Ordinationsdiagrammen ableiten, sollten aber zumindest anhand einer Klassifikation überprüft werden. Ersteres erfolgte in kooperativer Zusammenarbeit mit den für die jeweilige Artengruppe zuständigen Fachwissenschaftlern im Projekt. Die gebildeten ökologischen Gruppen werden in Tab. 2 benannt.

Tab. 2. Bildung ökologischer Gruppen in RIVA als Vorstufe zur Selektion von charakteristischen Arten

Gruppe	Mollusken	Carabiden	Flora
1	Tiefere Rinnen, meist länger mit Wasser bestanden	Tiefe, lange überschwemmte Flutrinnen	Persicaria amphibia-Gruppe Nasse, häufiger überschwemmte Standorte
2	Seichte, länger trocken liegende Rinnen	Kürzere Zeit überschwemmte, flache Rinnen, Phalarisröhrichte und feuchte bis frische Mähwiesen	Galium palustre-Gruppe Nasse, etwas weniger häufig überschwemmte Standorte
3	Übergang von den Feuchtfleichen zu den seichteren Rinnen	Phalarisröhrichte	Phalaris arundinacea-Gruppe Feuchte, nährstoffreiche, wenig genutzte Standorte
4	Tieferliegende Feuchtfleichen		Urtica dioica-Gruppe Feuchte, nährstoffreiche, wenig genutzte Standorte
5	Übergang trockene/feuchte Flächen	Wechselfeuchte bis mäßig trockene Mähwiesen	Alopecurus pratensis-Gruppe Frische Standorte
6	Höhergelegene, die meiste Zeit trocken liegende, genutzte Wiesenflächen	Trockene, allenfalls sehr kurz überschwemmte Mähwiesen	Arrhenatherum elatius-Gruppe Trockenen Standorte

Die Gruppierung der Arten bildet die Grundlage des nächsten Auswerteschrittes, die Selektion charakteristischer Arten. Neben einer Reihe fachlicher Kriterien kamen weiterhin statistische Kennwerte bzw. Gütwerte für die Selektion charakteristischer Arten zum Tragen. Neben der Häufigkeit von Erscheinungen, dem Datensatzprofil der Originaldaten, dem Vorkommen in möglichst allen Untersuchungsphasen des Hauptuntersuchungsgebietes und weiterhin generellem Auftreten auch in den Nebenuntersuchungsgebieten (Übertragbarkeit/Modellvalidierung) wurden die Gesamtvarianz der jeweiligen Art, ihr durch die ersten beiden Achsen des Modells erklärter Varianzanteil (Cfit) sowie ihre Toleranz (Standardabweichung der Antwortkurve) mitbewertet. Dabei gehen Ubiquisten ebenso in die Auswahl ein, wie naturschutzfachlich „wertvolle“ Spezies. Arten mit geringer Existenzspanne werden meist schnell durch einen anthropogenen Eingriff in ihrem Vorkommen betroffen. Daher ist es im Rahmen des Prognosegedankens notwendig, die Folgebesiedler bestimmen zu können. Sie müssen im Modell integriert sein. Dazu zählen konkurrenzstarke ubiquistische Arten. Tab. 3 zeigt die in RIVA herausgearbeiteten charakteristischen Arten.

In der zeitlichen und räumlichen Robustheitsprüfung im Sinne der Modellübertragung brachte die Überprüfung der diskriminatorischen Eigenschaften der Modelle zufrieden stellende Ergebnisse. Hinsichtlich der zeitlichen Übertragbarkeit stellt sich jedoch eine klare Autokorrelation speziell bei der langsam auf Veränderungen reagierenden Flora heraus. Die räumliche Übertragbarkeit der Modelle zwischen dem Hauptuntersuchungsgebiet „Schöneberger Wiesen“ und dem Nebenuntersuchungsgebiet „Schleusenheger Wiesen“ ist gegeben. Das Nebenuntersuchungsgebiet „Dornwerder bei Sandau“ hingegen bereitet Probleme, da es deutlich nassere Bedingungen aufweist und daher Arten trockenerer Lebensräume teils nicht anzutreffen sind.

Anhand der Lebensraumeignungsmodelle basierend auf der logistischen Regression wird deutlich, dass die Nische ortsfester Arten nicht auf einen konkreten Wertebereich zu beziehen ist. Ihre Nische ist relativer Natur, d.h. es erfolgt eine Phasenverschiebung des Modells, was am Beispiel von *Arrhenatherum elatius* in Abb. 4 zu erkennen ist. Die Werte für den Modellparameter „maximaler Grundwasserflurabstand“ (MAXGW) liegen im Herbst verständlicherweise sehr viel niedriger als im Frühjahr. Ein

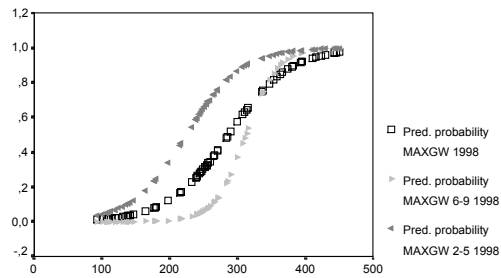
über das Jahr gemitteltes Modell fügt sich zwischen die saisonalen Modelle ein. Die Extrembedingungen sind daher wohl eher für die Definition der Realnische von *Arrhenatherum elatius* verantwortlich.

Tab. 3: Charakteristisch Arten, welche für die ökologisch gegliederten Lebensgemeinschaften von den Fachwissenschaftlern bestimmt wurden (Mollusken: F. FÖCKLER und O. DEICHNER – ÖKON GmbH; Carabiden: A. SCHANOWSKI und W. FIGURA – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Bühl/Gesamthochschule Paderborn-Höxter und Flora: U. AMARELL – Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle)

Gruppe	Mollusken		Carabiden		Flora	
1	Planorbis planorbis	Pla_pla	Stenolophus skrimshiranus	Steskri	Oenanthe aquatica	Oen_aqu
	Stagnicola spec.	Sta_spe	Bembidion biguttatum	Bembigu	Agrostis stolonifera	Agr_sto
			Agonum versutum	Agovers	Eleocharis palustris	Ele_pal
			Agonum duftschmidi	Agoduft	Persicaria amphibia	Per_amt
			Pterostichus gracilis	Ptegrac	Rorippa amphibia	Ror_amp
			Agonum fuliginosum	Agufuli	Glyceria maxima	Gly_max
					Glyceria fluitans	Gly_flu
2	Anisus spirorbis	Ani_spi	Carabus granulatus	Cargran	Carex acuta	Car_ata
			Bembidion gilvipes	Bemgilv	Galium palustre Iris pseudacorus	Gal_pal Iri_spe
3	Succinea putris	Sua_put	Amara communis	Amacomm	Phalaris arundinacea	Pha_aru
	Pseudotrachia rubiginosa	Pse_rub	Epaphius secalis	Epaseca		
4	Cochlicopa lubrica	Coc_lub			Glechoma hederacea	Gle_hed
	Carychium minimum	Car_min			Symphytum officinale	Sym_off
	Zonitoides nitidus	Zon_exc (Zon_nit)			Urtica dioica	Urt_dio
5	Vallonia pulchella	Val_pul	Syntomus truncatellus	Syntrun	Alopecurus pratensis	Alo_pra
	Perpolita hammonis	Ppt_ham	Amara lunicollis	Amaluni	Elymus repens	Ely_rep
			Calathus melanocephalus	Calmela		
			(Poecilus versicolor)	(Poevers)		
		Amara strenua	Amastre			
6	Vallonia excentrica	Val_exc	Carabus auratus	Caraura	Ornithogalum umbellatum	Orn_umb
			Amara equestris	Amaeque	Arrhenatherum elatius	Arr_ela
			Calathus fuscipes	Calfusc	Galium verum Galium album	Gal_ver Gal_alb

Saisonale Phasenverschiebung der Modelle

Frühjahr - Herbst - Jahr 1998

Art: *Arrhenatherum elatius*

Saisonale Phasenverschiebung der Modelle

Frühjahr - Herbst - Jahr 1999

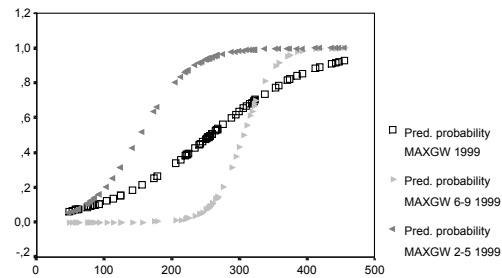
Art: *Arrhenatherum elatius*

Abb. 4. Modelle für Frühjahr, Herbst und das Jahr 1998 und 1999 der Art *Arrhenatherum elatius*

Eine langfristige Veränderung der Lebensbedingungen durch einen anthropogenen Eingriff wirkt sich relativ auf die Grundwasserstände sowohl im Frühjahr als auch im Herbst aus. Eine Modellanwendung ist daher nicht ausgeschlossen, muss aber seasonspezifisch eingesetzt werden. Distanzparametermodelle eröffnen einen Ausblick, wie basierend auf der räumlichen Verteilung von Vegetationseinheiten, die implizit einen Lebensraum mit seinen abiotischen Bedingungen definieren, die Fauna des Raumes in ihrem Muster erklärt werden kann. Wenn es möglich ist, durch eine Weiterverfolgung dieser Modelle eine klare Aussage zu treffen, wie sich die Fauna zu Vegetationseinheiten verhält, kann über das Modell der Flora (abiotische Erklärungsvariablen) in Verkettung auch auf die Fauna geschlossen werden. Um diesen Gedanken auszubauen, sind weitere Untersuchungen und Auswertungen notwendig.

Literatur

- ASSHOFF, M. (1996) Expertensysteme in der biozönotischen Modellierung: ein Beratungssystem zum Feuchtwiesenmanagement. *EcoSys* 4, S. 255–280
- BARTELL, S.M., LEFEBVRE, G., KAMINSKI, G., CARREAU M., CAMPBELL, K.R. (1999) An ecosystem model for assessing ecological risks in Quebec rivers, lakes and reservoirs. *Ecological Modelling* 124: 43–67
- FREISTÜHLER, E., GIERS, A., SCHULTZ, G.A., BAUER, H.J. (2001) A technique for prediction of hydro-ecological effects in the context of the ecological assessment of water projects. IAHS-publication No.266, in press
- FULONG WU (1998) SimLand: a prototype to simulate land conversion through the integrated GIS an CA with AHP-derived transition rules. *Int. J. Geographical Information Science*, Vol. 12, No. 1: 63–82
- GRÜTZNER, R., HÄUSLEIN, A., PAGE, B. (1994) Softwarewerkzeuge für die Umweltmodellierung und Simulation. in: PAGE, B., HILTY, M. (Hrsg.) *Umweltinformatik – Informatikmethoden für Umweltschutz und Umweltforschung*, München – Wien – Oldenburg, S. 157–182
- HAECKEL, E. (1870) *Natürliche Schöpfungsgeschichte: gemeinverständliche wissenschaftliche Vortraege ueber die Entwicklungslehre im Allgemeinen und diejenige von Darwin, Goethe und Lamarck im Besonderen, ueber die Anwendung derselben auf den Ursprung des Menschen und andere damit zusammenhaengende Grundfragen der Naturwissenschaft*. 2. verb. und verm. Aufl., 688 S., Reimer, Berlin
- HOOGHART, J.C., POSTHUMUS, C.W.S. (ed.) (1993) The use of hydro-ecological models in the Netherlands. *Proceedings and Information/TNO Committee on Hydrological Research: No. 47*, Delft
- HUIZING, J., VAN DE VEN K., POTHOHL, I., ENGELEEN, G. (1998) *WadBos: Een prototype van een kennisysteem voor beleidsanalyse van de Waddenzee - Eindrapport*. Rijkswaterstaat Directie Noord-Nederland, Leeuwarden
- KIRILENKO, A.P., BELOTELOV, N.V., BOGATYREV, B.G. (2000) Global model of vegetation migration: incorporation of climatic variability. *Ecological Modelling* 132: 125–133
- KOBUS, H. (1994) Prognoseinstrumente und Messdatenrealität in der Grundwasserwirtschaft. In: Kobus H., de Haar, U. (Hrsg.) *Perspektiven der Wasserforschung*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, S. 133–149
- MILHOUS, R.T., WEGENER, D.L. WADDLE, T. (1984) User guide to the physical habitat simulation system (PHABSIM). *Instream Flow Information Paper 11*. Report FWS/OBS-81/43. US Fish and Wildlife Service
- RICHTER, O., SÖNDGERATH, D., BELDE, M., SCHRÖDER, B., SCHWARTZ, S. (1997) Kopplung Geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. in: Kralz/Siehling (Hrsg.) *Geographische Informationssysteme im Naturschutz*. Westarp Verlag, Magdeburg, S. 5–29
- SCHIENER, F., BAUMGARTNER, C., TOCKNER, K. (1999) Restoration of floodplain rivers: the Danube restoration project. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 231–244
- SYDOW, A., RUFEGER, W., ROSÉ, H., ABELMEYER, T. (1999) Untersuchung zu einem integrativen Konzept nachhaltiger Entwicklung: Bestandsaufnahme, Problemanalyse, Weiterentwicklung. Band 6: Bestandsaufnahme zu Potentialen und Grenzen vorhandener Modelle. HGF-Projekt, Abschlussbericht. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse
- TAPPEINER, U., TASSER, E., TAPPEINER, G. (1998) Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. *Ecological Modelling* 113: 225–237

Kanonische Korrespondenzanalyse – Vegetation –

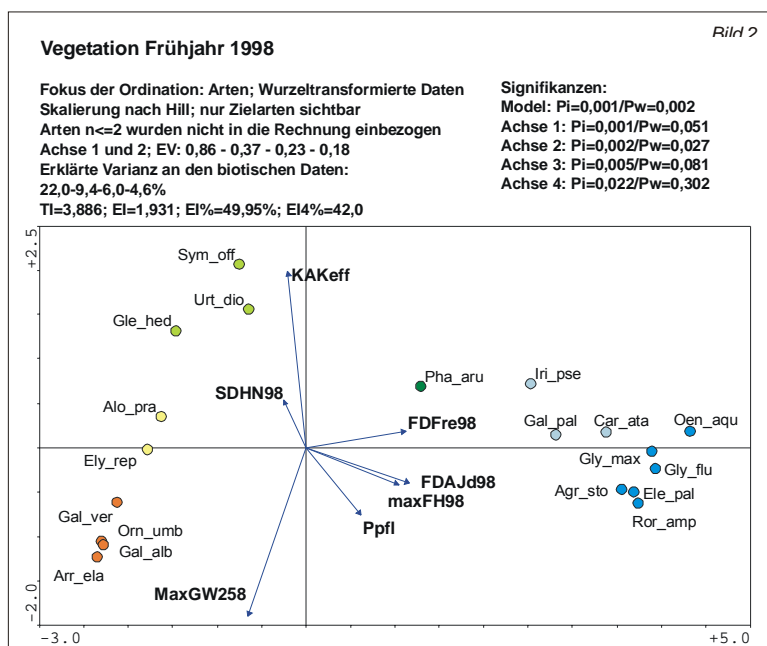
Marcus Rink, Anke Hettrich



Die Modellparameter wurden mit Hilfe der Vorwärtsselektion bestimmt. Abb. 1 zeigt die in ihrer Reihenfolge ausgewählten Modellparameter. Der für die Verteilung der Vegetation wichtigste Parameter ist die jährliche Überflutungsdauer, gefolgt vom maximalen Grundwasserflurabstand und der effektiven Kationenaustauschkapazität.

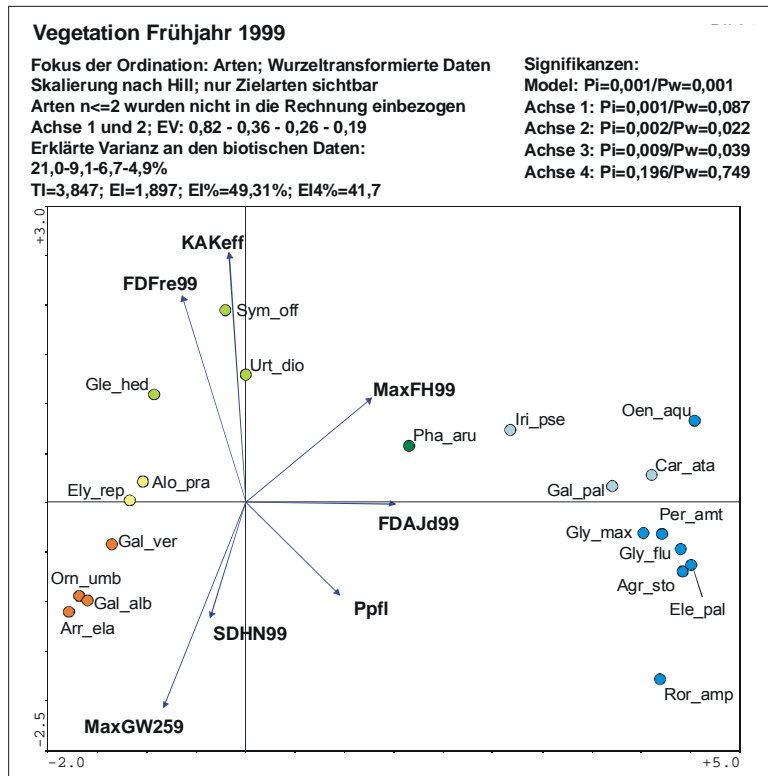
Die Abbildungen zeigen die Ordinationsdiagramme der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Der Eigenwert (EV) ist ein Maß für die Bedeutung einer Ordinationsachse, d.h. deren Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz der biotischen Daten. Der Eigenwert dient als Maß für die Relevanz des entsprechenden Umweltgradienten. Die Abkürzung „Tl“ steht für die Gesamtvariabilität im biotischen Datensatz und „Ei“ für den durch das Modell erklärten Anteil an „Tl“. „Ei4%“ bezeichnet den prozentualen Anteil von „Ei“ an „Tl“ und „Ei4%“ für die ersten 4 Achsen des Modells. Die Signifikanzen wurden für das Gesamtmodell und die einzelnen Achsen mit Monte Carlo Tests berechnet. „Pw“ ist die Signifikanz der Trennkraft des Modells innerhalb eines Blocks (Stratum) und „Pi“ zwischen den Blöcken.

Abb. 1. Reihenfolge ausgewählter Modellparameter



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1998 (Abb. 2) ist eine sehr hohe Signifikanz des Modells zu erkennen. Die Modellparameter erklären 49,95 % an der Gesamtvarianz. Die im Diagramm abgebildeten Zielarten ordnen sich entlang der Gradienten an. Deutlich sind die Gruppen hoher Überflutungsdauer (im Diagramm auf der rechten Seite) von denen mit geringerer Überflutungstoleranz zu unterscheiden.

Abb. 2. Ordinationsdiagramm Frühjahr 1998



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1999 (Abb. 3) ist ebenfalls eine sehr hohe Signifikanz des Modells zu erkennen. Die Modellparameter erklären hier 49,31 % an der Gesamtvarianz. Deutlich sind wiederum die Gruppen hoher Überflutungsdauer von denen mit geringerer Überflutungstoleranz zu unterscheiden.

In beiden Jahren konnten mit den gewählten Parametern vergleichbare Verteilungen der Arten im Ordinationsraum festgestellt werden, die die Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen (Abb. 4) widerspiegeln.

Abb. 3. Ordinationsdiagramm Frühjahr 1999

Ökologische Gruppen:

Gruppe	Artname	Deutscher Name	Abkürzung	Gruppenbezeichnung
1	Oenanthe	Wasserfenchel	Oen_aqu	Persicaria amphibia-Gruppe Nasse, häufiger überschwemmte Standorte
	Aquatica			
	Agrostis stolonifera	Weißes Straußgras	Agr_sto	
	Eleocharis palustris	Gemeine Sumpfsimse	Ele_pal	
	Persicaria amphibia	Wasser-Knöterich	Per_amt	
	Rorippa amphibia	Wasserkresse	Ror_amp	
	Glyceria maxima	Wasser-Schwaden	Gly_max	
	Glyceria fluitans	Flutender Schwaden	Gly_flu	
2	Carex acuta	Schlank-Segge	Car_ata	Galium palustre-Gruppe Nasse, etwas weniger häufig überschwemmte Standorte
	Galium palustre	Sumpf-Labkraut	Gal_pal	
	Iris pseudacorus	Wasser-Schwertlilie	Iri_pse	
3	Phalaris arundinacea	Rohr-Glanzgras	Pha_aru	Phalaris arundinacea-Gruppe Feuchte bis nasse Standorte
4	Glechoma hederacea	Gundermann	Gle_hed	Urtica dioica-Gruppe Feuchte, nährstoffreiche, wenig genutzte Standorte
	Symphytum officinale	Gemeiner Beinwell	Sym_off	
	Urtica dioica	Große Brennessel	Urt_dio	
5	Alopecurus pratensis	Wiesen-Fuchsschwanz	Alo_pra	Alopecurus pratensis-Gruppe Frische Standorte
	Elymus repens	Gemeine Quecke	Ely_rep	
6	Ornithogalum umbellatum	Dolden-Milchstern	Orn_umb	Arrhenatherum elatius-Gruppe Trockene Standorte
	Arrhenatherum elatius	Glatthafer	Arr_ela	
	Galium verum	Echtes Labkraut	Gal_ver	
	Galium album	Weißes Labkraut	Gal_alb	

Bild 4

Abb. 4. Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen

Kanonische Korrespondenzanalyse – Carabiden –

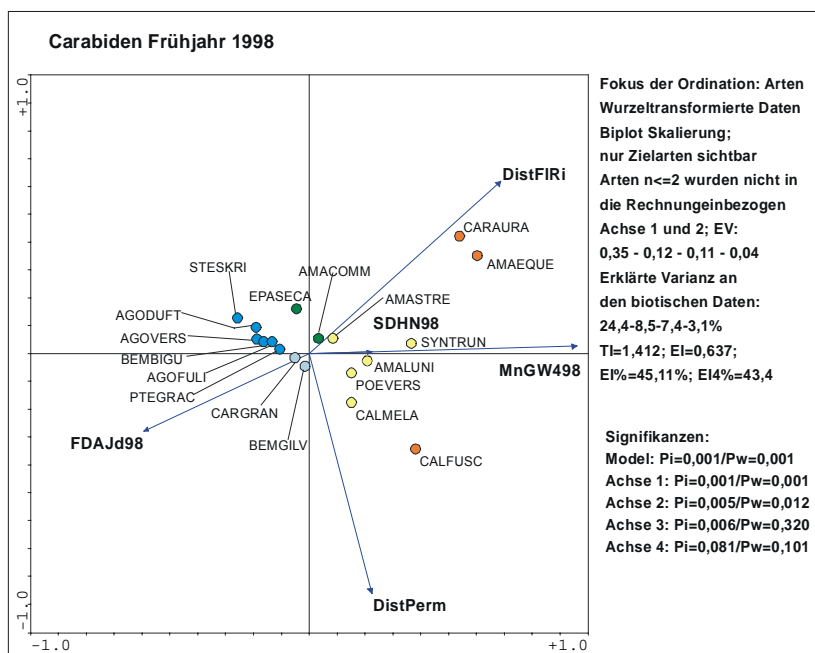
Marcus Rink, Anke Hettrich



Die Modellparameter wurden mit Hilfe der Vorwärtsselektion bestimmt. Abb. 1 zeigt die in ihrer Reihenfolge ausgewählten Modellparameter. Der für die Verteilung der Mollusken wichtigste Parameter ist der mittlere Grundwasserflurabstand, gefolgt von der jährlichen Überflutungsdauer und der Distanz zu permanenten Wasserflächen.

Die Abbildungen zeigen die Ordinationsdiagramme der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Der Eigenwert (EV) ist ein Maß für die Bedeutung einer Ordinationsachse, d.h. deren Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz der biotischen Daten. Der Eigenwert dient als Maß für die Relevanz des entsprechenden Umweltgradienten. Die Abkürzung „TI“ steht für die Gesamtvariabilität im biotischen Datensatz und „EI“ für den durch das Modell erklärten Anteil an „TI“. „EI %“ bezeichnet den prozentualen Anteil von „EI“ an „TI“ und „Ei4 %“ für die ersten 4 Achsen des Modells. Die Signifikanzen wurden für das Gesamtmodell und die einzelnen Achsen mit Monte Carlo Tests berechnet. „Pw“ ist die Signifikanz der Trennkraft des Modells innerhalb eines Blocks (Stratum) und „Pi“ zwischen den Blöcken.

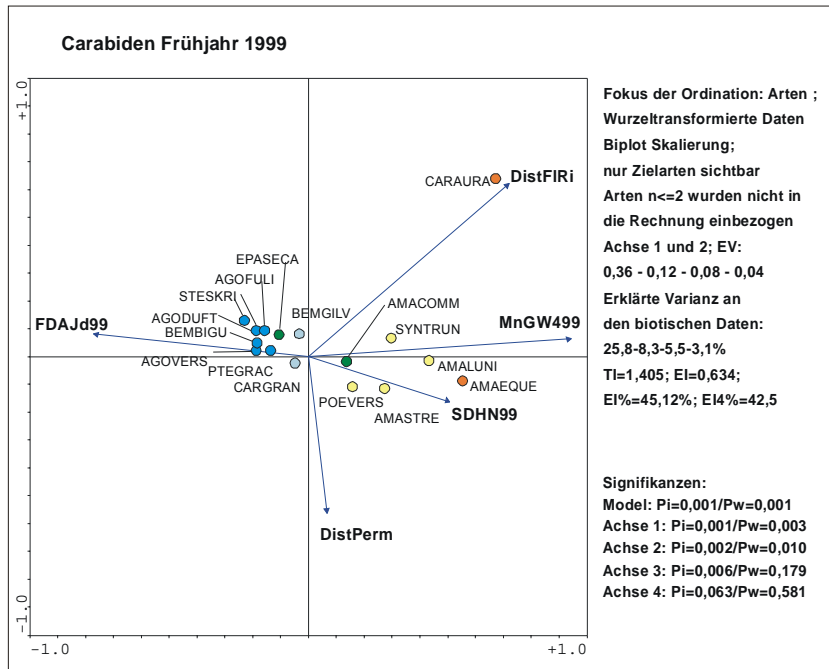
Abb. 1. Reihenfolge ausgewählter Modellparameter



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1998 (Abb. 2) ist eine sehr hohe Signifikanz des Modells zu erkennen. Der durch die Modellparameter erklärte Anteil an der Gesamtvarianz des Modells ist mit 45,11 % als hoch zu bezeichnen. Die abgebildeten Zielarten ordnen sich entlang der Gradienten an. Die sehr feuchte und häufig überschwemmte Flächen bevorzugenden Zielarten sind auf der linken Seite des Diagramms zu finden, trockenere Flächen bevorzugende Arten liegen auf der rechten Seite.

Abb. 2. Ordinationsdiagramm

Frühjahr 1998



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1999 (Abb. 3) ist wiederum eine sehr hohe Signifikanz des Modells zu erkennen. Die Modellparameter erklären mit 45,12 % einen ähnlich hohen Anteil an der Gesamtvarianz. Die ausgewählten Modellparameter trennen die eher trockenpräferenten Wie-senarten von den feuchteren Gruppen.

Abb. 3. Ordinationsdiagramm

Frühjahr 1999

In beiden Jahren konnten mit den gewählten Modellparametern vergleichbare Verteilungen der Arten im Ordinationsraum festgestellt werden, die die Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen (Abb. 4) widerspiegeln.

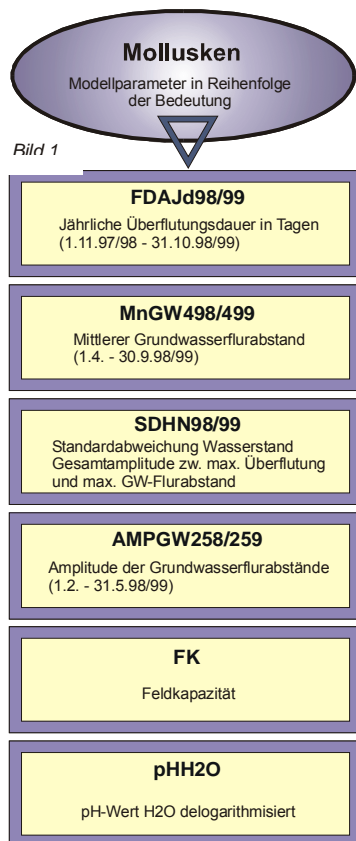
Ökologische Gruppen:

Gruppe	Artname	Deutscher Name	Abkürzung	Gruppenbezeichnung
1	<i>Stenolophus skrimshiranus</i>	Rötlicher Scheibenhals-Schnellläufer	Steskri	Tiefe, lange überschwemmteFlutrinnen
	<i>Bembidion biguttatum</i>	Zweifleckiger Ahnenläufer	Bembigu	
	<i>Agonum versutum</i>	Auen-Glanzflachläufer	Agovers	
	<i>Agonum duftschmidi</i>	Duftschmidts Glanzflachläufer	Agoduft	
	<i>Pterostichus gracilis</i>	Zierlicher Grabläufer	Ptegrac	
	<i>Agonum fuliginosum</i>	Gedrungener Flachläufer	Agofuli	
2	<i>Carabus granulatus</i>	Gekörnter Laufkäfer	Cargran	Kürzere überschwemmte, flache Rinnen, Phalarisröhrichte und feuchte bis frische Mähwiesen
	<i>Bembidion gilvipes</i>	Feuchtrachen-Ahlenläufer	Bemgilv	
3	<i>Amara communis</i>	Schmaler Wiesen-Kamelläufer	Amacomm	Phalarisröhrichte
	<i>Epaphius secalis</i>	Sumpf-Flinkläufer	Epaseca	
5	<i>Syntomus truncatellus</i>	Gewöhnlicher Zwergstreuläufer	Syntrun	Wechselfeuchte bis mäßig trockene Mähwiesen
	<i>Amara lunicollis</i>	Dunkelhörniger Kamelläufer	Amaluni	
	<i>Calathus melanocephalus</i>	Rothalsiger Kahnläufer	Calmela	
	(<i>Poecilus versicolor</i>)	Glatthalsiger Buntgrabläufer	(Poevers)	
	<i>Amara strenua</i>	Auen-Kamelläufer	Amastre	
	<i>Carabus auratus</i>	Goldlaufkäfer	Caraura	
6	<i>Amara equestris</i>	Plumper Kamelläufer	Amaeque	Trockene, allenfalls sehr kurz überschwemmte Mähwiesen
	<i>Calathus fuscipes</i>	Großer Kahnläufer	Calfusc	

Abb. 4. Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen

Kanonische Korrespondenzanalyse – Mollusken –

Marcus Rink, Anke Hettrich

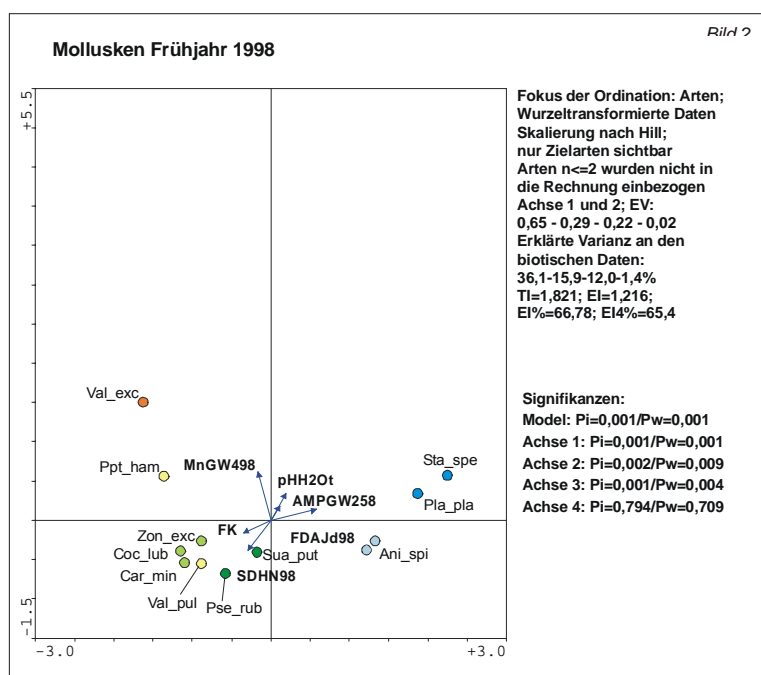


Rilr 1

Die Modellparameter wurden mit Hilfe der Vorwärtsselektion bestimmt. Abb. 1 zeigt die in ihrer Reihenfolge ausgewählten Modellparameter. Der für die Verteilung der Mollusken wichtigste Parameter ist die jährliche Überflutungsdauer, gefolgt vom mittleren Grundwasserflurabstand und der Standardabweichung Wasserstand.

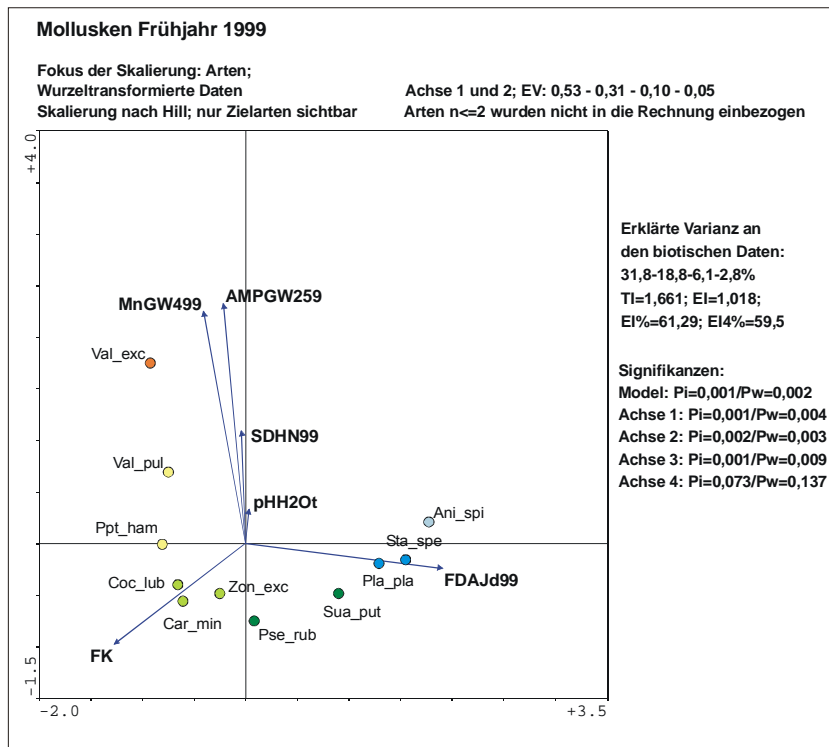
Die Abbildungen zeigen die Ordinationsdiagramme der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA). Der Eigenwert (EV) ist ein Maß für die Bedeutung einer Ordinationsachse, d.h. deren Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz der biotischen Daten. Der Eigenwert dient als Maß für die Relevanz des entsprechenden Umweltgradienten. Die Abkürzung „TI“ steht für die Gesamtvariabilität im biotischen Datensatz und „EI“ für den durch das Modell erklärten Anteil an „TI“. „EI %“ bezeichnet den prozentualen Anteil von „EI“ an „TI“ und „Ei4 %“ für die ersten 4 Achsen des Modells. Die Signifikanzen wurden für das Gesamtmodell und die einzelnen Achsen mit Monte-Carlo-Tests berechnet. „Pw“ ist die Signifikanz der Trennkraft des Modells innerhalb eines Blocks (Stratum) und „Pi“ zwischen den Blöcken.

Abb. 1. Reihenfolge ausgewählter Modellparameter



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1998 (Abb. 2) ist eine sehr hohe Signifikanz des Modells zu erkennen. Die Modellparameter erklären mit 66,78 % einen sehr hohen Anteil an der Gesamtvarianz. Die im Diagramm abgebildeten Zielarten ordnen sich entlang der Gradienten an. Deutlich sind die Arten mit Präferenz häufig überschwemmter Probedflächen (im Diagramm auf der rechten Seite) von den Arten trockenerer Standorte, z.B. *Vallonia excentrica* getrennt.

Abb. 2. Ordinationsdiagramm Frühjahr 1998



Im Ordinationsdiagramm der Untersuchung Frühjahr 1999 (Abb. 3) ist die Signifikanz ebenfalls sehr gut. Der durch die Modellparameter erklärte Anteil an der Gesamtvarianz liegt auch hier mit 61,29 % sehr hoch. Wiederum sind die Artengruppen unterschiedlicher Präferenz deutlich voneinander zu unterscheiden.

Abb. 3. Ordinationsdiagramm Frühjahr 1999

In beiden Jahren konnten mit den gewählten Modellparametern vergleichbare Verteilungen der Arten im Ordinationsraum festgestellt werden, die die Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen (Abb. 4) widerspiegeln.

Ökologische Gruppen:

Gruppe	Latein	Kürzel	Deutsch	Gruppenbezeichnung
1	Planorbis planorbis Stagnicola spec.	Pla_pla Sta_spe	Gemeine Tellerschnecke Sumpfschnecke	Tiefere Rinnen, meist länger mit Wasser bestanden
2	Anisus spirorbis	Ani_spi	Gelippte Tellerschnecke	Seichte, länger trocken liegende Rinnen
3	Succinea putris Pseudotrachia rubiginosa	Sua_put Pse_rub	Gemeine Bernsteinschnecke Behaarte Laubschnecke	Übergang von den Feuchflächen zu den seichteren Rinnen
4	Cochlicopa lubrica Carychium minimum Zonitoides nitidus	Coc_lub Car_min Zon_nit	Gemeine Glattschnecke Bauchige Zwerghornschncke Glänzende Dolchschncke	Tieferliegende Feuchflächen
5	Vallonia pulchella Perpolita hammonis	Val_pul Ppt_ham	Glatte Grasschnecke Streifenglanzschnecke	Übergang von den feuchten zu den trockenen Flächen
6	Vallonia excentrica	Val_exc	Schiefe Grasschnecke	Höhergelegene, die meiste Zeit trocken liegende, genutzte Wiesenflächen

Abb. 4. Einteilung der Zielarten in ökologische Gruppen

Anwendung ökologischer Modelle in GIS

Stephan Rosenzweig

1 Grundlagen

Ein Geografisches Informationssystem (GIS) ist dann sinnvoll einzusetzen, wenn lagekorrekte Informationen zu unterschiedlichsten Teilaspekten eines Raumes gespeichert, abgefragt, analysiert, untereinander kombiniert und neue Informationen synthetisiert sowie modelliert werden sollen. Je nach Art der vorzuhaltenden Daten werden Raster- (digitales Geländemodell [DGM], Grundwasseroberflächen), Punkt- (z.B. Grundwassermessstellen), Linien- (z.B. Topographie) oder Flächen- (z.B. Bodenformen) Themen erzeugt. Die Daten haben einen exakten räumlichen Bezug und lassen sich effizient verwalten und analysieren. Eventuell benötigte Karten lassen sich schnell, reproduzierbar sowie beliebig skalieren und aktualisierbar am Bildschirm wie auch auf dem Drucker ausgeben. Diese Vorteile machen GIS zu einem immer häufiger genutzten Instrument der Planungspraxis.

In den zu beschreibenden Modellansätzen werden funktionale Zusammenhänge zwischen abiotischen Standortfaktoren und dem räumlichen Auftreten von Arten (Flora und Fauna) beziehungsweise Pflanzengesellschaften in einem GIS modelliert. Hierzu müssen die abzufragenden Informationen Flächen deckend vorliegen. Dies ist möglich über zwei verschiedene Arten der Datenhaltung: Flächen- (Polygon-) Themen oder Raster- (Grid-) Themen.

Das Polygon hat den Vorteil, dass seine Umgrenzung weitgehend natürlichen Grenzen entspricht. Die Ausdehnung der Polygone ist im Allgemeinen so groß (siehe etwa Vegetationseinheiten- Kartierung), dass die abiotischen Faktoren innerhalb eines Polygons eine große Spanne an Werten aufweisen. Durch eine Verschneidung z.B. mit einem DGM und/oder Grundwassermodellraster kann man die Polygone differenzieren. Alle neuen Polygone weisen identische Flächeninhalte auf, außer denjenigen, durch die eine der ursprünglichen Grenzen verläuft. Die Abbildung kann also bei einem feinmaschigen Netz sehr genau werden. Nachteilig sind die immensen Datenmengen, die bei hoch auflösenden Netzen durch die GIS-interne Speicherung von räumlichen Beziehungen zwischen den Polygonen selbst vorgehalten werden müssen.

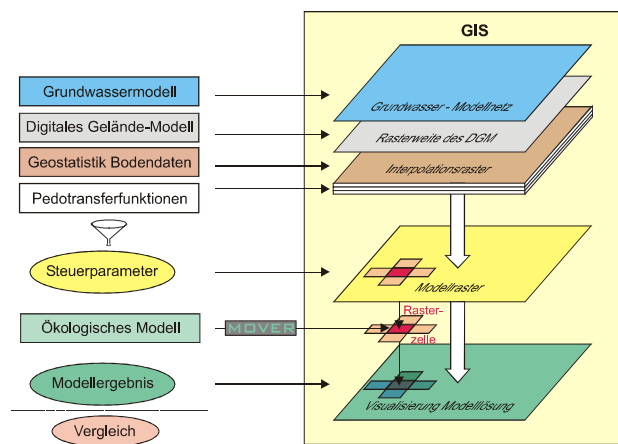
Ein Grid stellt ein gleichmäßiges Raster quadratischer Flächen dar. Es wird im GIS über die Definition der Koordinaten des Raster-Ursprungs, der Größe der Rasterzellen sowie die Anzahl der Zeilen und Spalten vorgehalten. Parameterausprägungen werden als Wert für die einzelne Zelle (Kontinuum, floating point grid) oder für ganze Zellbereiche (diskrete räumliche Verteilung; integer grid) vergeben. Ein Grid benötigt unverhältnismäßig weniger Speicherplatz als die Polygon-Struktur. Verringert man die Größe der Rasterzellen entsprechend, können auch kleinräumig variable Parameter in angemessener Genauigkeit abgebildet werden.

Bei der von allen Teilprojekten festgelegten maximalen Flächengröße von 1 m² werden bei der Datenvorhaltung des DGM der Schöneberger Wiesen als Polygon-Thema fast 400 Megabyte benötigt. Dasselbe DGM als Grid verbraucht gerade noch 12 Megabyte Speicherplatz. Aus diesem Grunde bietet es sich an, mit Grid's zu rechnen statt mit Polygon-Themen.

2 Das integrierte Flussauenmodell INFORM

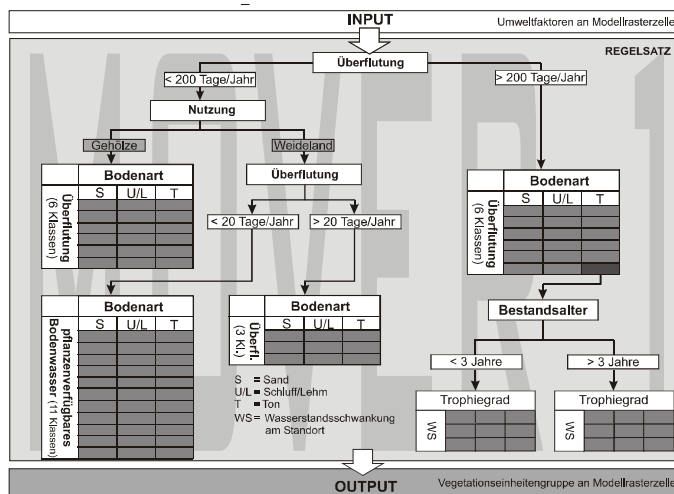
Das Modell INFORM (Integrated Floodplain Response Model) wurde für den Flussauenbereich zwischen den Deichen in einem Untersuchungsgebiet am Niederrhein entwickelt. Es besteht aus einer Kombination von abiotischen und biotischen Teilmodellen, welche partiell in ein Geografisches Informationssystem (GIS) eingebettet sind. Die verschiedenen Teilmodelle und ihre Ergebnisse greifen auf Polygon-Themen unterschiedlichen Inhaltes mit variierenden Größen der Einzelflächen zu. Die Verschneidung der einzelnen Polygon-Themen ergibt das endgültige Flächenmuster für das ökologische Modell. Dieses wird für jede einzelne Fläche ohne nachbarschaftliche Rückkopplung angewendet (Abb. 1).

Der Entwicklung der Modellmethodik in INFORM liegt die Annahme zu Grunde, dass der Flusswasserstand in der ökologischen Wirkungskette einer Flussaue den zentralen Wirkfaktor über den Pfad Grundwasser, Boden, Bodenwasserhaushalt sowie über Überflutungen darstellt und somit regelnd in die Standortbedingungen eingreift.



Die abiotischen Teilmodelle greifen auf gängige Verfahren bzw. Methoden zurück. Die Grundwasseroberfläche des Projektgebietes wird mit dem Grundwasserströmungsmodell Visual MODFLOW berechnet. Die Geländehöhen basieren im Wesentlichen auf einer Stereoauswertung von Luftbildpaaren. Aus der Verschneidung der Grundwassermodell-ergebnisse mit dem DGM resultieren die Grundwasserflurabstände. Der Bodenwasserhaushalt wird über Pedotransferfunktionen ermittelt, welche mit den Flurabständen als Eingangsgröße auf zuvor geostatistisch ausgewertete Grunddaten der Bodenkartierung angewendet werden.

Grundlage für die Pedotransferfunktionen stellen die in bodenkundlichen Standardwerken abgelegten Zusammenhänge zwischen Bodengrunddaten und physikalischen Bodeneigenschaften dar.



Das ökologische Teilmodell MOVER (Model for Vegetation Response in floodplains) gilt als Habitategnungsmo- dell, basiert auf einem deskriptiv- deterministischen Ansatz und berechnet innerhalb des GIS eine Vegetationseinheitengruppe für jede Modellfläche. MO- VER ist auf Grundlage von Literaturstudien, Fachwissen aus dem Untersu- chungsgebiet sowie durch multivariate statistische Analyse der Geländedaten mittels Kanonischer Korrespondenzana- lyse erstellt worden. Es sagt als regelba- siertes Modell (Abb. 2) die Existenz von Vegetationseinheitengruppen im Unter- suchungsgebiet in Abhängigkeit von hier- archisch angeordneten Umweltfaktoren vorher. Modellrelevante Faktoren sind

Abb. 2. Regelsatz des Teilmodells MOVER 1

Überflutungsdauer, Landnutzung, die Bodenart des Oberbodens (0 – 30 cm Tiefe) und das pflanzen- verfügbare Bodenwasser (mm/a). Für den Referenzmittelwasserstand können mit INFORM die

Grundwassersituation, der Bodenwasserhaushalt und die Vegetationseinheitengruppen im Teilgebiet als Referenzzustand ausgegeben werden. Darauf aufbauend können über vorgegebene Anhebungs- bzw. Absenkungsschritte des Referenzmittelwasserstandes Prognosezustände vorhergesagt werden.

INFORM wird ständig weiterentwickelt. Das ökologische Teilmodell MOVER 2 weist als Eingangsgrößen die Überflutungsdauer (Klassenbreite: 10 Tage) und die Distanz der Rasterfläche von der Flussmitte auf. In MOVER 3 wurde der Ansatz von MOVER 1 um zusätzliche Nutzungsarten (Weide intensiv/extensiv; Mähweide intensiv/extensiv etc.) erweitert.

In Entwicklung befinden sich:

- das Modul GIDHAM (Generierung von Input-Daten für Hydraulische AbflussModelle). Es wird zukünftig die Möglichkeit bieten, auf der Grundlage von digitalen Karten (DGK 5, DBWK 2) und Querprofilen des Flusses in einfacher Weise durch Modifizierung der Flussmorphologie Veränderungen von Überflutungsflächen zu prognostizieren.
- Über das Modul ESOX (lat. für Hecht) werden dann Aussagen über Veränderungen von Laichhabitaten des Hechts möglich sein.

3 RIVA

Einer der ersten Schritte im Projekt RIVA war der Aufbau von Geografischen Informationssystemen für die einzelnen Untersuchungsgebiete. Über diese konnten für die Felduntersuchungen einheitliche Grundkarten in Maßstäben zwischen 1 : 2.000 und 1 : 500 zur Verfügung gestellt werden. Erhobene Daten wurden nach Freigabe durch die einzelnen Bearbeiter in die Informationssysteme der einzelnen Untersuchungsgebiete integriert. So standen schließlich umfangreiche Raum bezogene Daten, vom Grundwassermodell über das DGM, den Boden, Vegetation und Fauna in einheitlichen Systemen für die Untersuchungsgebiete zur Verfügung.

3.1 Multivariate Ordinationsmodelle

Über multivariate Statistik wurden nun funktionale Zusammenhänge zwischen der Ausprägung von abiotischen Faktoren und Artenvorkommen im Raum ermittelt.

Die zum Transfer der CANOCO-Modellergebnisse eingesetzte Arc/Info-Applikation CANOGEN wurde von Andrew und Stuart Weiss an der Stanford University entwickelt und uns freundlicherweise überlassen. Die statistischen Modelle basieren auf multivariaten Regressionsgleichungen, die zur Modellierung der Artvorkommen im Raum in ein GIS implementiert werden. Durch sie lassen sich die Koordinaten jeder Rasterzelle eines Grids entlang des Schlüsselkomplexgradienten (Ordinationsachse), gebildet aus einer gewichteten Linearkombination der Erklärungsvariablen im Modell, bestimmen. Die Anwendung setzt voraus, dass Flächen deckend Daten aller Modellparameter über das Untersuchungsgebiet hinweg vorliegen. Im bisherigen Entwicklungsstadium können nur Modellergebnisse für die Probeflächen abgerufen werden.

CANOGEN liest die Werte jeder Gridzelle für die Modellparameter und ermittelt die Position der Zelle entlang der Ordinationsachse. Diese Werte legt das Modul in einem neuen Grid für jede einzelne Achsendimension ab. Im nächsten Schritt werden die Positionskordinaten der jeweiligen Gridzelle aus diesen Achsen-Grids eingelesen und die Euklidische Distanz zum Zentroid einer Art im kanonischen Raum errechnet. Diese Werte dienen der Vorkommensprognose durch den Vergleich mit der Toleranz einer Art entlang der Achse. Das Ergebnis ist ein Grid für jede betrachtete Art mit Werten der Vorkommenswahrscheinlichkeit für die einzelne Gridzelle.

Das Programm CANOGEN berücksichtigt lediglich die eingehenden Umweltfaktoren (im vorliegenden Fall abiotische Verhältnisse) und trifft eine Aussage über die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art am Standort. Kriterien wie Konkurrenzen oder Verdrängungsmechanismen gehen nicht automatisch mit ein. Zur Prognose einer Veränderung des biotischen Musters nach einem anthropogenen Eingriff müssen die Auswirkungen auf die Modellparameterwerte für ein Szenario festgelegt werden, um die Prognose rechnen zu können.

3.2 Modelle für Zielarten

Die Modelle werden mit der logistischen Regression erstellt. Diese zielt darauf, die Antwort einer Variablen über eine relevante Kombination von Erklärungsvariablen vorherzusagen und ermöglicht neben der Vorkommensprognose eine Analyse der Relevanz einzelner Umweltparameter für die Erklärung der räumlich verteilten Artvorkommen.

Die Einbindung dieser Modelle ins GIS soll dazu führen, die räumliche Verteilung einer Zielart im Untersuchungsraum anhand von funktionalen Zusammenhängen mit abiotischen Modellparametern zu berechnen. Die Implementierung der Gleichungen in das GIS ist wenig problematisch. Die Werte der Flächen deckend in einem Grid vorgehaltenen Modellparameter werden an die Modellgleichung übergeben und die Ergebnisse wiederum als Grid der Vorkommenswahrscheinlichkeiten ausgegeben. Durch eine Abarbeitung von Modellen für unterschiedliche Zielarten hintereinander lässt sich ein gerechnetes Bild der Artengemeinschaft eines Raumes erstellen.

Nach einer Kalibrierung der Modelle über den Vergleich zwischen angetroffener (kartierter) und berechneter Artenverteilung können über Prognoseszenarien Aussagen über eine wahrscheinliche Entwicklung der Artenzusammensetzung bei langfristiger Veränderung der Modellparameter getroffen werden.

Eine abschließende Beurteilung der verschiedenen Modelltypen (beziehungsweise deren Vorhersagegüte) kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht durchgeführt werden.

POSTERBEITRÄGE

RIVA-PROJEKT

Dreidimensionale Modellierung der Grundwasserströmung in einem Auengebiet der Mittleren Elbe

Robert Böhnke, Stefan Geyer

1 Einleitung

Im Rahmen des vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes RIVA sollen abiotische Standorteigenschaften sowie Einflussfaktoren und Steuergrößen auf den Wasser- und Stoffhaushalt für eine Bewertung des Ist-Zustandes und von ökologischen Veränderungen in Auen exemplarisch untersucht werden.

Die Hydrodynamik stellt den prägenden Standortfaktor in Auen überhaupt dar. Sie wird in den Auen vorwiegend von der Wasserstandsdynamik im Fluss und im Grundwasser bestimmt. Um die räumlich und zeitlich häufig variierenden Oberflächenwasser- und Grundwasserstände abschätzen zu können, ist es erforderlich, den Standortfaktor Wasserhaushalt in den Auengebieten im Ausgangszustand zu erfassen und im Hinblick auf zu erwartende Veränderungen zu prognostizieren. Die Erstellung eines numerischen Grundwassermodells für ein Auengebiet an der Mittleren Elbe diene der Erfassung der Strömungsverhältnisse sowie der Extrapolation punktuell erhobener Daten auf die gesamte Untersuchungsfläche. Das erarbeitete Strömungsmodell soll die natürlichen Verhältnisse hinreichend genau wiedergeben.

2 Modellgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Mittleren Elbe zwischen den Mündungen der Mulde und der Saale. Es befindet sich rechtselbisch im Vordeichgebiet zwischen den Elbe-km 283 und 286 unweit der Ortschaft Steckby (Sachsen-Anhalt). Das Gebiet erstreckt sich entlang der Elbe über eine Fläche von ca. 2 km².

In fluvial geprägten Auen ist von stark geschichteten Sedimentfolgen unterschiedlicher Durchlässigkeit auszugehen. Im Untersuchungsgebiet ist anhand von Bohrungen ein zusammenhängender Grundwasserleiter ausgebildet, der durch einen nur lokal vorhandenen Geschiebemergel in einen oberen und unteren Grundwasserleiterhorizont aufgespalten wird (Abb. 1). Der mittlere k_f -Wert des überwiegend aus Mittel- bis Grobsanden bestehenden Aquifers beträgt anhand von Siebanalysen $6,9 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Der oligozäne Rupelton stellt für das Modellgebiet die Begrenzung des Elbtalgrundwasserleiters im Liegenden dar.

3 Modellstruktur

Für die Grundwassermodellierung wurde das Programmsystem VISUAL MODFLOW (Finite-Differenzen-Verfahren) angewendet, das auf Grundlage einer vollintegrierten graphischen Benutzeroberfläche mit USGS MODFLOW und MT3D arbeitet (McDONALD UND HARBAUGH 1988). Das Programmsystem ermöglicht die Simulation von dreidimensionalen, stationären und instationären Strömungsvorgängen bei gespannten oder ungespannten Strömungsverhältnissen. Bei der Simulation können die ortsabhängige Geometrie sowie die ortsabhängigen geohydraulischen Parameter in horizontaler sowie in vertikaler Richtung berücksichtigt werden.

Für das Untersuchungsgebiet wurde ein 3d-Grundwasserströmungsmodell mit vier Schichten (layer) aufgebaut. Das Modellgebiet wurde durch ein Rechtecknetz mit 39.100 Elementen und Kantenlängen von 10 x 10 m diskretisiert. Die Geometrie des Modellgebietes liegt in Form eines Digitalen Geländemodells (DGM) vor. Die vertikale Abbildung der Deckschichtmächtigkeiten (Auenlehm) und die Lage der Aquiferbasis erfolgte anhand von Bohrprofilen.

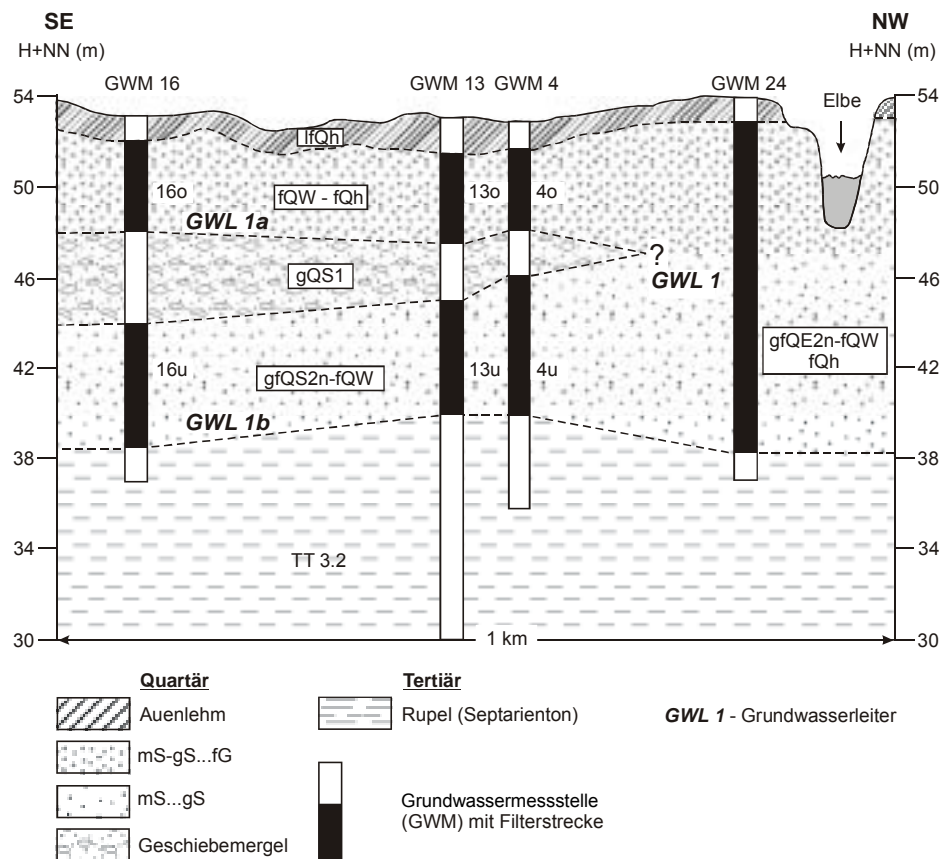


Abb. 1. Schematischer hydrogeologischer Profilschnitt durch die Aue bei Steckby

4 Grundwasserströmungsmodell

Das Grundwassermodell wurde anhand von Messdaten (Stichtagsmessungen) der im Untersuchungsgebiet installierten Grundwassermessstellen kalibriert. Aus der Ermittlung der für die Auenökologie relevanten Abflusssituationen der Elbe (z.B. MNW, MW, MHW) werden mit dem kalibrierten Modell die entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue simuliert. Aufgrund der schwierig zu fassenden kurzfristigen Dynamik im Auenökosystem wird der hydrologische Zustand der Aue zunächst für stationäre Bedingungen modelliert. Als modellwirksame Steuergröße wird dabei der Flussmittlerwasserstand herangezogen. Bei Mittel- und Niedrigwassersituationen ist die Grundwasserfließrichtung generell zum Hauptvorfluter Elbe gerichtet, die Aue fungiert dabei als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom. Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit innerhalb des stark durchlässigen Grundwasserleiters beträgt nach Modellrechnungen bei Mittelwasser $0,6 \text{ md}^{-1}$.

Als Grundlage für eine Klassifikation hydrologischer Situationen in der Aue können aus den berechneten Grundwasserhöhen in Verschneidung mit dem DGM flächenhaft Grundwasserflurabstände ermittelt werden. Anhand der Grundwasser-Flurabstandskarten in Verbindung mit Angaben zur Mächtigkeit der Auendeckschicht und der Geländeoberfläche werden unterschiedliche Standorte im Modellgebiet durch ihre lokale hydrologische Situation und Überstaudynamik charakterisiert.

5 Zusammenfassung

Mit Hilfe eines 3d-Grundwasserströmungsmodells konnten für jede der ausgewählten Abflusssituationen (NW, MW, HW und deren Übergänge) die jeweils gemessenen Grundwasserstände sehr gut nachgebildet werden. Für die Auenökologie relevante Abflüsse an der Mittel- und Unterelbe wurden aus Pegelzeitreihen generiert. Die den verschiedenen Wasserstandssituationen der Elbe entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue wurden mit dem kalibrierten Modell (stationär/instationär) modelliert. Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Grundwassermodell als gut bewertet werden. Die mittlere Abweichung unter Niedrig- und Mittelwasserbedingungen an den Messstellen im Untersuchungsgebiet beträgt 15 cm. In den stark reliefierten Flutrinnen konnte eine mittlere Abweichung von 20 cm, in den schwächer reliefierten, höher gelegenen Bereichen von 5 – 10 cm erreicht werden.

Die vorgestellten Modellrechnungen stellen gerade im Hinblick auf die Wasserstandsdynamik eine wichtige Referenz für die Biotik dar, denn insbesondere die unterschiedliche Statistik für die Flurabstände in der Nähe ökologisch bedeutsamer Bereiche (z.B. Flutrinnen), ist neben der Häufigkeit und Dauer von Überflutungsereignissen für die Pflanzen- und Tiergesellschaften im Auenökosystem entscheidend.

Literatur

MCDONALD, M.G., HARBAUGH, A.W. (1988) A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations. Book 6. Chapter A1. Denver

Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte

Christoph Helbach, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue

1 Einleitung und Ziel

Auenböden werden regelmäßig überflutet und unterliegen einem jährlichen Zyklus der Befeuchtung und Trocknung. Dies verursacht ständige Wassergehaltsänderungen in verschiedenen Profiltiefen.

Die Bodenfeuchte und deren Dynamik lässt sich im Gelände mit festinstallierten Messeinrichtungen z.B. mittels Time Domain Reflectometry (TDR) Sonden oder gravimetrisch messen. Die TDR-Sonden erlauben kontinuierliche in-situ Messungen. Nachteil derer ist, dass nur in einer exakten Tiefe gemessen wird und ein hoher apparativer Aufwand erforderlich ist. Die Standardbestimmung des volumetrischen Wassergehalts eignet sich vor allem für einmalige Momentaufnahmen.

Das Ziel bestand darin, eine Methode zur vereinfachten Indikation der Bodenfeuchte zu entwickeln. Der Eindringwiderstand (EDW) ist eine zeit- und kostengünstige Prospektionsmethode zur Erfassung der räumlichen Verteilung physikalisch unterschiedlicher Bodenbereiche (SCHREY, 1991). Der EDW ist eine Summengröße. Es wird zwischen starken Einflussfaktoren wie Bodenfeuchte (BF), Körnung, Trockenrohdichte (TRD), Humus (C_{org}) und Scherfestigkeit sowie schwachen Einflussfaktoren unterschieden wie z.B. Bodenstruktur, Partikelform, Tonminerale, Oxidgehalt, Steingehalt und die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung (CAMPBELL UND O'SULLIVAN 1991).

2 Standorte und Methoden

Auf den „Schöneberger Wiesen“ und den „Schleusenheger Wiesen“ im Biosphärenreservat Mittlere Elbe wurden an acht Bodenprofilen die Eindringwiderstände zu unterschiedlichen Feuchtebedingungen gemessen. Die Standorte wurden so ausgewählt, dass weit verbreitete Auenbodenformen erfasst wurden, deren Repräsentativität zuvor durch bodenkundliche Kartierungen belegt wurde (RINKLEBE ET AL. 2000B). (Detaillierte Standort- und Bodenbeschreibungen finden sich in RINKLEBE ET AL. 1999, 2000A, B.)

Bei dem verwendeten Penetrometer handelt es sich um einen Penetrologger der Firma Eijkelkamp, NL. Die maximale Arbeitstiefe beträgt 80 cm. Gearbeitet wurde mit einer statischen Penetration von 2 cm/s und einem Konustyp von 1 cm^2 , 60° . Je Standort wurden 10 Wiederholungen gemessen.

3 Ergebnisse

Über einen Zeitraum von 4 Monaten wurde die TRD, die Körnung und der C_{org} Gehalt als konstant betrachtet und der Boden als statisches System, in dem nur die Bodenfeuchte variabel ist. Im gesättigten Zustand zeichnet der EDW die in den Horizonten verschiedenen Bodeneigenschaften nach. Der Tiefenverlauf des EDW ist in gesättigtem Zustand eine Funktion von Körnung, TRD und C_{org} . Die Austrocknung des Bodens bedingt eine Erhöhung des EDW. Hohe Korrelationen von BF und EDW zeigten HELBACH ET AL. (2000). Die fortschreitende Veränderung des EDW spiegelt somit seinen Verlauf in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte wider. Der EDW ist eine Funktion aus der Bodenfeuchte, der Trockenrohdichte, dem C_{org} Gehalt und der Bodenart: $EDW \Rightarrow f(x) = (BF, TRD, C_{org}, \text{Sand}, \text{Ton})$. Die Bodenfeuchte lässt sich folglich aus EDW, TRD, C_{org} , Sand und Ton ableiten.

Eine aggregierende Errechnung aller untersuchten Auenbodenformen ergab ein Bestimmtheitsmaß von 82,2 % ($n = 133$, $F(5,127) = 123,1$).

$$BF = 136 - 3,58 * EDW - 54,31 * TRD - 3,22 * C_{org} - 0,21 * Sand - 0,36 * Ton$$

Nach Bodenformen und deren Aggregierungen differenziert wurden wesentlich exaktere Gütemaße erzielt. Feuchteverläufe für Auenböden im räumlichen und im zeitlichen Verlauf lassen sich durch die Verrechnung der Bodenkennwerte mit den Eindringwiderständen bis zur maximalen Penetrationstiefe von 80 cm konstruieren. Dies ermöglicht ein Auflösungsvermögen von 1 cm. (HELBACH 2000).

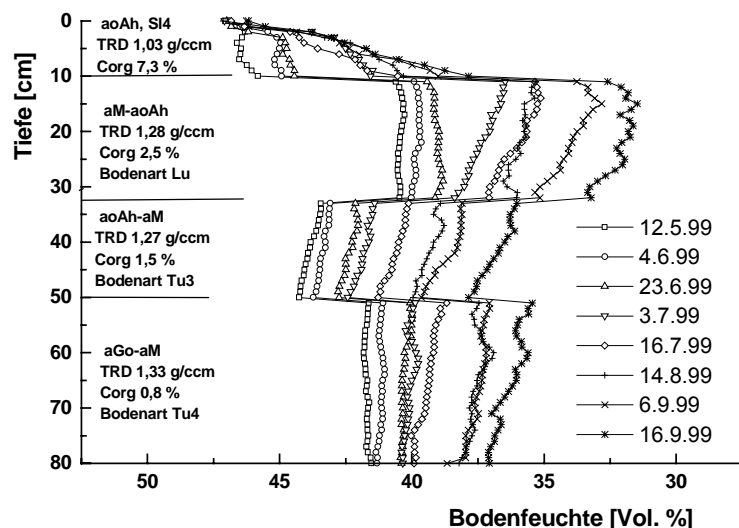


Abb. 1. Verlauf der Bodenfeuchte aus dem EDW abgeleitet, ($B = 0,97\%$) in einem Vega-Gley aus sehr flachem Auensandlehm über Auenschluffton über tiefem Auentonschluff während einer viermonatigen Messperiode

Die zeitliche Veränderung der aus dem EDW abgeleiteten Bodenfeuchte ist sehr genau. Sie wird lediglich durch kleinräumliche Heterogenitäten und Profildifferenzierungen eingeschränkt. Es zeigen sich sprunghafte Veränderungen der BF entsprechend der ausgewiesenen Horizonte (Abb. 1). Je differenzierter die Tiefenfunktion der den EDW bestimmenden Parameter, desto genauer die Tiefenfunktion der BF.

Eine Indikation der Bodenfeuchte mittels Eindringwiderstand ist über Bodenform und Bodenart hinweg möglich. Somit steht der wissenschaftlichen Praxis ein in seiner Zeigerfunktion sensibler und in seiner Anwendung robuster Indikator der BF in Auenböden zur Verfügung.

Für eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere (z.B. terrestrische) Bodenformen und Ökosysteme wird eine Validierung für notwendig erachtet.

Literatur

- CAMPBELL, D.J., O'SULLIVAN, M.F. (1991) The Cone Penetrometer in Relation to Trafficability, Compaction, and Tillage. In: Smith, K.A., Mullins, C.E. (Eds.) Soil Analysis. Physical Methods. Books in Soils, Plants and Environment, 399–429
- HELBACH, C., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. (2000) Der Einfluß der Bodenfeuchte auf den Eindringwiderstand in Auenböden. ATV-DKW-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft. Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1. 22. 234–234
- HELBACH, C. (2000) Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. Dipl. Arbeit, Halle, Landw. Fak. d. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenb., Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle, 104 S. u. Anhang
- RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (1999) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell. 91 II: 699–702
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000A) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-67068-8, 37–46
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U., NEUE, H.-U. (2000B) Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-67068-8. 27–35
- SCHREY, H.P. (1991) Die Interpretation des Eindringwiderstandes zur flächenhaften Darstellung physikalischer Unterschiede in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 154: 33–39

Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden

Christa Franke, Jörg Rinklebe

1 Einleitung, Problem, Ziel und Methoden

In Auenböden ist der Einfluss periodischer Überschwemmungen für die Stoffakkumulation und -dynamik und damit für den Stoffhaushalt bestimmend. Die variierenden Wasserstände führen zu wechselnden anaeroben/aeroben Bedingungen und zu einer Veränderung von physikalisch-chemischen Steuergrößen wie dem pH-Wert. Die Folge können erhebliche Veränderungen der Bindungsformen, der Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen sein. Der pH-Wert ist somit Prozessergebnis sowie Steuergröße zugleich und gehört deshalb zu den ökologisch messbaren Grundgrößen in Boden und Wasser. Seine Höhe und seine kleinräumige Verteilung ist daher von grundlegendem ökologischen Interesse.

In den 3 Untersuchungsgebieten Steckby, Wörlitz und Sandau wurden auf den 60 RIVA-Probeflächen die pH-Werte des Oberbodens im Labor in KCl- CaCl₂- und wässriger Suspension mit WTW-Geräten bestimmt (FRANKE UND NEUMEISTER 1999). Auf einigen Probeflächen der Flutrinnenstandorte zeigte sich eine erhebliche kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität.

Das Ziel war deshalb, die kleinräumigen pH-Unterschiede in Auenoberböden exemplarisch von Flutrinnen, Hängen und Auenhochflächen flächenhaft zu quantifizieren, darzustellen und zu bewerten. Zunächst wurden transektartige Querprofile durch ausgewählte Flutrinnen vermessen und nachfolgend Probeflächen mit rechteckiger Grundfläche (5 x 22 m) im quadratischen Raster mit 110 Messpunkten (Plots). Hierfür wurden in situ pH-Messungen gewählt, da sie die Möglichkeit eröffnen, mit vertretbarem Aufwand eine hohe Messanzahl zu realisieren. Jede Messung erfolgte in ca. 8 cm Bodentiefe in 5 Replikationen mittels des Gerätes „AGRAR2000“ der Firma Stelzner.

2 Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Werte im Flutrinnenquerprofil zeigten, dass Rinnen entsprechend ihres differenzierten Bodenprofilaufbaus unterschiedlichen Charakter tragen können. Einige Rinnen wiesen in der Sohle ein pH-Minimum im Vergleich zu Hang und Hochfläche aus, während andere Flut-

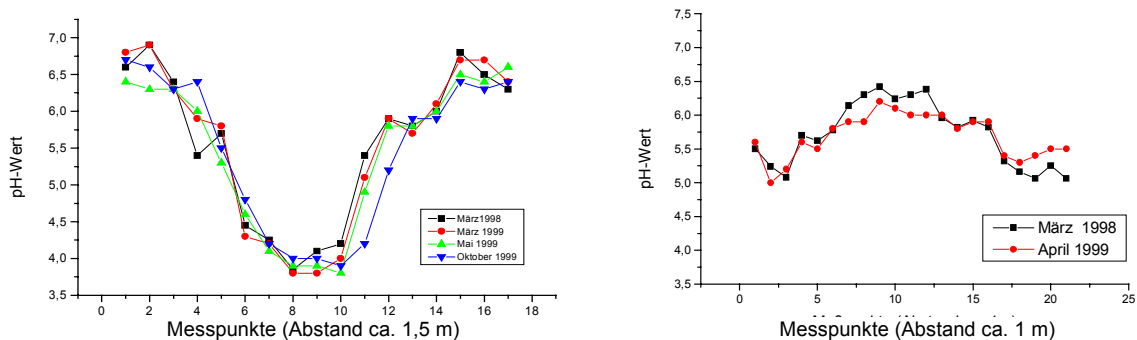


Abb. 1. Bodenazidität durch Flutrinnenquerprofile von Auenböden zu unterschiedlichen Zeitpunkten rinnen ein entgegengesetztes pH-Verhalten zeigten (Abb. 1). Mehrfach wiederholte Messungen über 2 Untersuchungsjahre zu unterschiedlichen Witterungsbedingungen bestätigten die Ergebnisse. Die niedrigen pH-Werte in der Rinnensohle können Stoffmobilisierungsvorgänge in Auenböden auslösen, sie sind deshalb von besonderem ökologischem Interesse. Die detaillierte Vermessung von 110 Plots (5 x 22 m) der Catena von Gley über Vega-Gley zu Gley-Vega aus Auenschluffton (Flutrinne, Hang und Hochfläche, RINKLEBE ET AL. 2000) nahe der Probefläche 4 zeigte folgende kleinflächige pH-Verteilung (Abb. 2):

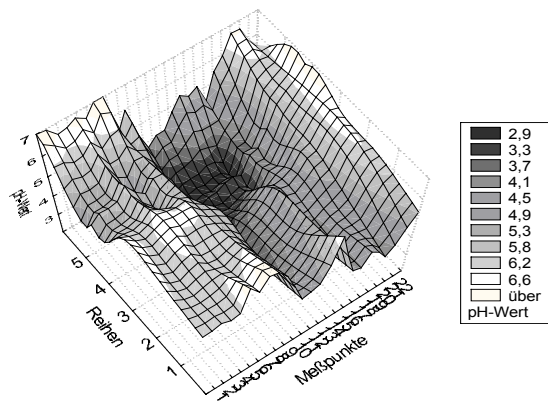


Abb. 2. Flächenhafte Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität von Auenböden

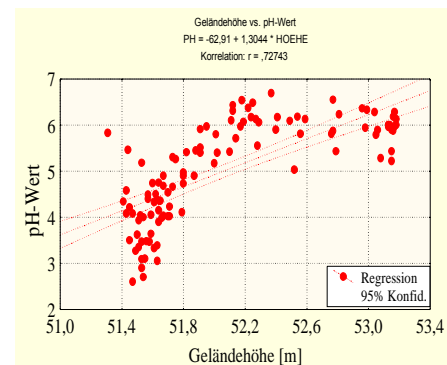


Abb. 3. Korrelation zwischen Bodenazidität und Geländehöhe

Auf dieser Probestfläche konnten maximale pH-Wertunterschiede von mehr als 3 pH-Stufen diagnostiziert werden. In der Rinnensohle (Messpunkt 9-16) dominieren pH-Werte zwischen 2,9 und 4,0, obwohl eine pH-Heterogenität innerhalb der Sohle mit pH-Anstiegen bis auf pH 5 zu erkennen ist. Die höchsten pH-Werte wurden im Bereich der oberen Hangkanten (Messpunkt 4-6 und 20-22) gemessen. Es besteht eine hohe Korrelation zwischen Geländehöhe und pH-Wert mit $r = 0,727$ (Abb. 3).

Die hohe Bodenazidität in den Rinnensohlen im Vergleich zu Hängen und Auenhochflächen in einigen Flutrinnen tritt bei Gleyen aus Auenschluffton auf, welche durch einen hohen Ton- (35 %) und Schluffanteil (56 %) (Schluffton) gekennzeichnet sind. Bei Wassersättigung kommt es zur Quellung des Bodenmaterials und folglich zur fast vollständigen hydrologischen Abdichtung durch die Stauschicht (Stauässe). Es treten Interferenzen von Grund-, Stau- und Oberflächenwasser auf. Die lange Überflutungsdauer hemmt den Abbau der organischen Substanz. So weist die organische Auflage, makroskopisch als Feuchtmoder (MOF) angesprochen, einen sehr hohen Kohlenstoffanteil (Ct 11,6 %) auf (RINKLEBE ET AL. 2000). Beim Ab- und Umbau von organischer Substanz im Boden werden anorganische und organische Säuren gebildet. Der Huminsäureanteil ist hoch und damit der Anteil an funktionellen Gruppen, insbesondere Carboxyl, aber auch Al, Fe-OH-Gruppen. Diese ermöglichen die Freisetzung an dissoziationsfähigen Wasserstoffionen, die einen niedrigen pH-Wert verursachen. Wurzeln können zusätzlich als Säurequelle durch Freisetzung von H_3O^+ Ionen wirken.

Literatur

- FRANKE, C., NEUMEISTER, H. (1999) Räumliche Datendichte zur Abbildung der räumlichen Variabilität des pH-Wertes. Leipziger Geowissenschaften. Bd. 11., ISSN: 0948-1257. S. 105–112
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlisch, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. Berlin Heidelberg New York ISBN: 3-540-67068-8. S. 37–46

Bodenmikromorphologische Studien von fluviatilen Schichtungen, von Pyriten sowie der Verkittung von Quarzen mit Eisenoxiden in einem Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton

Jörg Rinklebe, Otto Ehrmann, Heinz-Ulrich Neue

Mikromorphologische Studien an Dünnschliffen ergänzen makroskopisch-feldbodenkundliche Profilbeschreibungen und ermöglichen es, mikroskopische Verteilungsmuster (z.B. Konzentrationsunterschiede), pedogenetische Prozesse, Hohlräume, Poren, Risse, die Zusammensetzung der organischen Substanz, die Aggregatstruktur, Gefügeformen (Größe, Farbe u.a.) sowie Minerale in der Mikroskala zu diagnostizieren und detaillierter zu charakterisieren (FITZPATRICK 1993). In Auenböden spielt die Redoxmorphose durch den Wechsel von Trocken- und Nassphasen eine entscheidende Rolle. Deren Auswirkungen (z.B. Eisenoxidausfällungen) sind mittels Dünnschliffen gut sichtbar und nachweisbar. Auenböden werden regelmäßig überflutet und unterliegen dem Einfluss von Erosion und Sedimentation. Feine fluviatile Schichtungen können mikroskopisch erkannt und beschrieben werden.

Auf den „Schöneberger Wiesen“ und den „Schleusenheger Wiesen“ im Biosphärenreservat Mittlere Elbe wurden von ausgewählten Bodenprofilen Dünnschliffe angefertigt, diese mikroskopisch untersucht und deren Ergebnisse fotodokumentiert. Detaillierte Standort- und Bodenbeschreibungen finden sich in RINKLEBE ET AL. (1999, 2000). Exemplarisch ist hier ein Gley aus flachem Auenlehmsand über Auensand über tiefem Auenschluffton (GGa: fo-lfo-s//fo-ut) der „Schöneberger Wiesen“ dargestellt. (Kurzbezeichnung: Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton; GGa: fo-s//fo-ut). Es handelt sich um einen Flutrinnenstandort, welcher einen makromorphologisch markanten Bodenprofilaufbau mit fluviatilen Schichtungen, sehr gut ausgeprägten Eisenoxidausfällungen und die für einen Gley in Auenlage charakteristische Horizontabfolge - aAh-aGo-aGr – aufweist (Tab. 1).

Tab. 1. Bodenkennwerte eines Gleys aus flachem Auenlehmsand über Auensand über tiefem Auenschluffton

Horizont	Tiefe	pH	el. Leitf.	Sand	Schluff	Ton	Ct	Nt	C/N	S	KAK _{eff.}	kf	Fe _o	Fe _d	Fe _o /Fe _d
	[cm]	CaCl ₂	[μS/cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]		[%]	[cmol ⁺ /kg]	[m/d]	[%]	[%]	[%]
aoAh	0 - 9	5,38	470	79	10	11	2,2	0,19	11,7	0,08	7,8	3,23	0,189	0,277	0,682
aAh-aGo	9 - 19	5,23	101,5	91	5	4	0,2	0,02	11,1	0,05	0,8	11,84	0,057	0,142	0,401
aGo	19 - 81	5,64	20,9	98	1	1	0,0	0,01	9,4	0,011	1,1	15,31	0,095	0,128	0,742
II aGro	81 - 110	5,25	160,3	45	33	22	0,6	0,06	9,4	0,043	10,3	0,00	0,482	0,615	0,784
aGor	110 - 140	5,06	617	9	54	37	3,3	0,27	12,1	0,163	17,0	2,43	0,631	0,823	0,767
aGr	140 - 165	5,35	218	12	49	39	3,9	0,32	12,3	0,516	16,1	n.b.	0,701	0,828	0,847

Der Dünnschliff des aoAh-Horizontes in der Bodentiefe 0 – 3 cm zeigt als Folge der Sedimentation durch die letzte Überflutung eine deutliche Schichtung (Abb. 1; Bild 90° nach rechts gedreht; fluviatile Feinschichtungen fand auch VON BUCH (1983). Das Foto entstand bei Durchlicht Dunkelfeld, folglich erscheinen die Hohlräume schwarz. Die oberen zwei Drittel des Bildes werden von einer Zone mit Pflanzenresten und Hohlräumen (dunkel) eingenommen. Mineralische Substanz fehlt dort weitgehend. Das untere Bilddrittel ist durch eine Zone mit vorwiegend mineralischem Material gekennzeichnet. Einzelne Quarze sind gut zu erkennen [1] (FITZPATRICK 1993, MACKENZIE UND ADAMS 1995). Die Matrix des aoAh zeigt im Gegensatz zu den obersten Bodenzentimetern keine mikroskopisch erkennbaren fluviatilen Schichtungen.

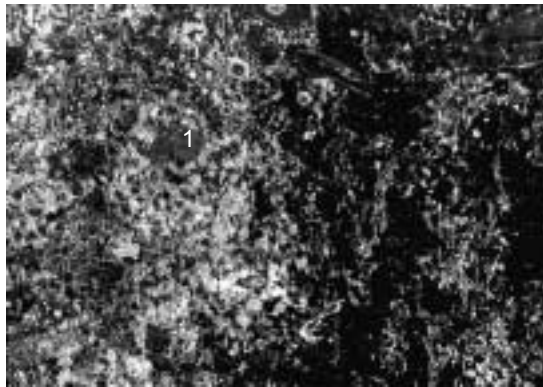


Abb. 1. Fluviale Schichtung im Dünnschliff (0 – 3 cm) des aoAh-Horizontes eines Gleys aus Auensand über tiefem Auenschluffton (Bild 90° n. re. gedreht)

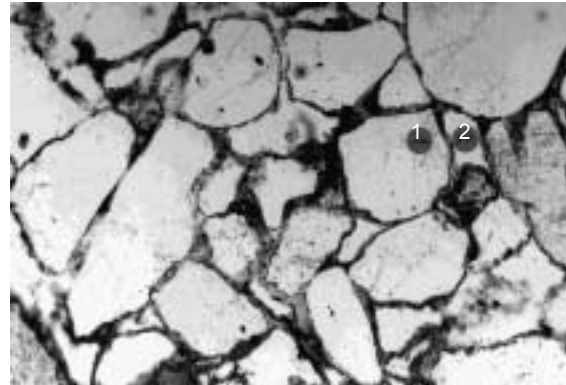


Abb. 2. Quarzkörner mit Eisenoxidausfällungen verkittet; Dünnschliff (74 – 78 cm) des Oxidationshorizontes (aGo) eines Gleys aus Auensand über tiefem Auenschluffton

Abb. 2 zeigt einen Ausschnitt aus dem aGo-Horizont in der Bodentiefe von 74 – 78 cm im Durchlicht-Hellfeld, wobei Hohlräume [2] weiß erscheinen. Der Go ist sehr reich an Quarzkörnern [1], deren Zwischenräume sind mit Eisenoxidausfällungen verkittet. Der aGr-Horizont des Gleys aus Auensand über tiefem Auenschluffton weist keine Schichtung mehr auf, außerdem fehlen mangels O_2 -Einwirkung Eisenoxidsäume gänzlich.

Abb. 3 zeigt bei Durchlicht - Hellfeld und Auflicht sowie starker Vergrößerung zahlreiche dunkle Kugeln (161-165 cm des aGr). Es handelt sich dabei um Pyrite (Eisensulfid). Die kugelförmige Form ist typisch für fromboidale Pyrite (FITZPATRICK 1993, PICHLER UND SCHMITT-RIEGRAF 1993) und aus der Bodengenese erklärbar: Bakterienkolonien haben schwefelreiche organische Substanz (S_{ges} 0,52 %; Ct 3,9 %) abgebaut (Tab. 1). Der dabei gebildete Schwefelwasserstoff reagiert in der Umgebung der Bakterienkolonie mit Fe^{2+} zu FeS, dieses wird um die Bakterienkolonie ausgefällt. Allmählich erfolgt dann die Umwandlung von FeS zu FeS_2 (Pyrit).

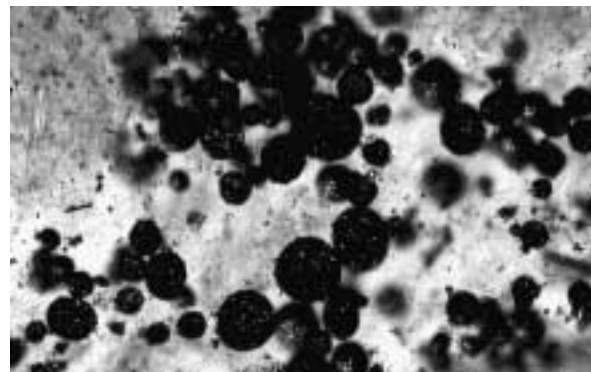


Abb. 3. Fromboidale Pyrite im Dünnschliff (161 – 165 cm) des Reduktionshorizontes (aGr) eines Gleys aus Auensand über tiefem Auenschluffton

Literatur

- FITZPATRICK, E.A. (1993) Soil microscopy and micromorphology. John Wiley & Sons. Chichester. New York. Brisbane. Toronto. Singapore. ISBN: 0-471-93859-9
- MACKENZIE, W.S., ADAMS, A.E. (1995) Minerale und Gesteine in Dünnschliffen. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart. ISBN: 3 432 26801 7
- PICHLER, H., SCHMITT-RIEGRAF, C. (1993) Gesteinsbildende Minerale im Dünnschliff. 2. völlig neu bearb. Aufl. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart. ISBN: 3 432 95522 7
- RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (1999) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mittlg. Dt. Bdkdl. Gesell. 91 II, 699 – 702
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K., NEUE, H.-U. (2000) Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-67068-8. 37–46
- VON BUCH, M.-W. (1983) Bodenmikromorphologische Untersuchungen der Humusformen in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg. (NF) 25. 91–113

HPLC-Untersuchungen zu dem Einfluss des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) in Sicker- und Grundwässern auf die Beschaffenheitsentwicklung mitteldeutscher Auen

Annett Krüger, Kathrin Heinrich, Robert Mikutta, Heinz-Ulrich Neue, Hans Neumeister

Flussauen weisen eine hohe räumliche und zeitliche Heterogenität auf und stellen als Retentionsfläche für Hochwässer eine Senke für Sedimente, Nähr- und Schadstoffe dar. Für Prozesse der Stoffakkumulation und der Stoffdynamik ist der Einfluss periodischer Überschwemmungen bestimmend. Die räumlich und zeitlich häufig variierenden Oberflächen- und Grundwasserstände führen in den Auenböden zu wechselnden anaeroben/aeroben Bedingungen und dadurch zu einer Veränderung von physikalisch-chemischen Steuergrößen (pH-Wert, Redoxpotenzial). Diese Prozesse bewirken z.T. erhebliche Veränderungen der Bindungsformen, der Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen in Flussauen.

Organische Stoffe bzw. deren Bildung, Abbau und Mobilisierung bestimmen wesentlich das Mobilitätsverhalten von Nähr- und Schadstoffen in Böden, Sicker- und Grundwässern. Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) spielt aus diesem Grunde für Prozesse der Stoffdynamik eine entscheidende Rolle. Literaturrecherchen zeigten, dass der DOC im Grund- und Sickerwasser ein Parameter ist, welcher auf Veränderungen der Umweltbedingungen sehr sensibel reagiert, deren kausalen Wechselwirkungen bisher aber nicht ausreichend charakterisiert wurden. Die Bildung und die Eigenschaften des DOC steuern jedoch direkt die Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen und wirken somit als eine charakteristische Größe für ökologische Veränderungen in den Auen. Offene Fragen bestehen somit bezüglich der Eigenschaften des Parameters „DOC“, über dessen Bildungsbedingungen und über deren Veränderung in Abhängigkeit des geochemischen Milieus.

Die dazu erforderlichen Untersuchungen wurden durch Abtrennung von DOC aus Sickerwässern und Sedimenten der Elbaue bei Steckby und deren chromatographische Charakterisierung durchgeführt. Nach Vor-Fraktionierungen des abgetrennten DOC in hydrophile Säuren, Basen und Neutrale (hiS, hiB, hiN) sowie hydrophobe Säuren und Neutrale (hoS, hoN) erfolgte dessen Auftrennung in differenziertere Strukturbausteine unterschiedlicher Hydrophobizität mit der RP-HPLC. Des Weiteren erfolgte die Durchführung von Mikrokosmenversuchen unter Einstellung verschiedener Redoxbedingungen zur Simulation des Einflusses von Überflutungsereignissen auf die Eigenschaften des DOC. Die aus diesen Bodeneluat abgetrennten und mit der RP-HPLC charakterisierten hydrophoben Säuren/hydrophoben Neutrale zeigten deutliche Unterschiede in dem Auftreten einzelner Strukturbausteine: Die unter oxidierenden Bedingungen entstandenen hoS/hoN weisen auftretende hydrophilere Fraktionen auf. Diese unter oxidierenden Bedingungen gebildeten Fraktionen mit hydrophileren Eigenschaften wurden für die unter reduzierenden Bedingungen freigesetzten hoS/hoN nicht nachgewiesen. Dagegen zeigen die unter reduzierenden Bedingungen gebildeten hoS/hoN höhere Anteile der in Richtung zunehmender Hydrophobizität auftretenden Fraktionen auf. Eine Diskussion des Auftretens dieser Fraktionen und deren Flächenanteile wurde dabei in Abhängigkeit der bodenchemischen Eigenschaften vorgenommen.

Der Einfluss von Überflutungsereignissen, der bodenchemischen Kenngrößen und der saisonalen Dynamik auf die Veränderung der strukturellen Eigenschaften von aus Bodensickerwässern abgetrenntem DOC konnte ebenfalls durch Fraktionierungen mit der RP-HPLC beschrieben werden. Dazu wurden in der Elbaue bei Steckby, Schöneberger Wiesen, an einem Auengley aus Auenschluffton bzw. einem Vega-Gley aus Auenschluffton bodenhydrologische Messstationen eingerichtet und in den Entnahmetiefen 30 cm, 60 bzw. 70 cm sowie 100 cm in jeweils 3 Replikationen Sickerwässer gewonnen. Aus diesen Bodensickerwässern erfolgte die DOC-Abtrennung und deren Fraktionierungen mit der RP-HPLC.

Die für die Untersuchungen ausgewählten Standorte sind – resultierend aus unterschiedlicher Häufigkeit und Dauer von Überflutungsereignissen – durch unterschiedliche Bodenfeuchte gekennzeichnet

(Vega Gley = Grünlandstandort, Gley = innerhalb einer Flutrinne). Entsprechend der differenzierten geochemischen Milieubedingungen dieser verschiedenen Messstationen wurden für die Sickerwässer des Flutrinnenstandortes – mit höherer Bodenfeuchte und länger andauernden anaeroben Bedingungen – Unterschiede zu den DOC-Eigenschaften der Proben des trockenen Grünlandes erwartet.

Für den Vergleich der aus den Bodensickerwässern des Flutrinnen- und Grünlandstandortes abgetrennten DOC-Fractionen und dessen Charakterisierung mit der RP-HPLC wurde jedoch festgestellt, dass sich diese für beide räumlich eng beieinander liegenden Untersuchungsstandorte nur geringfügig unterscheiden. Die Eigenschaften der organischen Substanz zeigten sich sehr ähnlich, nur in den oberen 30 cm wurden geringfügige Unterschiede gefunden. Im Vergleich der Sickerwässer im Vertikalprofil werden hingegen deutliche Veränderungen der DOC-Eigenschaften offenbar. Diese Tatsache könnte damit erklärt werden, dass die Absenkung des Redoxpotenzials nach Überflutungsereignissen nicht so drastisch erfolgt und somit die Redoxpotenzialunterschiede dieser beiden Untersuchungsstandorte geringer sind als erwartet. Veränderungen treten nur in den oberen Bodenhorizonten auf, in welchen sich die leichter umsetzbare organische Substanz der jüngeren Ablagerungen befinden. Diese Hypothese wird auch dadurch untermauert, dass Redoxpotenzialunterschiede das Auftreten anderer Fraktionen der aus den Mikrokosmeneluat abgetrennten hoS/hoN bewirkten und somit eine direkte Beeinflussung der strukturellen Eigenschaften des DOC durch das Redoxpotenzial nachgewiesen wurde. Durch Simulierung von Überflutungen durch HEINRICH ET AL. (1999) mittels Mikrokosmenversuchen konnte ebenfalls festgestellt werden, dass in den Bodenprofilen entgegen den Vermutungen nur im aoGo-aoAa-Horizont des Auengleys drastische Redoxpotenzialänderungen in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer auftraten. Dabei wurden jedoch auch nicht – trotz hoher C_{org} -Gehalte – negative Redoxpotenzialwerte beschrieben. In den tiefer gelegenen Bodenhorizonten konnte hingegen mit zunehmender simulierter Überflutungsdauer nur ein geringer Abfall des Redoxpotentials detektiert werden. Allerdings sank das Redoxpotenzial in Flutrinnenbereichen deutlich schneller und erreichte auch niedrigere Werte als in den Grünlandbereichen. Somit wird geschlossen, dass nach Abtrennung des DOC aus 30 cm, 60/70 cm und 100 cm Entnahmetiefe nur Fraktionen mit der RP-HPLC charakterisiert werden konnten, die aus Bodensickerwässern stammten, welche kaum erhebliche Redoxpotenzialunterschiede aufwiesen. Dies wäre z.B. für den Auengley nur in den oberen Bodenhorizonten (0 – 3 cm) möglich, die Entnahme bei 30 cm Tiefe verwischt allerdings teilweise diesen Effekt. Unterschiede der DOC-Eigenschaften treten jedoch im Vertikalverlauf und im Jahreszeitengang eines Standortes auf und werden durch unterschiedliche C_{org} -Gesamtgehalte, Gehalte an umsetzbaren Kohlenstoff u.a. Bodeneigenschaften bedingt, die sich direkt auf Redoxpotenzialänderungen während Überflutungsereignissen auswirken.

Literatur

- HEINRICH, K., RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., NEUE, H.-U. (1999) Einfluss von leicht umsetzbaren Kohlenstofffraktionen auf Redoxpotentialveränderungen während simulierter Hochwasserereignisse in Auenböden des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. *Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges.* 91/1: 359–362

Zusammenführung der Ergebnisse im RIVA-Projekt

Elmar Fuchs, Volker Huesing, Winfried Peter, Marcus Rink

Für die Synthese des umfangreichen, georeferenzierten Datenmaterials und die Prüfung der Robustheit des Indikationssystems wird ein Geografisches Informationssystem (GIS) genutzt. Dabei kommt das GIS-System ARC/INFO™ mit dem Ausgabetool ArcView™ zum Einsatz.

Topographische Kartengrundlage ist die „Digitale Bundeswasserstraßenkarte“ (DBWK2) der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung.

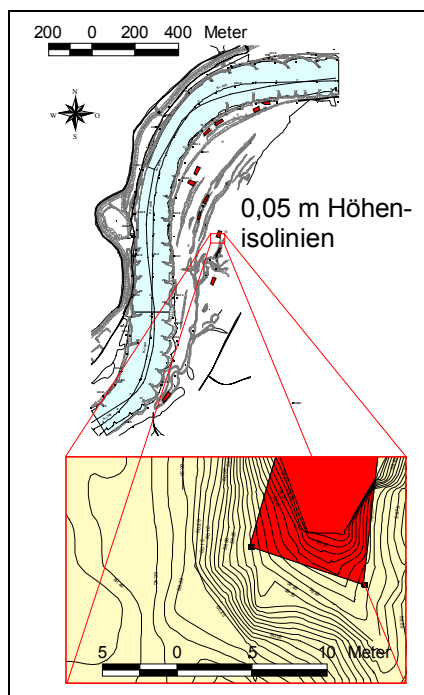


Abb. 1. Höhenlinienkarte mit Probefläche

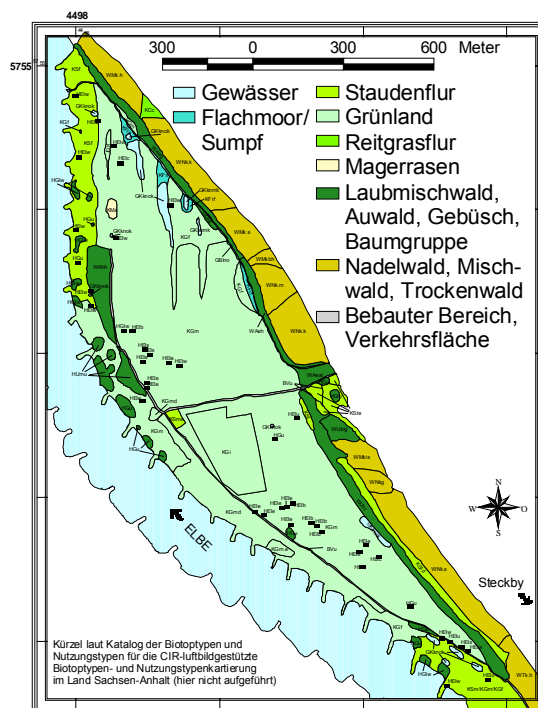


Abb. 2. Karte der Biotypen

Die Implementierung der digitalen Geländemodelle (DGM), bei denen ein Messpunktabstand von 1 m und eine Objektpunktunsicherheit von 15 cm (Lage und Höhe) gefordert wurde, erfolgte auf Grundlage einer aerophotogrammetrischen Auswertung. Es wurden 0,05 m-Isolinien (Abb. 1) und ein 1 m²-Polygonraster erzeugt.

Die Datenmengen-Verarbeitungskapazität und die Höhengenaugigkeit des DGM stellen modelllimitierende Faktoren dar. Deshalb wurden Ansätze zur Datenaggregation und zur Genauigkeitsüberprüfung getestet. Die DGM-Daten wurden überprüft und nicht erfassbare Flächen nachqualifiziert.

Neben der Übertragung der Freilanddaten aus den gemeinsamen Probeflächen sowie der Pegel- und Abflussdaten werden analoge Arbeitskarten zur Hydrologie, zum Boden und zur Vegetation digitalisiert und wiederum analog aus dem GIS ausgegeben (Abb. 2).

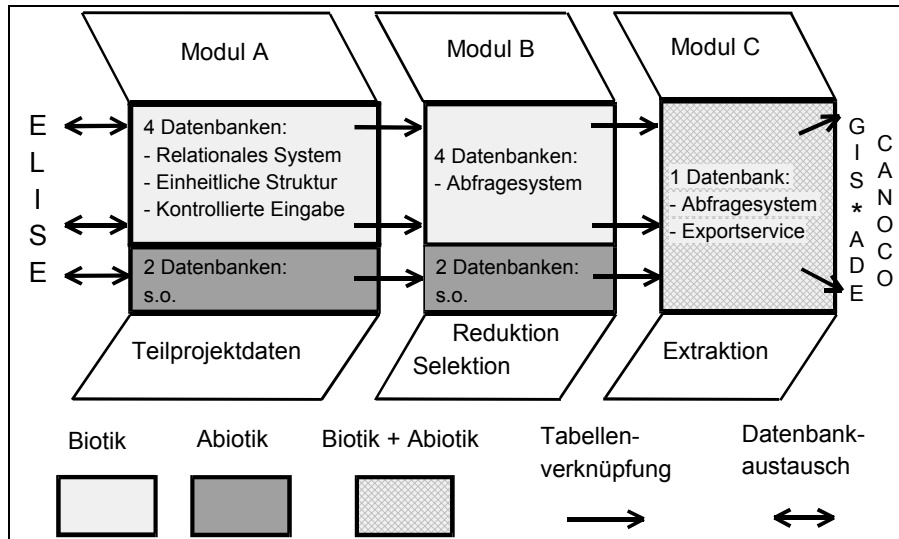


Abb. 3. Zusammenfassung der Ergebnisse in MS Access

Alle Informationen der Probeflächen werden in einer relationalen Datenbank vorgehalten. Die fachgerechte Verwaltung und Abfrageroutinen sollen die Bereitstellung der Daten für die Auswertung vereinfachen. Um eine problemlose Implementierung von Teilprojekt-Datenbanken und den Datenbank-austausch zu gewährleisten, wurde im Programm MS Access™ eine Kopfstruktur zur Verknüpfung ausgearbeitet, in der die Daten in einer Datenbank abgelegt und über ein Abfragesystem verbunden werden (Abb. 3). Der Datenbank-Transfer erfolgt über eine Internet-Plattform.

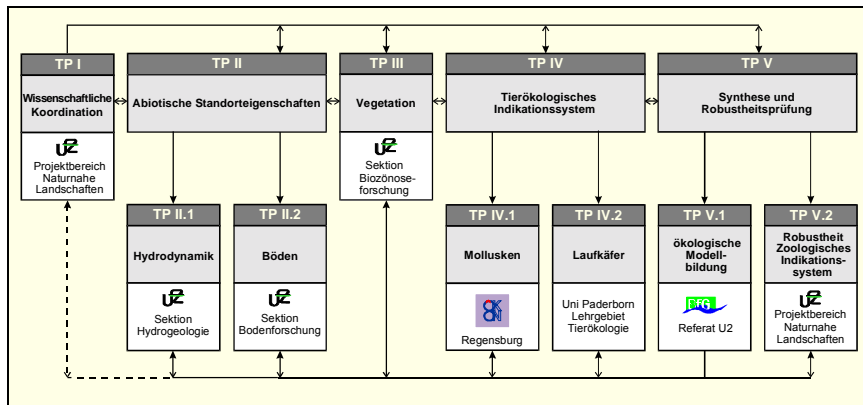
Modellierungsansatz im RIVA-Projekt

Elmar Fuchs, Volker Hüsing, Winfried Peter, Marcus Rink

1 Einleitung

Das im BMBF-Förderschwerpunkt „Elbe-Ökologie“ geförderte Verbundprojekt RIVA "Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen" wird insgesamt durch fünf kooperierende Teilprojekte realisiert. Die Stellung des Teilprojektes „Ökologische Modellierung“ (TP V.1) im Wirkgefüge dieses Verbundforschungs-

vorhabens ist in Abb. 1 dargestellt.



Die in den Teilprojekten II, III, IV und V.2 in drei Untersuchungsgebieten gewonnenen Daten werden im TP V.1 zusammengeführt und gekoppelt.

Abb. 1. Stellung des Teilprojektes „Ökologische Modellierung“ (TP V.1) innerhalb des BMBF-Verbundprojektes RIVA

Durch die Datensynthese wird das ökologische Wirkgefüge der Aue hergeleitet sowie die Robustheit des Ökosystems Aue gegenüber Änderungen abiotischer Umweltfaktoren, die den Systemzustand stören, beschrieben.

2 Modellierungsansatz

Neben der Versuchsplanung für das Gesamtprojekt und Datensynthese mittels GIS zur Ableitung einer ökologischen Gesamtschau der untersuchten Elbauen soll ein Modell entwickelt werden, mit dem die ökologischen Funktionszusammenhänge in den betrachteten Elbauen konzeptionell abgebildet werden können.

Gegenstand des Modellierungsansatzes ist die Prognose von Veränderungen der biotischen Ökosystemkomponenten, speziell der biotischen Indikatoren, als Reaktion auf geänderte abiotische Umweltfaktoren. Damit sollen Szenarien veränderter Randbedingungen simuliert werden, die durch das Einwirken äußerer Faktoren den Ökosystem-Zustand stören. Die Stabilität und Belastbarkeit der untersuchten Flussauen-Ökosysteme wird anhand der gefundenen biotischen Indikatoren modellhaft simuliert. Für eine später gewünschte praxisgerechte Anwendbarkeit muss das Modell möglichst einfach, nachvollziehbar und gleichzeitig zielorientiert (Indikationssystem) arbeiten.

Die Robustheit des Ökosystems Elbaue wird im Hinblick auf die übergeordneten Ziele des Verbundvorhabens definiert als Regionalisierung der in den Probeflächen parametrisierten Abhängigkeiten zwischen Beobachtungsobjekten und abiotischen Standortfaktoren innerhalb des Hauptuntersu-

chungsgebietes sowie als Überprüfung dieser Abhängigkeiten in den weniger intensiv beprobten Nebenuntersuchungsgebieten zur Entwicklung eines ökologischen Modells.

Zur Entwicklung eines ökologischen Modells müssen die wesentlichen Schritte der Modellbildung berücksichtigt werden. Die Mustererkennung und -parametrisierung wird durch multivariate statistische Analyseverfahren geleistet, deren Schlussfolgerungen wesentliche raumdifferenzierende Standortgradienten für die Beobachtungsobjekte ergeben. Der Modellansatz nutzt dann statistische Submodelle zur Beschreibung der Antwortkurven für Zielarten sowie deskriptive Regelwerke, in denen die Abhängigkeiten zwischen Standort und biotischem Muster charakterisiert und visualisiert werden.

Der räumliche Bezug wird durch Kopplung des ökologischen Modells mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) der Untersuchungsgebiete hergestellt. Grundlage ist dabei die Rasterzelle des digitalen Geländemodells, welche eine Flächengröße von 1 m x 1 m besitzt. Rasterbasierte Modelle werden in den letzten Jahren aufgrund ihrer Nachvollziehbarkeit und Überschaubarkeit vermehrt bei der Modellierung ökologischer Fragestellungen eingesetzt. Ein solcher Modellansatz wird anhand des in der BfG entwickelten integrierten Flussauenmodells INFORM (Integrated Floodplain Response Model; Abb. 2) veranschaulicht.

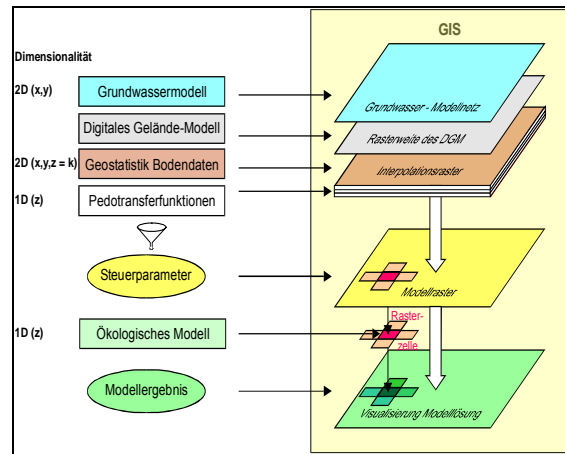


Abb. 2. Ablaufschema für eine rasterbasierte GIS-Modellierung am Beispiel des BfG-Modells INFORM

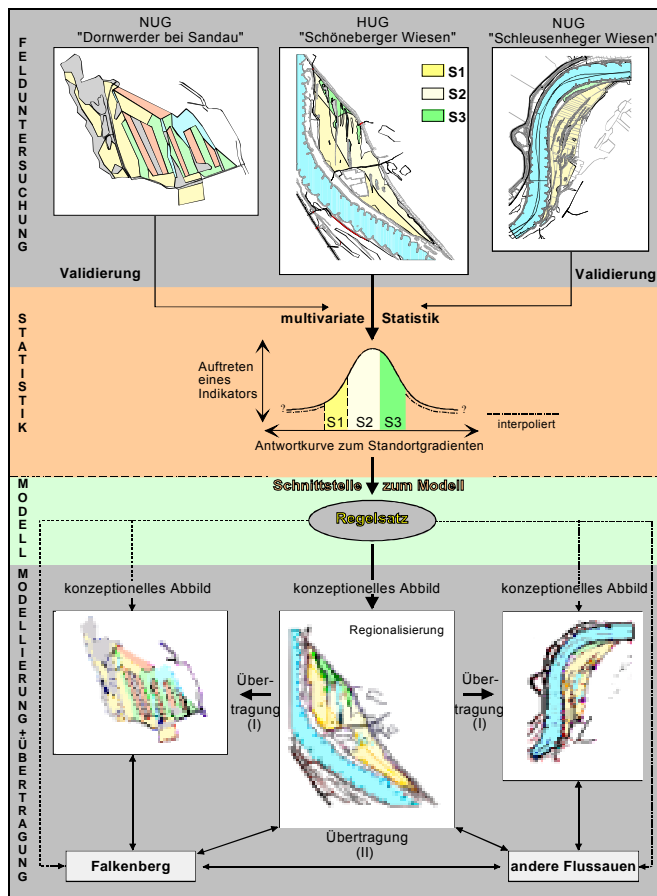


Abb. 3. Konzeptioneller Ansatz zur Modellierung und Übertragung im RIVA-Verbundprojekt

Der konzeptionelle Ansatz zur Modellbildung im RIVA-Verbundprojekt ist zusammenfassend in Abb. 3 dargestellt. Die Nebenuntersuchungsgebiete dienen zur Validierung und zur modellhaften Übertragung der im Hauptuntersuchungsgebiet gefundenen Prozesszusammenhänge.

Ökologische Modellierung für die Schöneberger Wiesen (Steckby) mit INFORM* und MOVER**

Günther Dax, Volker Hüsing, Stephan Rosenzweig

* INFORM (INtegrated FIOodplain Response Model)

Ökologiemodell zur Berechnung der Wirkungszusammenhänge in Flussauen

**MOVER (MOdel for VEgetation Response)

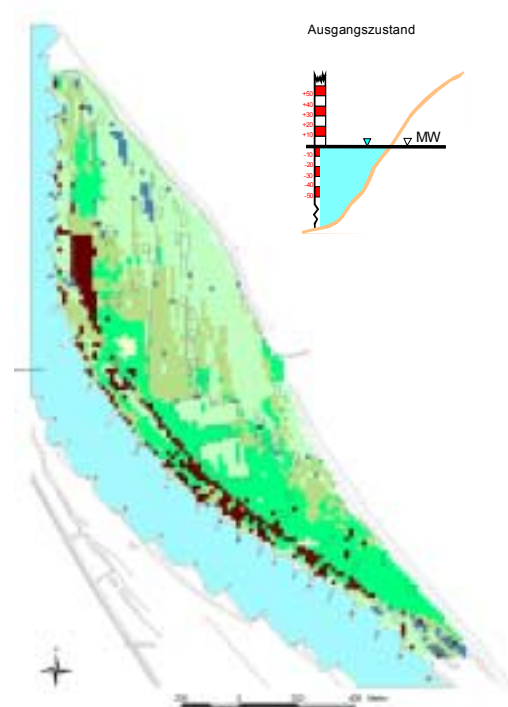
Teilmodell in INFORM zur Berechnung von Vegetationseinheiten aus Bodenart, Bodenwasserhaushalt, Überflutungsdauer und landwirtschaftlicher Nutzung

Das für den Bereich Rees am Niederrhein entwickelte Flussauenmodell INFORM wurde, einschließlich der speziell für dieses Untersuchungsgebiet erstellten Verknüpfungen, in MOVER auf das Hauptuntersuchungsgebiet „Schöneberger Wiesen“ an der Mittelelbe übertragen, um festzustellen, ob die Strukturen eines anderen Untersuchungsgebietes abgebildet werden.

Die prinzipielle Ausstattung mit trockeneren und frischeren Grünländern, Nord-Süd verlaufenden Flutrinnen und Auwaldbeständen wurde unter Berücksichtigung des groberen Modellrasters aus der Bearbeitung „Niederrhein“ (15 x 15 m) ausreichend genau wiedergegeben. Die unterschiedlichen Nutzungen in den Gebieten (Weideland versus Wiesenutzung) und die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Florengeländen (subatlantisch versus eurasiatisch) bedingten eine Modellanpassung.

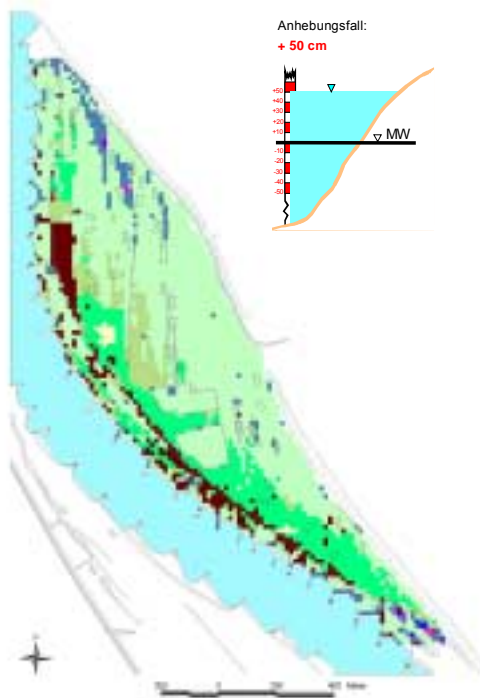
Einige in MOVER ausgewiesene Vegetationseinheiten wurden auf höherer Ebene zusammengefasst und in einer weiteren Interpretation Weidestandorten in Abhängigkeit der abiotischen Standortverhältnisse entsprechende Wiesenutzungen zugeordnet.

Bei Berechnung der Prognoseszenarien mit MOVER wird die ursprünglich vorausgesetzte Nutzung beibehalten. Ohne diese Vorgabe würde sich im Modellgebiet auf allen Standorten die potenziell natürliche Vegetation durchsetzen.



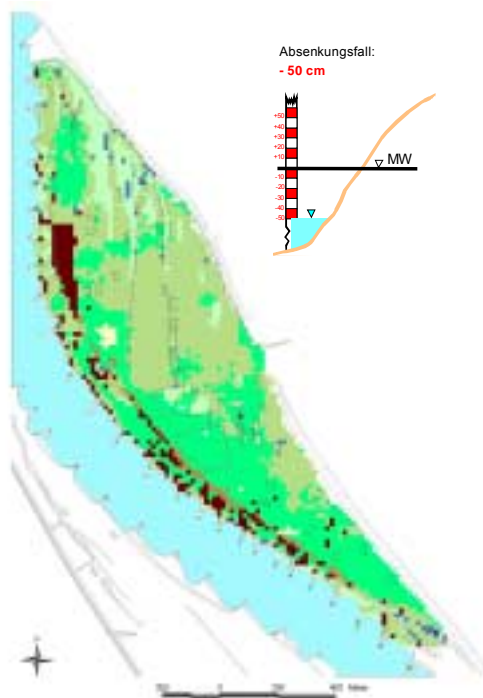
Modellergebnisse bezogen auf den derzeitigen Zustand:

- Die Vegetation wird von Nord nach Süd insgesamt trockener.
- Vornehmlich auf dem Uferwall findet sich Hartholzaue
- Die hoch gelegenen Standorte mit Sandböden werden von trockeneren Grünlandgesellschaften und Silbergrasfluren eingenommen.
- In den tiefsten Flutrinnen werden Flut- und Feuchtpionierassen mit Rohrglanzgrasröhrichten, Sumpfkressen-Straußgras- sowie Inula britannica-Gesellschaften angetroffen.



Modellerggebnisse bei Anhebung des mittleren Flusswasserstandes um 50 cm:

- Bei zunehmender Anhebung der langfristigen Mittelwasserstände dehnen sich die Wirtschaftsgrünländer mit Flutrasen stark nach Süden aus.
- In den Flutrinnen bilden sich Wasserpflanzen- und Röhrichtgesellschaften.



Modellerggebnisse bei Absenkung des mittleren Flusswasserstandes um 50 cm:

- Bei zunehmender Absenkung der langfristigen Mittelwasserstände stellt sich eine Verschiebung der Vegetationseinheitenverteilung zu trockeneren Ausprägungen hin ein.
- Die Hartholzaue wandelt sich teilweise in einen Stemmieren-Eichen-Hainbuchenwald.

**ABIOTISCHE
ASPEKTE IN AUEN**

Schwebstoffaustrag auf Retentionsflächen in der Flussaue

Christiane Hanisch, Lutz Zerling

1 Einleitung

Flusssedimente stellen das Langzeitgedächtnis der Gewässergüte dar. Sie sind als Senken wie auch Quellen für die durch anthropogene Nutzung zu Schadstoffen angereicherten Schwermetalle von besonderer Bedeutung. Der Rückgang der Schadstoffeinträge in den 90er Jahren führte zur Abdeckung stark kontaminierter Altsedimente durch jüngere, wesentlich geringer belastete. In Abhängigkeit von der Wasserführung, die neben dem Niederschlagsgeschehen auch durch Landnutzung und Wasserbau bzw. -bewirtschaftung beeinflusst wird, kommt es zu einem Wechsel von Erosions- bzw. Resuspensions- und Sedimentationsvorgängen, die in unterschiedlicher Weise ältere und jüngere Sedimente betreffen. Die dadurch ausgelösten Prozesse der Verlagerung, der Verdünnung und des Austrags von Sediment als Schwebstoff werden in ihren zeitlichen und räumlichen Aspekten derzeit im modellhaften Einzugsgebiet der Weißen Elster untersucht. Austrag aus dem Einzugsgebiet bedeutet hierbei nicht nur einen Stoffstrom von den Quellen zur Mündung, sondern auch Austrag in die Auen mit der Gefahr des Eintrages in terrestrische Kreisläufe.

2 Hydrographie und Schadstoffpotenzial

Innerhalb des Gewässersystems der Weißen Elster wurde der Flusslauf zwischen Leipzig und Halle für kleinräumigere Untersuchungen ausgewählt. In Leipzig mündet die Pleiße, ihr größter Nebenfluss. Beide bilden hier ein verzweigtes System von Nebenflüssen und ehemaligen Mühlgräben.

Inmitten dieses Gewässerknotens liegt das Leipziger Elsterbecken, in welchem etwa 300 000 t mit Schwermetallen kontaminierte, vorwiegend schluffige Sedimente (Trockenmasse) lagern. Proben aus im Jahre 2000 entnommenen 24 Sedimentkernen enthielten im Königswasserauszug der Kornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ Maximalgehalte von 150 mg/kg Cd und 6500 mg/kg Zn. Wie eigene Untersuchungen gezeigt haben, kann dieses Sediment bei Durchflüssen ab $60 \text{ m}^3/\text{s}$ durch Resuspendierung mobilisiert werden.

Das alte Flussbett der Weißen Elster fasst im untersten Abschnitt nur noch Wassermengen von 25 bis $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Bei Durchflüssen von $>35 \text{ m}^3/\text{s}$ ist auch das Fassungsvermögen der am Hubschütz Döllnitz abzweigenden Hochwasserrinne überschritten und das Flusswasser strömt in die weiträumige Aue, von wo aus es über sonst abgeschnittene Altarme geklärt in das Flussbett zurück fließt.

3 Schwebstoffbilanzen und -austrag in der unteren Weißen Elster

An Wasserproben von Probenahmestellen, die oberhalb (Döllnitz) und unterhalb (Halle-Ammendorf) der Überflutungsflächen liegen, werden Schwebstoffgehalt und -zusammensetzung bestimmt und die Frachten errechnet. Bei Niedrig- und Mittelwasser sind die Frachten identisch und entsprechen dem Austrag in die Saale. Bei erhöhter Wasserführung ergeben sich Frachtdifferenzen infolge der Ablagerungen auf den Überflutungsflächen. Abb. 1 zeigt die Ergebnisse während verschiedener hydrologischer Bedingungen. Während der bisher beobachteten Abflusszustände von $>35 \text{ m}^3/\text{s}$ wurden 30 bis 60 % der anströmenden Schwebstoffe in der Aue zurückgehalten.

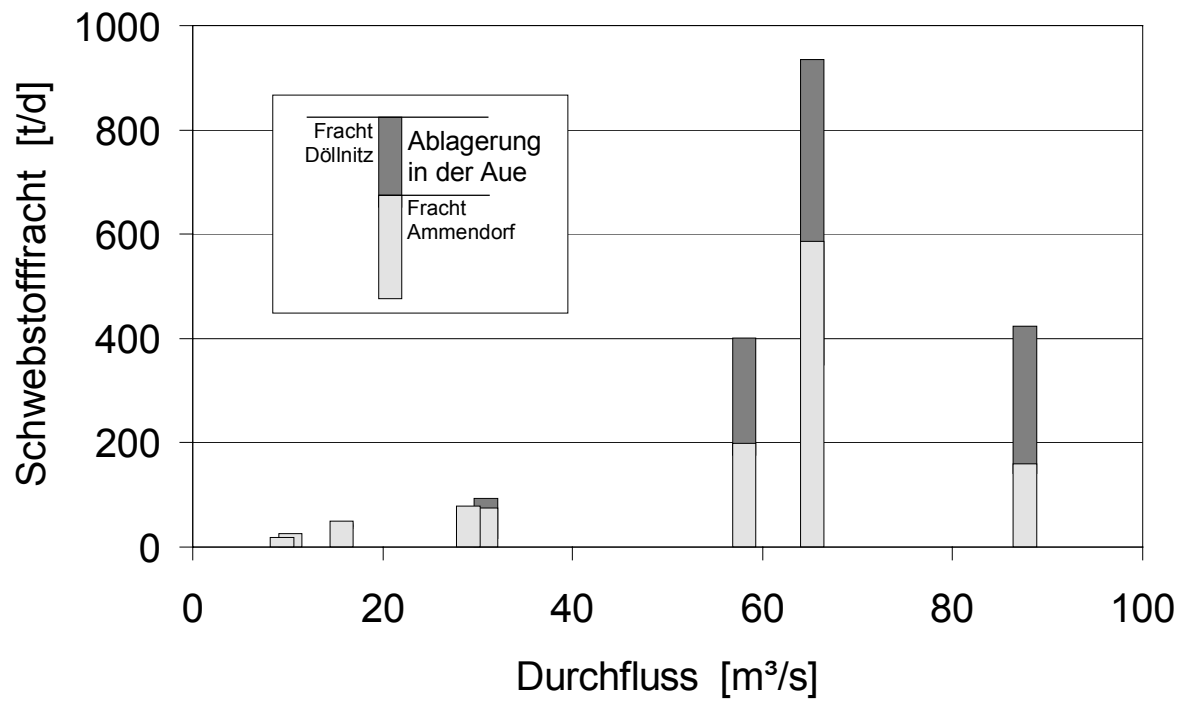


Abb. 1. Schwebstofffrachten in Döllnitz (oberhalb Retentionsflächen) und Ammendorf (unterhalb Retentionsflächen)

Erfassung und Operationalisierung von Depositionsmonitoringdaten in Auen

Dagmar Haase, Thilo Weichel

Das Leipziger Auwaldsystem als Teil des Flusseinzugsgebietes der Weißen Elster findet aufgrund seiner vielfältigen Nutzung, Inanspruchnahme und Belastung besondere Berücksichtigung als „naturnahes“ flächiges Großstadtelement. Die unversiegelten Flächen der Auenlehme einerseits sowie die reiche Biodiversität der Auenwälder andererseits stellen wesentliche Aspekte des Naturschutzes in diesen Auenbereichen dar und begründen die Notwendigkeit der Bestandsaufnahme und Analyse der Ökosystem bestimmenden Geo-Faktoren zur Abschätzung der historischen, gegenwärtigen und zukünftigen Entwicklung der einmaligen stadtnahen Auenlandschaft.

Das Poster soll eine im Rahmen des Sächsischen Bodenmonitorings diskutierte Untersuchungsfläche vorstellen, welche sich in unmittelbarer Nähe des Forstamtes Leipzig befindet und bis auf die Freilandniederschlagsmessungen in einem typischen Bereich der Hartholzaue der Assoziation *Fraxino-Quercus – Ulmetum allietosum* repräsentiert, wobei vor allem *Quercus r.* und *Fraxinus e.* die Baumschicht prägen, an denen auch die Stammabflussmessungen durchgeführt wurden.

Die Besonderheit der Auenwälder ist dadurch begründet, dass sie integrativer Bestandteil der Großstadt Leipzig sind und damit auch von den Emissionen der Großstadt direkt beeinflusst werden. Die daraus resultierenden Belastungen durch anthropogene Aktivitäten (Industrie, Verkehr, Deposition etc.) führen zu stetigen Veränderungsprozessen in den Wäldern. Darüber hinaus führten auch bedeutende politische und daraus resultierende wirtschaftliche Veränderungen in den letzten zehn Jahren zu einer dramatischen Umstellung der Depositionssituation im Leipziger Raum.

Anhand des Posters sollen folgende Entwicklungen und Trends im Bezug auf untersuchte Parameter dargestellt und mögliche Prognosen beschrieben werden:

1. Eine kontinuierliche Abnahme des pH-Wertes und damit fortschreitende Versauerung der atmosphärischen Niederschlagseinträge und der Oberböden. Die damit verbundenen „Säurepools“ zeigen die Bedeutung von Sulfat, Nitrat und gelöstem N für die Versauerungsprozesse im Auenwald. Vor allem der Gesamtstickstoffgehalt nimmt stetig zu, wobei der Anteil des gelösten Stickstoff (DN) mit Ausnahme des Freilandniederschlages zwischen ca. 25 und 75 % liegt.
2. Eine Angleichung der pH-Werte des Niederschlages und Oberbodens, was auf die Auswaschung von basisch wirkenden Stoffen/Ionen zurückzuführen ist.
3. Puffernde Kationen zeigen einen ausgeprägten Jahresrhythmus mit Maxima im Spätsommer/Frühherbst und Minima zwischen Januar und April, mit einer daraus folgenden Korrelation zur Vegetationsbedeckung. Neutralisierende Ca-Depositionen zeigen abnehmenden Einfluss.
4. Die Stammabflüsse weisen bei allen analysierten Parametern die höchsten Werte auf und es zeigt sich, dass sie damit die zentralen Eintragspfade in den Boden sind.
5. Des Weiteren erwies sich, dass ein Großteil des Stoffeintrages nicht direkt durch die Atmosphäre über den Niederschlag (Regen/Schnee) sondern durch temporale Adsorptions- und Auskämungsvorgänge des Baumbestandes in die Auenböden gelangt.

**BOTANISCHE
ASPEKTE IN AUEN**

Konkurrenzdynamik und Ökophysiologie wichtiger Gehölze der Hartholzau am Mittellauf der Elbe

Stephan Bonn, Andreas Roloff

1 Zielsetzung

Ziel der Untersuchungen ist die Erarbeitung der ökologischen Grundlagen für eine naturnahe waldbauliche Konzeption zur Bewirtschaftung und Renaturierung von Auenwaldstandorten der mittleren Elbe. Die komplexen Konkurrenzbeziehungen im Elbe-Auenwald sollen charakterisiert werden. Der stark schwankende Wasserhaushalt wird als ein wesentlicher Konkurrenz-Parameter des Standortes Auenwald betrachtet.

Neben den Untersuchungen zur Stressphysiologie der Hauptbaumarten in Elbe-Hartholz-Auenwäldern dient vor allem ein dynamischer Ansatz dazu, die Toleranz gegenüber wechselnden Umweltverhältnissen, die Produktivität und das Konkurrenzverhalten wichtiger Baumarten an diesen Standorten zu bestimmen. Ausgehend von retrospektiv ermittelten Konkurrenzverhältnissen sollen für gegebene Szenarien (Überflutungszeitpunkt, -dauer und -frequenz oder Zeitpunkt, Häufigkeit und Andauer von Trockenperioden, die auch edaphisch durch Niedrigwasser bedingt sein können) mögliche Konkurrenzverschiebungen (z.B. Durchmesser- und Höhenzuwachsveränderungen sowie physiologische Reaktionen) oder Vitalitätsverluste der Hauptbaumarten prognostiziert werden.

2 Methodik, Material, Standorte

Als integrierende Größe wird der Radialzuwachs in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung gemessen (Bohrkernanalysen = Jahreszuwachs, Umfang-Maßbänder = wöchentlicher Zuwachs, Mikrodendrometer = Durchmesser im 10-Minutentakt). Retrospektive Jahrringanalysen ermöglichen Aussagen zu Konkurrenzverhältnissen vergangener Jahrzehnte.

Die physiologische Reaktion der Bäume wird über stichprobenweise kontinuierliche Aufzeichnung des Xylem-Saftflusses in 2 m Höhe erfasst. Zur Beschreibung der Wasserverfügbarkeit werden die Bodensaugspannung (Tensiometer) und die Bodenfeuchte (TDR-Sonde) in verschiedenen Tiefen gemessen. Als wesentliche Parameter, die die Transpiration und somit den Wasserbedarf bestimmen, werden Temperatur, Luftfeuchte und Strahlung registriert.

Die Untersuchungen erfolgen an 2 Standorten im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Auf der gemeinsamen Versuchsfläche eines Verbundprojektes im Naturschutzgebiet Saalberghau bei Dessau wurden 5 Eichen mit Saftfluss-Sensoren und Mikrodendrometern ausgestattet. Die Datenerfassung erfolgt im Zehnminutentakt. Permanent-Umfangmaßbänder an 31 Eichen und 13 Eschen werden wöchentlich abgelesen. Als Referenzfläche wurde ein Bestand im Revierteil Waldersee des Forstamtes Dessau ausgewiesen. Hier werden an je 2 Eichen, Eschen und Feldulmen Saftfluss und Umfangschwankungen gemessen (Messintervall wie NSG Saalberghau). Permanent-Umfangmaßbänder sind an 23 Eichen, 34 Eschen, 6 Ulmen und 12 Linden installiert.

3 Ergebnisse

Beispielhaft sollen Ergebnisse der Messungen am Standort Waldersee vorgestellt werden. Die Vegetationsperiode 1999 ist durch mehrere Trockenperioden gekennzeichnet. Die Messung der Boden-

feuchte (TDR-Sonde im Oberboden) zeigt eine durch wenige Niederschlagsereignisse unterbrochene kontinuierliche Austrocknung des Oberbodens.

Mit Hilfe der Mikrodendrometer und der Umfang-Maßbänder lässt sich nachweisen, dass der Hauptzuwachs (Durchmesser) bei Esche Mitte bis Ende Juli abgeschlossen ist, bei Ulme Ende Juli bis Anfang August, während die untersuchten Eichen noch Ende August weitere Zuwächse zeigen.

Der Durchmesser der Probebäume unterliegt täglichen Schwankungen. Zieht man die Zuwachskomponente von diesen Schwankungen ab, so erhält man die Quellung und Schwindung des Holzkörpers und der Rinde. Diese Vorgänge sind ein Hinweis auf den Zugriff des Baumes auf das im Stamm gespeicherte Wasser. Der gemessene *Xylemstrom* weist vor Sonnenaufgang sein Minimum auf und steigt bis zum Nachmittag an. Er nimmt dann bis zum Abend ab und bleibt über Nacht auf einem niedrigen Niveau. Der Stammspeicher wird nachts aufgefüllt. Die Höhe des nächtlichen Xylemstroms hängt von der Wasserverfügbarkeit (Bodensaugspannung) und vom Defizit des Stammspeichers ab. Bei zunehmender Austrocknung des Bodens kann der Speicher nicht mehr vollständig aufgefüllt werden. Der Durchmesser unterliegt ähnlichen, aber konträren Schwankungen. In den frühen Morgenstunden wird in der Regel der maximale Durchmesser erreicht. Im Laufe des Tages nimmt der Durchmesser mit zunehmendem Xylemfluss ab. Negative Zuwächse können als Indikator für Wasserstress dienen.

Ulme und Esche zeigen eine Abhängigkeit des Wasserverbrauchs von der Bodenfeuchte im Oberboden, während die Eichen ihren *Wasserverbrauch* auch bei zunehmender Austrocknung des Oberbodens nicht einschränken. Wurzelgrabungen sollen zeigen, ob die Eichen ein tiefer reichendes Wurzelsystem entwickelt haben und so noch Wasserreserven ausnutzen können, die den Eschen und Ulmen nicht zur Verfügung stehen.

Starke Schwankungen der Ringbreiten von Jahr zu Jahr am Standort Waldersee kennzeichnen den sensitiven *Zuwachsverlauf* der Eichen, Eschen und Ulmen. Dies ist ein Hinweis auf große Schwankungen in den zuwachsrelevanten Umweltverhältnissen. Als mögliche Ursache ist der unausgeglichene Wasserhaushalt in der Hartholzaue zu nennen. Vergleicht man die mittleren Ringbreiten von 1901 bis 1950 mit denen von 1951 bis 1999, so haben die Eichen einen eindeutigen Konkurrenzvorteil erlangt. Sie konnten ihren mittleren Zuwachs von 1,7 auf 1,9 mm steigern, während die Eschen einen Rückgang von 2,2 auf 1,7 mm und die Ulmen von 1,9 auf 1,3 mm aufweisen.

Deutliche Weiserjahre treten bei Eiche und Esche oft synchron auf, beide Baumarten reagieren in ähnlicher Weise auf bestimmte Umwelteinflüsse. Die Ulmen zeigen teilweise abweichende Zuwachsreaktionen. Vergleicht man die mittleren Jahreszuwächse der Ulmen mit der Niederschlagssumme der Monate Mai und Juni, so zeigen sich hohe Gleichläufigkeiten zwischen beiden Kurven. Der Zuwachsverlauf wird offensichtlich stark vom Frühjahrs- bzw. Frühsommerniederschlag beeinflusst.

4 Schlussfolgerungen

Abnehmende Niederschläge in der Vegetationsperiode (global climate change Prognose) können die Konkurrenzverhältnisse der Auenwaldbestände verändern. Sollte die Bodenfeuchte im Oberboden in der Vegetationsperiode langfristig sinken werden die Zuwächse von Esche und Ulme stärker reagieren als die der Eichen.

Vergleich von recent und ancient woodlands im Biosphären-reservat „Mittlere Elbe“

Judith Gläser

Historisch alte Wälder (ancient woodlands) sind Flächen, die mehr oder weniger durchgängig mit Wald bestockt sind. Dabei ist die Dauer der Bestockung regional sehr unterschiedlich. PETERKEN UND GAME (1981) setzen hier einen Zeitraum von 900 Jahren an, HERMY UND STIEPERAERE (1981) gehen von 200 bis 250 Jahren aus. Für Deutschland wurde der Begriff „historisch alte Wälder“ auf der NNA-Tagung 1993 in Schneverdingen wie folgt definiert: Historisch alte Wälder sind Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandsbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren 100 Jahren kontinuierlich existieren (WULF 1994). Als Grundlage soll das älteste Kartenwerk mit möglichst präziser Wiedergabe der Waldflächen dienen. Gleichzeitig ist der Begriff der Kontinuität nicht zu eng zu fassen.

Für den Bereich des Steckby-Lödderitzer-Forstes wird für den ancient woodland ein Zeitraum von mindestens 200 Jahren angesetzt. Grundlage dafür ist die „Vermessungs-Karte von der Steckbyer Elb-Forst im Amt Zerbst mit allen inneren Abteilungen“ aus dem Jahre 1793. Die neuen Wälder (recent woodlands) besitzen ein Alter von 40 Jahren (Steckby) und 67 Jahren (Koppslacher Wiese).

Die im Jahre 2000 durchgeführten Vegetationsuntersuchungen sollen klären, welche Unterschiede in der Krautschicht zwischen historisch alten und neuen Wäldern innerhalb des Auwaldes am Beispiel des Steckbyer Forstes bestehen. Dazu wurden Transekte im rechten Winkel zur Grenze (Ökoton) zwischen beiden Waldarten angelegt und gleichzeitig darauf geachtet, dass alle Punkte auf diesen dem anschließenden ancient woodland näher waren als jedem anderen alten Wald. Die Distanz zwischen den Transekten betrug 10 m. Im Abstand von 3 m wurden parallel zum Ökoton Reihen gebildet, deren Schnittpunkte den Anfangspunkt der Untersuchungsfläche von 3 x 3 m darstellten. Der alte Wald erhielt die Nummern 1 und 2 und die restlichen Aufnahmen stehen für den neuen Wald.

Die Einteilung in Waldarten (Arten der Laubwälder und verwandte Gebüsche) und indifferente Arten (keine Waldarten) richtet sich nach ELLENBERG ET AL. (1992).

Ein Vergleich der mittleren Artenzahlen ergab folgendes Ergebnis:

1. Die Anzahl der Waldarten ist im alten Wald und an den ihn unmittelbar angrenzenden Bereich stets höher als im neuen Wald.
2. Die Waldartenzahl fällt mit zunehmender Entfernung vom Ökoton ab.
3. Die Artenzahl der indifferenten Arten ist im ancient woodland niedriger als im recent woodland. Nach ca. 50 m aufgeforsteter Waldfläche übersteigt sie jedoch die Anzahl der Waldarten.
4. Die indifferente Artenzahl steigt mit zunehmender Entfernung vom Ökoton an.

Die Artenzahl gibt nur einen schwachen Hinweis auf die Zusammensetzung der Krautschicht in beiden Wäldern. Deshalb wurde der mittlere Deckungswert der krautigen Waldarten und der indifferenten Arten betrachtet, welcher die oben genannten Aussagen noch verdeutlicht.

1. Der Deckungswert der Waldarten ist im alten Wald höher als im neuen. Er fällt mit zunehmender Entfernung vom Ökoton.
2. Der Deckungswert der indifferenten Arten ist im neuen Wald höher als im alten. Er steigt mit zunehmender Entfernung vom Ökoton.

Diese Ergebnisse belegen alte Wälder als Ausgangsbereich der Kolonisation von krautigen Waldpflanzen. Die Ausbreitung der krautigen Waldpflanzen über das Ökoton verläuft sehr langsam, so dass sie nach 40 bis 70 Jahren Waldentwicklung nur einen geringen Anteil an der Zusammensetzung der Krautschicht bilden, was auch durch andere Autoren belegt wird (DZWONKO 1993).

Für den Naturschutz bedeutet dies, dass historisch alte Wälder den Überlebensraum für Waldarten darstellen und nur in ihnen viele Arten überhaupt noch existieren können. Damit kommt diesen Wäl-

dem eine Schlüsselstellung bei der Arterhaltung zu, weshalb sie bevorzugt unter Schutz gestellt werden sollen.

Literatur

- DZWONKO, Z. (1993) Relations between the floristic composition of isolated young wood and their proximity to ancient woodland. *J. Veg. Sci.* 4: 693–698
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: *Scripta Geobotanica* 18, S. 258
- HERMY, M., STIEPERAERE, H. (1981) An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Breges (Flanders, Belgium). *Vegetatio* 44: 43–49
- PETERKEN, G.F., GAME, M. (1981) Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. *J. Ecol.* 69: 781–796
- WULF, M. (1994) Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. *NNA-Bericht* 7, H. 3: 3–14

Entwicklung von Grünlandbeständen an der Unteren Havel (Westbrandenburg) bei Extensivierung und Teilvernässung

Thomas Kaiser, Horst Käding, Wolfgang Leipnitz, Peter Haase

Im Bereich der Großen Grabenniederung nördlich von Rathenow und auf angrenzenden havelnahen Grünlandflächen wurden 1993 30 Dauerquadrate angelegt. Ziel war die Erfassung der Vegetationsänderung, die sich in diesem Gebiet seit Anfang der 90er Jahre durch Teilvernässung und Extensivierung vormals intensiv genutzter Grünlandflächen eingestellt hat. Als Referenzflächen wurden zwei noch erhalten gebliebene, stets umbruchlos und extensiv bewirtschaftete Schläge herangezogen mit Beständen des *Caricetum gracilis* (Schlankseggenried) auf einem Moorstandort und des *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* (Brenndolden-Auenwiese) auf einem wechselfeuchtem Auenlehm-Standort.

Die Vegetationsaufnahmen von 1993/94 und 1999 wurden mittels Clusteranalyse nach floristischen Ähnlichkeiten gruppiert. Anhand dessen wurde die Vegetationsänderung eingeschätzt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Entwicklung zu flutrasenähnlichen Beständen auf dem vernässten Auengrünland am raschesten vonstatten geht. Auf den ehemaligen Saatgraslandflächen konnten sich innerhalb des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes noch keine Bestände etablieren, die den Referenzflächen annähernd glichen.

**LANDNUTZUNG &
REGENERATION IN
AUEN**

Untersuchungen zu Auenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt

Jörg Haferkorn

Seit 1998 wird das Forschungsverbundprojekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ unter Leitung des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt durchgeführt. Das Projekt analysiert die Chancen und Grenzen von Deichrückverlegungen sowie deren Folgen am Beispiel verschiedener Rückdeichungsvarianten. Im Ergebnis entstehen Prognosen, die als Grundlagenkenntnisse zukünftige Planungsvorhaben für Deichrückbaumaßnahmen erleichtern. Die Untersuchungen werden auf sieben Teilflächen in zwei Projektgebieten in der Nähe von Sandau sowie südlich von Rogätz durchgeführt. Bei einer Realisierung der Deichrückverlegungen könnte in der Maximalvariante die rezente Aue um ca. 14 km² vergrößert werden. Das Vorhaben wird mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 0339576 gefördert und endet im August 2001.

Für die Projektgebiete wurden instationäre zweidimensionale numerische Modelle auf Grundlage der Flachwassergleichungen (2D-HN-Modelle) erstellt und mit Wasserspiegelfixierungen und Strömungsmessungen für den Ist-Zustand kalibriert und überprüft. Modellierungen zur Grundwasserdynamik ermöglichen Prognosen der Wasserdynamik in nicht direkt vom Oberflächenwasser beeinflussten Bereichen. Die bodenkundlichen Untersuchungen verdeutlichen eine enge Verknüpfung von Substratbeschaffenheit und ökologischen Eigenschaften der Böden. Besonders die im Gebiet stark schwankende Mächtigkeit der Auenlehme sowie die intensive Substratschichtungen spielen eine wichtige Rolle für den Wasserhaushalt und die Standortseigenschaften der Böden. Die Biotoptypenkarte für das gesamte Untersuchungsgebiet und ihre Beschreibung liegt vor. Die Vegetationserfassung ist abgeschlossen, insgesamt wurden 429 Pflanzensippen der Gefäßpflanzen für das Gebiet nachgewiesen bzw. aus Literaturangaben übernommen. Die faunistischen Erhebungen decken das Spektrum der unterschiedlichen Biotoptypen des Untersuchungsraumes ab, wobei der Schwerpunkt auf den für die Auenreaktivierung bedeutsamen Habitaten liegt. Die Analysen ergaben bisher 541 Arten aus den Taxa Laufkäfer, Spinnen, Landschnecken, Zweiflügler, Asseln, Hundert- und Tausendfüßer. Im limnologischen Teilprojekt wurden 13 Auengewässer mehrfach beprobt. Weitere Aufnahmen erfolgten an drei Nebengewässern, einschließlich ihrer Mündungsbereiche in die Elbe, an denen auch automatische Lichtfallen betrieben wurden. Bislang konnten 155 Arten (Muscheln, Wasserschnecken, Insekten) festgestellt werden. Die Schwerpunkte in der sozioökonomischen Forschung lagen in der Identifikation der mit einer Deichrückverlegung insgesamt verbundenen Nutzungskonflikte sowie der beteiligten Akteure in beiden Projektregionen. Weiterhin wurde eine Bewertung der ökonomischen Auswirkungen verschiedener Deich- und Nutzungsvarianten auf die landwirtschaftlichen Betriebe analysiert. Das Gesamtprojekt diskutierte mögliche Deichvarianten, deren Verläufe anhand der Geländestrukturen vorgeschlagen wurden.

Im November 2000 fand eine Zwischenbegutachtung des Forschungsverbundprojektes statt. In diesem Rahmen wurde ein Sachstandsbericht erstellt, der im Internet unter der Adresse <http://elise.bafg.de/servlet/is/3194/> zum Download bereit steht.

Entwicklung von Leitbildern und Umweltqualitätszielen in Auenökosystemen am Beispiel des Bodenschutzes

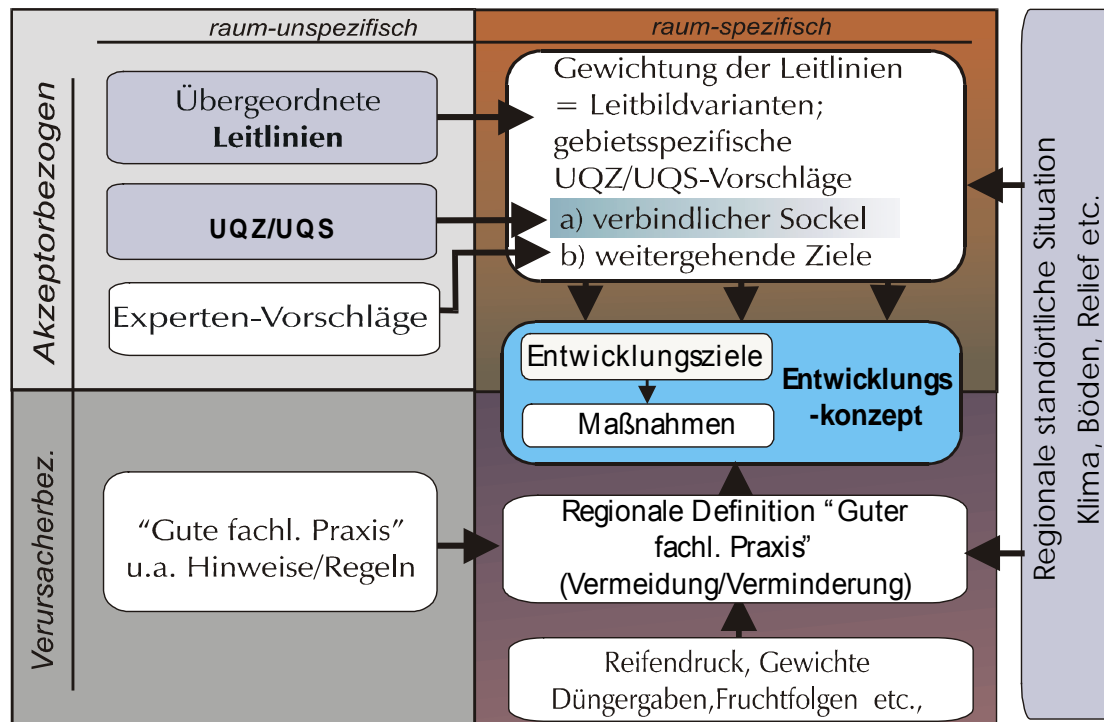
Thomas Horlitz, Achim Sander

In diesem Elbeökologie-Verbundvorhaben steht die Frage im Mittelpunkt, mit welchen Konzepten Ziele von Landwirtschaft und Naturschutz in einer gewachsenen Kulturlandschaft bestmöglich in Einklang gebracht werden können. Untersuchungsraum ist der niedersächsische Teil des Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe“ mit naturnah verbliebenen auentypischen Biotopstrukturen und großräumig kulturbedingten Lebensräumen, denen aufgrund ihrer vielfältigen Artenausstattung nationale und internationale Bedeutung für den Naturschutz beigemessen wird.

Es gilt, Zielsetzungen des Naturschutzes unter Berücksichtigung denkbarer Zielalternativen anhand konkret messbarer Parameter und definierter Indikatoren zu benennen. Parallel werden in engem Zusammenwirken mit landwirtschaftlichen Betrieben die Praxis der agrarischen Bodennutzung bewertet, betriebliche Anpassungsspielräume analysiert und unter Einbeziehung der Vorstellungen in der Landwirtschaft Entwicklungsziele benannt. Dieses Vorgehen ist in eine prozesshafte Leitbildentwicklung eingebunden, die einerseits maßgeblich durch übergeordnete Ziele bestimmt wird, grundsätzlich aber auch Spielräume für Leitbildvarianten eröffnet (Abb. 1). Auf Grundlage dieser Leitbildvarianten, der Status quo-Analyse und der Festlegung prioritärer Räume lassen sich durch vielfältige Kombination möglicher Zielsetzungen in Szenarien Entwicklungsalternativen sowohl auf Betriebs- wie auch auf regionaler Ebene darstellen (HORLITZ 1998).

Eines der aus naturschutzfachlicher Sicht entwickelten Leitbilder, „Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung“, fokussiert auf die landwirtschaftlich genutzten und/ oder beeinträchtigten Schutzgüter Boden und Wasser. Das Leitbild wird auf regionaler Ebene (M 1 : 50.000) durch zwei 'extreme' Szenarien abgebildet („Flächendeckender Ackerbau“ und „Flächendeckende Grünlandnutzung“), mit Umweltqualitätszielen und -standards untersetzt und durch flächenkonkrete Maßnahmen ausgestaltet. Auf Betriebsebene (M 1 : 5.000) wird ein Szenario entwickelt, das sich stark am Status quo der Landnutzung anlehnt. Zur Unterstützung des Zielfindungsprozesses werden Entscheidungsmatrizen entwickelt, die im Sinne eines einfachen 'Decision Support Systems' bei der Ableitung von flächenkonkreten Umweltqualitätszielen eine Hilfestellung geben (PRÜTER ET AL. 2000).

Die Maßnahmen werden soweit inhaltlich und räumlich konkretisiert, dass sie als Grundlage für regional- und betriebsökonomische Berechnungen herangezogen werden können. Die Ergebnisse des diskursiven Leitbildprozesses sowie der ökonomischen Auswertungen werden unter Auslotung von Handlungsspielräumen der Landwirtschaft aber auch von Zielalternativen des Naturschutzes über eine Rückkopplung erneut in die Diskussion eingebracht. Ergebnis ist ein „teilabgestimmtes Leitbild“, in dem die Interessen von Naturschutz und Landwirtschaft einen weitestmöglichen Ausgleich finden; verbleibende Konflikte werden dargestellt.



Entwurf: Horlitz 2000

Abb. 1. Komponenten der Ziel- und Maßnahmenbestimmung, Schwerpunkt Bodenschutz

Literatur

HORLITZ, T. (1998) Naturschutzszenarien und Leitbilder. Eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. Naturschutz und Landschaftspflege 30: 327–330

PRÜTER, J., HORLITZ, T., SANDER, A. (2000) Konzeptentwicklung für eine nachhaltige Landwirtschaft in den niedersächsischen Elbtalauen. ATV-DVWK-Schriftenreihe 21 – Gewässer-Landschaften, BMBF Symposium Elbeforschung: 261–279

Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe

Ilona Leyer, Peter Wycisk

1 Einleitung

Im Mittelpunkt des BMBF-Verbundprojektes „Integration von Schutz und Nutzung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe – Westlicher Teil – durch abgestimmte Entwicklung von Naturschutz, Tourismus und Landwirtschaft“ (integra-Projekt) steht die Frage nach den Möglichkeiten und Grenzen der Verbindung von Naturschutzansprüchen mit unterschiedlichen Nutzungen. Ziel ist es, über die Entwicklung eines mit den regionalen Akteuren abgestimmten Naturschutzszenarios Handlungsstrategien für die wichtigsten Akteure in der Region zu definieren: Managementstrategien für die landwirtschaftlichen Betriebe, Vermarktungsstrategien für Landwirtschaft und Ernährungswirtschaft sowie Strategien für die Entwicklung eines naturschutzorientierten Tourismus. Dabei gehen auch die Vorgaben und Ansätze aus der Politik, die den aktuellen agrarpolitischen Entwicklungen Rechnung tragen, mit ein.

2 Das Untersuchungsgebiet

Der westliche Teil des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“ beinhaltet eine naturnahe Flusslandschaft mit den größten zusammenhängenden Auwaldkomplexen der gesamten Elbe. Gleichzeitig macht die Landwirtschaft im Betrachtungsraum traditionell einen wichtigen Anteil der Regionalökonomie aus; seit der Wende hat die Zahl der in der Landwirtschaft tätigen Arbeitskräfte allerdings stark abgenommen. Dadurch und durch den Niedergang der Industrie zählt der Anteil der Arbeitslosen in diesem Raum zu den höchsten in der gesamten Bundesrepublik. Bisher fehlen praxisorientierte Konzepte für ein umweltgerechtes Management in diesem Raum, die Perspektiven auch für eine ökonomische Entwicklung der Region eröffnen.

3 Vorgehen

Basierend auf den Erhebungen des Status quo zur ökologischen Ausstattung (Boden, Wasser, Arten, Biotope), zum Landschaftsbild, zur touristischen Infrastruktur sowie zur Situation landwirtschaftlicher Betriebe in der Region werden verschiedene Naturschutzleitbilder entworfen (Abb. 1). Die Unterschiede liegen im Wesentlichen in den Flächenanteilen der Bereiche, die

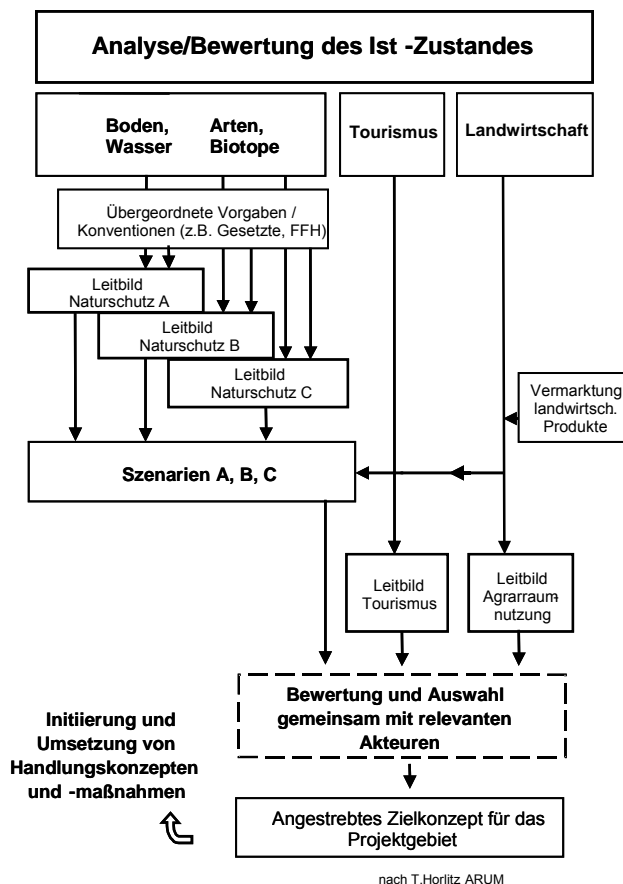
- einer völligen Eigenentwicklung überlassen bleiben,
- durch Pflegemaßnahmen bzw. Nutzungsaufgaben in bestimmten aus Sicht des Naturschutzes gewünschten Zuständen erhalten werden,
- im Rahmen der generellen Anforderungen an umweltverträgliche Landnutzung bewirtschaftet werden können.

Hier gehen auch die übergeordneten Vorgaben (z.B. des Bundesnaturschutzgesetzes, der FFH-Richtlinie) mit ein.

Im Anschluss werden verschiedene flussauenspezifische Naturschutzszenarien entwickelt, die räumlich-konkret mit Hilfe eines geografischen Informationssystems sowie inhaltlich-beschreibend dargestellt werden.

Für jedes Naturschutzszenario werden flächenscharf die ökologischen Konsequenzen und die ökonomischen Auswirkungen für die Landwirtschaft geprüft.

Insbesondere werden die Umstellungsnotwendigkeiten in den Betrieben und die resultierenden Einkommenseinbußen dargelegt. Ferner werden hier die Möglichkeiten und Grenzen der Erzielung zusätzlicher Einkommen im Bereich der (Direkt-, Regional-) Vermarktung, der Landschaftspflege sowie durch die Entwicklung eines naturschutzorientierten Tourismus evaluiert.



Auf der Grundlage der Erkenntnisse über die unmittelbaren Konsequenzen der Szenarien-Realisierung und die Kompensationsmöglichkeiten wird eines der Naturschutzszenarien ausgewählt, wobei die betroffenen Akteure frühzeitig und intensiv einbezogen werden. Gegebenenfalls sind dabei Modifizierungen bzw. Varianten der betrachteten Szenarien einzubeziehen. Der Abstimmungsprozess führt in einem weiteren Schritt zur Festlegung eines Zielkonzeptes für den Betrachtungsraum, das regional-ökonomisch abgesichert ist, und das eine partielle Umsetzung des ausgewählten Szenarios erlaubt.

Darüber hinaus sollen den staatlichen Akteuren Entscheidungsgrundlagen und Anregungen bezüglich der Gestaltung agrarumweltpolitischer Instrumentarien und im Bereich der Agrarstrukturpolitik (z.B. einzelbetriebliche Investitionsförderung, Flurneueordnung) zur Verfügung gestellt werden.

Abb. 1. Vorgehen im integra-Projekt

4 Beteiligte Institutionen im integra-Projekt

- Universitätszentrum für Umweltwissenschaften
Universität Halle-Wittenberg
Gesamtprojektleitung: Prof. Dr. P. Wycisk
Koordination: Dipl.-Biol. I. Leyer:
Koordination des Verbundprojektes, Datenmanagement, wissenschaftliche Abstimmung und räumlich-zeitliche Planung
- Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung, Magdeburg/Hannover
Leitung: Dr. T. Horlitz:
Bestandsaufnahme von Natur, Landschaft und landwirtschaftlicher Nutzung, Leitbildentwicklung sowie Datenverarbeitung mit GIS

Professur für Agrarpolitik und Agrarumweltpolitik,
Landwirtschaftliche Fakultät

- Universität Halle-Wittenberg
Leitung: Prof. Dr. H. Ahrens:
Analyse der Situation der Landwirtschaft, der sozio-ökonomischen Auswirkungen einer auenverträglichen Landnutzung, Managementstrategien für landwirtschaftlichen Unternehmen
- Förder- und Landschaftspflegeverein „Biosphärenreservat Mittlere Elbe“
Leitung: Dipl.-Biol. J. Roth:
Bestandserhebungen der touristischen Infrastruktur und Ermittlung des regionalen Tourismuspotenzials, Tourismuskonzept
- Institut für Landwirtschaftliche Botanik.
Universität Bonn
Leitung: Dr. B.M. Mösel:
Erarbeitung von Maßnahmen zur Umsetzung des Ressourcenschutzes im Auengrünland, Ermittlung der Spielräume für eine naturschutzkonforme Grünlandnutzung

Revitalisierung des Burgauenbachs – Wiedervernässung von Flächen der nordwestlichen Leipziger Aue

Matthias Wollny

1 Einleitung

Der Leipziger Auwald stellt einen für Mitteleuropa einzigartigen Verbund an Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren dar. Die Breite der Flussaue beträgt im Durchschnitt 2 bis 4 km und ist gegenüber dem Umland um ca. 10 m abgesenkt. Die Gesamtfläche des Leipziger Auensystems beträgt ca. 5.560 ha einschließlich des Zschampert- und des Bienitzbereiches. Entstanden ist dieses wertvolle Ökosystem durch die Abholzung von Waldflächen in den südlich von Leipzig liegenden Gebirgen sowie der damit verbundenen verstärkten Geschiebeführung der Flüsse Elster, Pleiße und Luppe. Die sich stark ändernden Fließverhältnisse verursachten eine weiträumige Ablagerung des mittransportierten Lehmmaterials, auf dem bedingt durch die in regelmäßigen Abständen wiederkehrenden Überflutungen eine einzigartige Landschaft, der Leipziger Auwald entstand. Das einstmals zusammenhängende Gebiet des Auensystems der Weißen Elster, Pleiße und Luppe erstreckt sich mit einer Gesamtlänge von ca. 40 km über die Leipziger Tieflandbucht von Zwenkau im Süden bis zur Mündung in die Saale bei Ammendorf.

Durch die intensive Nutzung, das stete Wachstum der angrenzenden Großstadt und ihrer Vororte sowie die durchgeführten umfangreichen Eingriffe in den Wasserhaushalt mit Flussregulierungen und Trockenlegungen wurde die Auenlandschaft in vielen Bereichen weitestgehend zerstört. Den folgenschwersten Eingriff stellte die Elster-Luppe-Regulierung in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts dar. Der Bau des kanalisierten Luppehochwasserbettes hatte eine allmähliche Austrocknung der Aue zur Folge, die mit einer Zerstörung der Laichgewässer, der Verinselung von Populationen oder dem Aussterben heimischer Tiere und Pflanzen einherging.

Durch die ausbleibenden temporären Frühjahrsüberflutungen sowie die Absenkung des Grundwasserspiegels weisen eine Vielzahl von ehemaligen Altarmen, Bachläufen und Lehmgruben nur noch eine zeitlich eng begrenzte Wasserführung auf oder sind gänzlich ausgetrocknet, so dass viele auwaldtypische Pflanzen- und Tierarten zurückgedrängt wurden oder ganz verschwanden. Dennoch besitzen die Leipziger Auen auch heute noch eine reiche Naturausstattung, welche sich in einem vielfältigen Standortmosaik aus Wäldern, Gebüsch, Hecken und Säumen, Grünland und Äckern, Sümpfen und Röhrichten, fließenden und stehenden Gewässern, Dämmen und Ruderalflächen mit über 100 verschiedenen Pflanzengesellschaften darstellt.

2 Aufgabenstellung und Planungsablauf

Im Jahr 1994 wurde die BELLER CONSULT GMBH vom Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig mit der Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie zur „Wiedervernässung von Flächen der Nordwestlichen Leipziger Aue“ beauftragt. Das Ziel der Studie war die Prüfung einer dauerhaften Rückführung der Landschaft in einen autotypischen Zustand und die kontinuierliche Wasserzuführung in ein weitflächiges Lehmlachensystem mit wertvollen Amphibienlaichgewässern. Als erster Schritt zur Wiederherstellung von geeigneten Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen, die einstmals dort heimisch waren, wurde die Revitalisierung eines teilweise bestehenden, teilweise neu zu gestaltenden Grabensystems, des Burgauenbachs, geplant. Dabei sollte auf einer Länge von ca. 9 km eine ausreichende Wassermenge von der Entnahmestelle an der Nahle quer durch die Burgaue, über die Waldspitze Böhligt-Ehrenberg, bis in die Alte Luppe geleitet werden.

Im Rahmen der Grundlagenermittlung erfolgte eine detaillierte Bestandsaufnahme durch den Naturschutzbund für Flora und Fauna (Amphibien, Reptilien, Fische, Brutvögel, Insekten, Krebstiere), für die Gewässer (Hydrologie und Gewässergüte, ökologische Verhältnisse am Gewässer, wertvolle Lebensräume) und für die Nutzungsansprüche des Menschen. Dabei wurde neben der Klärung der technisch orientierten Fragestellungen, wie Bauwerksgestaltung, Profilierung von Sohle und Querschnitten eine Konfliktanalyse für die einzelnen Nutzungsansprüche des untersuchten Gebietes durchgeführt. Die Studie beinhaltet des Weiteren einen Katalog zur Pflege und Entwicklung des Gebietes mit ausführlichen Hinweisen zur Landschaftsgestaltung.

Das geplante Bachbett orientiert sich am natürlichen Verlauf und Gefälle eines teilweise vorhandenen Grabensystems, das zum Zeitpunkt der Frühjahrsüberschwemmungen in einigen Abschnitten temporär Wasser führend ist. Unter Einsatz von EDV-Programmen wurde der neue Bachverlauf in Quer- und Längsprofilen modelliert und mittels eines hydraulischen Berechnungsprogrammes der Verlauf der Wasserspiegellagen für Wassermengen von 500 bis 700 l/s berechnet. Aus den Ergebnissen wurde ersichtlich, dass sich bei den vorgesehenen Durchflussmengen eine Vielzahl von lokalen Überschwemmungsflächen einstellen, die den Fließverhältnissen eines natürlichen Flachlandbaches und den temporären Überschwemmungen des Auwaldes entsprechen.

3 Realisierung der Projektmaßnahme

Die Realisierung eines ersten ca. 5,4 km langen Teilabschnittes wurde im Jahr 1997 begonnen. Bei der Herstellung des durchgehenden Grabenprofils mussten entlang des Fließverlaufes zwei Eisenbahnlinien, eine Straße sowie zwei Oberflächengewässer gekreuzt und zusätzlich eine Vielzahl von Durchlassbauwerken für das bestehende Wegesystem des Leipziger Auwaldes neu errichtet werden. Bei der Bauausführung des naturnah angelegten Grabensystems wurden die typischen Leitbilder eines Flussauenbaches der Niederungen umgesetzt. Der sich durch den Auwald in gewundener Form ziehende Grabenverlauf weist in den einzelnen Fließabschnitten ein Sohlgefälle von 0,02 bis 0,2 % auf, die Breite des Grabenprofils variiert zwischen 1,0 und 2,0 m. Entsprechend den örtlichen Gegebenheiten wurde der Gewässerverlauf mit seitlichen Aufweitungen versehen um eine großflächige Verteilung von Oberflächenwasser zu ermöglichen. Entsprechend der Jahreszeit und der damit verbundenen angestrebten Wassereinspeisung von 500 bis 700 l/s liegt die durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit im Burgauenbach zwischen 0,4 und 0,7 m/s.

Eine besonders wichtige Funktion des Burgauenbaches besteht in der periodischen Wasserzuführung in die vom Austrocknen bedrohten Lehmlachen an der Waldspitze westlich der Burgau. Zu diesem Zweck wurde ein regulierbares Abschlagbauwerk errichtet, mit dem es möglich ist, gezielt Oberflächenwasser aus dem Burgauenbach in die Lehmlachen einzuleiten und durch zusätzlich errichtete Böschungsschwellen und Dammeinschnitte eine großflächige Vernetzung der in sich abgeschlossenen Teilbereiche zu schaffen.

Am Ende des ersten Teilabschnittes des neugestalteten Grabensystems wird das verbleibende Oberflächenwasser derzeit noch über ein ca. 20 m langes Rampenbauwerk wieder in die Luppe eingeleitet. An dieser Stelle ist zukünftig vorgesehen, das gesamte Grabensystem des Burgauenbaches ca. 4 km in Richtung Westen weiterzuführen, um dort auch die durch wasserbauliche Regulierungsmaßnahmen stark beeinträchtigten wertvollen Auenhabitate wieder zu vernässen.



Abb. 1. Einlaufbereich des Burgauenbachs zur Speisung in die vom Austrocknen bedrohten Lehmlachen an der Waldspitze von Böhlitz Ehrenberg

4 Zusammenfassung

Das von BELLER CONSULT GMBH geplante und in enger Zusammenarbeit mit dem Naturschutzbund und der Stadt Leipzig realisierte Projekt der Wiedervernässung eines Teilbereiches des Leipziger Auwaldes dient als Pilotmaßnahme zur Sammlung von Praxis bezogenen Erfahrungen zur Revitalisierung eines in seiner natürlichen Struktur stark beeinträchtigten einmaligen Ökosystems in Mitteleuropa. Neben der Verbindung und kontinuierlichen Wasserversorgung wertvoller Feuchtgebiete (u.a. 9 Amphibien-, 3 Reptilien- und 82 Brutvogelarten im Projektgebiet) stellt der Burgauenbach einen Ausgangspunkt für den Anschluss weiterer vorhandener Grabensysteme und Altarme dar, die nach und nach angeschlossen werden, um über die netzartige Struktur der vielen kleinen den Wald durchziehenden Gräben ein für Auwälder natürliches Feuchtigkeitsregime zu fördern.

Möglichkeiten und Grenzen der Redynamisierung großer Fließgewässer und ihrer Auen – exemplarisch dargestellt am Oberrhein

Heike Rösger

Zur Wiederherstellung von Retentionsräumen wurden am Oberrhein nach den kurz aufeinanderfolgenden Hochwasserereignissen in der ersten Hälfte der 90-er Jahre verschiedene Deichrückverlegungsmaßnahmen geplant. Die Konsequenzen der damit verbundenen Wasserstandsänderungen in der Aue wurden am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe zunächst nur in Bezug auf die Schifffahrtsverhältnisse untersucht. Eine Analyse der ökologischen Auswirkungen erfolgte im Anschluss innerhalb des Graduierten-Kollegs „Ökologische Wasserwirtschaft“. Zunächst wurde die Entwicklung der Landschaft seit dem Eingriff des Menschen im Neolithikum bis zur Gegenwart rekonstruiert und hieraus das Entwicklungspotenzial des Untersuchungsraumes abgeleitet. In einem weiteren Schritt wurde versucht, eine Prognose für Veränderungen in den Auen mit Hilfe des Schlüsselparameters „Dynamik“ abzugeben und Maßnahmen zu entwickeln, die eine nachhaltige Entwicklung der Landschaft und ihrer Lebensgemeinschaften gewährleisten. Da die Carabidae (Laufkäfer) zur Beurteilung der autotypischen Standortbedingungen besonders geeignet sind, wurde der Schwerpunkt der faunistischen Aufnahmen auf diese Tiergruppe gelegt.

Folgende Fragen stehen im Mittelpunkt der Untersuchung:

- Wie würde die Landschaft am Oberrhein aussehen, wenn keine menschlichen Einflüsse auf sie einwirken würden?
- Wie lässt sich der Einfluss des Menschen auf die Landschaft quantifizieren und bewerten?
- Ist es sinnvoll, als Leitbild den potenziell natürlichen Gewässerzustand heranzuziehen, bzw. welche Alternativen gibt es?
- Welche Rolle spielen dynamische Prozesse in einer vom Menschen nicht beeinflussten Aue und wie lassen sie sich klassifizieren? Welche Unterschiede weisen anthropogene gegenüber natürlichen Störungen auf? Ist eine Charakterisierung und Quantifizierung von Störungen und ihren Auswirkungen möglich?
- Von welchen Rahmenbedingungen oder stochastischen Ereignissen werden Verlauf und Ergebnis determiniert (Reversibilität)?
- Wie reagieren die Carabidae als typische Auen-/Flussuferbewohner auf Störungen, welche Strategien haben sie entwickelt? Lassen sich in Bezug auf die Biozönose der Laufkäfer Muster und Prozesse erkennen und interpretieren, die mit anthropogenen Eingriffen, speziell den Wasserstandsänderungen, korreliert sind?
- Wie lassen sich die ökologischen Auswirkungen wasserbaulicher Eingriffe prognostizieren (Computer gestützte Modellierung)?
- Welche Möglichkeiten ergeben sich, eine annähernd naturnahe Gewässerdynamik wiederherzustellen? Wie lassen sich die verschiedenen Nutzungsansprüche mit der angestrebten Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Strom und Aue vereinbaren (nachhaltige Nutzung)?

Autorenverzeichnis

- Amarell, Uwe, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Biozönoseforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Augustijn, Denie, University of Twente, PO Box 217, NL-7500 AE Enschede, Niederlande
- Böhnke, Robert, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Bonn, Stephan, Technische Universität Dresden, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Piener Straße 7, 01737 Tharandt
- Castella, Emmanuel, Université de Genève, Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique, 18 chemin des Clochettes, CH-1206 Genève, Schweiz
- Dax, Günther, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2 (Ökologische Wirkungszusammenhänge), Kaiserin-Augusta-Anlagen 15 – 17, 56068 Koblenz
- de Kok, Jean-Luc, University of Twente, PO Box 217, NL-7500 AE Enschede, Niederlande
- Deichner, Oskar, ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Dechbettener Straße 9, 93049 Regensburg
- Dziock, Frank, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume (PB NLLR), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Ehrmann, Otto, Nürtingerstr. 44, 72639 Neuffen
- Figura, Wolfgang, Umwelt Institut Höxter, Schlesische Straße 76, 37671 Höxter
- Foeckler, Francis, ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Dechbettener Straße 9, 93049 Regensburg
- Follner, Klaus, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume (PB NLLR), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Franke, Christa, Philipp-Rosenthal-Straße 48, 04103 Leipzig
- Fuchs, Elmar, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, 56068 Koblenz
- Gerken, Bernd, Universität Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, Lehrgebiet Tierökologie, An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter
- Geyer, Stefan, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Gläser, Judith, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, PB Naturnahe Landschaften, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Haase, Dagmar, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Haase, Peter, Naturpark Westhavelland, Dorfstraße 5, 14715 Parey
- Haferkorn, Jörg, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Reideburger Straße 47, 06116 Halle / Saale
- Hanisch, Christiane, Sächsische Akademie der Wissenschaften, Karl-Tauchnitz-Straße 1, 04107 Leipzig
- Heinrich, Kathrin, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Helbach, Christoph, (UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH), Anton-Heinen-Straße 1, 47807 Krefeld
- Henle, Klaus, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume (PB NLLR), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Hettrich, Anke, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2 (Ökologische Wirkungszusammenhänge), Kaiserin-Augusta-Anlagen 15 – 17, 56068 Koblenz
- Horlitz, Thomas, ARUM Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung, Alte Herrenhäuser Straße 32, 30419 Hannover
- Hüsing, Volker, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat U2 (Ökologische Wirkungszusammenhänge), Kaiserin-Augusta-Anlage 15 – 17, 56068 Koblenz

- Janauer, Georg A., Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Althanstraße 14, A-1090 Wien, Österreich
- Käding, Horst, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF) in Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie – Außenstelle Paulinenaue, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue
- Kaiser, Thomas, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF) in Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie – Außenstelle Paulinenaue, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue
- Klotz, Stefan, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Biozönoseforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Kofalk, Sebastian, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektgruppe Elbe-Ökologie, Schnellerstraße 140, 12439 Berlin
- Krüger, Annett, Institut für Geographie der Universität Leipzig, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig
- Kühlborn, Jost, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektgruppe Elbe-Ökologie, Schnellerstraße 140, 12439 Berlin
- Leipnitz, Wolfgang, Unter den Eichen 8, 14641 Paulinenaue
- Leyer, Ilona, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Universitätszentrum für Umweltwissenschaften (UZU), 06099 Halle / Saale
- Miehlich, Günter, Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg
- Mikutta, Robert, Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig
- Neue, Heinz-Ulrich, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Neumeister, Hans, Institut für Geographie der Universität Leipzig, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig
- Peter, Winfried, Schnittstelle Ökologie, Johanniterstraße 16, 44787 Bochum
- Rink, Marcus, (BfG), Friedensstraße 4, 65527 Niedernhausen
- Rinklebe, Jörg, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle / Saale
- Roloff, Andreas, Technische Universität Dresden, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Piener Straße 7, 01737 Tharandt
- Rosenzweig, Stephan, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2 (Ökologische Wirkungszusammenhänge), Kaiserin-Augusta-Anlagen 15 – 17, 56068 Koblenz
- Rösgen, Heike, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, Kaiserstraße 12, 76128 Karlsruhe
- Sander, Achim, ARUM Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung, Alte Herrenhäuser Straße 32, 30419 Hannover
- Schanowski, Arno, Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz, Sandbachstraße 2, 77815 Bühl
- Schmidt, Hans, ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Dechbettener Straße 9, 93049 Regensburg
- Scholz, Mathias, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume (PB NLLR), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Stab, Sabine, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume (PB NLLR), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
- Wälder, Konrad, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Markscheidewesen und Geodäsie, Agricolastraße 1, 09596 Freiberg
- Weichel, Thilo, Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig
- Wind, Herman G., University of Twente, PO Box 217, NL-7500 AE Enschede, Niederlande
- Wollny, Matthias, BELLER CONSULT GmbH, Zschortauer Straße 76, 04129 Leipzig
- Wycisk, Peter, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Universitätszentrum Umweltwissenschaften (UZU),

Domstraße 5, 06108 Halle / Saale

Zerling, Lutz, Sächsische Akademie der Wissenschaften, Karl-Tauchnitz-Straße 1, 04107 Leipzig