Laufener Seminarbeitr. 2/03, S. 39 - 45 • Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege - Laufen / Salzach 2004

Einsatz von Fernerkundung im Rahmen aktueller Forschungsprojekte zur Gewässerökologie an der Universität Hohenheim

Klaus SCHMIEDER und Annette WOITHON

1. Einleitung

Die Uferzonen von Seen zählen als Schnittstellen zwischen Wasser und Land zu den Lebensräumen höchster Biodiversität, deren Störung bzw. Zerstörung gravierende Auswirkungen auch auf die benachbarten Ökosysteme hat. Viele Verlandungsbereiche stehender Gewässer sind nach der FFH-Richtlinie der EU als Natura 2000-Gebiete ausgewiesen. In Baden-Württemberg liegen ein Großteil der Natura 2000-Flächen in Feuchtgebieten oder angrenzend an Stillgewässer, hierbei nehmen die naturnahen **Uferbereiche des Bodensees** einen großen Flächenanteil ein (OSTENDORP et al. 2003).

Das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim (Stuttgart) erforscht und beobachtet bereits seit Beginn der 90er Jahre die ökologischen Zusammenhänge und Zustände der Vegetation in der Flachwasserzone des Bodensees. Neben den Felduntersuchungen spielte dabei immer auch die Auswertung von Fernerkundungsdaten eine entscheidende Rolle. So wurden u. a. für das Jahr 1993 die submersen Makrophyten auf Basis von Echtfarben-Luftbildern für den gesamten Bodensee flächendeckend kartiert (SCHMIEDER 1998), von 1999 bis 2002 erfolgte ein Monitoring der Röhrichtentwicklung nach einem Hochwasserereignis auf Basis von Colorinfrarot(CIR)-Luftbildern (SCHMIEDER et al. 2002).

Bedingt durch die wasserrechtlichen Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie gewinnt neben dem Einzugsgebietsmanagement auch die gezielte Überwachung der empfindlichen Seeuferbereiche an Bedeutung. Hierfür werden zeitsparende und automatisierte Verfahrensabläufe benötigt, die nur unter Verwendung von volldigitalen, flächendeckenden und kalibrierbaren Fernerkundungsdaten entwickelt werden können. Diesem Handlungsbedarf wird in einem aktuellen Projekt mit dem Kurztitel EFPLUS Rechnung getragen. Unter der ausführlichen Projektbezeichnung „Entwicklung von automatisierten Fernerkundungsverfahren zur effektiven Unterstützung von Planungsprozessen in der Uferzone von Seen“ werden am Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim und am Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR, Oberpfaffenhofen) auf Basis von Multi- und Hyperspektralscannerdaten kostengünstige und automatisierte Instrumente für die zukünftige Erfassung und Bewertung des Zustandes von Seeuferzonen entwickelt.

Im folgenden werden die Methoden und Ergebnisse des Projekts „Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees“ dargestellt. Zudem wird auf die weitere Auswertung dieser Fernerkundungsdaten zur Schilfvegetation im Rahmen des Folgeprojekts EFPLUS eingegangen.

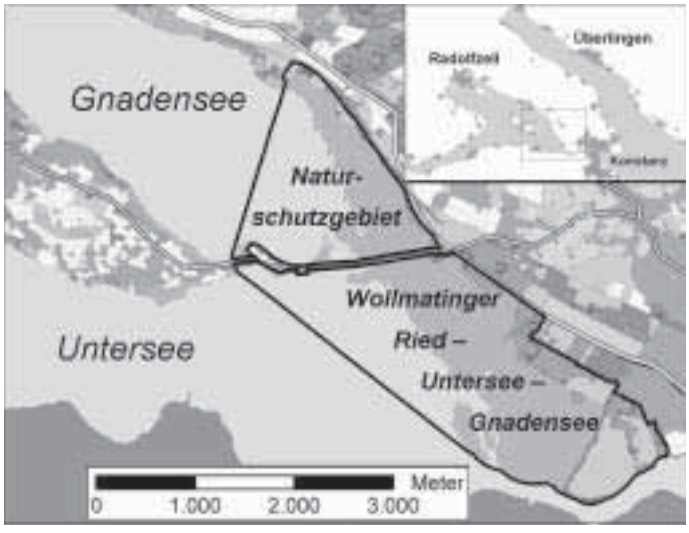

Abbildung 1

Lage des Naturschutzgebietes Wollmatinger Ried - Untersee - Gnadensee

2. Untersuchungsgebiet

Alle Fernerkundungsdaten, die im Rahmen der hier beschriebenen Projekte verwendet wurden, wurden am baden-württembergischen Bodenseeufer erhoben. Der Bodensee ist in den Obersee und den wesentlich flacheren und kleineren Untersee aufgeteilt und weist als einziger nicht-staugeregelter Alpensee ein natürliches Wasserstandsregime mit einem Maximum im Juni und einem Minimum im Spätwinter auf. Auf Grund dieser Wasserstandsdynamik und der beträchtlichen Größe sind in der Uferzone des Bodensees vielfältige Lebensräume ausgebildet, die bedeutende Natura 2000-Gebiete darstellen. Insgesamt sind am Bodenseeufer Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von 53,64 km^2 ausgewiesen, die europaweit zu den wichtigsten Brut-, Mauser- und Überwinterungsreviere für Zugvögel zählen (OSTENDORP et al. 2003).

Im folgenden werden beispielhaft aus den Fernerkundungsprojekten ausgewählte Ergebnisse vorgestellt, die u. a. im Gebiet des Naturschutzgebietes Wollmatinger Ried - Untersee - Gnadensee am baden-württembergischen Bodenseeufer liegen. Dieses bedeutende FFH-Gebiet mit ausgedehnten Röhrichtflächen erstreckt sich auf einer Fläche von insgesamt 757 ha vom Ufer des Seerheins westlich von Konstanz über den Reichenauer Damm bis hin zum östlichen Gnadensee bei Allensbach-Hegne (vgl. Abb. 1).

3. Methoden

3.1 Datenerhebung über Fernerkundung

Die Datenerhebung im Schilfprojekt erfolgte durch photogrammetrische Auswertung von CIR-Luftbildern, die im Maßstab 1:5000 vorlagen. Die Luftbilder wurden während des Monitoringzeitraums von 2000 bis 2002 jeweils kurz vor dem Austrieb der Schilfrispen Ende Juli aufgenommen. Zusätzlich zu diesen Projektbefliegungen konnten für einige Teilflächen auch panchromatische bzw. Echtfarben-Luftbilder aus den Jahren 1962, 1967 und 1978 in die Analysen miteinbezogen werden. Zudem lagen als Vergleich zu dem Zustand vor dem Extremhochwasser Luftbilder vor, die 1993 sowie während der Hochwasserphase 1999 aufgenommen wurden.

Die stereoskopischen Auswertungen wurden an einem Planicomp P33 (Zeiss Oberkochen) durchgeführt, die Digitalisierung erfolgte mit dem Programm MicroStation (Bentley Systems, USA), die Flächenanalyse und quantitative Auswertung unter Verwendung der Geographischen Informationssysteme (GIS) ArcInfo, ArcView 3.2 und ArcGIS 8.2 (ESRI, Kranzberg).

Für die Flächenbilanzierung wurden aus den Luftbildern der Jahre 1993, 1999 und 2000 die Bestandsgrenzen der aquatischen Röhrichte digitalisiert, ebenso in ausgewählten Gebieten für die Jahre 1961, 1967 und 1978. Neben der quantitativen Bilanzierung der Röhrichtflächen war die Zuordnung von Schädigungskategorien ein weiterer Schwerpunkt des Projekts. Aus den Luftbildserien 2000 und 2002 wurden 5 verschiedene Schädigungsgrade des aquatischen Röhrichts abgegrenzt und digitalisiert (vgl. Tab. 1). Die Kontinuität in der Beurteilung der verschiedenen Schädigungsgrade wurde durch regelmäßige Überprüfung von Referenzflächen und Interpretation durch ausschließlich einen Bearbeiter gewährleistet.

Zusätzlich zu diesen digitalen Geometriedaten wurden Geländedaten zu Bestandsstruktur, Halmmorphologie und zu Reservestoffgehalten in Abhängigkeit vom jeweiligen Schädigungsgrad erhoben. Beide Datenerhebungen wurden aufeinander abgestimmt, so dass flächenscharfe Aussagen zur Bestandsstruktur der Schädigungsgrade, zu Bestandsbiomasse und aktiver Oberfläche (Biofilm) gemacht werden konnten.

Für 2002 wurden neben den CIR-Luftbildern auch Scannerdaten mit dem flugzeuggetragenen Multispektralsensor DAEDALUS AADS1268 von ausgewählten Röhrichtbereichen aufgenommen. Diese Daten wurden vom DLR kalibriert, maskiert und georeferenziert (HEEGE et al. 2003). Mittels Trainingsflächen wurde die Schilfvitalität in drei Kategorien bei einer Auflösung von 1 x 1 m klassifiziert. Diese automatisierten Klassifikationsergebnisse wurden mit den Ergebnissen der manuellen Interpretation durch räumliche Überlagerung im GIS evaluiert.

3.2 Quantifizierung und räumliche Analyse der Veränderung der Schilfbestände

Über GIS-basierte Auswertungen wurden die Flächen der Bestandsverluste infolge des Extremhochwassers 1999 sowie die Erholung der Bestände bis 2002 ermittelt. Zudem wurde die räumliche Abhängigkeit des Schilfrückgangs und der Schädigungskategorien in Bezug auf Sohlniveau und Uferverbauung überprüft. Hierfür wurde ein in 20 cm Höhenstufen unterteiltes digitales Bodenseetiefenmodell (BRAUN & SCHÄRPF 1994) und Daten der strukturellen Uferbelastung (TEIBER 2001) verwendet. Außerdem wurde unter Verwendung der Felddaten die Veränderung der Gesamtbiomasse der Schilfröhrichte am baden-württembergischen Seeufer für den Monitoringzeitraum 2000 - 2002 berechnet. Dabei wurde die mittlere Bestandsbiomasse der verschiedenen Schädigungsgrade mit dem Flächenanteil des entsprechenden Schädigungsgrades eines Kartierungsjahres multipliziert und aufsummiert.

Zusätzlich konnte über Verschneidung der Flächengeometrien der Schädigungsgrade eines Jahrgangs mit dem digitalen Höhenmodell die potentiell durch Aufwuchs besiedelbare Stängeloberfläche (Biofilm) abgeschätzt werden. Die Quantifizierung des submersen Stängelabschnittes (H) erfolgte auf Basis einer Gitterzellen-Auflösung von 5 x 5 m und unter Annahme des mittleren Mittelwassers. Mit dem mittleren Stängeldurchmesser (D = 2r, gemittelt über alle Halmklassen) eines Schädigungsgrades wurde die mittlere submerse Stängeloberfläche (O) des jeweiligen Schädigungsgrades nach der Formel [O = 2 p r H]

Tabelle 1

Kartierschlüssel zur Differenzierung der Schädigungsgrade in den Seeuferröhrichten des Bodensees anhand von CIR-Luftbildern (SCHMIEDER et al. 2002)

Schadklasse	Struktur	Seeseitiger Röhrichtrand	Beispiel
G 1 ungeschädigt	dichte, homogene Bestände	Rand scharf, wenig ausgefranst	
G 2 schwach geschädigt	weitgehend homogene Bestände mit vereinzelten Auflichtungen oder Lücken	geringe Randauflockerung	
G 3 deutlich geschädigt	inhomogene Bestände mit deutlichen Lücken	streckenweise mit deutlich sichtbarer Randauflösung	
G 4 stark geschädigt	Einzelhalmauflösung oder Auflösung in Horste bzw. Halmgruppen; Stoppelanteile dominieren	starke Randauflösung	
G 5 extrem geschädigt	Halmdichte sehr gering; sehr hoher Stoppelanteil	randlich sehr stark aufgelöste Bestände mit nicht mehr klar identifizierbarer Bestandsgrenze	

Tabelle 2

Quantifizierung der Habitatparameter für Brutreviere des Drosselrohrsängers unter Verwendung räumlicher Strukturmaße (vgl. WOITHON & SCHMIEDER 2004)

Habitatparameter	Räumliche Quantifizierung	Beispiel
Buchtenreicher Schilfrand	Quantifizierung des Flächen-Randlinien-Verhältnisses basierend auf dem eines Kreises $SI = \frac{p}{2\sqrt{\pi \cdot a}}$	
Lockerer, vitaler Schilfbestand	Reklassifizierung der Schädigungsklassen zu einem Vitalitätsindex	
Nutzung von Gehölzbeständen als Nahrungsgebiet	Verhältnis aus der Fläche der Gehölzstruktur und der euklidische Distanz zum nächstliegenden Röhrichtpatch $DI = \frac{a_w}{d^2}$	
Vermeidung von Neststandorten, die durch Wind- und Wellenexposition gefährdet sind	Quantifizierung der horizontalen Flächenausrichtung eines Röhrichtpatches in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtung SW $EI = \sin(\alpha_d)$	

bestimmt. Multipliziert mit der mittleren Halmzahl pro m^2 und der Fläche eines Bestands mit einem bestimmtem Schädigungsgrad auf den entsprechenden Sohlniveaus ergab sich der Biofilmflächenanteil dieses Schädigungsgrades und aufsummiert über alle Schädigungsgrade die gesamte Biofilmfläche des

aquatischen Röhrichts am baden-württembergischen Ufer des Bodensees. Der Biofilm auf der Sediment- und Schilfstreuoberfläche wurde dabei nicht berücksichtigt.

3.3 Quantifizierung von Schilfstrukturen

Schäden und Bestandsausfälle der Schilfvegetation haben stets Auswirkungen auf das gesamte Uferökosystem. Die Beurteilung solcher ökosystemaren Veränderungen ist möglich, indem man einzelne Funktionsbereiche des Röhrichtgürtels untersucht. Im Rahmen des Projekts EFPLUS wurde die Eignung der Schilfflächen als Bruthabitat für den Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus L.*) untersucht (WOITHON & SCHMIEDER 2004). Hierfür wurden die digitalen Geometriedaten der Luftbildauswertung verwendet und nach strukturellen und raumbezogenen Gesichtspunkten quantifiziert. Über explizit räumliche Strukturmaße, sog. landscape metrics (MCGARIGAL & MARKS 1994; BLASCHKE 2000), wurde das Potenzial der Schilfflächen als Niststandorte analysiert und ein Bruthabitatmodell für das Naturschutzgebiet Wollmatinger Ried - Untersee - Gnadensee erstellt.

Da der Drosselrohrsänger ausschließlich im aquatischen Schilf ab einem Wasserstand von 50 cm brütet, konnte durch Überlagerung der Schilfflächen mit einer entsprechenden Sohlniveaumaske das potenzielle Bruthabitat ermittelt werden. Für die Berechnung der Habitateignung dieser Flächen wurden anschließend die Habitatfaktoren buchtenreicher Schilfrand, vitaler Schilfbestand, Entfernung zu Gehölzstrukturen und Vermeidung von Wind- und Wellenexposition über Strukturindikatoren quantifiziert und zu einem Habitateignungsindex zusammengefasst (Tab. 2).

4. Ergebnisse

4.1 Bestandsanalyse

Die Digitalisierung der wasserseitigen Röhrichtgrenzen aus den Luftbildserien 1993, 1999 und 2000 ergab, dass 24,4% (30,3 ha) des im Jahre 1998 noch 124 ha großen Bestands abgestorben sind. Rechnet man diesen Rückgang auf die 44 km lange Schilfuferstrecke um, so entspricht dies einer Regression der seeseitigen Schilffront um 6,9 m. Relativ gering war die Regression im Bereich von Flussmündungen.

In renaturierten Uferbereichen konnten sich die aquatischen Röhrichte vor dem Hochwasser von 1993 bis 1998 stark vermehren. Die Verluste durch das Extremhochwasser waren im Vergleich zu übrigen Gebieten deutlich geringer. Allerdings liegen diese Schilfbestände wegen des bei der Renaturierung erhöhten Sohlniveaus fast ausschließlich oberhalb der Mittelwasserlinie (MMW = 395,27 müNN = 337 cm Pegel Konstanz), so dass sie nicht mit den ‚natürlichen' Röhrichten vergleichbar sind, die bis 50 cm unterhalb der MMW-Linie vorkommen. Sie wurden dadurch später überflutet, auch waren sie hierdurch in einer späteren Wachstumsphase betroffen, und die Überflutung hielt nicht so lange an wie in den tiefer gelegeneren Gebieten.

4.2 Schilfschädigung

Die Digitalisierungsergebnisse der Schädigungsgrade aus der Luftbildserie zeigten ein heterogenes Schadbild. 27% der Röhrichtflächen von 1998 des flachen Untersees wiesen eine starke bis extreme Schädigung (G4, G5) infolge des Extremhochwassers auf, weitere 27% zeigten deutliche Schäden (G3), während 46% nur leicht oder gar nicht geschädigt waren. Im Obersee waren die stark bis deutlich Flächenanteile wesentlich größer als im Untersee. Hier wiesen insgesamt nahezu 70% der aquatischen Röhrichtflächen größere Schäden auf.

Zwischen dem Ausmaß der Schilfschädigung und dem Sohlniveau besteht ein klarer Zusammenhang. Abbildung 3 verdeutlicht, dass stark bis extrem geschädigte Bestände vor allem in seeseitigen tiefliegenden Bereichen zu finden sind. Dies lässt den Schluss zu, dass das Extremhochwasser als primäre Ursache für den Schilfrückgang gesehen werden kann. Auch der Vergleich der Luftbildserien aus den Jahren 1961 und 1967 konnte einen deutlichen Flächenverlust als Folge des Hochwassers im Jahre 1965 nachweisen (SCHMIEDER et al. 2003).

Im Laufe des Projektzeitraums von 2000 bis 2002 konnten Erholungstendenzen nachgewiesen werden. Starke Schädigungsgrade sind zugunsten nicht oder nur schwach geschädigter Flächen zurückgegangen, während Röhrichtbestände, die nach dem Hochwasser als „extrem geschädigt" erfasst wurden, vollständig abgestorben sind und von außen neu besiedelt werden müssen. Schilfbestände, die durch Treibgutanschwemmung geschädigt wurden, konnten sich wieder regenerieren. Untersuchte Flächen vor und neben Uferverbauungen zeigten wesentlich stärkere Schilfschäden. Da in diesen Bereichen das höher liegende, landseitige Röhricht fehlt, besteht bei starken Schäden die Gefahr, dass die vorhandenen Restflächen völlig absterben und eine Wiederbesiedlung der Flächen nicht mehr möglich ist.

Die Entwicklung der Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer zeigte einen starken Zusammenhang mit den hydrologischen Variationen. Vor allem in Perioden mit mehreren Niedrigwasserjahren in Folge, wie Ende der 1980er und in den Jahren 1996-1998 konnten sich die Schilfröhrichte stärker seewärts ausbreiten. Mehrere Frühjahrshochwasser in Folge führten unabhängig vom Jahresmaximum zu nachhaltigen Schäden vor allem der tiefgelegenen Röhrichtbestände.

4.3 Auswirkungen auf das Ökosystem

Vergleicht man die Veränderungen der Bestandsbiomasse im Zeitraum von 1998 bis 2002 mit den Ergebnissen der Bestandsflächen, so sind die Auswirkungen des Extremhochwassers hinsichtlich der Bestandsbiomasse deutlich gravierender. Während die Flächenverluste bei 24% lagen, gingen im Zeitraum von 1998 bis 2000 durch das Extremhochwasser 44% der Bestandsbiomasse verloren. Die Biofilmfläche verringerte sich um 47%, die Regeneration und da-

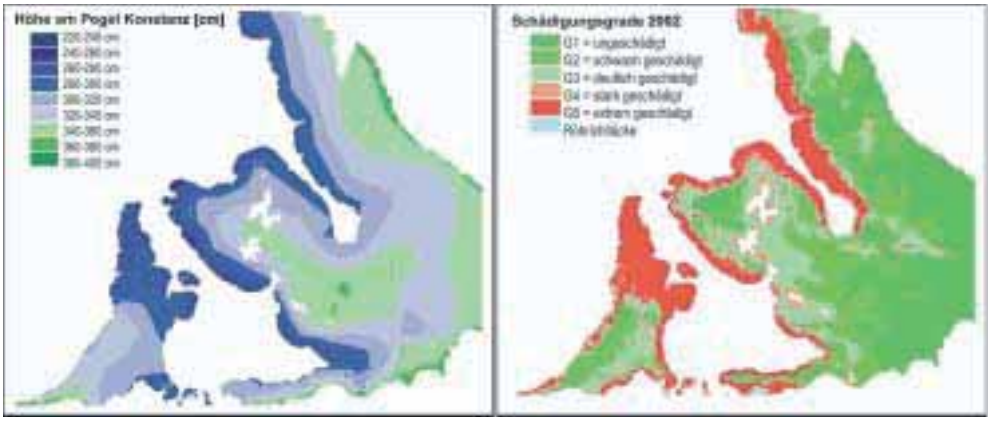

Abbildung 2

Vergleich des Höhenmodells mit den Schädigungsgraden im Nordteil des NSG „Wollmatinger Ried - Untersee - Gnadensee“

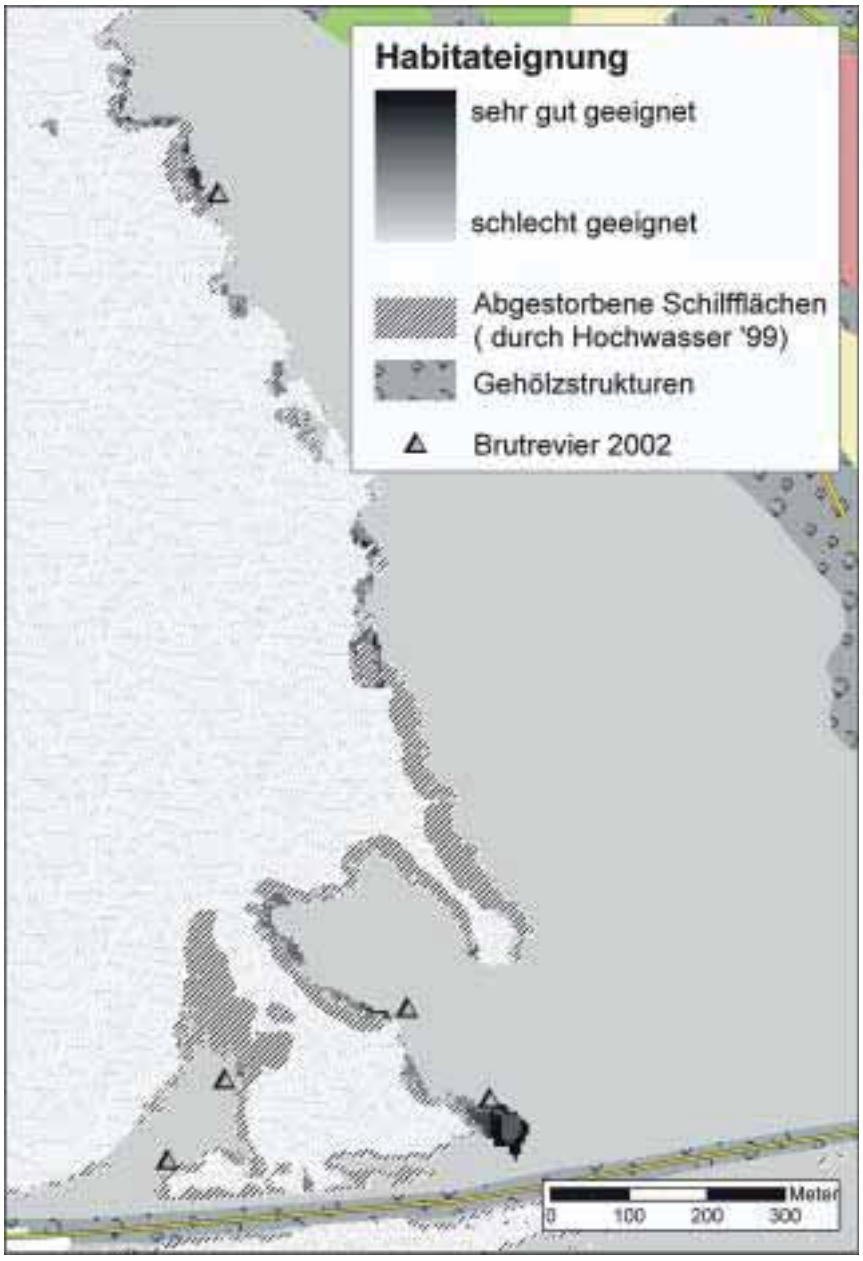

Abbildung 3

Habitateignungskarte für Brutreviere des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) für das Jahr 2002 im Nordteil des NSG „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“

mit die Erholung der Ökosystemfunktion erfolgte deutlich langsamer als bei der Bestandsbiomasse. Dies spiegelt die realen Verhältnisse der Bestandsstruktur wider, nach denen sich die Erholung vor allem in den Beständen auf hohem Sohlniveau abspielte, während tieferliegende Bestände, die für die Bereitstellung der Oberfläche für Aufwuchsalgen und Bakterien maßgebend sind, nur wenig Erholungstendenzen zeigten.

Das Absterben der Röhrichtflächen auf niedrigem Sohlniveau hatte u. a. Konsequenzen für bestimmte schilfbrütende Vogelarten. Durch das Extremhochwasser 1999 gingen beispielsweise ca. 70 % der potentiellen Bruthabitatfläche des Drosselrohrsängers im Nordteil des Naturschutzgebietes Wollmatinger Ried verloren (WOITHON & SCHMIEDER 2004). Aus Abbildung 3 ist außerdem ersichtlich, dass die verbliebenen über das Bruthabitatmodell als geeignet klassifizierten Habitate im Jahr 2002 lediglich teilweise besetzt waren. Dies ist ein Hinweis auf einen Rückgang der Population infolge des Extremhochwassers, was durch Kartierungen der Brutreviere bestätigt wird (unveröff. Daten Naturschutzzentrum Wollmatinger Ried). Die im vorliegenden Fall über manuelle Luftbildinterpretation gewonnene Datenbasis für die Modellierung der Habitatqualität des Drosselrohrsängers wird innerhalb des Projektes auf die Basis automatisiert klassifizierter Multispektralscannerdaten umgestellt werden. Der Vergleich der Ergebnisse ermöglicht die Validation der automatisiert gewonnenen Fernerkundungsprodukte.

5. Diskussion

Bei der Beurteilung des Vegetationszustandes leisten fernerkundliche Methoden einen wesentlichen Beitrag zur Visualisierung hinsichtlich Maßnahmenplanung und Berichterstattung. Gerade der Rückgang von Uferröhrichten war in den letzten Jahrzehnten eine wichtige Thematik in limnologischen Forschungsprojekten (BRIX 1999). Neben der detaillierten Bestandserfassung stellt die Möglichkeit des historischen Vergleichs einen wichtigen Gesichtspunkt zur Anwendung von Luftbildern im Uferzonenmanagement dar. Die photogrammetrischen Auswertungen innerhalb des hier vorgestellten Projektes über mehrere Jahrzehnte haben gezeigt, dass die natürlichen Wasserstandsschwankungen des Bodensees der primäre Faktor für die Röhrichtdynamik sind. Der Rückgang und die seewärtige Ausbreitung von aquatischen Schilfröhrichten sind natürliche Vorgänge, die einer zeitlichen Schwankungsbreite von mehreren Jahrzehnten unterliegen. Managementmaßnahmen sollten daher auf diesen Zeithorizont abgestimmt sein.

Die am Bodensee lokal sehr unterschiedlichen Schadbilder nach dem Extremhochwasser von 1999 lassen vermuten, dass am Ausmaß der Schädigung weitere Faktoren beteiligt sind, die über Luftbildanalysen nur bedingt erfasst werden können. Um Schädigungen durch Vogelfraß, Parasitenbefall oder sedimentchemische Bedingungen erkennen zu können, sind gezielte Felduntersuchungen notwendig.

Zur Kartierung und Zustandsbeschreibung von emersen Makrophyten werden häufig stereoskopische Luftbildauswertungen in Kombination mit Vor-Ort-Begehungen vorgenommen. Solche Auswertungen sind mit einem hohen personellen, zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden. Die Fülle der wasserwirtschaftlichen Überwachungs-, Planungs- und Entwicklungsaufgaben erfordert jedoch für eine kostengünstige und schnelle Bereitstellung der Datengrundlage automatisierte Datenerfassungs- und -verarbeitungsmethoden.

Prinzipiell sind automatisierbare Verfahren nicht mit photogrammetrischen Methoden möglich, da nicht alle notwendigen Zusatzinformationen bei der analogen Aufnahme abgespeichert sind. Mit Aufnahmen moderner, entsprechend ausgerüsteter multispektraler Sensoren sind automatisch digitale Information für die räumliche Zuordnung und Klassifizierung der Bildpunkte vorhanden. In aktuellen Voruntersuchungen zur Implementation von Verfahren zur Berechnung der Reflexionseigenschaften der litoralen Oberflächen aus multispektralen Fernerkundungsaufnahmen sind bereits erfolgversprechende Ergebnisse erzielt worden. So konnte in neuester Zeit bereits großflächig die Ausdehnung und Dichte von Schilfbeständen als auch die Kartierung von submersen Oberflächen aus multispektralen Fernerkundungsdaten berechnet werden (BÖCKER et al. 2003; HEEGE et al. 2003).

Im Rahmen des Projekts EFPLUS werden Methoden für eine flächendeckende Erfassung und Bewertung von Seeuferzonen auf Basis von Vegetationsparametern erarbeitet. Unter Verwendung von multi- oder hyperspektraler Daten werden operationell einsetzbare Verfahren entwickelt und hochaufgelöste Daten bereitbestellt (HEEGE et al. 2003). Diese Daten fließen in ein zu entwickelndes Planungsinstrument für die Wasserwirtschaft ein, das eine einfache und schnelle Beurteilung des ökologischen Zustandes der Uferzone hinsichtlich einzelner Kriterien ermöglicht. Aus den Fernerkundungsdaten werden bioindikatorisch interpretierbare bzw. planungsrelevante Informationen abgeleitet, welche über den Zustand des Lebensraumes Aufschluss geben. Das Kriterium der Habitateignung für Vögel und Fische ist hierbei ein wichtiger Gesichtspunkt bei Planung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen. Die Ergebnisse einer Bruthabitatmodellierung für den röhrichtbrütenden Drosselrohrsänger zeigen das Potential des avifaunistischen Bewertungsindikators in der naturschutzfachlichen Planungspraxis auf. Der Drosselrohrsänger kann auf Grund seiner engen ökologischen Einnischung während der Brutzeit als Leitart für die ökologische Funktionsfähigkeit aquatischer Röhrichte angesehen werden. Er steht stellvertretend nicht nur für die Habitateignung des Schilfs als Mauserplätze

für Wasservögel, sondern auch für ökologische Funktionen wie z. B. Erosionsschutz oder den sog. Selbstreinigungseffekt des Gewässers (SCHMIEDER et al. 2002). Die Ableitung von Bioindikationswerten aus hochauflösenden Fernerkundungsdaten ist eine wichtige Voraussetzung für die Aussage über den Zustand der Uferbiozönose, die nach den Maßgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtline gefordert werden.

Da die Modellbildung auf Basis der Fernerkundungsdaten über quantitativ erfassbare Strukturmaße erfolgte, ist eine Übertragung und Automatisierung der Monitoring- und Entscheidungsprozesse innerhalb eines GIS-basierten Informationssystems umsetzbar. Die anhand von hochauflösenden, flugzeuggetragenen Sensoren erarbeiteten Prozessierungsketten sind auch für Daten von satellitengetragenen Sensoren geeignet, so dass das Projekt der Vorbereitung zukünftiger operationeller Anwendung von hochauflösenden, multispektralen Satellitendaten im Gewässerschutz dient.

6. Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch den Projektträger BW-Plus des Landes Baden-Württemberg beim Forschungszentrum Karlsruhe finanziell gefördert. Wir bedanken uns auch bei den Gewässerdirektionen in Rottweil und Ravensburg, beim Institut für Seenforschung in Langenargen und bei der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee für ihre Unterstützung.

7. Literatur

BLASCHKE, T. (2000):
Landscape metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie im Naturschutz. Archiv für Naturschutz & Landschaftsforschung 9: 267-299.

BÖCKER, R.; K. SCHMIEDER & A. WOITHON (2003):
Entwicklung von automatisierten Fernerkundungsverfahren zur effektiven Unterstützung von Planungsprozessen in der Uferzone von Seen (Teil A). Förderkennzeichen BWC 21010. Zwischenbericht anlässlich des Statusseminar des BWPLUS am 11./12.03.2003, Forschungszentrum Karlsruhe. http://bwplus.fzk.de/berichte/ZBer/2003/ZBerbwc-21010.pdf.

BRAUN, E. & K. SCHÄRPF (1994):
Internationale Bodensee-Tiefenvermessung 1990. Stuttgart. 98 S.

BRIX, H. (1999):
The european research project on reed die-back and progression (EUREED). Limnologica 29: 5-10.

HEEGE, T.; C. HÄSE, A. BOGNER & N. PINNEL (2003):
Airborne Multi-spectral Sensing in Shallow and Deep Waters. Backscatter – Observing Aquatic Environments 14: 17-19.

MCGARIGAL, K. & B. J. MARKS (1994):
FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. 67 S.

OSTENDORP, W.; N. WALZ & R. BRÜGGEMANN (2003):
Grenzüberschreitender Seeuferschutz im Spannungsfeld von Nutzungsinteressen am Beispiel Bodensee (Teil 1). Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 15(2).

SCHMIEDER, K. (1998):
Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommision Bodensee. 46. 171 S.

SCHMIEDER, K.; M. DIENST & W. OSTENDORP (2002):
Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. Limnologica 32: 131–146.

SCHMIEDER, K.; M. DIENST & W. OSTENDORP (2003):
Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferröhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. Schr. Ver. Gesch. Bodensee 121: 143-165.

TEIBER, P. (2001):
Zustandsbeschreibung des Bodensees – digitaler Datensatz. Internationale Bodenseekonferenz/Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg/Regio Bodensee.

WOITHON, A. & K. SCHMIEDER (2004):
Bruthabitatmodellierung für den Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus L.*) als Bestandteil eines integrativen Managementsystems für Seeufer. Limnologica (eingereicht).

Anschrift der Verfasser:

Anette Woithon und Klaus Schmieder

Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)
Ökologiezentrum 2
August-von-Hartmann-Str. 3
70593 Stuttgart
E-Mail: awoithon@uni-hohenheim.de

Zum Titelbild: Das Bild zeigt ein Anwendungsbeispiel zur Kartierung von submersen Makrophyten im Flachwasserbereich um die Insel Reichenau (Bodensee). Vergleich der Prozessierungsergebnisse von DAEDALUS- Aufnahmen im Juli 2001 und 2002.

Spezielle MIP-Module korrigieren in dieser Anwendung den Einfluss der Wassersäule auf das Reflexionssignal, ermöglichen die Berechnung der Reflexionseigenschaften des Seegrundes und interpretieren diese Spektren dann als Mischsignal aus verschiedenen Sediment- oder Bewuchsklassen. Im Ergebnisbild werden Klassen von bodennahen Makrophyten (*Characeen*) in der Farbe grün, von hoch wachsenden Makrophyten (hier: hauptsächlich *Potamogeton perfoliatus* & *pectinatus*) in rot und unbedeckte Seegrund-Sedimente in blau dargestellt (siehe Beitrag HEEGE et al. S. 67-71).

Laufener Seminarbeiträge 2/03

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175 - 0852
ISBN 3-931175-71-5

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz angehörende Einrichtung.

Die mit dem Verfassernamen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Herausgeber wieder. Die Verfasser sind verantwortlich für die Richtigkeit der in ihren Beiträgen mitgeteilten Tatbestände.

Die Zeitschrift und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt.
jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der AutorInnen oder der Herausgeber ist unzulässig.

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL, Ref. 12) in Zusammenarbeit mit Dr. Elisabeth Obermaier
Satz: Fa. Hans Bleicher, Laufen
Druck und Bindung: E. Grauer Offsetdruck, Laufen
Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)