

Entwicklung der Libellenfauna eines regenerierenden Hochmoores nach Renaturierungsmaßnahmen (Odonata)

Alfred Karle-Fendt¹ und Herbert Stadelmann²

¹⁾ Hofenerstr. 49, D-87527 Sonthofen, <karle-fendt@t-online.de>

²⁾ Klosterwiese 9, D-87437 Kempten, <stama@t-online.de>

Abstract

Development of the Odonata fauna of a regenerating bog after regeneration – The Bavarian Felmer Moos (47°33'N, 10°15'E), a highly fragmented and disturbed bog, was regenerated stepwise since 1986. Starting in 2000, intensive monitoring of the odonate fauna was carried out in order to investigate possible relationships between the technical measures and the dynamics of the dragonfly species typical for moorland habitats and their populations. In total, 47 species of Odonata were recorded as imagines. By quantitative sampling of Anisoptera exuviae between 2001 and 2012 we tried to find a relation between selected species and different types of water bodies and their succession stages respectively. The results showed that the populations were strongly augmented by the increase of the number and size of water bodies as well as by the rising number of various succession stages. In years with unusually warm springs we observed conspicuous decline of the populations. From the results conclusions were drawn for the regeneration concept.

Zusammenfassung

Das südwestbayerische Felmer Moos, ein stark fragmentiertes und beeinträchtigtes Hochmoor, wurde seit 1986 in Teilen sukzessive regeneriert. Vom Jahr 2000 an erfolgte ein intensives Monitoring der Libellenfauna, um die Auswirkungen der technischen Maßnahmen auf die Dynamik der Populationen moortypischer Arten zu untersuchen. Insgesamt wurden 47 Libellenarten im Imaginalstadium nachgewiesen. Anhand quantitativer Aufsammlungen der Exuvien aller Großlibellen-Arten zwischen 2001 und 2012 wurde versucht, Beziehungen zwischen dem Vorkommen ausgewählter Arten und den Gewässertypen bzw. den Sukzessionsstadien zu finden. Es konnte nachgewiesen werden, dass mit zunehmender Anzahl und Fläche der Gewässer im Lauf der Zeit sowie mit der Zunahme der Fläche verschiedener Sukzessionsstadien ein Anstieg der Populationsgrößen moortypischer Libellenarten erfolgte. In Jahren mit überdurchschnittlich hohen Frühjahrs-temperaturen kam es zu auffälligen Populationseinbrüchen. Aus den Resultaten wurden Rückschlüsse für das Regenerationskonzept gezogen.

Einleitung

Nachdem in Mitteleuropa während der letzten Jahrhunderte die meisten Hochmoore durch Entwässerung und Torfabbau zerstört worden sind, bestehen seit einigen Jahrzehnten Bemühungen, degenerierte Reste einstiger Torflagerstätten aus Naturschutz- und zunehmend auch aus Klimaschutzgründen zu regenerieren (für Bayern z.B. MEIER 2003). Auf der Basis von Erfahrungen in verschiedenen Regionen gibt es inzwischen detaillierte technische Anleitungen zu solchen Vorhaben (für Bayern z.B. SIUDA & ZOLLNER 2002). Langfristige Erfolgskontrollen zur Entwicklung regenerierender Moore werden – wenn überhaupt – gewöhnlich mit botanischen oder vegetationskundlichen Indikatoren, zum Beispiel mit Torfmoosen (*Sphagnum* spp.), durchgeführt, während faunistische Aspekte meist vernachlässigt werden (LIPSKY 1998). Da Hoch- und Übergangsmoore aber auch Lebensräume ökologisch spezialisierter Insekten sind, sollte der Entomofauna bei Erfolgskontrollen ebenso Beachtung zukommen. Libellen eignen sich hierzu aufgrund ihrer unterschiedlichen Habitatansprüche während ihres Lebenszyklus speziell, da Aussagen sowohl zur Qualität der Larvalgewässer als auch bedingt zu den Landhabitaten möglich sind. Wegen des hohen Zeitaufwandes, den Untersuchungen für aussagekräftige Ergebnisse benötigen, gibt es nur wenige entsprechende Arbeiten (z.B. WILDERMUTH 2008).

Ziel der Studie war es, an einem Beispiel aus dem bayerischen Alpenvorland während einer Hochmoorregeneration die Entwicklung der Libellenfauna über mindestens zehn Jahre zu verfolgen. Dabei stellte sich die Frage, wie sich Libellengemeinschaften im Verlauf der Sukzession ändern und wie sich die Populationsgrößen einzelner Arten entwickeln. Die Ergebnisse sollen insbesondere auch zur Beurteilung der Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur Moorregeneration herangezogen werden.

Untersuchungsgebiet

Lage und Landschaftsgeschichte

Untersucht wurde das Felmer Moos bei Immenstadt, Bayern, am Alpennordrand auf 710 m ü.NN (47°33'49"N, 10°15'52"O, TK 8427 Immenstadt i. Allgäu; Gebietsmittelpunkt: R 4369507, H 5270946; Abb. 1). Ausgangspunkt der nacheiszeitlichen Moorgenese war ein Flachsee. Dieser entstand in einer Senke, die durch den Aufgleitungsdruck des Illergletschers auf einen quer zur Fließrichtung stehenden Molasseriegel ausgeschoben wurde. Durch Verlandung entstand ein Moorkomplex von ca. 350 ha Ausdehnung, hauptsächlich bestehend aus Durchflutungs- und Niedermooren mit fünf aufgewachsenen Regenmoorkörpern. Dieser ist heute überwiegend entwässert und in Intensivgrünland umgewandelt. Das ehemals etwa 47 ha große Felmer Moos stellt im nordöstlichen Zungenbecken mit einem 25 ha großen Regenmoorschild den größten Teilkomplex dar und erreicht eine maximale Torfstärke von mindestens 6,4 m (HOHENSTATTER & LAFORCE 1983).

Die Torfprofile zeigten ebenso wie neuere Anbaggerungen im Zusammenhang mit Vernässungsmaßnahmen im Hochmoorschild keine Hinweise auf ehemals vorhandene größere Offenwasserflächen, so dass von einer üblichen Ausstattung mit Klein- und Kleinstschlenken ausgegangen werden kann. Allerdings bestand offensichtlich ein durchgängig hoher Vernässungsgrad, da der Torfkörper kaum Wurzeln der Krummholz-Kiefer *Pinus mugo ssp. mugo* und *P. m. ssp. rotundata* enthält. Grund dafür dürfte sein, dass die Keimzelle der Moorgenese ein durch Quellen gespeistes Hangmoor war.

Das ursprünglich als Allmende genutzte Moor wurde 1806 in 17 rund 20 m breite und maximal bis über 500 m lange Flächen in Ost-West-Richtung aufgeteilt. Die streifenförmige Besitzstruktur prägt den Zustand des Torfkörpers und der Vegetation bis heute. Nach ungeregeltem Torfabbau in bäuerlichem Handbetrieb ab etwa 1810 wurde der Hochmoorschild 1910 mit einem Ringgraben und Schlitzentwässerungsgräben entlang jeder Grundstücksgrenze flächig trockengelegt. Die Ausbeutung des Torfes als Brennmaterial erfolgte hauptsächlich von Westen her, intensiviert von ca. 1900 bis 1930, und endete um 1960. Einzelstiche wurden noch bis etwa 1980 betrieben (LIEBL 2011). Dabei konnte wegen der hoch gelegenen Vorfluter nur flach und kurzzeitig auf 0,6-2 m Tiefe abgebaut werden. Heute sind nur noch 21 % der ursprünglichen Mooroberfläche ohne Spuren des Torfabbaus erhalten. Mit fortschreitender Ausbeutung wurden die Torfstiche entweder der Sukzession überlassen oder mit mineralischem Aushubmaterial zur Schaffung von Transportwegen aufgefüllt. Von 1800 bis 1930 wurden große Teile des Moores, besonders aber die aufgeschütteten Streifen, zur Streugewinnung genutzt, so dass das Gebiet bis etwa 1960 weitgehend baumfrei blieb. Durch fortschreitende Verlandung verringerte sich dann die Anzahl offener Gewässer schnell. Rund 13 % der Fläche wurde zu Intensivgrünland umgewandelt, auf dem Rest stellte sich rasch dichter Gehölzaufwuchs ein, so dass bis 1985 fast die Hälfte des Hochmoorkörpers mit Hochwald bedeckt war. Die offenen Gewässer schrumpften auf einen Rest von 9 m².

Die 1986 begonnene Regeneration zielte vor allem darauf ab, die nutzungsbedingten Degradationen rückgängig zu machen und das Hochmoor zu revitalisieren. Gleichzeitig wurde versucht, naturschutzfachlich wertvolle, durch die historischen Nutzungsformen entstandene Sekundärlebensräume in möglichst hohen Flächenanteilen zu erhalten, zu pflegen oder zu entwickeln. Durch diese Vorgehensweise soll das typische Artenspektrum der ursprünglichen Natur- und der traditionellen Kulturlandschaft erhalten und wo möglich gefördert werden.

Entwicklungskonzept und Moorerneuerungsmaßnahmen

Initiiert wurde die Hochmoorregeneration 1986 durch Mitglieder der Ortsgruppe Sonthofen im Bund Naturschutz Bayern mit sukzessiven Flächenkäufen von Grundstückstreifen, die sich im Besitz meist örtlicher Landwirte befanden. Ankauf und Maschineneinsatz wurden überwiegend aus Mitteln des Bayerischen Naturschutzfonds, Landschaftspflegemitteln und ab 2006 durch das Klimaschutzprogramm der Bayerischen Staatsregierung mit Sätzen zu 50-90% gefördert.

Kleinere technische Baumaßnahmen und Pflegearbeiten erfolgten ausschließlich ehrenamtlich durch Aktive des Bundes Naturschutz in schätzungsweise 10.000-15.000 Arbeitsstunden.

Konzeptentwicklung und Maßnahmenleitung wurden ehrenamtlich über 25 Jahre durch den Erstautor in ständiger Wechselwirkung von aktuellen Maßnahmen und anwendungsorientiertem Monitoring ausgeführt. Obwohl die Vorgehensweise stark durch die in den 1990er Jahren eingeschränkten Möglichkeiten zum Ankauf von Flächen – eine Folge gesellschaftspolitisch bedingter Konfrontation zwischen Landwirten und Naturschutzverbänden – bestimmt war, entwickelte sich u.a. durch die Ost-West-Ausrichtung der streifenförmigen Flächen schnell ein Grundkonzept zur Durchführung der Regeneration.

Da Verwaldung, Mineralisation und Eutrophierung – teilweise unterstützt durch Kalkung und Düngung mit Gülle – im Westteil am weitesten fortgeschritten waren (vgl. Abb. 2), wurde von dieser Seite mit dem Einschlag von standortfremdem Gehölzaufwuchs begonnen. Holz und Abraum wurden zum Nährstoffentzug soweit wie möglich entfernt. Dann erfolgte ein Anstau ausgehend vom intakteren, höher gelegenen Ostteil der ehemaligen Hochmoorweite. Dies geschah stufenartig von Osten nach Westen, die ersten zehn Jahre grundsätzlich in Handarbeit, ab 1996 in zunehmendem Maß auch mit Baggern. Dabei konnte der mooreigene Wasserspiegel sukzessive zu den Rändern hin angehoben werden. Acht der ehemals zum Abtransport des Torfes aufgeschütteten Dämme mit einer Fläche von 2,4 ha wurden freigelegt, zu Streuwiesen entwickelt und jährlich gemäht. Kleine Anteile von sekundärem Hochwald (0,6 ha) wurden entlichtet und zu einem Birkenbruch

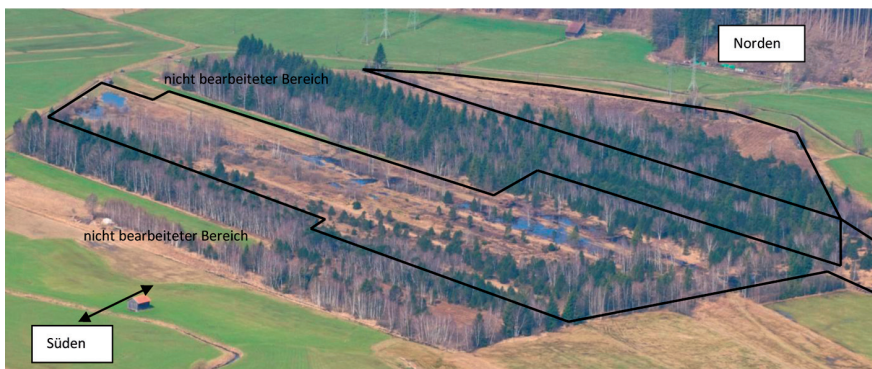


Abbildung 1: Aufnahme des Untersuchungsgebietes „Felmer Moos“ in Bayern vom Kreuzspitzl/Grünten aus mit dem regenerierten Bereich in der Mitte und im Norden und den nicht renaturierten Bereichen (09.02.2010). – Figure 1. View of the Felmer Moos, Bavaria, from the Kreuzspitzl/Grünten showing the regenerated part in the middle and north and the unregenerated parts (09-ii-2010). Photo: S. Bruckmeier

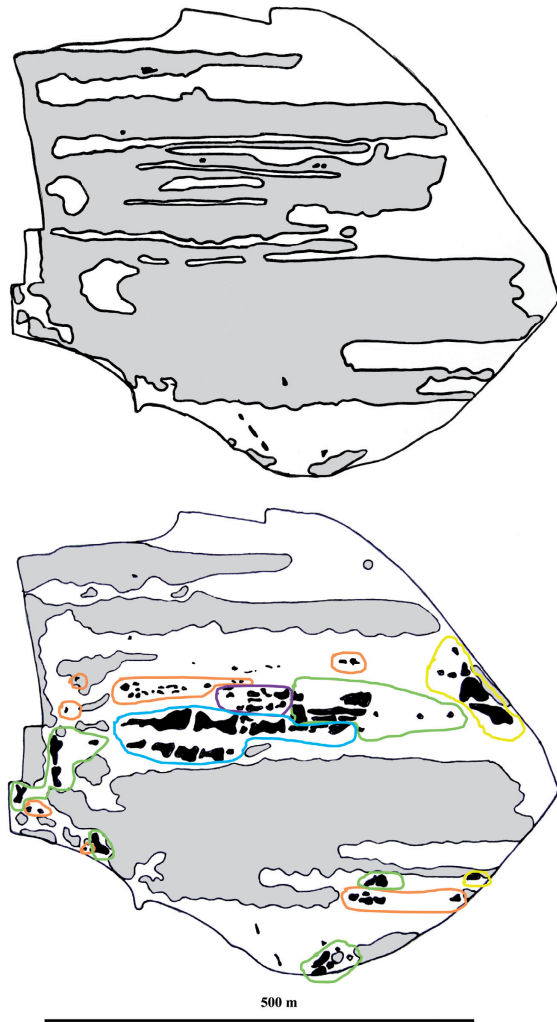


Abbildung 2: Veränderung der Flächenanteile von Wald (grau) und Gewässern (schwarz) zwischen 1985 (oben) und 2012 (unten) sowie Zuordnung der Gewässer zu den in Tabelle 1 dargestellten Gewässertypen im Felmer Moos, Bayern. – Figure 2. Change in the areas of woodland (grey) and water bodies (black) from 1985 (top) to 2012 (bottom) and assignment of the water bodies to the types described in table 1 in the Felmer Moos, Bavaria.

dystrophe Hochmoorschlenken, dystrophic puddles,
 mesotrophe Weiher oder Tümpel mit offenen Wasserflächen, mesotrophic peat ponds with open water surfaces,
 mesotrophe Weiher oder Tümpel mit Torfmoosdecken, mesotrophic peat ponds with *Sphagnum*-cover,
 eutrophe Weiher oder Tümpel, eutrophic ponds,
 eutrophe Flachgewässer, eutrophic shallow waters.

geflutet, trockenere Torfstege (2 ha) mit Beständen der Krummholz-Kiefer *Pinus mugo* ssp. *rotundata* wurden als Moorrandwälder gefördert. Im Randbereich wurden durch Anstau Großseggenriede (1,2 ha) und durch Mahd Streuwiesen (1 ha) entwickelt sowie auf eutrophiertem Intensivgrünland nach Abschieben des Oberbodens Weiher (950 m²) angelegt. Bis Ende 2012 waren so knapp 12 ha bearbeitet, davon 4 ha ab 2009. Die vorliegende Untersuchung bezieht sich fast ausschließlich auf die bereits vor 2009 regenerierten 8 ha Moorfläche, da hier im Untersuchungszeitraum bereits Auswirkungen auf die Libellenfauna zu beobachten waren.

Methoden

Dokumentation der Maßnahmen und der Veränderungen

Veränderungen der Vegetationsentwicklung, Gewässeranzahl, -fläche und -entstehungszeit oder Vernässungsgrade wurden zur Dokumentation von Veränderungen infolge der Regenerationsmaßnahmen im Jahr 2009 flächenscharf in Luftbilder übertragen und mit aus älterem Luftbildmaterial (1944, 1959, 1974) und historischen Fotos (1959, 1960, 1987) rekonstruierten Plänen verglichen. Diese Dokumentation wird seitdem jeweils aktuell ergänzt.

Erfassung der Libellen

Erste repräsentative Erfassungen zur Libellenfauna wurden für Imagines in den Jahren 1994 und 2000 vorgenommen, eine punktuelle Erfassung der Imagines erfolgte 1996. Im Jahr 2000 wurden auch stichprobenhaft Exuvien gesammelt. Ab 2001 wurden systematisch an nahezu allen Gewässern des Gebietes quantitative Exuvienaufsammlungen und ab 2002 Imaginesbeobachtungen durchgeführt.

Mit einer durchschnittlichen Frequenz von jährlich 19,75 Begehungen mit Exuvienfunden wurden zwischen 2001 und 2012 an insgesamt 237 Tagen während der Emergenzzeit die Uferlinien fast aller Fortpflanzungsgewässer mit wenigen Ausnahmen (siehe Diskussion, Grenzen der Erfassbarkeit) möglichst jede Woche bzw. vor Ende von Schönwetterperioden zwei bis vier Stunden lang abgesammelt (Abb. 3). Gegen Ende der Untersuchungsperiode waren dazu in Hauptschlupfphasen aufgrund der steigenden Anzahl der Gewässer oft zwei Erfassungstermine für einen Durchgang notwendig.

Dabei wurde angestrebt, Anisopterenexuvien möglichst vollständig abzusammeln. Bei den Zygopteren erwies sich dieses Ziel aufgrund der großen Anzahl, der oft schwierigen Auffindbarkeit und der schnellen Zerstörung der Exuvien durch Witterungseinflüsse als nicht erreichbar. Die systematische Suche nach Zygopterenexuvien wurde daher nur für die moortypischen Arten *Coenagrion hastulatum* und *Lestes virens* durchgeführt. Von den anderen Zygopteren wurden Exuvien lediglich als Beifunde erfasst.

Die Bestimmung erfolgte anhand von GERKEN & STERNBERG (1999), HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002) und SEIDENBUSCH (2010). In Zweifelsfällen, v.a. bei *Symptetrum* spp., wurden die Exuvien von R. Seidenbusch nachbestimmt.

Imagines wurden erstmals 1994 von HS erfasst, 2000 erfolgte eine Erfassung unabhängig voneinander durch M. Muth, HS und AK, so dass bei der Artenzahl weitgehend Vollständigkeit erreicht worden sein dürfte. Ab 2002 wurden die Imagines planmäßig erfasst, ggf. versehen mit Angaben zur Individuenzahl, zum Geschlecht, zum Territorialverhalten, zur Tandembildung, Paarung und Eiablage. Dies erfolgte während der gesamten Flugzeit an insgesamt 364 Tagen bei einer durchschnittlichen Jahresfrequenz von 30,3 Tagen (Abb. 3).

Erfassung der Strukturen und Gewässertypen

Die Vegetation der untersuchten Gewässer wurde erfasst und die Gewässer wurden verschiedenen Typen zugeordnet. Dazu wurde jedes Gewässer mit dem Jahr der Anlage versehen in einen Lageplan eingetragen und bei jeder größeren Veränderung der Vegetationsart und -deckung fotografiert. Die Einteilung erfolgte nach Sukzessionsstadium und Lage. Um die Besiedlung der Gewässertypen durch die Libellenarten zu untersuchen, wurden die Exuvien-Fundorte den jeweiligen Gewässertypen zugeordnet. Dies ermöglichte die Zuordnung einer Exuvie zum aktuellen Sukzessionsstadium des Schlupfgewässertyps während der jeweiligen Emergenz und damit auch einen Vergleich der Populationsgrößen einzelner Arten in unterschiedlichen Sukzessionsstadien.

Die vorhandenen Gewässer wurden den in Tabelle 1 dargestellten Typen zugeordnet.

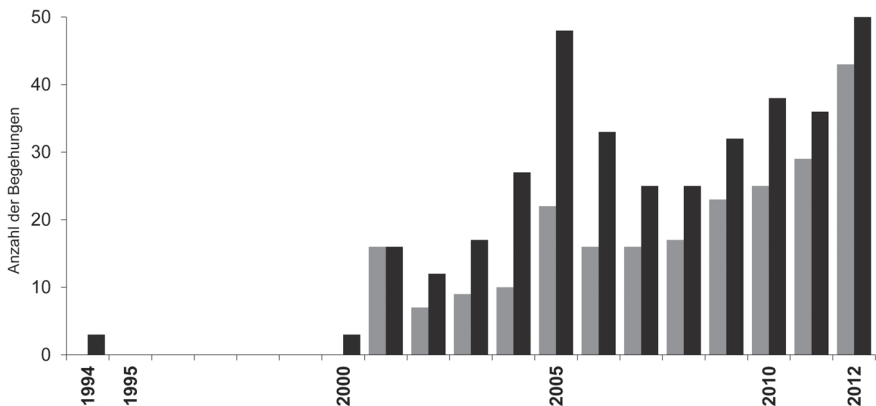


Abbildung 3: Zahl der jährlichen Begehungen insgesamt (schwarz) und mit Exuvienfunden (grau). – Figure 3. Number of annual excursions total (black) and with findings of exuviae (grey).

Tabelle 1: Im Hochmoor-Regenerationsgebiet Felmer Moos (Bayern) unterschiedene Gewässertypen. – Table 1. Types of waterbodies distinguished at the Felmer Moos (Bavaria, Germany).

Nr.	Gewässertyp	Beschreibung
1	dystrophe Hochmoorschlenken	weitgehend mit dem Spieß-Torfmoos <i>Sphagnum cuspidatum</i> bedeckte, dystrophe offene Hochmoorgewässer, meist Randwulste aus Magellans Torfmoos <i>Sphagnum magellanicum</i> , Trügerischem Torfmoos <i>Sphagnum fallax</i> , Steifblättrigem Frauenhaarmoos <i>Polytrichum strictum</i> , Scheidigem Wollgras <i>Eriophorum vaginatum</i> , lockerer Saum mit Schnabelsegge <i>Carex rostrata</i> und Flatterbinse <i>Juncus effusus</i> . Hier wurden auch noch aus der Zeit vor der Renaturierung bestehende Alttorfstiche und Originalschlenken zugeordnet.
2	mesotrophe Weiher und Tümpel mit offenen Wasserflächen	Saum aus Schwimmendem Laichkraut <i>Potamogeton natans</i> , in Flachwasserbereichen großwüchsige Bulte der Flatter-Binse <i>Juncus effusus</i> und größere Bestände der Schnabel-Segge <i>Carex rostrata</i> und der Wald-Simse <i>Scirpus sylvaticus</i> , Pionierstadien auch mit Beständen des Breitblättrigen Rohrkolbens <i>Typha latifolia</i>
3	mesotrophe Weiher und Tümpel mit Torfmoosdecken	bedeckt von durch Versauerung sekundär aufgewachsenen Sphagnum-Decken aus Spieß-Torfmoos <i>Sphagnum cuspidatum</i> , Säume aus Schmalblättrigem Wollgras <i>Eriophorum angustifolium</i> und Scheiden-Wollgras <i>E. vaginatum</i>
4	eutrophe Weiher und Tümpel mit Laichkraut-Saum und Weidengebüschen	durchgehender Saum aus Schwimmendem Laichkraut <i>Potamogeton natans</i> , Breitblättrigem Rohrkolben <i>Typha latifolia</i> und Weidengebüschen <i>Salix</i> spp.
5	eutrophe Flachwasserbereiche	bei der Gesamtvernässung des ehemaligen Moorkerns entstandene Pionierstadien, die lediglich kurzzeitig in den Jahren 2009-2012 zu finden waren

Trotz der Zuordnung zu Gewässertyp 1 wurden die wenigen Alttorfstiche und Originalschlenken aus der Zeit vor Beginn der Regeneration auch eigens erfasst, so dass Aussagen zu Bestand und Populationsgrößen unter Ausschluss der Regeneration möglich wurden. Die eutrophen Flachwasserbereiche des Gewässertyps 5 wurden ausgegliedert, da es hier im Pionierstadium zu einer für das Gesamtprojekt eher untypischen Massenentwicklung mehrerer Libellenarten mit hoher Dynamik kam. Angaben zu Gewässergrößen beruhen auf Schätzungen mit Gitterraster. Sie sind als Annäherungswerte zu verstehen, da große Schwingrasenbereiche eine genaue Abgrenzung oft nicht ermöglichen.



Abbildung 4: Mesotrophes Torfgewässer im Jahr 2006 mit lückigem Saum von Breitblättrigem Rohrkolben *Typha latifolia*, weitgehend offener Wasserfläche und geringer Deckung von Schwimmendem Laichkraut *Potamogeton natans* (oben). Dasselbe Gewässer im Jahr 2012 mit nahezu flächiger Deckung von *Sphagnum cuspidatum* und sich ausbreitenden Schwinggrasen auf Rhizomen der Schnabel-Segge *Carex rostrata* (unten). – Figure 4. Mesotrophic peat pond in 2006 with fringe of *Typha latifolia*, largely open water and some leaves of *Potamogeton natans* (top). The same pond in 2012, nearly completely covered by *Sphagnum cuspidatum* and spreading quagmire of *Carex rostrata* (bottom).

Ergebnisse

Entwicklung der Fläche, Anzahl und Typen der Gewässer

Im Laufe von 25 Jahren Regeneration hat sich die Gewässerfläche – ohne Flachgewässer – bei Mittelwasserstand von 9 m² im Jahr 1985 auf 2.928 m² Ende 2012 entwickelt. Durch gezielte Anlage und durch Materialentnahme für Rückstaudämme entstanden zeitlich versetzt insgesamt 74 Gewässer, von denen zehn bis 2012 verlandeten. Die Größe der Gewässer lag zwischen 1 und 400 m². Die Gewässeranlage erfolgte zuerst kontinuierlich mit jährlich kleinflächigen Staumaßnahmen, lief aber mit dem verstärkten Einsatz von Baggern ab 1996 nicht mehr gleichmäßig, sondern je nach technischen Möglichkeiten in größeren Bauabschnitten ab (Abb. 5). Doch wurden im empfindlichen Moorkern bis 2004 noch von Hand dystrophe Schlenken mit einer Größe von jeweils 2-35 m² angelegt. Im Bereich tiefer mineralisierter Torfe wurden mit dem Bagger Torfgewässer mit 10-400 m² Fläche abgedämmt und im Bereich der randlichen Seetonwanne zwei Weiher mit 500 m² im Jahr 1996 und 450 m² im Jahr 2004 ausgehoben. Durch das streifenweise Vorgehen über zweieinhalb Jahrzehnte waren zunehmend alle Sukzessionsstufen vom Pioniergewässer bis zu fortgeschrittenen Verlandungsstadien insbesondere ab 2004 vorhanden. Eine weitere Differenzierung dieser Gewässervielfalt ergab sich aus dem Vorhandensein von Moorgewässern unterschiedlicher Trophiestufen von dystroph bis eutroph.

Im Jahr 2012 waren folgende Gewässer vorhanden:

- 18 dystrophe Schlenken mit einer Wasserfläche von insgesamt 118 m²
- acht meso- bis dystrophe Torfgewässer mit 237 m²
- 20 mesotrophe Torfgewässer von 1.562 m²
- zwei eutrophe Weiher mit 950 m²
- zwei eutrophe Tümpel mit 60 m²
- Seggenriede mit hoch anstehendem Wasserstand mit 2.800 m².

Dazu kamen 2009 durch Überstau entstandene Flachgewässer mit 4.010 m² Fläche und einer Wassertiefe bis 0,2 m mit 19 zerstreut über die Wasserfläche verteilten, bis 2,5 m tiefen und 200 m² großen Materialentnahmestellen. Deren Gesamtfläche war 2012 durch Verlandung bereits wieder auf 1.800 m² zurückgegangen. Während im Zuge der Vernässung auf Jahrzehnte stabile, schlenkenartige dystrophe Gewässer kontinuierlich zunahmen, unterlagen mesotrophe Weiher einer schnelleren Sukzession. Diese führte durch schwimmende Rhizome der Schnabel-Segge *Carex rostrata* nach etwa 15 Jahren bzw. durch Versauerung mit flächiger Ausbreitung des Spieß-Mooses *Sphagnum cuspidatum* nach etwa 10 Jahren zur Verlandung der Gewässer.

Veränderung der Vegetationseinheiten

Die Regenerationsmaßnahmen führten im Moorkern zu einer weitgehenden Wiederherstellung der naturnahen hydrologischen Verhältnisse mit starkem *Sphagnum*-Wachstum (Abb. 4). Auch zu den Rändern hin stabilisierten sich die Wasserstände auf höherem Niveau. Zudem setzte meist eine deutliche Abnahme der Trophie ein, verstärkt durch regelmäßigen Abtransport von Mähgut und Entbuschungsmaterial. Diese Dynamik setzt sich weiter fort und wird in den nächsten Jahren vermutlich eine weiter fortschreitende Ausdehnung des Akrotelms bewirken.

Entwicklung der Libellenartenzahl

Zwischen 1994 und 2011 wurden 47 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 2), von denen sich 26 sicher dauerhaft in den neu entstandenen Gewässern fortpflanzen. Für 27 Arten konnten Exuvienfunde verzeichnet werden (Tab. 3). *Orthetrum cancellatum* wird dabei trotz eines einzelnen Exuvienfundes nicht als bodenständig eingestuft, da an dem entsprechenden Gewässer die Habitatansprüche der Art für eine dauerhafte Besiedlung nicht erfüllt waren. Es kamen insgesamt 11.818 Exuvien zur Auswertung, davon 9.874 von Anisopteren und 1.944 von Zygopteren.

Es war ein direkter Zusammenhang zwischen der Anzahl und Größe der Gewässer und der Libellenartenzahl erkennbar (Abb. 5). Dabei war eine kontinuierliche Besiedlung durch moortypische Arten zu beobachten. Als letzte dieser Arten wurde *Aeshna subarctica* 18 Jahre nach Anlage des entsprechenden Gewässers und 20 Jahre nach Beginn der Regenerationsmaßnahmen im Jahre 2006 erstmals bodenständig nachgewiesen.

Erstnachein gelangten in den letzten Jahren im Bereich der mesotrophen Weiher, zuletzt von *Aeshna isoeles* im Jahr 2010 und *Gomphus pulchellus* im Jahr 2011. Letztere ist als nicht bodenständig anzusehen.

In Tabelle 3 ist angegeben, welche Arten sich in welchen Gewässertypen fortpflanzen. Auf der Grundlage dieser Angaben konnten für die Gewässer unterschiedlicher Trophiestufen die jeweiligen Libellenzönosen unterschieden werden. Als charakteristische Arten können für die dystrophen Gewässer *Aeshna subarctica*, *Somatochlora arctica* und *Leucorrhinia dubia*, für die mesotrophen Weiher *Lestes virens*, *Aeshna juncea* und *Leucorrhinia pectoralis* sowie für die eutrophen Gewässer *Aeshna grandis* gelten.

Entwicklung der Populationen ausgesuchter Arten

Die Auswertung der quantitativen Exuvienaufsammlungen zeigt bei den nach KUHN & BURBACH (1998) für Bayern typischen Arten der Hoch- und Übergangsmoore *Leucorrhinia dubia* (Abb. 6), *Aeshna juncea* (Abb. 8), *Sympetrum danae*,

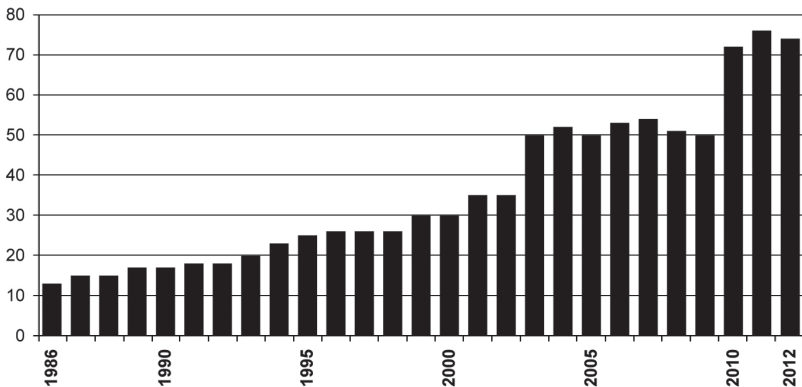
Tabelle 2: Zwischen 1986 und 2012 im Hochmoor-Regenerationsgebiet Felmer Moos (Bayern) nachgewiesene Libellenarten sowie Bemerkungen zu ihrem Vorkommen. – Table 2. Odonata species recorded at the Felmer Moos (Bavaria, Germany) during bog regeneration from 1986 to 2012 and annotations according to their occurrence. Im_{max}/d – maximale Anzahl beobachteter Imagines pro Tag, maximal number of recorded imagos per day.

Art	Im_{max}/d	Bemerkungen
<i>Calopteryx virgo</i>	2	in den angrenzenden Wiesengraben und -bächen mäßig häufig
<i>Calopteryx splendens</i>	2	in den angrenzenden Wiesengraben und -bächen häufig
<i>Lestes barbarus</i>	1	2006 Einzelnachweis an dystropher Schlenke
<i>Lestes sponsa</i>	>100	an allen Gewässern
<i>Lestes virens</i>	>100	2004 erstmals nachgewiesen, seitdem Zunahme der Population an allen Gewässern
<i>Lestes viridis</i>	>20	an allen mit Gehölzen umstandenen Gewässern
<i>Sympecma fusca</i>	5	2004 erstmals nachgewiesen, seitdem kleine Population an einem eutrophen Weiher
<i>Coenagrion hastulatum</i>	>100	an allen Gewässern
<i>Coenagrion puella</i>	>200	an allen Gewässern
<i>Coenagrion pulchellum</i>	4	vereinzelt an meso- und eutrophen Gewässern in mittleren und fortgeschrittenen Sukzessionsstadien
<i>Enallagma cyathigerum</i>	>20	an eutrophen Weihern
<i>Erythromma lindenii</i>	1	2006 und 2008 Einzelnachweise abseits der Gewässer
<i>Erythromma najas</i>	1	2005 Einzelnachweis an einem eutrophen Weiher
<i>Ischnura elegans</i>	1	zugeflogen
<i>Ischnura pumilio</i>	6	kurzzeitig an Pioniergewässern
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	>10	an allen Gewässern
<i>Platycnemis pennipes</i>	2	von randlichen Wiesenbächen und -gräben zugeflogen
<i>Aeshna cyanea</i>	9	an allen Gewässern
<i>Aeshna grandis</i>	4	an meso- und eutrophen Weihern
<i>Aeshna isoceles</i>	3	2010 Erstnachweis, 2011 drei Imagines an meso- und eutrophen Gewässern
<i>Aeshna juncea</i>	11	an allen Gewässern
<i>Aeshna mixta</i>	1	2005 zwei Nachweise
<i>Aeshna subarctica</i>	1	an dystrophen und mesotrophen Schlenken mit vollständiger Torfmoosbedeckung

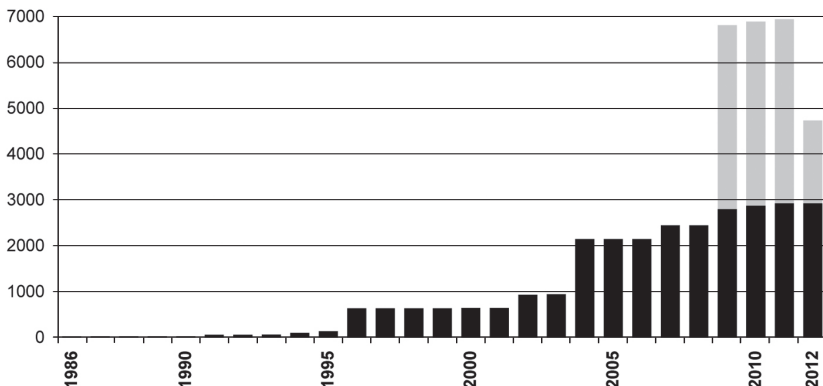
Art	Im _{max} /d	Bemerkungen
<i>Anax imperator</i>	5	an allen größeren Gewässern
<i>Anax parthenope</i>	1	2005 zwei Einzelnachweise
<i>Gomphus pulchellus</i>	1	zugeflogen
<i>Cordulegaster boltonii</i>	1	nur an einem Entwässerungsgraben am Rande des Gebietes
<i>Cordulia aenea</i>	8	an allen Gewässern mit geringer bis mittlerer Vegetationsdeckung
<i>Somatochlora arctica</i>	2	an Moorkiefern säumen
<i>Somatochlora flavo-maculata</i>	6	über Großseggenstreifen und an Waldlichtungen
<i>Somatochlora metallica</i>	4	an den eutrophen Weihern
<i>Crocothemis erythraea</i>	2	2003, 2004, 2007 und 2010 an mesotrophen Weihern mit geringer Vegetationsdeckung
<i>Leucorrhinia dubia</i>	>30	an dystrophen und mesotrophen Torfgewässern
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	5	seit 2006 kleiner bodenständiger Bestand an mesotrophen Torfweihern mit mittlerer Vegetationsdeckung
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	1	2000 Einzelnachweis
<i>Libellula depressa</i>	11	an allen Gewässern mit geringer Vegetationsdeckung
<i>Libellula quadrimaculata</i>	>200	an allen Gewässern
<i>Orthetrum brunneum</i>	>20	kurzzeitig an Pioniergewässern
<i>Orthetrum cancellatum</i>	4	zugeflogen
<i>Orthetrum coerulescens</i>	1	2003 und 2006 je ein Einzelnachweis an einem Entwässerungsgraben am Rande des Gebietes
<i>Sympetrum danae</i>	>200	an meso- und eutrophen Gewässern früher Sukzessionsstadien und an Gewässern mit mittlerer bis starker Vegetationsdeckung
<i>Sympetrum flaveolum</i>	2	2004 und 2008 in Landhabitaten und an einem verlandeten Gewässer
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	7	zugeflogen
<i>Sympetrum meridionale</i>	2	2002, 2005 und 2010 auf Heideflächen
<i>Sympetrum sanguineum</i>	>50	an von Gehölzen umstandenen meso- und eutrophen Gewässern
<i>Sympetrum striolatum</i>	>50	dominierende Großlibelle im Spätherbst, teilweise wohl zugeflogen
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4	an meso- und eutrophen Gewässern früher Sukzessionsstadien und an Gewässern mit mittlerer bis starker Vegetationsdeckung

Libellula quadrimaculata, *Aeshna cyanea* (Abb. 8), *Sympetrum vulgatum* und *Coenagrion hastulatum* einen teilweise starken Anstieg der Populationsgrößen oder eine dauerhafte Ansiedlung bei *Aeshna subarctica* nach Durchführung der Regenerationsmaßnahmen. Eine Ausnahme bildet *Somatochlora arctica*, für die kein einheitlicher Trend festgestellt werden konnte (Abb. 7, 10). Bei nach KUHN & BURBACH (1998) in Bayern typischen Arten der Niedermoores konnte ein starker Populationsanstieg für *Lestes sponsa*, *Aeshna grandis* (Abb. 9) und *Cordulia aenea* belegt werden. Für *Pyrrhosoma nymphula* und *Somatochlora flavomaculata* liegen lediglich wenige Daten vor. Imaginalbeobachtungen lassen aber auf eine Zunahme von *Somatochlora flavomaculata* und eine Abnahme von *Pyrrhosoma nymphula* schließen. Bei nach KUHN & BURBACH (1998) in Bayern tyrrhophilen Arten kam es zur dauerhaften Besiedlung durch *Leucorrhinia pectoralis* und zur Neubesiedlung durch *Lestes virens* mit starkem Populationsanstieg.

a: Anzahl der Gewässer



b: Gewässergröße [m²]



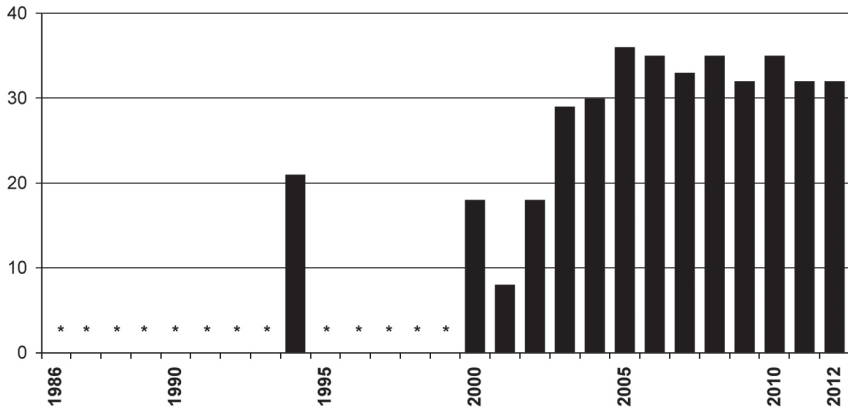
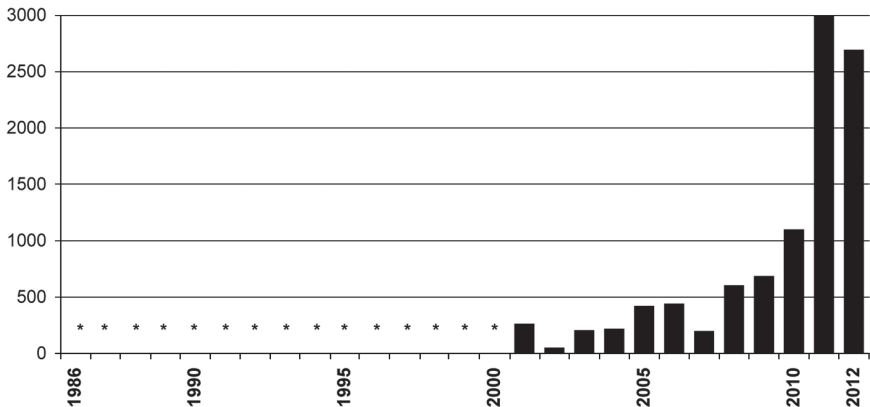
c: Anzahl der im jeweiligen Jahr nachgewiesenen Arten**d: Anzahl der im jeweiligen Jahr erfassten Großlibellenexuvien**

Abbildung 5: Entwicklung der Gewässeranzahl ($n = 91$) (a), der Gesamtfläche der Gewässer, differenziert für Flachwasserbereiche (grau) und restliche Gewässertypen (schwarz) (b), der Anzahl der jährlich nachgewiesenen Libellenarten ($n = 47$) (c) und der Anzahl der jährlich erfassten Großlibellenexuvien ($n_{\text{tot}} = 9874$) während und nach Maßnahmen zur Hochmoor-Regeneration im Felmer Moos (Bayern) zwischen 1986 und 2012 (d). – Figure 5. Development of the number of water bodies ($n = 91$) (a), the total area of water bodies, differentiated for shallow waterbodies (grey) and other types of waterbodies (black) (b), the number of dragonfly species observed annually ($n = 47$) (c) and the number of Anisoptera-exuviae per annum ($n_{\text{tot}} = 9874$) at Felmer Moos (Bavaria, Germany) during bog regeneration between 1986 and 2012 (d). * – in diesen Jahren wurden keine Erfassungen durchgeführt, in these years no investigations were made.

Tabelle 3: Maximale Exuvienzahl je Jahr zwischen 2001 und 2012 im Hochmoor-Regenerationsgebiet Felmer Moos (Bayern) sowie Angaben zu den Gewässertypen und zur Vegetationsbedeckung der Gewässer, in denen die Arten nachgewiesen wurden. – Table 3. Maximal number of exuviae collected per annum at the Felmer Moos (Bavaria, Germany) between 2001 and 2012 and information about the different types of waterbodies and vegetation cover. Gewässertypen, types of waterbodies: **1** – dystrophe Hochmoorschlenken, dystrophic puddles; **2** – mesotrophe Weiher und Tümpel mit offenen Wasserflächen, mesotrophic peat ponds with open water surfaces; **3** – mesotrophe Weiher und Tümpel mit Torfmoosdecken, mesotrophic peat ponds with Sphagnum-cover; **4** – eutrophe Weiher und Tümpel mit Laichkraut-Saum und Weidengebüsch, eutrophic ponds; **5** – eutrophe Flachwasserbereiche, eutrophic shallow waters. Vegetationsbedeckung, cover of vegetation: **g** – gering, low; **m** – mittel, middle; **h** – hoch, high.

Art	Ex _{max} /a	Gewässertypen	Vegetationsbedeckung
<i>Lestes sponsa</i>	68	1, 3, 4	m, h
<i>Lestes virens</i>	89	1, 3, 4	m
<i>Lestes viridis</i>	4	3, 4	
<i>Sympecma fusca</i>	1	4	m
<i>Coenagrion hastulatum</i>	456	1, 3, 4	m
<i>Coenagrion puella</i>	258	1, 2, 3, 4, 5; mit Ausnahme alter Torfstiche	m, h
<i>Coenagrion pulchellum</i>	22	3, 5	m
<i>Enallagma cyathigerum</i>	8	4	g
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	3	1, 3, 4	s
<i>Aeshna cyanea</i>	287	1, 3, 4, 5	g, m, h
<i>Aeshna grandis</i>	42	4	m
<i>Aeshna juncea</i>	138	1, 3, 4, 5	g, m, h
<i>Aeshna subarctica</i>	13	1, 2	h
<i>Anax imperator</i>	5	3, 4, 5	m
<i>Cordulia aenea</i>	101	1, 3, 4, 5	m, h
<i>Somatochlora arctica</i>	25	1, 2	h
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	5	3; Großseggenriede	h
<i>Somatochlora metallica</i>	1	4	m
<i>Leucorrhinia dubia</i>	441	1, 3	g, m, h
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	7	3	m, h
<i>Libellula depressa</i>	21	3, 4	g, m
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1.055	1, 3, 4, 5	g, m, h
<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	1	h
<i>Sympetrum danae</i>	1.324	1, 3, 4, 5	g, m, h
<i>Sympetrum sanguineum</i>	35	3	m, h
<i>Sympetrum striolatum</i>	124	3, 4, 5; Pioniergewässer	g, m
<i>Sympetrum vulgatum</i>	224	3, 4, 5	g, m

An den noch vorhandenen und teilweise im Untersuchungszeitraum verlandeten Altgewässern wurden in zwölf Jahren 180 Exuvien von Großlibellen gefunden, an den im Rahmen der Regeneration entstandenen Gewässern waren es 9.794 Exuvien. Dabei zeigten sich im Detail deutliche Unterschiede in der Dynamik bei den stärker an Hochmoore gebundenen Arten. Der Bestand von *Leucorrhinia dubia* wäre ohne das Angebot der seit 1987 neu angelegten Gewässer im Jahr 2003 vermutlich erloschen. Zu diesem Zeitpunkt war der größte Teil der „alten“ Entwicklungsgewässer verlandet. In den zwei verbliebenen für die Art suboptimalen Gewässern mit einer Fläche von lediglich 2 m² kam es zu keiner Emergenz mehr. Durch bereits von 1987 bis 1994 angelegte, von der Art als Stammhabitate genutzte Torfgewässer im Moorkern war eine Grundpopulation zu Beginn der Untersuchung bereits gesichert. Die Art reagierte trotz Populationsschwankungen auf die Erweiterung des Angebots dystropher Gewässer mit einem starken Anstieg der Emergenzzahlen. In Jahren mit hohen Abundanzen an den dystrophischen Stammgewässern kam es auch in mesotrophen Weihern zusätzlich zu geringer Emergenz. Die Emergenzzahlen der syntop vorkommenden *Libellula quadrimaculata* verlief weitgehend parallel (vgl. Abb. 6).

Im Untersuchungsgebiet pflanzte sich *Aeshna subarctica* lediglich in Gewässern fort, die eine fast vollständige Deckung mit *Sphagnum cuspidatum* aufwiesen. Eine notwendige Mindestgröße des Gewässers war nicht erkennbar, denn die Art schlüpfte auch in Schlenken mit einer Größe von lediglich einem Quadratmeter.

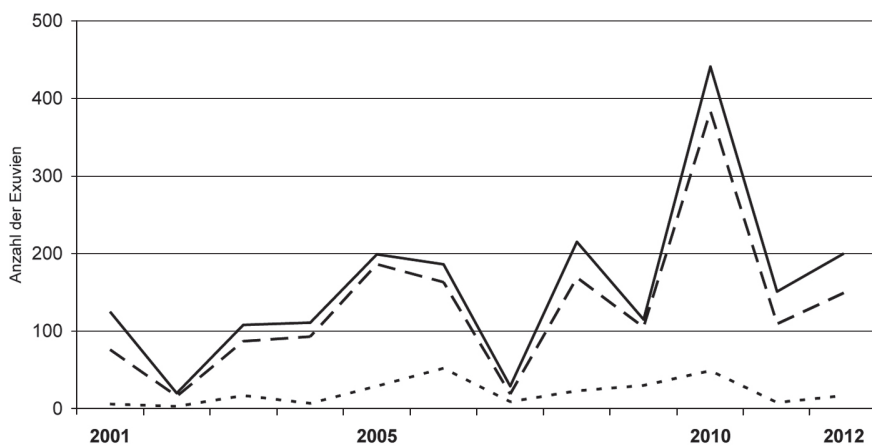


Abbildung 6: Jährliche Exuvienzahlen von *Leucorrhinia dubia* insgesamt (—) und in den dystrophischen Schlenken allein (---) sowie von *Libellula quadrimaculata* insgesamt (- - -). – Figure 6. Annual numbers of exuviae of *Leucorrhinia dubia* in total (—) and in dystrophic puddles only (---) and of *Libellula quadrimaculata* in total (- - -).

Bei *Somatochlora arctica* war kein Einfluss des Gewässerangebots auf die Populationsgröße nachweisbar. Die Art pflanzt sich im Felmer Moos überwiegend in sehr kleinen Schlenken fort, die – um Trittschäden zu vermeiden – nicht bei jedem Durchgang vollständig nach Exuvien abgesucht wurden. Hierdurch ist vermutlich nicht die gesamte Population erfasst worden. Dennoch dürften die Ergebnisse den Trend zur Stagnation bei der Populationsentwicklung gut widerspiegeln. Ein Teil der Entwicklungsgewässer aus der Zeit vor den Regenerationsmaßnahmen verlandete im Untersuchungszeitraum. Im gleichen Maße verlagerte sich die Emergenz auf neu angelegte Gewässer, so dass das Aussterberisiko für die Art gesenkt werden konnte.

Die folgenden Arten, die im Alpenvorland in Moorgewässern ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, reagierten in ihrer Populationsdynamik verhältnismäßig einheitlich. *Aeshna juncea* schlüpfte in den dystrophen Gewässern nur vereinzelt. In den eutrophen Randweiher schwankten die Emergenzzahlen auf niedrigem Niveau. Die Anlage mesotropher Moorweiher trug dagegen zu einem starken Anstieg der Population bei, der von Emergenzeinbrüchen in den überdurchschnittlich warmen Frühjahren 2003, 2007 und 2011 überlagert wurde (Abb. 8). Die im November 2009 durch Aufstau entstandenen Flachwasserzonen wurden offensichtlich 2010 sofort besiedelt. Es kam 2012 zu einer Emergenz von 93 Tieren.

Wegen des kurzen und frühen Emergenzzeitraums und dem vorwiegenden Schlupf an emerser Vegetation konnten bei *Coenagrion hastulatum* repräsentative Ergebnisse erreicht werden. Bei *Lestes virens* gelang dies nicht, da die Emer-

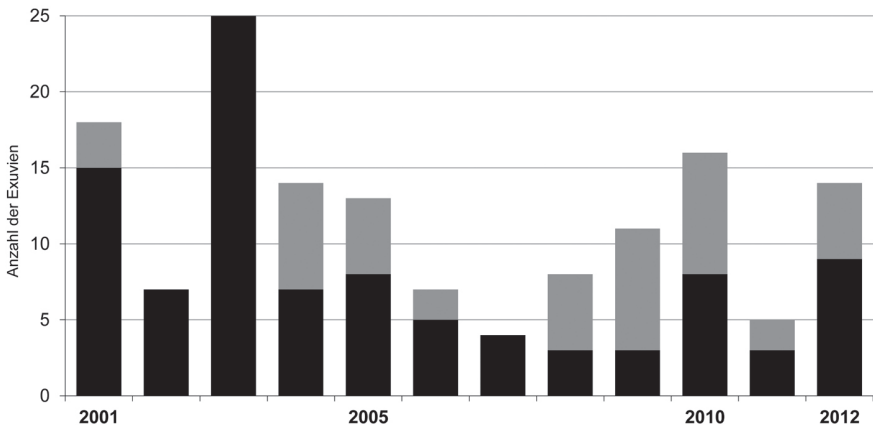


Abbildung 7: Jährliche Exuvienzahlen von *Somatochlora arctica* in den vor der Regeneration bestehenden (schwarz) und in den neu angelegten Gewässern (grau). – Figure 7. Annual number of exuviae of *Somatochlora arctica* in water bodies that existed before (black) and in those that were created during bog regeneration (grey).

genz über einen langen Zeitraum und teilweise sehr versteckt an dichter Randvegetation erfolgte.

Coenagrion hastulatum wurde erstmals im Jahr 2000 als Imago nachgewiesen. Der Bestand stieg in den Folgejahren an. Im Jahr 2011 wurden Tagesmaxima mit mehr als 50 Männchen nachgewiesen. Im Jahr 2012 erreichte die Populationsgröße mit 409 gefundenen Exuvien ihr bisheriges Maximum. Es wurden alle untersuchten Gewässertypen zur Fortpflanzung genutzt, wobei mesotrophe Torfgewässer bevorzugt wurden.

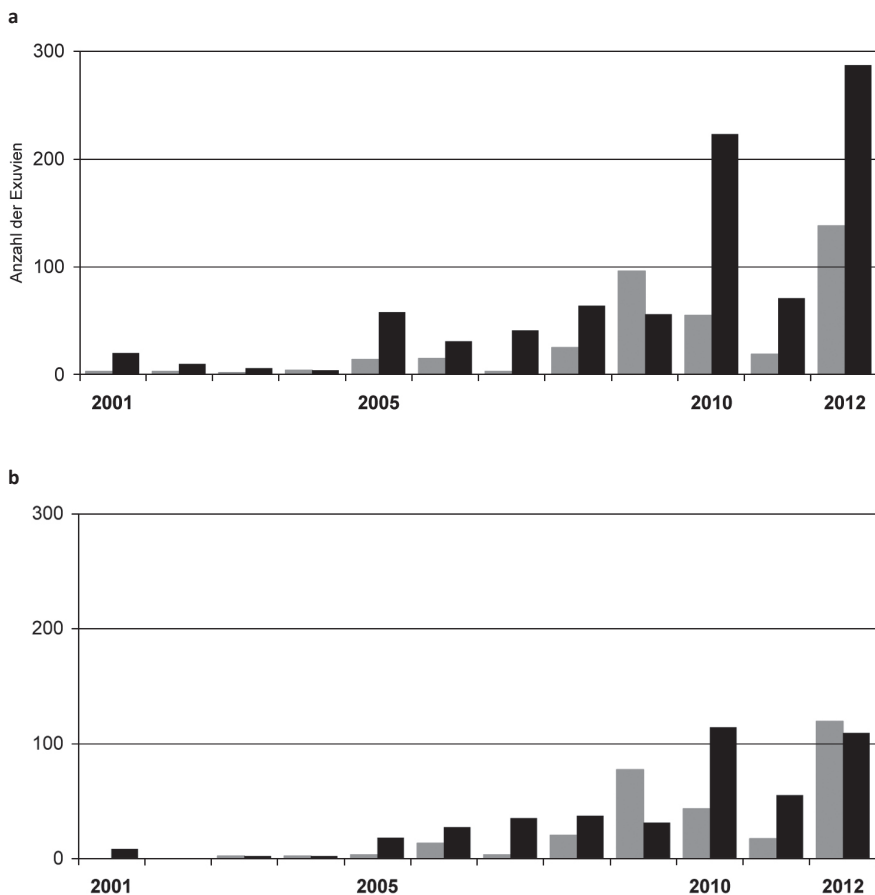


Abbildung 8: Jährliche Anzahl der Exuvien von *Aeshna juncea* (grau) und *Aeshna cyanea* (schwarz) im gesamten Untersuchungsgebiet (a) und in den mesotrophen Torfgewässern (b). – Figure 8. Annual number of exuviae of *Aeshna juncea* (grey) and *Aeshna cyanea* (black) of the entire study site (a) and the mesotrophic turf ponds only (b).

Lestes virens baute nach der Neuansiedlung 2004 zuerst in den mesotrophen Torfgewässern eine stabile Kleinpopulation mit 10-50 Imagines auf und zeigte ab 2008 einen Anstieg bis auf Tagesmaximalwerte von mehr als 100 Imagines. Eine Emergenz wurde in allen Gewässertypen mit offenen Wasserflächen nachgewiesen.

Leucorrhinia pectoralis wurde erstmals 2006 beobachtet und hielt seitdem eine Kleinpopulation mit maximal fünf territorialen Männchen und sieben aufgefundenen Exuvien jährlich.

Lediglich *Sympetrum danae* zeigte ein unklares Bild mit starken Populationschwankungen sowohl bei den Imagines als auch bei den Exuvien. Dabei entwickelte sich die Art an allen Gewässertypen und -größen, zeigte jedoch einen Schwerpunkt in den meso- bis dystrophen Gewässern jüngerer Sukzessionsstadien. Die Art erreichte in den Jahren 2011 und 2012 in 2.300 m² großen Flachgewässern, die im November 2009 entstanden waren, eine Massenvermehrung (2011: 1.123; 2012: 1.059 Exuvien) zusammen mit *Libellula quadrimaculata* (914; 416 Exuvien) und *Sympetrum vulgatum* (215; 13 Exuvien).

Das Artenspektrum der eutrophen Weiher am Moorrand entsprach dem von Weihern und kleinen Stillgewässern im Alpenvorland nach KUHN & BURBACH (1998). So wurden mit Ausnahme von *Erythromma viridulum* alle für Bayern an Weihern typische Arten nachgewiesen. Ebenso waren hier alle Arten vertreten, die in der Schweiz für diesen Gewässertyp als weit verbreitet angegeben werden (WILDERMUTH et al. 2005) (Tab. 2). Bei den Aeshniden war kein Zusammenhang zwischen den Emergenzzahlen von *Aeshna cyanea*, *A. juncea* und *A. grandis* erkennbar (Abb. 9). Als Art später Sukzessionsstadien kam *A. grandis* neun Jahre nach der Gewässeranlage erstmals zur Emergenz, in den folgenden Jahren waren die Exuvienzahlen geringer. Im Jahr 2010 wurden an einem Gewässer 42 Exuvien gezählt, 2012 waren es 31.

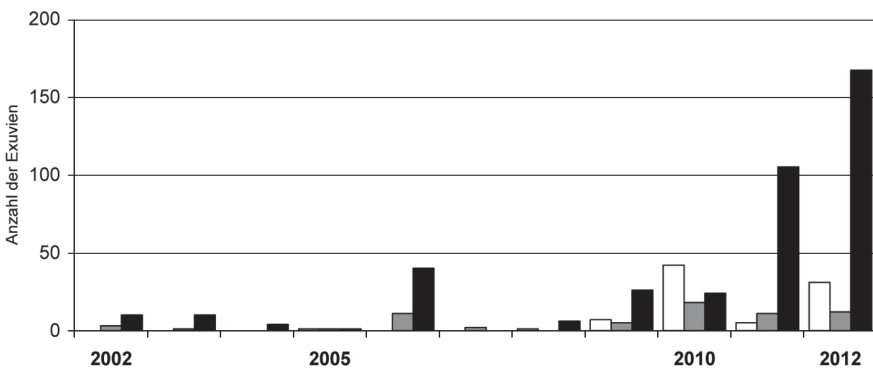


Abbildung 9: Jährliche Anzahl der Exuvien von *Aeshna grandis* (weiß), *A. juncea* (grau) und *A. cyanea* (schwarz) in den eutrophen Weihern. – Figure 9. Number of exuviae of *Aeshna grandis* (white), *A. juncea* (grey) and *A. cyanea* (black) in the eutrophicated ponds.

Die Populationsentwicklung wurde durch den Witterungsverlauf stark beeinflusst. In den überdurchschnittlich warmen Frühjahren 2002, 2003, 2007 und 2011 kam es zu markanten Einbrüchen in den Populationsgrößen zahlreicher Großlibellenarten.

Diskussion

Förderung moortypischer Libellenarten

Aufgrund der postglazialen Landschaftsgeschichte ist im Untersuchungsgebiet über die letzten Jahrtausende von einer konstanten Besiedlung durch Hochmoorlibellen wie *Leucorrhinia dubia*, *Somatochlora arctica*, *Aeshna juncea* und *A. subarctica* auszugehen. In der Phase der kleinbäuerlichen Moornutzung (1800-1960) dürfte das Artenspektrum der meso- und eutrophen Gewässer, wie es sich beim aktuellen Stand der Renaturierung darstellt, in dem ständig wechselnden Mosaik von Handtorfstichen in verschiedenen Verlandungsstadien dazugekommen sein. Die Bestandsaufnahmen und der Zustand der meisten Gewässer zu Beginn der Regenerationsmaßnahmen in den 1990er Jahren lassen darauf schließen, dass sowohl die Gesamtartenzahl als auch die Bestände der meisten moortypischen Libellen infolge der Aufgabe der Torfnutzung und Streugewinnung bis Mitte der 1980er Jahre sehr stark zurückgegangen waren. Zahlreiche der moortypischen Arten wie *Aeshna juncea* und *Coenagrion hastulatum* dürften sogar ganz aus dem Gebiet verschwunden gewesen sein.

Die Ergebnisse zeigen, dass – mit Ausnahme von *Somatochlora arctica* – alle Libellenarten, die in der Region noch ein Besiedlungspotential haben, durch die Regenerationsmaßnahmen in ihren Populationsstärken stark gefördert wurden und auch die Neubesiedlung durch regional verschollene Arten wie *Lestes virens* ermöglicht wurde.

Insgesamt kam es innerhalb des Untersuchungszeitraumes von 2001 bis 2012 zu einem Anstieg der jährlich nachgewiesenen Großlibellenexuvien von 263 auf 2698. Dabei wurden minimal 51 (im Jahr 2002) und maximal 2994 (2011) Larvenhäute gefunden. Weshalb der Bestand von *Somatochlora arctica* mit jährlich zwischen 4 und 25 Exuvien (Abb. 7) unverändert klein blieb, ist unklar. Von den Autoren durchgeführte Aufstaumaßnahmen an einem Graben in einem submontanen Hochmoor auf 1.180 m ü.NN (Kematsriedmoos/Oberjoch) führten zu einem Anstieg der Emergenz bereits nach drei Jahren. Möglicherweise nimmt die Konkurrenz durch andere Arten im Larvalhabitat an der unteren Höhenverbreitungsgrenze im Alpenvorland zu, so dass *S. arctica* im Felmer Moos vermutlich keine großen Populationen aufbauen kann.

Eine andere Erklärungsmöglichkeit findet sich bei STERNBERG (1990). Er beobachtete in Schwarzwaldmooren nach kalten Wintern mit tiefem Durchfrieren der Schlenken eine Abundanzzunahme bei *S. arctica* und vermutet, „dass das physiologische Programm der Larven auf lange kalte Winter (mit Einfrieren?)

eingestellt ist und dass warme Winter zu physiologischen Entgleisungen mit entsprechendem Vitalitätsverlust führen“ (STERNBERG 1990: 388). Tatsächlich ist im Felmer Moos oft schon Anfang Januar bei kleineren Schlenken, wohl bedingt durch die Torfmächtigkeit bis über 6 m, eine Erwärmung von unten und ein Abschmelzen der Eisdecke festzustellen. Die geschieht vor allem dann, wenn zuvor eine geschlossene Schneedecke starkes Durchfrieren verhindert. Da in Mooren in der submontanen und montanen Stufe deutlich geringere Torfmächtigkeiten erreicht werden, fällt dort auch der Wärmespeichereffekt geringer aus.

Ein Vergleich der durchschnittlichen Höchsttemperaturen im Januar und Februar mit den Exuvienzahlen der jeweiligen Jahre (Abb. 10) stützen die Vermutung von STERNBERG (1990).

Deshalb sollte zur Förderung von *S. arctica* bei Hochmoorregenerationsmaßnahmen besonderer Wert auf den Erhalt und die Optimierung bestehender Entwicklungsgewässer mit jährlicher Emergenz und die Entwicklung von dystrophen Kleinschlenken in Bereichen geringerer Torfmächtigkeit gelegt werden.

Insgesamt ist der Anstieg von Artenzahl und Populationsgrößen vermutlich auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- 1) Kontinuierliche Erhöhung der Vielfalt an Gewässern aller Trophiestufen. Dies gilt sowohl für die Anzahl der Gewässer als auch für die gesamte Gewässerfläche.
- 2) Durchführung der Maßnahmen über einen längeren Zeitraum. Dadurch fanden und finden sich Gewässer unterschiedlicher Sukzessionsstadien nebeneinander.

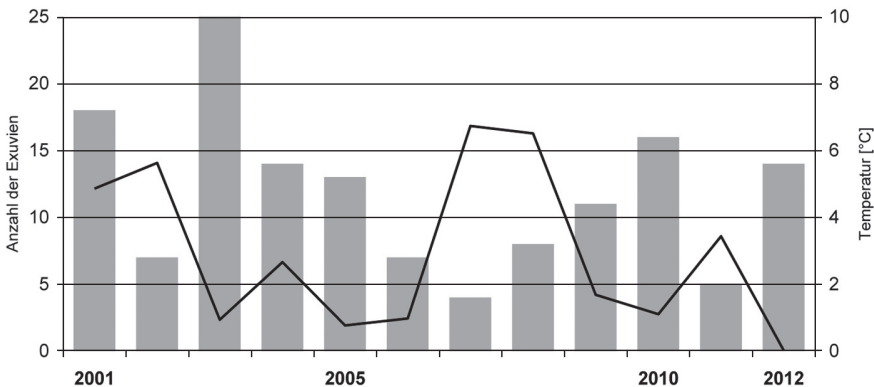


Abbildung 10: Jährliche Anzahl der Exuvien von *Somatochlora arctica* (graue Balken) und durchschnittliche Tageshöchsttemperaturen im Januar und Februar (schwarze Linie) zwischen 2001 und 2012. – Figure 10. Annual number of exuviae of *Somatochlora arctica* (grey bars) and mean highest daily temperatures in January and February (black line) between 2001 and 2012.

- 3) Schaffung eines Gewässerumfelds mit einer mosaikartigen Verteilung unterschiedlicher Landhabitate wie Moorkiefergruppen und Pfeifengrasbrachen. Hierdurch werden die jeweiligen Ansprüche der verschiedenen Arten an das Mikroklima und an die Reifungs-, Jagd- und Paarungshabitate erfüllt.
- 4) Existenz von Spenderpopulationen moorbewohnender Arten im regionalen Umfeld.

Die Existenz von Spenderpopulationen soll am Beispiel der Arten *Leucorrhinia pectoralis* und *Lestes virens* erläutert werden. Die Besiedelung durch *L. pectoralis* dürfte von Baden-Württemberg her erfolgt sein. Die Art besitzt durch eine Ausbreitung über Trittsteinbiotop, die infolge von Moorregenerationen z.B. im Werdensteiner Moos (Erstnachweis für das Oberallgäu) entstanden, mittlerweile bodenständige Populationen bis 30 km östlich des Felmer Moores (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011). In gleicher Weise konnte die Ausbreitung des ehemals regional verschwundenen *Lestes virens* von Baden-Württemberg her ins Ober- und Ostallgäu nachverfolgt werden. Zuvor gab es in der Region lediglich einen Einzelnachweis aus dem Jahre 1961 (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011).

Andererseits wurde *Leucorrhinia rubicunda* trotz des nahegelegenen Vorkommens in 20 km Entfernung in Baden-Württemberg im Felmer Moos nur einmal als Imago nachgewiesen. Die Art „erreicht (...) ihren Arealrand. Sie ist extrem selten und vom Aussterben bedroht“ (HUNGER et al. 2005: 144). Vermutlich verfügt die Art aufgrund der geringen Individuenzahlen (0-10 Ind. jährlich, S. Bauer pers. Mitt.) an ihren letzten Vorkommen im Landkreis Ravensburg über ein lediglich sehr geringes Dispersionspotential.

Aus demselben Grund erfolgte trotz geeigneter Lebensräume wohl auch keine Besiedlung durch *Lestes dryas*, nachdem „gravierende Bestandseinbrüche im Alpenvorland Baden-Württembergs“ dokumentiert sind (HUNGER et al. 2005: 30).

Aus den genannten Faktoren ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

- 1) Die Maßnahmen haben sich auf die Förderung der Libellenfauna allgemein sehr positiv ausgewirkt. Insbesondere konnte die Artenvielfalt erhöht und die Bestandssituation der meisten moortypischen Arten verbessert werden.
- 2) Wenn auch künftig jederzeit Gewässer in verschiedenen Sukzessionsstadien zur Verfügung stehen, ergibt sich auch langfristig für die moortypischen Libellenarten eine positive Perspektive.
- 3) Das Mosaik an Landhabitaten bedarf zu seiner Erhaltung gezielter und langfristig angelegter Pflege, z.B. durch Entbuschung und Mahd.
- 4) Das regenerierte Hochmoor enthält nun selbst Spenderpopulationen und ist damit wichtiger Bestandteil eines regionalen Moor-Biotopverbundes und leistet zudem einen wichtigen Beitrag zum Erhalt von Metapopulationen moortypischer Libellenarten.

Die Schlussfolgerungen 2) und 4) sowie die sich daraus ergebenden Konsequenzen erfordern eine differenziertere Betrachtung. Die für Habitatspezialisten nutzbaren Sukzessionsstadien stehen zeitlich nur begrenzt zur Verfügung, allerdings je nach Gewässertyp unterschiedlich lange.

Deshalb sind die derzeit stabilen oder ansteigenden Populationen von *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia pectoralis*, *Coenagrion hastulatum* und *Lestes virens* langfristig von Gewässerneuanlagen oder rotierender Pflege abhängig (vgl. WILDERMUTH 2001). Am ersten Fortpflanzungsgewässer von *L. pectoralis* und *L. virens* war der Reifegrad für die erste Emergenz acht Jahre nach der Anlage erreicht. Im 13. Jahr war das Gewässer jedoch infolge der flächigen Ausbreitung des Spieß-Mooses *Sphagnum cuspidatum* (Abb. 4) zur Eiablage für die beiden Arten nicht mehr geeignet. Zu diesem Zeitpunkt waren bereits jüngere Gewässer von den genannten Arten besiedelt. Deshalb stellt sich bei der im vorgestellten Projekt konzipierten Vorgehensweise die Frage nach rotierender Pflege (Entlandung) erst nach einigen Jahrzehnten. Denn die Pflege von Torfgewässern steht oftmals in einem gewissen Widerspruch zu anderen naturschutzfachlichen Zielen wie z.B. der Bildung eines möglichst mächtigen Torfkörpers auf großer Fläche. Auch werden aus Klimaschutzgründen oft großflächige Vernässungen durch einmalige Maßnahmen mit hohem technischen Aufwand angestrebt. Das führt jedoch in der Regel dazu, dass sich nicht das gesamte zu erwartende Artenspektrum moortypischer Arten ansiedeln kann und auch die zu erwartenden Populationsgrößen der entsprechenden Arten nicht oder erst nach langer Zeit erreicht werden.

Im südlichen Oberallgäu existierten vor Beginn der Moorrenaturierungen zwei durch das Illertal getrennte individuen schwache Metapopulationen von *Aeshna subarctica* in hochgelegenen Mooren der submontanen Stufe mit vermutlich nur einem Stammhabitat im Sinne Sternbergs (STERNBERG 1995). Als Folge von Vernässungsmaßnahmen entstand in Tallagen des Werdensteiner Moores ein neues Stammhabitat, im Felmer Moos ein Nebenhabitat mit Entwicklungspotential zum Stammhabitat und in der submontanen Stufe im Kematsriedmoos ein weiteres Nebenhabitat. Diese Maßnahmen schlossen die Lücke im Biotopverbund über das Iller- und Ostrachtal, so dass nun im südlichen Oberallgäu alle Moore mit Stamm- und Nebenhabitaten in weniger als 8 km Entfernung zum jeweils nächsten Entwicklungsgewässer liegen. STERNBERG (1995) gibt diese Distanz als größte nachgewiesene Entfernung zwischen zwei Habitaten an, die von Imagines zurückgelegt wurde. Damit konnten die ehemals vermutlich weitgehend getrennten Populationen zu einem Verbund von regionaler Bedeutung entwickelt werden.

WILDERMUTH (2008) führte jahrzehntelange Untersuchungen an einem kleinen Verbund von Hochmoorfragmenten mit vergleichbaren Regenerationsmaßnahmen im Schweizer Mittelland (500 m ü.NN) durch. Das dabei nachgewiesene Artenspektrum deckte sich überwiegend mit dem des Felmer Moores. Allerdings waren gerade bei den Populationsentwicklungen der moortypischen Arten *Coenagrion hastulatum*, *Leucorrhinia dubia*, *Aeshna juncea* und *Sympetrum danae* deutliche Unterschiede festzustellen. Konnten im Felmer Moos für diese Arten

markante Populationsanstiege beobachtet werden, so gelangen im Schweizer Mittelland für die beiden erstgenannten Arten lediglich Einzelnachweise. Für *A. juncea* und *S. danae* wurden z.T. deutliche Bestandsrückgänge festgestellt. Bei *Lestes virens* wurden von Wildermuth keine Veränderungen der Populationsgrößen beobachtet (WILDERMUTH 2008), während sich die Art im Felmer Moos neu ansiedelte und ausbreitete. Die Gründe dafür dürften nicht in einer unterschiedlichen Herangehensweise bei der Renaturierung liegen. Vielmehr dürfte dies eine Folge der höheren Lage sowie einer stärkeren Anbindung an Metapopulationen in der Umgebung des Felmer Moores sein.

Eine fünfjährige Erfassung eines 500 ha großen Moores in den belgischen Ardennen ergab nach erfolgten Moorrenaturierungsmaßnahmen für viele moortypische Libellenarten ähnliche Populationsentwicklungen wie im Felmer Moos. Auch hier wurden bei *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *Coenagrion hastulatum* und *Sympetrum danae* markante Populationsanstiege festgestellt, für *Somatochlora arctica* hingegen ein etwa gleichbleibender Bestand (PARKINSON 2010).

Populationsschwankungen und mögliche Ursachen

Die im April und Mai überdurchschnittlich hohen Temperaturen in den Jahren 2002, 2003, 2007, 2009 und 2011 führten bei fast allen Anisopteren zu auffällig niedrigen Schlupfzahlen, insbesondere bei den stärker an Hochmoore gebundenen Arten (Abb. 6, 8). Dabei fiel zusätzlich auf, dass auch der zweite Emergenzpeak im Juli/August, der vor allem von Aeshniden und *Sympetrum* spp. gebildet wurde, in diesen Jahren mit Ausnahme von 2009 ebenfalls nur gering ausgeprägt war.

Sollten die niedrigen Emergenzen durch die hohen Frühjahrstemperaturen verursacht worden sein, wäre zu erwarten, dass der Klimawandel moortypische Libellenpopulationen zumindest in tieferen Lagen negativ beeinflusst. Eine detaillierte Analyse des Zusammenhangs der Temperaturverhältnisse mit den Schlupfzahlen ausgewählter Libellenarten soll Gegenstand einer eigenen Veröffentlichung werden.

Im überdurchschnittlich warmen Frühjahr 2011 kam es auch in den durch Überstau entstandenen Flachgewässern zur Massenentwicklung von *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum danae* und *S. vulgatum*. Die Untersuchung einer Wasserprobe vom 23. April 2012 ergab einen starken Anteil an Fadenalgen *Zygnema* spp. Dazu kam eine hohe Dichte von Hüpferlingen *Cyclops* spp., die 20-100 Individuen pro cm³ Wasser über dem Bodenschlamm erreichte. Eine 20 m entfernt an einer dystrophen Schlenke entnommene Probe ergab außer zerfallenden Torfmoosen lediglich Vertreter der Zieralgen (Desmidiaceae) in geringen Anteilen, Kleinkrebse der Gattung *Chydorus* und eine weitere nicht bestimmte Cladoceren-Art mit einer Dichte von 0-5 Individuen pro cm³. Der hohe Trophiegrad dürfte auf den für Niedermoores mehrmals beschriebenen sofortigen Anstieg des Methangehalts (z.B. JOOSTEN 2006) nach der Überstauung zurückzuführen sein. Bei der Mineralisation wird neben Methan auch gleichzeitig Stickstoff frei. Das günstigere C/N-

Verhältnis löst den Düngungseffekt aus (siehe DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Der Torfkörper war im Bereich der flach ausgetorften Wannen vor der Vernässung durch jahrzehntelange Austrocknung des Akrotelms und starke Verwaldung in hohem Maße mineralisiert. Dass es sich hier um ein kurzzeitiges Phänomen mit hoher Dynamik handelt, zeigt der Umstand, dass bereits 2012 nur noch auf etwa 10 % der Staufläche eutrophe Standortbedingungen – kenntlich an breiten Säumen des Breitblättrigen Rohrkolbens *Typha latifolia* und einer hohen Deckung mit Kleiner Wasserlinse *Lemna minor* – vorzufinden waren. Mehr als die Hälfte der Gewässersäume wurde zu diesem Zeitpunkt bereits von dem nährstoffärmeren Bedingungen anzeigenden Scheiden-Wollgras *Eriophorum vaginatum* gebildet. Dabei sank die Emergenz von *Sympetrum danae* nur schwach. Es kam zu erhöhten Emergenzzahlen von *Aeshna juncea*, während *Libellula quadrimaculata* stark zurückging und *Sympetrum vulgatum* fast ganz ausfiel. Dieser Effekt wurde vermutlich durch das Geländere Relief gefördert, da die treppenförmige Anordnung der Staus mit zeitweise leichtem Durchfluss anaeroben Verhältnissen entgegenwirkte und die große Gewässer Oberfläche eine entsprechende Sauerstoffaufnahme ermöglichte.

Zwar traten Arten mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt wie *Sympetrum meridionale*, *S. fonscolombii* oder *Crocothemis erythraea* auf, jedoch wurden sie mit Ausnahme von *Sympetrum striolatum* lediglich vereinzelt beobachtet und hatten somit keinen nennenswerten Anteil an den Libellengemeinschaften des Felmer Moores.

Einfluss von Prädatoren

Als Hauptprädatör für Imagines ist im Untersuchungsgebiet der Kleine Wasserschfrosch (*Rana lessonae*) mit einem Bestand von etwa 5.000 adulten Individuen anzusehen. Dazu kommen einige Exemplare des Teichfrosches (*Rana esculenta*).

Während die Anlage eines Lehmweihers 2004 am Westrand des Gebietes den Bestand von *Rana lessonae* stark ansteigen ließ, blieb dessen Dichte an den Gewässern im Moorzentrum vermutlich nahezu unverändert. In diesem Teil des Moores dürfte daher die Prädatorendichte der Amphibien unverändert geblieben sein. Dass die Populationsdynamik durch Prädatoren beeinflusst wurde, zeigte sich an einem strukturreichen Lehmweiher am Westrand des Felmer Moores nach der Ansiedlung eines Paares des Neuntöters (*Lanius collurio*) in einem angrenzenden Gebüsch. An diesem Gewässer kam es zu einem nahezu vollständigen Ausfall der Emergenz von Aeshniden, obwohl in den Vorjahren hier ein starker Anstieg der Bestände beobachtet worden war. Vermutlich wurden die frisch geschlüpften Großlibellen systematisch durch die Vögel abgefangen, worauf eine direkte Beobachtung schließen lässt. In den Folgejahren stieg die Emergenz von *Lestes sponsa* und *Coenagrion puella* stark an. Möglicherweise ist dies ein Hinweis auf eine damit verbundene Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse. Insgesamt dürfte aber der Einfluss von Libellen jagenden Vögeln auf die Gesamtpopulationen in Anbetracht der großen Anzahl an Gewässern eher gering gewesen sein.

Konkurrenz syntoper Libellenarten im Larvalstadium

Die Auswertung der Daten ergab nur wenige Hinweise auf gegenseitige Beeinflussung von konkurrierenden Arten im selben Entwicklungsgewässer (Abb. 6, 8, 9). Lediglich 2009 stieg trotz hoher Durchschnittstemperaturen im April und Mai die Emergenz von *Aeshna juncea* stark an und übertraf die von *Aeshna cyanea* weit (Abb. 8b). In diesem Jahr waren die größten Unterschiede zwischen tiefen Winter- und sehr hohen Frühjahrstemperaturen im Untersuchungszeitraum zu beobachten. Dies dürfte *A. juncea* als Art, die bis in Permafrostbereiche vordringen kann, begünstigt haben. Die Populationsgröße wird offensichtlich überwiegend vom Nahrungsangebot, von Witterungseinflüssen in der letzten Phase der Larvalentwicklung und der Populationsgröße im Jahr der Eiablage gesteuert. In Jahren mit einer hohen Populationsdichte von *Leucorrhinia dubia* an den dystrophen Gewässern war gleichzeitig eine geringe Emergenz der Art an mesotrophen Torfgewässern festzustellen. Diese erfüllten damit in den entsprechenden Jahren die Rolle von Nebenhabitaten. In günstigen Jahren, wie z.B. 2012, schlüpften *L. virens* und *C. hastulatum* an fast allen Gewässern, z.T. mit hohen Abundanzen. Bei *Aeshna juncea* lassen die Daten vermuten, dass eutrophe Weiher in der Peripherie der Stammbhabitate Latenzhabitate bilden (Abb. 8).

Grenzen der Erfassbarkeit

Während der gesamten Erfassung wurden aus Artenschutzgründen die Bruchwaldzone und der anschließende Seggensumpf mit Weidengebüsch von der Aufsammlung ausgespart, da es hier u.a. mehrmals zu Bruten von Krickente *Anas crecca* und Wasserralle *Rallus aquaticus* kam und 2010 dringender Brutverdacht sowie 2012 Brutnachweis für den Waldwasserläufer *Tringa ochropus* bestand. Dies dürfte zu einer erheblichen Unterrepräsentation vor allem von *Pyrrhosoma nymphula*, *Sympetrum sanguineum* und *Somatochlora flavomaculata* bei den Exuvienaufsammlungen geführt haben. Ebenso wurden wegen der Trittempfindlichkeit nicht alle stark vernässten Hochmoorflächen mit Kleinstschlenken ständig begangen, so dass die Erfassung von *Somatochlora arctica* nicht vollständig ist.

Übertragbarkeit der Ergebnisse und des Konzeptes auf andere Moore

Das vorgestellte Projekt war mit dem Beginn der Renaturierung 1986 eines der ersten derartigen Vorhaben in Bayern. In den letzten zehn Jahren waren die Autoren in der Region an mehreren weiteren Moorregenerationen beteiligt. Hierbei wurden zumindest teilweise vergleichbare Maßnahmen durchgeführt.

Dabei liegen aus folgenden Mooren odonatologische Bestandsaufnahmen vor:

- Im Werdensteiner Moos wurden von 1990 bis 2005 sukzessive Entwässerungsgräben mit dem Bagger abgedämmt und aufgestaut. Es entstanden wie im Felmer Moos großflächig grabenartige, mesotrophe Torfgewässer mit einer Neuansiedlung von *Lestes virens* und *Leucorrhinia pectoralis*. Mit der Bildung

von Torfmoosdecken auf einzelnen dieser Torfgewässer stieg die Populationsdichte von *Aeshna subarctica* an. Das Gesamtartenspektrum von moortypischen Libellen mit nennenswerten Populationen war ähnlich wie im Felmer Moos. Die mit 36 Arten deutlich niedrigere Gesamtartenzahl dürfte erfassungsbedingt sein (HS; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011; MUTH 2000).

- Im Hertinger Moos erfolgte von 2002 bis 2005 eine weitgehende Vernässung von zum Teil tiefen Torfstichen in einer einmaligen Baggeraktion ohne vorherige Abholzung. Auch hier kam es zur Neuansiedlung von *Leucorrhinia pectoralis*. Die Gesamtartenzahl lag mit 32 Arten trotz gutem Erfassungsgrad deutlich niedriger als im Felmer Moos. Dies dürfte vermutlich auf die einmalige Maßnahme und einen nicht vollständig durchgeführten Anstau zurückzuführen sein (HS; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011).
- Im Kematsriedmoos wurden zwischen 2004 und 2009 auf 1.150 m ü.NN mehrere Gräben weitgehend in Handarbeit aufgestaut. Es kam es zu einem Anstieg der Populationen von *Aeshna subarctica* sowie zu einem starken Anstieg der Populationen von *Coenagrion hastulatum*, *Leucorrhinia dubia*, *Somatochlora arctica* und *S. alpestris*. Hier gelang im Gegensatz zum Felmer Moos die Förderung der Bestände von *S. arctica* (AK; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011).

Die Bestandsaufnahmen bestätigen die Trends der Populationsentwicklungen im Felmer Moos. Sie zeigen jedoch auch, dass durch kurzzeitige Maßnahmen auf großer Fläche bei geringer zeitlicher Staffelung und ohne Nachfolgepflege die Gesamtartenzahlen geringer sind als bei einer Moorregeneration mit differenzierten und zeitlich gestaffelten Maßnahmen.

Auswirkungen der Renaturierung auf andere Tierartengruppen

Grundsätzlich zeigten die Erfassungen auch für andere Faunengruppen einen Anstieg der Populationen moortypischer Arten bzw. von Arten, die durch Nutzung entstandene Nachfolgehabitate besiedelten. So konnten im Felmer Moos bei Vögeln eine Reihe bemerkenswerter Neuansiedlungen als Folge der Regeneration nachgewiesen werden, etwa von der Krickente *Anas crecca*, der Wasserralle *Rallus aquaticus* und dem Waldwasserläufer *Tringa ochropus*. Zudem wurden mit 39 Arten 22 % der Tagfalterfauna Bayerns, unter ihnen der Hochmoorgelbling *Colias palaeno*, 11 % der Heuschreckenarten, wie z.B. die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, 27 % der Amphibienarten, wie z.B. der Laubfrosch *Hyla arborea* und 40 % der Reptilienarten, unter ihnen die Kreuzotter *Vipera berus* (WALTER 2010; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2011), bodenständig festgestellt. Dabei erforderte die Förderung von moortypischen Arten anderer Faunengruppen teilweise die Entwicklung von Lebensraumtypen, die für Libellen eher nachgeordnete Bedeutung haben. So reagierte ein großer Anteil der Tagfalterarten mit Populationsanstieg auf Wiederaufnahme der Herbstmahd von Streuwiesenbrachen. Bei

den Nachtfaltern ist der Anteil wertgebender Arten im Bereich lichter Moorheidewälder mit zusätzlichem Totholzanteil am höchsten. Nachgewiesen wurde hier z.B. der Grüne Rindenflechtenspanner *Cleorodes lichenaria*.

Diese Beispiele zeigen, dass aus tierökologischer Sicht bei Moorregenerationen ein umfassendes Konzept nötig ist, das auch die Nutzungen der Moorlebensräume und der Umgebung in ausreichendem Umfang mit einbezieht (LIPSKY 1998). Auch muss die zeitliche Abfolge der Sukzessionsstadien über einen längeren Zeitraum von mehreren Jahrzehnten in den entsprechenden Pflege- und Entwicklungsplänen berücksichtigt werden.

Erforderlich ist damit nach Abschluss der Regenerationsmaßnahmen ein Pflegekonzept mit räumlich-zeitlicher Dynamik in Anlehnung an das Rotationsmodell im Sinne von WILDERMUTH (2001). Diesem Prinzip liegt – langfristig betrachtet – die Imitation einer natürlichen oder naturnahen Prozessdynamik zugrunde.

Dank

Unser Dank gilt Hansruedi Wildermuth für die mehrfache Überarbeitung der Rohfassungen des Manuskriptes, die zahlreichen Verbesserungsvorschläge und die Hilfe bei der Beschaffung von Literatur. Weiter danken wir Richard Seidenbusch für die Nachbestimmung schwer bestimmbarer Exuvien sowie Richard Berkthold, Bad Hindelang, für die Überlassung von Temperaturdaten und Siegfried Bruckmair, Sonthofen, für die Übersichtsaufnahme vom Felmer Moos.

Unser besonderer Dank gilt Sönke Hardersen und Klaus Burbach für grundlegende Anmerkungen zum sinnvollen Aufbau der Arbeit und für zahlreiche Hinweise und Verbesserungsvorschläge, Mathias Lohr für die geduldige Bearbeitung des Manuskripts bis zur Druckreife und die Bearbeitung der Grafiken.

Auch danken wir der Oberen Naturschutzbehörde der Regierung von Schwaben für die Ausnahmegenehmigung zum Aufsammeln von Exuvien.

Literatur

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2011) Artenschutzkartierung Bayern, Stand 2010/2011. Augsburg, unveröffentlicht

DIERSSEN K. & B. DIERSSEN (2001) Moore. Ulmer, Stuttgart

GERKEN B. & K. STERNBERG (1999) Die Exuvien europäischer Libellen (Insecta, Odonata). Arnika & Eisvogel, Höxter und Jena

HEIDEMANN H. & R. SEIDENBUSCH (2002) Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. Goecke & Evers, Keltern

HOHENSTATTER E. & W. LAFORCE (1983) Die Moorkommen des Kartenblattes Nr. 8427 Immenstadt i. Allgäu. In: SCHWERT K., R. EBEL & H. JERZ (Ed.) Geologische Karte Bayern, 1:25000, Erläuterungen zum Blatt 8427 Immenstadt i. Allgäu: 153-154

HUNGER H., F.-J. SCHIEL & B. KUNZ (2006) Verbreitung und Phänologie der Libellen Baden-Württembergs. *Libellula Supplement* 7: 15-188

JOOSTEN H. (2006) Moorschutz in Europa. Restauration und Klimarelevanz. In: BUND, LANDESVERBAND NIEDERSACHSEN (Ed.) *Moore in der Regionalentwicklung: europäisches Symposium*, Diepholz: 35-43

KUHN K. & K. BURBACH (1998) Libellen in Bayern. Ulmer, Stuttgart

LIEBL B. (2011) Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte des Felmer Moores bei Immenstadt im Allgäu – Auswirkungen der Nutzung auf Vegetation und Torfkörper des Moores und Beurteilung der dort durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen. Diplomarbeit, Katholische Universität Eichstätt

LIPSKY H. (1998) Einige Aspekte der Moorrenaturierung aus tierökologischer Sicht. *Laufener Seminarbeiträge* 6/98: 91-108

MEIER W. (2003) Das Moorentwicklungskonzept Bayern. *Laufener Seminarbeiträge* 1/03: 37-46

MUTH M. (2000) Renaturierungsprojekte der Kreisgruppe Kempten-Oberallgäu und der Ortsgruppe Sonthofen im Bund Naturschutz in Bayern e.V. Kreisgeschäftsstelle Bund Naturschutz Kempten/Oberallgäu, unveröffentlichtes Gutachten

PARKINSON D. (2010) Plateau des Tailles: Réponse positive des libellules suite aux travaux de restauration du projet Life. *Les Naturalistes belges* 91: 55-67

SEIDENBUSCH R. (2010) Key to the western Palearctic exuviae of Odonata. Sulzbach-Rosenberg, unveröffentlicht

SIUDA C. & A. ZOLLNER (2002) Leitfaden der Hochmoorrenaturierung in Bayern für Fachbehörden, Naturschutzorganisationen und Planer. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg

STERNBERG K. (1990) Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbinding. Dissertation, Universität Freiburg i.Br.

STERNBERG K. (1995) Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei Libellen, am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov im Schwarzwald (Anisoptera: Aeshnidae). *Libellula* 14: 1-39

WALTER D. (2010) Avifaunistische Kurzmitteilungen aus dem Oberallgäu. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Arbeitskreises der Volkshochschule Kempten (Allgäu)* 45: 29-62

WILDERMUTH H. (2001) Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33: 269-273

WILDERMUTH H. (2008) Konstanz und Dynamik der Libellenfauna in der Drumlinlandschaft Zürcher Oberland – Rückblick auf 35 Jahre Monitoring. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 153: 57-66

WILDERMUTH H., Y. GONSETH & A. MAIBACH (2005) Odonata – Die Libellen der Schweiz. *Fauna Helvetica* 12, CSCF/SEG, Neuchatel

Manuskripteingang: 15. Oktober 2012