©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at
20. Dezember 2013

Libellengemeinschaften oligotroph-saurer Sekundärgewässer im Solling, Süd-Niedersachsen (Odonata)

Isabel Fiebig und Mathias Lohr

Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz, An der Wilhelmshöhe 44, D-37671 Höxter, <isabel.fiebig@hs-owl.de>, <mathias.lohr@hs-owl.de>

Abstract

Odonata communities of oligotrophic-acidic pools in the Solling, Southern Lower Saxony, Germany (Odonata) – In 2011 the Odonata communities of 15 oligotrophic-acidic and two meso- to eutrophic water bodies in the Rutenbruch, Solling, southern part of Lower Saxony were studied by collecting exuviae and recording imagines. The investigated pools were created between 1982 and 2008 in windthrow areas of spruce forests on former fens. These areas were partly cattle-grazed by Exmoor Ponies since 2010. In total 28 odonate species were found, for 21 of them breeding was confirmed. Many species are characteristic of oligotrophic-acidic waters of moors and bogs or possess their main habitat in these pools within the region, among them *Coenagrion hastulatum*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia* and *L. rubicunda*. The occurrence of these and further species like *Leucorrhinia pectoralis* is discussed regarding ecological and conservational aspects. Some of the pools were already colonized by typical species of moors and bogs like *Leucorrhinia dubia* and *L. rubicunda* only a few years after their creation. The effects of cattle-grazing on the Odonata must be regarded differently for different life cycle stages. Whereas the habitats of the adults were more suitable, the impact of trampling on the larval habitat of some typical species of bogs and mosses and their populations was adverse. Recommendations on the future grazing-management are given. The pools with the largest populations of species important for conservation should not be grazed simultaneously, but rotational grazing of pastures with intervals of three to five years is suggested.

Zusammenfassung

Im Jahr 2011 wurden im Rutenbruch, Solling, Landkreis Holzminden, Südniedersachsen, die Libellengemeinschaften an 15 oligotroph-sauren und zwei mesotrophen Gewässern mittels Exuvienaufsammlungen und Beobachtungen von Imagines erfasst. Die untersuchten Gewässer wurden zwischen 1982 und 2008 auf Windwurfflächen ehemaliger Fichtenforste angelegt. Teile der Flächen wurden seit 2010 mit Exmoorponys beweidet. Insgesamt wurden 28 Arten nachgewiesen, 21 von ihnen im Gebiet sicher oder wahrscheinlich bodenständig. Einige der Arten sind charakteristisch für oligotroph-saure Gewässer der

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Zwischen- und Hochmoore oder besitzen in der Region hier ihren Verbreitungsschwerpunkt, unter ihnen *Coenagrion hastulatum*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda*. Das Vorkommen dieser und weiterer Arten, darunter *Leucorrhinia pectoralis*, wird im Hinblick auf die ökologischen Verhältnisse und die naturschutzfachliche Bedeutung der Gewässer diskutiert. Einige der neu angelegten Gewässer wurden bereits nach wenigen Jahren von moortypischen Arten wie *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda* besiedelt. Die Auswirkungen der Beweidung auf die Libellenfauna sind differenziert zu betrachten. Während sich für die Landlebensräume eine Zunahme der Habitateignung beobachten ließ, wirkte sich der Tritt am und im Gewässer auf die Larvalhabitate einiger moortypischer Arten und damit deren Bestände negativ aus. Managementempfehlungen für die zukünftige Beweidung werden gegeben. Dabei sollten nicht alle Gewässer mit größeren Beständen der naturschutzfachlich wertvollen Arten gleichzeitig der Beweidung unterliegen. Es wird vielmehr empfohlen, diese Gewässer und deren Umgebung im Rotationsverfahren im Abstand von drei bis fünf Jahren zu beweiden.

Einleitung

Aufgrund des atlantisch geprägten, niederschlagsreichen und sommerkühlen Klimas war das niedersächsische Tiefland in der nacheiszeitlichen Naturlandschaft in weiten Teilen von Hochmooren bedeckt. Ihre Fläche während der größten Moorausdehnung wird von Overbeck (1975) auf 3.500 km^2 geschätzt, was einem Flächenanteil von 7,3 % entspricht. Durch Torfabbau, Entwässerung und Eutrophierung sind von den ehemaligen Hochmoorflächen lediglich 0,6 % erhalten (Drachenfels 1996).

Neben den ausgedehnten Mooren des Tieflandes bildeten sich aufgrund des Wasserüberschusses auch in den Mittelgebirgen Hochmoore, so z.B. im Harz und in Teilen des Weserberglandes. Einer der Verbreitungsschwerpunkte im Weserbergland ist dabei der Solling (Preising et al. 2012), wo sich innerhalb des niedersächsischen Berglandes die größten Hochmoorvorkommen außerhalb des Harzes befinden (Waesch 2000).

Im Solling sind offene Hochmoore weitgehend auf das NSG Mecklenbruch östlich von Neuhaus (Landkreis Holzminden) beschränkt. Die etwa 5 ha umfassenden Flächen sind jedoch durch Abtorfung und Drainagemaßnahmen bis Ende der 1940er Jahre stark verändert worden (Waesch 2000), so dass nur noch in kleinen Teilbereichen hochmoortypische Lebensgemeinschaften zu finden sind. Seit den 1970er Jahren erfolgen hier Wiedervernässungsmaßnahmen zur Regeneration des Moorkörpers.

Neben dem Mecklenbruch gibt es in den Hochlagen des Sollings weitere Flächen, die infolge der hohen Niederschlagsmengen und der aufgrund der Höhenlage geringen Verdunstung zur Moorbildung neigen. Viele der Flächen wurden jedoch vor allem im 19. und 20. Jahrhundert entwässert und mit Fichten aufgeforstet. Im Rahmen verschiedener Programme zur Förderung von Feuchtgebieten wurden ab den 1970er Jahren auf einigen dieser Flächen mehr als 200 Kleinge-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

wässer angelegt (Pardey 1994), so auch in dem westlich von Neuhaus liegenden Rutenbruch. Einige dieser Flächen werden zudem seit 2010 aus naturschutzfachlichen Gründen zur Erhaltung des Offenlandcharakters mit Exmoorponys beweidet (U. Schlette pers. Mitt.).

Zur Indikation von Umweltqualitäten und -veränderungen eignen sich in den vom Wasser geprägten Moorlebensräumen insbesondere Libellen. Dementsprechend zahlreich sind die Arbeiten zur Ökologie von an Moore gebundene und in Mooren vorkommende Libellenarten (z.B. Schmidt 1964; Gerken 1982; Sternberg 1990). Bereits frühzeitig wurde auch die naturschutzfachliche Bedeutung kleiner Moorgewässer wie Torfstiche und Moorweiher für Libellen hervorgehoben (z.B. Wildermuth 1982). Während es zahlreiche Erhebungen zur Entwicklung der Libellengemeinschaften neu angelegter Kleingewässer auf eher meso- bis eutrophen Standorten gibt (z.B. Martens 1991; Moore 1991; Olthoff & Ikemeyer 2002), liegen entsprechende Untersuchungen für oligo- bis mesotrophe, saure Gewässer bislang nur vereinzelt vor (Pudwill 2000; Wildermuth 2008; Karle-Fendt & Stadelmann 2013).

Die Auswirkungen von Beweidung auf die Libellenfauna wurden bislang vor allem auf meso- bis eutrophen Grünland-Standorten untersucht (Hill & Beinlich 2000; Joest 2002; Oheimb et al. 2006). Erfahrungen zur Auswirkung der Beweidung auf Gewässer oligotroph-saurer Standorte fehlten bislang weitgehend.

Zur Libellenfauna des Sollings liegen einige Publikationen (z.B. Böke 2008) und unveröffentlichte Abschlussarbeiten (Hentschel 1987; Liebelt 1997) vor, systematische Untersuchungen zur Besiedlung der neu geschaffenen Gewässer im Bereich des Rutenbruchs durch Libellen fehlen bislang jedoch. Hauptziel der vorliegenden Arbeit war es, die Libellengemeinschaften dieser hinsichtlich Alter und Strukturierung unterschiedlichen Gewässer zu erfassen und ihre Bedeutung für den Naturschutz am Beispiel der Libellenfauna zu bewerten.

Insbesondere sollen folgende Fragestellungen näher beleuchtet werden:

- Wie unterscheiden sich die Libellengemeinschaften unterschiedlich alter und verschieden strukturierter Gewässer?
- Welchen Einfluss haben Säuregrad und Trophie auf die Libellenfauna?
- Welche Auswirkungen hat die Beweidung auf die Libellenfauna der oligotroph-sauren Gewässer?
- Welche naturschutzfachliche Bedeutung kommt den oligotroph-sauren Sekundärgewässern im Hinblick auf die Libellenfauna zu und welche Managementempfehlungen lassen sich ableiten?

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im südlichen Niedersachsen im Landkreis Holzminden, etwa 5 km östlich der Ortschaft Boffzen und 3 km westlich von Neuhaus. Es ist Teil des Sollings, einem bis 530 m hohen Mittelgebirge, das naturräumlich zum Leinebergland gehört und mit dem Bramwald und Reinhardswald die na-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

turräumliche Haupteinheit 370 bildet (Hövermann 1963). Die Untersuchungen erfolgten an Gewässern des Rutenbruchs (51°45'25''N, 9°28'25''O, TK 4222 Höxter), die sich auf einem schwach nach Westen geneigten Plateau im westlichen Bereich des Naturparks Solling-Vogler befinden. Die Gewässer liegen zwischen 370 und 410 m ü.NN. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt zwischen 7 und 8°C. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt mit etwa 900 mm deutlich höher als im westlich angrenzenden Wesertal (MURL 1989). Das Gewässerumfeld wird durch Fichtenforsten geprägt. Der Untergrund besteht aus Mittlerem Buntsandstein (Grupe 1929), weshalb der Gewässerchemismus überwiegend durch saure Verhältnisse geprägt ist. Ein hoher Tonanteil in den anstehenden Grenzschichten des Buntsandsteins (Hedemann 1957) führt im Untersuchungsgebiet zum Wasserstau. Verbunden mit den vergleichsweise hohen Niederschlägen bei geringer Verdunstung aufgrund der niedrigen Temperaturen kommt es hier zur Bildung von Torflagern, deren Mächtigkeit durchschnittlich 50 bis 100 cm erreicht. Die Standorte sind jedoch überwiegend oder ausschließlich minerotroph geprägt und unterliegen somit dem Grundwassereinfluss (Gerlach et al. 1970; Lepper & Mengeling 1991).

Die potenzielle natürliche Vegetation der Hochflächen des Solling besteht aus Buchen-Birkenwäldern und Birken-Bruchwäldern (Gerlach et al. 1970), die nur noch fragmentarisch in guter Ausprägung im Untersuchungsgebiet vorzufinden sind (NLWKN 2009) und zumeist durch Fichtenforsten ersetzt wurden.

Großflächige Windwürfe in den Jahren 1972 und 1976 führten dazu, dass inmitten dieser Fichtenforsten größere Freiflächen entstanden. In den 1980er Jahren wurden hier zahlreiche Gewässer unterschiedlicher Größe, Tiefe und Besonnung angelegt, die somit eine möglichst hohe Vielfalt an Standortbedingungen aufwiesen. Weitere Gewässer wurden 2008 angelegt. Die Anlage erfolgte meist räumlich konzentriert in Form von Gewässergruppen. Das Untersuchungsgebiet steht unter Landschaftsschutz, im Süden und Westen grenzt das Naturschutzgebiet „Kleines Bruch und Düsteres Bruch" an (NLWKN 2013).

Im Folgenden werden die untersuchten Gewässer beschrieben und unterschiedlichen Typen zugeordnet. Die Nummerierung der Gewässertypen entspricht dabei derjenigen in Tabelle 2, in der außerdem einige wichtige Strukturmerkmale der Gewässer dargestellt sind.

Junge oligotroph-saure Gewässer (Gewässertyp 1, Abb. 1)

Im Jahr 2008 erfolgte die Anlage von acht Gewässern mit einer Wasserfläche von jeweils 10-60 m^2 auf einer zuvor durch den Orkan Kyrill entstandenen Freifläche im Westen des Untersuchungsgebietes. Drei von ihnen wurden untersucht. Sie waren durch saures, nährstoffarmes Wasser mit pH-Werten zwischen 4 und 5,5 gekennzeichnet. Das Umfeld war zumeist durch lediglich schütter bewachsene Flächen gekennzeichnet, auf denen jedoch verstärkt Birkenjungwuchs zu finden war. Die Gewässer selbst zeichneten sich durch einen schlammigen und hellen Grund aus. Die Ufer waren von Binsen *Juncus* spp., insbesondere der Zwiebel-Binse *Juncus bulbosus* und der Flatter-Binse *Juncus effusus*, bewachsen und es bil-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

deten sich bereits erste Teppiche aus Torfmoosen *Sphagnum* spp. in ufernahen Flachwasserbereichen aus.

Ältere oligotroph-saure Gewässer (Gewässertyp 2, Abb. 2)

Die Anlage dieser Gewässer erfolgte im Jahre 1982. Dabei entstanden etwa 15 jeweils 80-800 m² große Gewässer. Aufgrund einer geringen Neigung der Flächen wurden die größeren Gewässer auf der hangabwärts gelegenen, nordwestlichen Seite durch das Aufschütten von Wällen geschaffen. Der hierfür benötigte Aushub wurde direkt vor Ort entnommen, wodurch an den größeren Gewässern meist vorgelagerte Kleingewässer entstanden. Diese wiesen bei der Anlage Größen von etwa 5-80 m² auf. Um Brutvögeln einen Schutz vor Fressfeinden zu bieten, wurden kleine Inseln in den größeren Gewässern geschaffen. Die Gewässer waren nährstoffarm und die pH-Werte lagen überwiegend zwischen 4 und 5,5. Die meisten befanden sich auf offenen Flächen, die vom Pfeifengras *Molinia caerulea* dominiert wurden. Einige wenige wurden teilweise von Ufergehölzen leicht beschattet. Die Ufervegetation sowie die ufernahe submerse und emerse Vegetation wurden von Torfmoosen *Sphagnum* spp. und Binsen *Juncus* spp., v.a. der Flatter-Binse *Juncus effusus*, dominiert, teilflächig waren Seggenriede ausgebildet. Der Gewässergrund war schlammig-torfig und mäßig dunkel.

Abbildung 1: Junges oligotroph-saures Gewässer, Rutenbruch im Solling, Süd-Niedersachsen (Probefläche 1-1; 23.05.2011). – Figure 1. Young oligotrophic-acidic water body, Rutenbruch, Solling, Lower Saxony, Germany (loc. 1-1; 23-v-2011). Photo: IF

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Beweidete oligotroph-saure Gewässer (Gewässertyp 3, Abb. 3)

Das Umfeld und die Ufer einiger der oligotroph-sauren Gewässer der Gewässergruppe 2 wurde seit dem Jahr 2010 durch Exmoorponys beweidet. Da die Gewässer nicht ausgezäunt waren, wurden ihre Uferbereiche von den Tieren betreten und zeichneten sich durch eine lockere, von Rohbodenstellen durchsetzte Vegetation aus. Binsen *Juncus* spp., insbesondere Flatter-Binse *Juncus effusus*, Pfeifengras *Molinia caerulea*, Torfmoose *Sphagnum* spp. und andere Moose dominierten hier. Der Gewässerboden war schlammig-lehmig. Durch den stellenweise intensiven Tritteinfluss der Weidetiere wurde der Gewässergrund regelmäßig aufgewühlt und das Wasser wies eine entsprechende Trübung auf. Die vor Beginn der Beweidung gut entwickelte Schwimmblattvegetation war nur noch fragmentarisch vorhanden.

Oligotroph-saure Gewässer in stärker vertorften Bereichen (Gewässertyp 4, Abb. 4)

Eine gesonderte Stellung nehmen die Gewässer im Bereich der Gewässergruppe 3 ein. Zwischen 1985 und 1990 erfolgte hier die Anlage von vier Gewässern mit einer Größe von 8-180 m^2, von denen drei untersucht wurden. Im Vergleich mit den anderen Gewässertypen nährstoffarmer Standorte lagen sie in einem stär-

Abbildung 2: Älteres, oligotroph-saures Gewässer, Rutenbruch im Solling, Süd-Niedersachsen (Probefläche 2-7; 12.07.2011). – Figure 2. Old, oligotrophic-acidic water body, Rutenbruch, Solling, Lower Saxony, Germany (loc. 2-7; 12-vii-2011). Photo: ML

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

ker vertorften Bereich. Aufgrund der höheren Torfmächtigkeiten war die Vegetation charakterisiert durch das Vorkommen mehrerer moortypischer Arten wie Scheiden-Wollgras *Eriophorum vaginatum*, Gewöhnliche Moosbeere *Vaccinium oxycoccos* und Magellans Torfmoos *Sphagnum magellanicum*. Der Gewässerboden war deutlich dunkler als der der übrigen Gewässertypen und das Umfeld war mit Bäumen bestanden, so dass einige Uferbereiche eine mittlere Beschattung aufwiesen. Stellenweise fanden sich größere Bestände von Schwimmblattvegetation. Ein Gewässer war dicht von Wasserschlauch *Utricularia* spec. bewachsen. Trotz des stärker vermoorten Umfelds lagen die pH-Werte zwischen 4 und 5 und unterschieden sich somit nicht von denen der anderen oligotroph-sauren Gewässer.

Meso- bis eutrophe Gewässer (Gewässertyp 5, Abb. 5)

Ende der 1980er Jahre wurden im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes zehn Gewässer angelegt. Von diesen zwischen 40 und 360 m^2 großen Gewässern, die in der Gewässergruppe 4 lagen, wurden zwei untersucht. Die Gewässer waren durch deutlich höhere Nährstoffgehalte sowie durch höhere pH-Werte zwischen 6 und 7 gekennzeichnet. Sie wurden zum Teil von Gehölzen beschattet, die sowohl am Ufer als auch auf kleinen, in den Gewässern angelegten künstlichen Inseln aufwuchsen. Die Gewässer wiesen eine Schwimmblattzone und einen stel-

Abbildung 3: Beweidetes oligotroph-saures Gewässer, Rutenbruch im Solling, Süd-Niedersachsen (Probefläche 2-6; 29.09.2011). – Figure 3. Pony-grazed oligotrophic-acidic water body, Rutenbruch, Solling, Lower Saxony, Germany (loc. 2-6; 29-ix-2011). Photo: ML

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

lenweise dichten Schilfgürtel auf. Der höhere pH-Wert dürfte vor allem die Folge einer Kalkung dieser Gewässer sowie von Fischbesatz sein (D. Reuter pers. Mitt.).

Methoden

Die Erfassung der Libellenfauna erfolgte an insgesamt 17 Gewässern in vier Gewässergruppen (Tab. 2). Dabei wurden Imagines halbquantitativ auf 5 m breiten und etwa 20 m Uferlänge umfassenden Probeflächen beobachtet. Zusätzlich wurden auch Zufallsbeobachtungen an benachbarten Uferabschnitten notiert und in die Auswertungen einbezogen, um möglichst das gesamte Artenspektrum der jeweiligen Gewässer zu erfassen. Exuvien wurden auf 2 m breiten und 3 m langen Uferabschnitten innerhalb dieser Probeflächen abgesammelt. Begehungen wurden zwischen dem 8. April und dem 29. September 2011 durchgeführt und fanden an möglichst sonnigen Tagen bei Temperaturen über 20°C und bei windstillen oder schwach windigen Bedingungen zwischen 11:00 und 17:00 h MESZ statt.

Abbildung 4: Oligotroph-saures Gewässer in einem stärker vertorften Bereich des Rutenbruchs im Solling, Süd-Niedersachsen (Probefläche 3-1; 09.06.2011). – Figure 4. Oligotrophic-acidic water body on thicker peat layer, Rutenbruch, Solling, Lower Saxony, Germany (loc. 3-1; 09-vi-2011). Photo: IF

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Zur Abschätzung der Bodenständigkeit wurden neben Exuvienfunden und der Beobachtung frisch geschlüpfter Tiere auch Elemente des Fortpflanzungsverhalten wie Tandembildung, Paarung und Eiablage notiert. Einige Gewässer wurden vor allem im Frühjahr zur Schlupfzeit der *Leucorrhinia*-Arten in wöchentlichem Abstand kontrolliert, um den Schlupfverlauf dieser Arten zu dokumentieren. Die durchschnittliche Anzahl der Begehungen lag bei acht, je Gewässer wurde mindestens eine Begehung pro Monat durchgeführt. Die Begehungen erfolgten möglichst nach einer längeren Schönwetterperiode vor dem Einsetzen stärkerer Regenschauer. Alle Probeflächen wurden dabei am selben Tag kontrolliert.

Die Bestimmung der Imagines erfolgte mit Hilfe eines Monokulars und wurde in vielen Fällen fotografisch dokumentiert. Tiere, die so nicht bestimmt werden konnten, wurden mit dem Insektenkescher gefangen. Als Bestimmungsliteratur wurde Lehmann & Nüss (1998) verwendet. Die Bestimmung der Exuvien erfolgte anhand von Heidemann & Seidenbusch (1993) sowie Gerken & Sternberg (1999).

Daten zu Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Temperatur wurden am 8. April, am 12. Mai und am 9. Juni erfasst. Hierfür wurde das HQd Field Case von HACH verwendet. Gesamthärte, Karbonathärte, Nitrat und Nitrit wurden einmalig am 8. April mittels Aqua forte-Teststäbchen gemessen.

Abbildung 5: Meso- bis eutrophes Gewässer, Rutenbruch im Solling, Süd-Niedersachsen (Probefläche 4-2; 23.05.2011). – Figure 5. Meso- to eutrophic water body, Rutenbruch, Solling, Lower Saxony, Germany (loc. 4-2; 23-v-2011). Photo: IF

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Ergebnisse

Gesamtartenspektrum

Insgesamt wurden an den 17 Gewässern 28 Arten nachgewiesen, 16 davon mittels Exuvienfunden als bodenständig und fünf aufgrund beobachteten Fortpflanzungsverhaltens als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Vier der bodenständigen Arten gelten bundesweit als stark gefährdet, drei weitere Arten werden als gefährdet angesehen (Tab. 1).

In der Summe wurden 1.678 Exuvien gefunden. Mit mehr als jeweils 300 Individuen waren *Leucorrhinia dubia*, *Enallagma cyathigerum* und *Pyrrhosoma nymphula* zahlenmäßig am häufigsten vertreten, gefolgt von *Sympetrum danae* und *L. rubicunda*, für die zwischen 100 und 300 Exuvien festgestellt wurden.

Lestes sponsa, *Enallagma cyathigerum*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum danae* wurden in allen untersuchten Gewässern nachgewiesen. Hohe Stetigkeiten wurden außerdem für *Anax imperator* mit Vorkommen in 16 der 17 Gewässer sowie für *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda* und *Aeshna juncea* mit jeweils 15 Gewässern festgestellt.

An je einem Gewässer wurden *Coenagrion hastulatum* sowie *Leucorrhinia pectoralis* bodenständig durch Exuvienfunde nachgewiesen. *Coenagrion hastulatum* flog zudem an fünf weiteren Gewässern in geringer Abundanz. Im Jahr 2010 war die Art laut R. Böke (pers. Mitt.) besonders an Gewässer 1-1 noch deutlich häufiger. *Lestes virens* wurde 2011 nur an einem Gewässer beobachtet. In den Vorjahren wurde die Art in der Umgebung an mehreren anderen Gewässern beobachtet (Böke 2008; ML).

Lediglich als Einzeltiere ohne Hinweise auf Bodenständigkeit wurden u.a. *Aeshna mixta*, *Brachytron pratense*, *Crocothemis erythraea* und *Sympetrum striolatum* beobachtet.

Rechte Seite – Tabelle 1: Im Jahr 2011 an den 17 untersuchten Gewässern im Rutenbruch (Solling, Niedersachsen) nachgewiesene Libellenarten mit Angaben zum Rote Liste-Status, zur Bodenständigkeit, zur Stetigkeit und zur Gesamtsumme der gefundenen Exuvien. – Right page – Table 1. In 2011 recorded dragonfly species at the 17 investigated water bodies of the Rutenbruch (Solling, Lower Saxony, Germany), and the Red List status, the breeding status, the frequency and the total number of collected exuviae. **RL** Rote Liste-Status, Red List status (**D** Deutschland; Ott & Pieper 1998; **NI** Niedersachsen, Lower Saxony, **Hü/Be** Niedersächsisches Hügel- und Bergland, mountainous area of Lower Saxony; Altmüller & Clausnitzer 2010): **2** stark gefährdet, endangered; **3** gefährdet, vulnerable; ***** ungefährdet, least concern; **G** Gefährdung unbekannten Ausmaßes, indeterminate; **R** extrem selten, extremely rare; **V** Vorwarnliste, near threatened; Bodenständigkeit, breeding status: ● Bodenständigkeitsnachweis (Exuvienfund), breeding species (recorded exuviae); ❍ Bodenständigkeit wahrscheinlich (Fortpflanzungsverhalten), probably breeding (reproduction behaviour).

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Art	RL-Status D	RL-Status NI	RL-Status Hü/Be	Bodenständigkeit	Anzahl der Vorkommen	Stetigkeit [%]	Summe der Exuvien
Calopteryx splendens	V	*	*		1	6	
Lestes sponsa	*	*	*	●	17	100	53
Lestes virens	2	V	2	❍	1	6	
Lestes viridis	*	*	*	●	4	24	1
Coenagrion hastulatum	3	3	G	●	6	35	1
Coenagrion puella	*	*	*	●	10	59	16
Enallagma cyathigerum	*	*	*	●	17	100	349
Erythromma najas	V	*	*	●	2	12	1
Erythromma viridulum	*	*	*	❍	4	24	
Ischnura elegans	*	*	*	❍	2	12	
Pyrrhosoma nymphula	*	*	*	●	17	100	314
Aeshna cyanea	*	*	*	●	11	65	10
Aeshna juncea	3	*	*	●	15	88	27
Aeshna mixta	*	*	*		1	6	
Anax imperator	*	*	*	❍	16	94	
Brachytron pratense	3	3	*		1	6	
Cordulia aenea	V	*	*	●	12	71	28
Somatochlora metallica	*	*	*	❍	4	24	
Crocothemis erythraea	*	R	R		1	6	
Leucorrhinia dubia	2	3	*	●	15	88	368
Leucorrhinia pectoralis	2	2	G	●	1	6	2
Leucorrhinia rubicunda	2	V	*	●	15	88	135
Libellula depressa	*	*	*	●	5	29	7
Libellula quadrimaculata	*	*	*	●	17	100	96
Orthetrum cancellatum	*	*	*		1	6	
Sympetrum danae	*	*	*	●	17	100	270
Sympetrum sanguineum	*	*	*		1	6	
Sympetrum striolatum	*	*	*		1	6	

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Libellengemeinschaften

In Tabelle 2 sind die auf den 17 Probeflächen gefundene Anzahl der Exuvien sowie die Beobachtung von Imagines der einzelnen Arten dargestellt. Die Anordnung der Arten erfolgte dabei in abnehmender Stetigkeit sowie ausschließlichem Vorkommen in bestimmten Gewässertypen.

Sowohl die Libellengemeinschaften der oligotroph-sauren Gewässer (Gewässertyp 1-4, Tab. 2) als auch die der meso- bis eutrophen Gewässer (Gewässertyp 5) wurden von einer Gruppe im Untersuchungsgebiet weit verbreiteter Arten dominiert, die in allen Gewässertypen hohe bis sehr hohe Stetigkeiten von über 80 % erreichten. Hierzu zählen *Sympetrum danae*, *Lestes sponsa*, *Libellula quadrimaculata*, *Enallagma cyathigerum*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Anax imperator*, *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda* und *Aeshna juncea*. Regelmäßig in allen Gewässertypen mit einer Gesamtstetigkeit von mehr als 50 % wurden außerdem *Cordulia aenea*, *Aeshna cyanea* und *Coenagrion puella* festgestellt.

Auffallend artenreich waren bereits drei Jahre nach der Anlage die jungen oligotroph-sauren Gewässer (Typ 1) mit 10 bis 18 Arten. Einige Arten waren hier in geringerer Stetigkeit und mit weniger Exuvien vertreten als in den älteren Gewässern des Typs 2. Hierzu zählen *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda* und *Cordulia aenea*. *Libellula depressa* wurde hier hingegen in höherer Dichte und Stetigkeit nachgewiesen. Auffallend hoch war die Artenzahl mit 18 auf der Probefläche 1-1. Ausschließlich hier wurden *Lestes virens*, *Aeshna mixta*, *Brachytron pratense*, *Crocothemis erythraea* und *Sympetrum striolatum* nachgewiesen. Mit Ausnahme von *Lestes virens* gab es für keine dieser Arten Hinweise auf Bodenständigkeit.

Die etwa 30 Jahre alten oligotroph-sauren Gewässer (Typ 2) zeichneten sich mit durchschnittlich 11 Arten durch ähnlich hohe Artenzahlen aus wie die der anderen Typen oligotroph-saurer Gewässer. Sie unterschieden sich von den jüngeren Gewässern (Typ 1) und von den beweideten Gewässern (Typ 3) jedoch durch z.T. sehr hohe Schlupfabundanzen von *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda*. Diese überschritten für beide Arten auf den 3 m langen Uferabschnitten 50 Exuvien mehrfach deutlich (Tab. 2). Im Mittel lagen die Abundanzen für *Leucorrhinia dubia* etwa zwei- bis dreimal so hoch wie für *L. rubicunda*. Deutlich höhere Abundanzen als in allen anderen Gewässertypen erreichte auch *Cordulia aenea* in den alten Gewässern des Typs 2. Probefläche 2-2 trocknete im Hochsommer über einen Zeitraum von mehreren Wochen aus. Hier wurde mit 8 Arten die geringste Artenzahl im gesamten Untersuchungsgebiet beobachtet. Alle Arten wurden ausschließlich als Imagines nachgewiesen, Exuvienfunde gelangen hier nicht.

Die ab 2010 beweideten oligotroph-sauren Gewässer (Typ 3) wiesen keine geringeren Artenzahlen auf als die anderen oligotroph-sauren Gewässer. Sehr starke Unterschiede zeigten sich hingegen für die Abundanzen von *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda*. An den durch Viehtritt beeinflussten Gewässern kamen lediglich sehr vereinzelt Tiere beider Arten zum Schlupf, während an benachbarten Gewässern ohne Beweidungseinfluss durchschnittlich je 30-60 Exuvien beider Arten auf gleicher Uferlänge gefunden wurden. Die beweideten Gewässer unterschieden sich außerdem von den nicht beweideten durch das Vorkommen von

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Coenagrion puella, die in beiden Gewässern durch Exuvien nachgewiesen wurde. An den oligotroph-sauren Gewässern ohne Trittbeeinflussung wurde die Art lediglich einmal als Imago beobachtet.

Die ebenfalls in den 1980er Jahren angelegten, älteren oligotroph-sauren Gewässer in stärker vertorften Bereichen (Typ 4) unterschieden sich von den älteren Gewässern des Typs 2 durch das hochstete Vorkommen von *Coenagrion hastulatum*, das an allen drei Gewässern nachgewiesen wurde. Zudem fanden sich zwei Imagines und zwei Exuvien von *Leucorrhinia pectoralis* an einem dieser Gewässer. Damit handelte es sich um das einzige festgestellte Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet.

An den meso- bis eutrophen Gewässern des Typs 5 wurden mit 15 bzw. 16 Arten vergleichsweise hohe Artenzahlen festgestellt. Mit *Erythromma najas*, *Ischnura elegans*, *Orthetrum cancellatum* und *Sympetrum sanguineum* wurden vier Arten ausschließlich hier nachgewiesen. Für *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda* fehlten hingegen Bodenständigkeitshinweise, es wurden hier ausschließlich einzelne Imagines beobachtet.

Diskussion

Libellengemeinschaften unterschiedlich alter oligotroph-saurer Gewässertypen

Sowohl in den jüngeren (Gewässertyp 1) als auch in den älteren oligotroph-sauren Gewässern (Gewässertyp 2) traten in hoher Stetigkeit Arten auf, die von Schmidt (1964) als tychozöne Hochmoorbewohner eingestuft werden und demnach ihren Verbreitungsschwerpunkt in Moorgewässern besitzen. Zu diesen Arten zählen im Untersuchungsgebiet in der Reihenfolge abnehmender Stetigkeit *Sympetrum danae*, *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda*, *Aeshna juncea* und *Coenagrion hastulatum*. Diese Arten haben zumindest im Weserbergland in torfmoosreichen, sauren Gewässern ihren Verbreitungsschwerpunkt, wenngleich die meisten dieser Arten auch in torfmoosfreien Gewässern vorkommen können. Sie sind entsprechend weit verbreitet und häufig in den oligotroph-sauren Gewässern des Untersuchungsgebietes zu finden. Die Besiedlung dieser Gewässer wird dabei vielfach als Feindvermeidung vor allem von Fischen gedeutet, die aufgrund des niedrigen pH-Werte hier zumeist nicht vorkommen. *Leucorrhinia dubia* besiedelt zumindest in Mitteleuropa fast ausschließlich fischfreie Gewässer bzw. Gewässerzonen (Henrikson 1988, Sternberg 2000b). In Skandinavien kann die Art auch mit Fischen koexistieren, sie ist diesbezüglich offenbar zumindest regional opportunistischer als lange Zeit angenommen. Trotzdem erreicht sie auch dort, ebenso wie *L. rubicunda,* in fischfreien Gewässern deutlich höhere Abundanzen als in Gewässern, in denen sie mit Fischen koexistiert (Mikolajewski & Johansson 2004). *Aeshna juncea* zeigt nach Sternberg (2000a) gegenüber Fischen kein Abwehrverhalten, weshalb auch diese Art in fischfreien Gewässern besser aufkommt. *Anax imperator* trat als Imago in hoher Stetigkeit in den Gewässern auf, Exuvienfunde der Art ge-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Tabelle 2: Anzahl der in den Gewässern gefundenen Exuvien sowie Imaginalnachweise (dunkelgrau) und Angaben zu den Gewässern. – Table 2. Number of detected exuviae, records of adults (dark grey) and data on the investigated water bodies. **St.** Stetigkeit, frequency [%]; Gewässertyp, type of waterbodies: **1** Junge oligotroph-saure Gewässer, young oligotrophic-acidic water bodies; **2** Ältere oligotroph-saure Gewässer, old oligotrophic-acidic water bodies; **3** Beweidete oligotroph-saure Gewässer, cattle-grazed oligotrophic-acidic water bodies; **4** Oligotroph-saure Gewässer in stärker vertorften Bereichen, oligo-

Gewässertyp	St.	1	1	1	2	2	2	2
Probefläche		1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3a	2-3b
Gewässergröße [m²]		60	13	30	60	60	800	800
Anlagezeitpunkt		2008	2008	2008	1982	1982	1982	1982
Beweidungseinfluss		-	-	-	-	-	-	(+)
pH-Wert		4,5	5,3	4,4	5,6	4,1	4,3	4,3
Leitfähigkeit [µs/cm]		35,0	40,1	49,6	43,5	53,9	37,6	37,6
Wasserführung		⊙	❍	●	●	❍	●	●
Wasserstandsschwankungen		++	+++	-	-	+++	-	-
Flachufer		+++	+	+	++	+++	+++	+++
Fischbesatz		Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
Beschattung [%]		0	0	0	30	5	2	0
offene Wasserfläche [%]		70	20	100	70	20	40	40
Anzahl der Begehungen		10	8	8	8	5	11	10
Anzahl der Arten		18	10	12	11	8	12	11
Sympetrum danae	100	10	.	21	6	.	24	63
Lestes sponsa	100	25	.	4	.	.	8	2
Libellula quadrimaculata	100	23	1	6	.	.	11	15
Enallagma cyathigerum	100	8	.	74	1	.	92	29
Pyrrhosoma nymphula	100	41	29	16	26	.	83	25
Anax imperator	94	.	.	.	.	.	.	.
Leucorrhinia dubia	88	6	.	.	.	.	49	62
Leucorrhinia rubicunda	88	4	.	.	2	.	14	20
Aeshna juncea	88	13	.	2	.	.	2	2
Cordulia aenea	71	1	.	.	1	.	8	3
Aeshna cyanea	65	.	.	.	.	.	.	.
Coenagrion puella	59	.	3	.	.	.	.	.
Coenagrion hastulatum	35	.	.	.	.	.	.	.
Libellula depressa	29	.	1	5	.	.	1	.
Erythromma viridulum	24	.	.	.	.	.	.	.
Lestes viridis	24	.	.	.	.	.	.	.
Somatochlora metallica	24	.	.	.	.	.	.	.
Leucorrhinia pectoralis	6	.	.	.	.	.	.	.
Lestes virens	6	.	.	.	.	.	.	.
Erythromma najas	12	.	.	.	.	.	.	.
Ischnura elegans	12	.	.	.	.	.	.	.
Orthetrum cancellatum	6	.	.	.	.	.	.	.
Sympetrum sanguineum	6	.	.	.	.	.	.	.
Aeshna mixta	6	.	.	.	.	.	.	.
Brachytron pratense	6	.	.	.	.	.	.	.
Crocothemis erythraea	6	.	.	.	.	.	.	.
Sympetrum striolatum	6	.	.	.	.	.	.	.
Calopteryx splendens	6	.	.	.	.	.	.	.

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

trophic-acidic water bodies on thicker peat layer; **5** Meso- bis eutrophe Gewässer; meso- to eutrophic water bodies; Beweidungseinfluss, impact of pasture: **(+)** erst ab Juni 2011, not until june 2011; **+** stark, strong; **++** sehr stark, very strong; Wasserführung, water permanency: ● permanent; ⦿ Gewässerbereiche austrocknend, partly drying out; ❍ zeitweise vollständig austrocknend, periodically completely drying out; Wasserstandsschwankungen, variation of water level: **+** mäßig, moderate; **++** stark, large; **+++** sehr stark, very large; Flachufer, shallow shore: **–** < 5 %; **+** 5-20 %; **++** 20-40 %; **+++** > 40 %.

2	2	2	3	3	4	4	4	5	5
2-4	2-7	2-8	2-5	2-6	3-1	3-2	3-3	4-1	4-2
260	80	90	160	110	8	9	180	80	360
1982	1982	1982	1982	1982	1985-90	1985-90	1985-90	1987	1987
(+)	-	-	+	++	-	-	-	-	-
4,7	4,2	5,0	5,2	5,2	4,2	4,0	5,0	6,3	6,5
36,3	34,1	48,0	23,3	26,4	74,2	88,3	74,9	67,2	64,3
●	●	⦿	⦿	⦿	●	●	●	●	●
-	-	++	+	+	-	+	-	-	-
-	-	+	+	+++	-	-	+	+	++
Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja
15	50	50	5	0	5	5	35	30	10
3	80	80	95	85	80	80	90	50	70
11	6	5	9	8	7	7	6	7	7
15	10	11	14	13	14	12	13	16	15
25	17	45	22	9	2	16	9	.	1
2	2	2	1	6	.	.	1	.	.
4	1	6	2	.	2	2	19	.	4
41	21	8	5	28	.	3	2	.	.
16	12	2	20	2	22	1	3	10	3
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
110	25	2	3	1	50	45	6	.	.
60	14	4	4	1	5	6	1	.	.
2	.	1	.	1	.	1	1	.	2
4	.	.	3	2	1	.	2	1	.
.	1	2	.	.	2	2	1	2	.
.	.	.	8	1	.	.	.	3	1
1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	2	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

langen jedoch nicht. Dies deutet darauf hin, dass Larven der Art sich offenbar nur vereinzelt erfolgreich entwickeln. Damit fällt *A. imperator* in den untersuchten Gewässern als Fraßfeind für andere Libellenarten wie *L. dubia* und *L. rubicunda* weg.

In den im Jahr 2008 angelegten noch jungen Gewässern erreichten aus der oben beschriebenen Artengruppe *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda* deutlich geringere Schlupfzahlen als in den älteren Gewässern des Gewässertyps 2. Die jungen Gewässer selber besiedelten sich mit diesen beiden Arten unterschiedlich schnell. Am raschesten erfolgte die Besiedlung an Gewässer 1-1, in dem sich drei Jahre nach seiner Anlage erst fragmentarisch Torfmoos-Bestände entwickelt hatten (vgl. Abb. 1). Zu diesem Zeitpunkt fanden sich bereits mehrere Exuvien beider Arten. Eine mindestens zweijährige Entwicklungszeit vom Ei bis zur Imago vorausgesetzt (Münchberg 1931; Sternberg 2000b), müssen bereits spätestens im ersten Jahr nach der Anlage Eiablage mit anschließender Embryonal- und Larvalentwicklung erfolgt sein. Vermutlich nutzten die beiden *Leucorrhinia*-Arten dort die in den Flachwasserzonen wachsenden Rasen der Zwiebel-Binse *Juncus bulbosus* zur Eiablage und als Larvalhabitat. Die Besiedlung solcher Habitate in jungen Sukzessionsstadien oligotroph-saurer Gewässer durch *Leucorrhinia dubia* beschreibt auch Kognitzki (1998). In den sich vergleichsweise stark erwärmenden Binsen-Rasen der Flachwasserzonen werden vermutlich ähnlich hohe Wassertemperaturen erreicht wie in Torfmoos-Beständen. Zumindest für *Leucorrhinia rubicunda* ist bekannt, dass sich in der Embryonal- und der frühen Larvalentwicklung entsprechend hohe Wassertemperaturen von 20-25°C sehr positiv auf die Entwicklung auswirken (Soeffing 1990). Das dichte Geflecht der Zwiebel-Binsen-Bestände dürfte somit als Mikrohabitat für die beiden Arten geeignet sein. In Kombination mit auf der Wasseroberfläche flottierenden Grünalgen-Watten könnte hier auch der Anreiz zur Eiablage gegeben sein, die vor allem durch Glanzlichtmuster an der Wasseroberfläche ausgelöst wird (Sternberg 2000b). In den anderen jungen Gewässern konnten noch keine Exuvien der beiden *Leucorrhinia*-Arten gefunden werden. Dies dürfte vor allem mit dem Fehlen von Flachwasserzonen zusammenhängen, da sich dort keine Zwiebel-Binsen-Bestände entwickelten und sich erst nach einigen Jahren zur Besiedlung geeignete Torfmoos-Bestände gebildet haben.

Aeshna juncea wies in dem zum Untersuchungszeitpunkt erst drei Jahre alten Gewässer 1-1 deutlich höhere Schlupfzahlen auf als in allen anderen Gewässern. Dass die Art junge Gewässer in hohen Abundanzen besiedeln kann, stellte auch Pudwill (2000) fest.

Nur je einmal fand sich *Coenagrion hastulatum* in beiden Gewässertypen. Zwei Jahre zuvor wies R. Böke (pers. Mitt.) die Art an den jungen Gewässern deutlich häufiger nach. Ob es sich bei diesen Beobachtungen um Einzelnachweise zugeflogener Individuen von benachbarten Gewässern handelte oder ob die Art dort jahrweise in sehr unterschiedlicher Dichte vorkommt, kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Die jungen Gewässer unterschieden sich von den älteren auch durch das Vorkommen von *Libellula depressa*, die bevorzugt Gewässer mit einer geringen De-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

ckung der Ufervegetation besiedelt. Sie kommt als Pionierart auch regelmäßig in Torfstichen vor, die zuvor durch Entnahme von Vegetation geöffnet wurden, verschwindet jedoch meist nach wenigen Jahren wieder (Wildermuth 2008). Zudem wurden in den jungen Gewässern auch Exuvien von *Coenagrion puella* nachgewiesen, die in den älteren Gewässern trotz intensiver Suche nicht gefunden wurden. Mit 16 bodenständigen Arten in den drei jungen Gewässern des Typs 1 ist die Artenzahl bereits drei Jahre nach Anlage der Gewässer als recht hoch zu bezeichnen. Auch Pudwill (2000) beobachtete im dritten Jahr nach der Anlage eines Moorweihers im ostniedersächsischen Tiefland 16 bodenständige Arten, die Libellengemeinschaft war auch hier zumindest zeitweise von *Sympetrum danae*, *Aeshna juncea*, *Libellula quadrimaculata* und *Leucorrhinia dubia* dominiert.

An dem jungen, an Flachwasserzonen reichen und stark besonnten Gewässer 1-1 wurden mehrere Arten nachgewiesen, die in diesem Teil des Weser- und Leineberglandes ihren Verbreitungsschwerpunkt in der wärmebegünstigten Oberweserniederung besitzen (Lohr 2010). Hierzu zählen *Aeshna mixta*, *Brachytron pratense*, *Crocothemis erythraea* und *Sympetrum striolatum*, die vermutlich aus dem Wesertal über Waldschneisen und eine Freileitungstrasse zu diesem Gewässer flogen. Diese Arten zeigten am Gewässer kein Reproduktionsverhalten, dennoch ist die Beobachtung dieser in der Region eher auf die tieferen Lagen beschränkten Arten in einer Höhe von etwa 400 m ü.NN bemerkenswert.

An den Gewässern des Typs 4, die im Bereich stärkerer Torfschichten liegen, traten *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda* in ähnlich starken Schlupfzahlen auf wie an denen des Typs 2. Die geringere Exuvienabundanz von *L. rubicunda* ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass an diesen Gewässern Exuvienaufsammlungen erst ab der zweiten Maihälfte durchgeführt wurden. Trotzdem wurden auch Ende Mai noch vergleichsweise viele Exuvien der Art gefunden, was auf eine ähnlich hohe Schlupfabundanz wie in den anderen Gewässern schließen lässt. Ausschließlich in diesem Gewässertyp wurde im Untersuchungsgebiet *Leucorrhinia pectoralis* nachgewiesen, deren Reproduktion hier durch Exuvienfunde belegt wurde. Die Art, die sowohl im Anhang II als auch im Anhang IV der FFH-Richtlinie (Der Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992) aufgeführt ist, besitzt in den Höhenlagen des Sollings mehrere Fundorte mit jahrweise sehr unterschiedlichen Individuendichten (Böke 2008; ML). Der Exuviennachweis im Rutenbruch ist dabei der erste für den Solling und belegt somit erstmals die erfolgreiche Reproduktion der Art in diesem Naturraum. Die Optimalhabitate der Art sind kleinere, mesotrophe, schwach bis mäßig saure Gewässer mittlerer Sukzessionsstadien. Hierzu gehören z.B. Torfstiche, Kolke oder Moorweiher in Nieder- und Zwischenmooren (Wildermuth 1992; Mauersberger 2003). Strukturell entspricht das Gewässer im Rutenbruch diesen Anforderungen bei einer Größe von nur etwa 8 m^2, ausgedehnten Torfmoos-Beständen und einer lockeren emersen Vegetation in den Flachwasserzonen (vgl. Abb. 4). Zudem war das Wasser durch Huminstoffe braun gefärbt, was zu einer schnelleren Erwärmung führt und insofern günstig für die Art ist (Wildermuth 1992). Mit einem pH-Wert von 4,2 und deutlich oligotrophem Charakter dürfte es bezogen auf den Säure- und

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Trophiegrad des Gewässers bereits außerhalb des ökologischen Optimums der Art liegen. Zahlreiche andere Gewässer des Untersuchungsgebietes weisen für die Art geeignet erscheinende Habitateigenschaften auf. Vermutlich besiedelt die Art daher zumindest jahrweise auch andere oligotroph- bis mesotroph-saure Gewässer im Untersuchungsgebiet sowie in der weiteren Umgebung.

Libellengemeinschaften der meso- bis eutrophen Gewässer

Die Libellengemeinschaften der meso- bis eutrophen Gewässer unterscheiden sich stark von denen aller anderen untersuchten Typen. Aus der Gruppe der für die oligotroph-sauren Gewässer typischen Arten (s.o.) wurden lediglich *Sympetrum danae* und *Aeshna juncea* nachgewiesen. Besiedelt wurden die Gewässer vor allem von Arten, die in Mooren nicht oder nur ausnahmsweise auftreten, wie *Erythromma najas* und *Ischnura elegans*. Beide wurden im Untersuchungsgebiet ausschließlich hier nachgewiesen.

Das Fehlen von *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda* und die geringe Abundanz von *Aeshna juncea* sind vermutlich auf den Fischbesatz dieser Gewässer zurückzuführen. Alle drei Arten bevorzugen fischfreie Gewässer und treten in Gewässern mit Fischen in deutlich geringeren Abundanzen auf (s.o.). Die heute meso- bis eutrophen Gewässer hatten vor rund 30 Jahren noch einen oligotroph-sauren Charakter (U. Schlette pers. Mitt.). Veränderungen der Säure- und Trophieverhältnisse ergaben sich vor allem auch aus den Kalkungen der umgebenden Waldbestände, die die pH-Werte und damit auch die Trophie dieser Gewässer stark veränderten. Die aus naturschutzfachlicher Sicht besonders schützenswerten Arten *Leucorrhinia pectoralis*, *L. dubia*, *L. rubicunda* und *Coenagrion hastulatum* reproduzieren sich hier nicht oder nur in sehr geringer Dichte.

Auswirkungen der Beweidung auf die Libellengemeinschaften

Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Moorgewässern – tychozöne Hochmoorbewohner sensu Schmidt (1964) – waren in den von Beweidung beeinflussten Gewässern in deutlich geringeren Schlupfabundanzen vertreten als in den übrigen oligotroph-sauren Gewässern. Dies gilt vor allem für *Sympetrum danae*, *Leucorrhinia dubia*, *L. rubicunda* und *Aeshna juncea*. Arten ohne Bindung an oligotroph-saure Gewässer wie *Lestes sponsa*, *Libellula quadrimaculata*, *Enallagma cyathigerum* und *Pyrrhosoma nymphula* traten hier ähnlich häufig auf wie in den Gewässertypen 1 und 2.

Die deutlich geringere Abundanz der beiden *Leucorrhinia*-Arten ist vermutlich vor allem auf das Fehlen von Torfmoos-Beständen zurückzuführen, die durch den Tritt der Weidetiere stark zurückgedrängt wurden. Zudem führte der Tritt zu einer starken Wassertrübung aufgrund des lehmigen Sohlsubstrats. Letzteres wird nach Valle (1938) und Sternberg (1990) zumindest von jungen *L. dubia*-Larven nicht besiedelt. Die Wassertrübung dürfte sich unter anderem deshalb negativ auf die Bestände der Arten auswirken, da sich das durch aufgewirbelten Lehm getrübte Wasser weniger erwärmt als das von Gewässern, die durch Huminstoffe

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

dunkelbraun gefärbt sind. Außerdem wurde der während einer Trockenphase auf Rohbodenstellen im Wechselwasserbereich aufgekeimte *Juncus bulbosus*-Rasen durch den Tritt der Pferde vom Grund des Gewässers gelöst. Die nun auf dem Gewässer schwimmenden Pflanzenteile konnten ihre Funktion als „Klettergerüst" (Soefing 1991) und damit als Habitat für Larven von *L. rubicunda* nicht erfüllen und keinen Ausgleich für das Fehlen der Torfmoos-Bestände bilden. An beweideten Heidetümpeln mit sandigem Grund wurden in Schleswig-Holstein zwar moortypische Arten festgestellt. Dass die Arten hier infolge der Beweidung nicht zurückgingen, führen die Autoren vor allem auf die fehlende Trübung der Gewässer aufgrund des sandigen Sohlsubstrates zurück (Oheimb et al. 2006).

Zur Auswirkung der Beweidung auf die Libellenfauna oligotroph-saurer Gewässer gibt es bislang wenige Studien. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass bereits etwa ein Jahr nach Beginn der Beweidung einige moortypische Arten zumindest in Gewässern mit lehmigem Sohlsubstrat bei intensiver Trittbeeinflussung zurückgegangen sind. Dadurch gefördert wurden bislang eher Arten mit einer breiten Standortamplitude wie *Coenagrion puella*. Ob sich durch die Entwicklung offener, besonnter und vegetationsarmer Bereiche durch die Beweidung zukünftig auch verstärkt Arten ansiedeln werden, die auf entsprechende Gewässer junger Sukzessionsstadien angewiesen sind, bleibt abzuwarten. Zu den Arten, die in solchen Gewässern meso- bis eutropher Standorte durch Beweidung gefördert werden, zählen z.B. *Ischnura pumilio* und *Libellula depressa* (vgl. Lohr 2010) sowie Arten aus der Familie der Lestidae (Hill & Beinlich 2000; Oheimb et al. 2006).

Neben Auswirkungen der Beweidung auf das Larvalhabitat wurden auch solche auf das Imaginalhabitat beobachtet. Dabei erwies sich insbesondere die Beweidung von Pfeifengras-Dominanzbeständen auf die Struktur- und Artenvielfalt der Vegetation als günstig. Die durch Tritt und Fraß der Pferde entstandenen Rohbodenstandorte sowie die Reduzierung der Streuauflage begünstigten die Keimung vieler Arten. Die so entstandenen, blütenreichen Lebensräume ergänzen die insektenreichen Waldschneisen, wodurch eine größere Fläche als Reifungs- und Jagdhabitat für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Libellenarten zur Verfügung steht. Dort, wo die Gewässerufer sehr intensiv von den Tieren begangen wurden, war hingegen die Vegetation so stark verändert, dass die Gewässer zumindest von den *Leucorrhinia*-Arten nicht mehr als geeignete Reproduktionsgewässer wahrgenommen wurden. Insbesondere der Rückgang der Ufervegetation, die den Imagines Sitzwarten am Ufer bot, dürfte dabei ausschlaggebend sein.

Naturschutzfachliche Bewertung

Im Rutenbruch fanden in den vergangenen 150 Jahren zahlreiche Eingriffe in den Wasserhaushalt statt (Waesch 2000). Insbesondere Entwässerungsmaßnahmen führten in einigen Teilen des Gebietes zu einer Mineralisierung der Torfkörper und veränderten damit die standörtlichen Bedingungen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass durch die Anlage von Gewässern auch unter den veränderten Bedingungen für Libellenarten Habitate geschaffen wurden, die

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

charakteristisch für Moorlebensräume sind. Die Gewässer selbst sind Fortpflanzungshabitate für die bundesweit als gefährdet oder stark gefährdet eingestuften Arten *Lestes virens*, *Coenagrion hastulatum, Aeshna juncea, Leucorrhinia dubia*, *L. pectoralis* und *L. rubicunda*. Viele dieser Arten besitzen im Untersuchungsgebiet zahlreiche Fortpflanzungsgewässer und kommen in hohen Abundanzen vor.

Besonders hervorzuheben ist der Erstnachweis der Reproduktion für die FFH-Anhang-II- und -IV-Art *Leucorrhinia pectoralis*. Auch damit wird die hohe naturschutzfachliche Bedeutung der Gewässer für die Libellenfauna belegt. Da im Untersuchungsgebiet zahlreiche für die Art gut geeignet erscheinende Gewässer existieren und es für die Umgebung des Rutenbruchs mehrere Fundmeldungen aus unterschiedlichen Jahren gibt (zusammengestellt in Böke 2008), ist mit Vorkommen an weiteren Gewässern zu rechnen. Die Art kann jahrweise sehr hohe Populationsschwankungen zeigen und Einzelfunde gehen oft auf Tiere zurück, deren Reproduktionsgewässer weit entfernt liegen (z.B. Sternberg et al. 2000). In den kommenden Jahren sollte daher im Untersuchungsgebiet und in der Umgebung gezielt nach weiteren Vorkommen von *L. pectoralis* gesucht und die Populationsentwicklung sowie die Bodenständigkeit im Rutenbruch durch Exuviensuche dokumentiert werden.

Größere Populationen beherbergt das Untersuchungsgebiet auch für *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda*. Beide Arten wurden auch im 6 km entfernt liegenden Hochmoor des Mecklenbruchs nachgewiesen. Das Gebiet liegt mit 460 m ü.NN nur geringfügig höher als das Untersuchungsgebiet. Unterschiede zeigten sich jedoch in der Häufigkeitsverteilung der Arten. Während *Leucorrhinia dubia* im Mecklenbruch sehr hohe Schlupfzahlen aufwies, war *L. rubicunda* nur mit Einzelfunden vertreten (Hentschel 1987; Liebelt 1997). Das Häufigkeitsverhältnis zwischen beiden Arten lag bei den zitierten Untersuchungen in den 1980er bzw. in den 1990er Jahren im Mecklenbruch bei jeweils mehr als 100 : 1. Im Untersuchungsgebiet Rutenbruch war *L. dubia* hingegen durchschnittlich nur etwa 2,5mal so zahlreich vertreten wie *L. rubicunda*, von der 2011 mehr als 130 Exuvien gefunden wurden (vgl. Tab. 1). Dies ist vermutlich auf den höheren Grundwassereinfluss im Untersuchungsgebiet Rutenbruch zurückzuführen. Die Art besiedelt eher als *L. dubia* stärker minerotrophe und mesotrophe Gewässer ohne Torfmoosbestände. Der Besiedlungsschwerpunkt von *L. dubia* liegt hingegen in den Gewässern des Mecklenbruchs mit wesentlich stärkeren Torfmächtigkeiten und einem geringeren Grundwassereinfluss. Zumindest für *L. rubicunda* sind somit die Bestände im Untersuchungsgebiet als für das Weserbergland bedeutsam einzustufen.

Hochmoortypische Arten wie *Aeshna subarctica* und *Somatochlora arctica* konnten trotz gezielter Suche an sehr kleinen Torfgewässern im Untersuchungsgebiet Rutenbruch nicht nachgewiesen werden. Beide Arten sind im Weser- und Leinebergland auf Moore mit größerer Torfmächtigkeit beschränkt (Liebelt 1997; Böke 2008; ML). Nachweise dieser Arten gibt es momentan lediglich aus dem Mecklenbruch sowie dem unmittelbar angrenzenden Torfmoor (Liebelt 1997; R. Liebelt pers. Mitt.). Während das Fehlen von *Aeshna subarctica* auf-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

grund des Mangels an geeigneten Fortpflanzungsgewässern zu erwarten war, erscheint das Vorkommen von *Somatochlora arctica* im Rutenbruch nicht ganz ausgeschlossen. So existieren hier einige kleine, schlenkenartige Gewässer mit flutenden Torfmoosrasen, die bei niedrigen Wasserständen keine sichtbare Wasserfläche aufweisen. Diese Gewässer könnten als Fortpflanzungsgewässer für die Art geeignet sein. Hierzu sollten weitere Untersuchungen insbesondere durch Exuvienerfassungen durchgeführt werden.

Die gruppierte Anlage der Gewässer hat sich als besonders vorteilhaft herausgestellt, da sie mit fortschreitender Sukzession ein Mosaik unterschiedlich strukturierter Gewässer in unterschiedlichen Sukzessionsstadien in unmittelbarer Nachbarschaft bilden. Dementsprechend finden hier Arten mit unterschiedlichen Ansprüchen Fortpflanzungsgewässer auf kleinem Raum. Durch den Umbau der naturfernen Fichtenforsten in naturnahe Birken-Bruchwälder und die Beweidung der Flächen im Gewässerumfeld entwickelte sich ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Vegetationsbestände offener und halboffener Lebensräume. Dadurch wurden die Lebensbedingungen in den Imaginalhabitaten verbessert. Dies und die räumliche Nähe der Fortpflanzungshabitate dürfte gerade bei weniger mobilen Arten die Herausbildung von Metapopulationen fördern, deren Teilpopulationen so in direktem Austausch miteinander stehen. Diese Teilpopulationen finden dadurch unmittelbar benachbart Lebensräume, die jahrweise eine unterschiedliche Bedeutung für den Fortpflanzungserfolg haben können (vgl. Sternberg 1995). Beides – die räumliche Nähe der Fortpflanzungshabitate sowie deren bessere Vernetzung für die Libellenimagines – erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit für die Arten durch einen besseren Austausch zwischen den Teilpopulationen (Amler et al. 1999).

Managementempfehlungen

Die Beweidung im Uferbereich einiger der oligotroph-sauren Gewässer und der zum Teil intensive Tritt der Tiere reduziert die Eignung der Gewässer als Reproduktionshabitat für *Leucorrhinia dubia* und *L. rubicunda*. Zwischen Juni und September 2011 wurden die Gewässer 2-3 und 2-4 ebenfalls beweidet. Inwieweit die Reproduktionsfähigkeit der Arten in diesen Gewässern erhalten bleibt und ob sich das Aufwühlen des Gewässerbodens bei einer jährlichen Beweidung auch hier auf die Larvenpopulation der beiden *Leucorrhinia*-Arten auswirkt, muss beobachtet werden. Da sich in dieser Gewässergruppe die mit Abstand größte Teilpopulation der genannten Arten befindet, ist es zwingend notwendig, ein auf die gefährdeten Arten abgestimmtes Management zu entwickeln.

Die Beweidung der an die Gewässer angrenzenden Flächen hat deren Eignung als Imaginalhabitat verbessert, da sich hierdurch blütenreiche Vegetationsbestände entwickeln. Die Beweidung der Gewässer sowie deren Ufer muss hingegen differenzierter betrachtet werden. Hier bietet sich an, das von Wildermuth (2001) beschriebene Rotationsmodell für kleine Moorgewässer zugrunde zu legen. Dementsprechend empfehlen wir, die von den *Leucorrhinia*-Arten besiedelten Gewässer zeitweise von der Beweidung auszusparen. Dabei sollten die Ge-

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

wässer wechselweise beweidet werden, um permanent geeignete Larvalhabitate für die Arten zu erhalten. Wir empfehlen der Besiedlungsgeschwindigkeit der Gewässer entsprechend (s.o.) einen Beweidungsrhythmus von etwa 3-5 Jahren. Damit würde in jedem Jahr nur jedes dritte bis fünfte Gewässer in die Beweidung einbezogen. Bei größeren Gewässern sollte nicht das gesamte Gewässer, sondern Teilabschnitte der Ufer von der Beweidung ausgespart werden. Dies betrifft insbesondere trittgeschädigte Uferabschnitte mit vormals ausgedehnten Torfmoos-Beständen. Durch mobile Zäune dürfte dies einfach umzusetzen sein.

Danksagung

Unser herzlicher Dank gilt Ulrich Schlette, Kai Conrad und Dirk Reuter von den Niedersächsischen Landesforsten, Forstamt Neuhaus, für die Unterstützung und notwendigen Genehmigungen der durchgeführten Untersuchungen. Reiner Böke überließ uns unveröffentlichte Daten aus dem Untersuchungsgebiet, Ulrich Riedl und Burkhard Beinlich gaben wertvolle Hinweise und kritische Anmerkungen zum Manuskript. Ihnen gebührt unser herzlicher Dank. Kathrin Baumann, Benno von Blanckenhagen und Hansruedi Wildermuth danken wir herzlich für die kritische Durchsicht und konstruktive Verbesserungsvorschläge, die zu einer wesentlichen Verbesserung des Manuskriptes geführt haben.

Literatur

Altmüller R. & H.-J. Clausnitzer (2010) Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens. 2. Fassung, Stand 2007. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 30: 211-238

Amler K., A. Bahl, K. Henle, G. Kaule, P. Poschlod & J. Settele (1999, Ed.) Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Ulmer, Stuttgart

Böke R. (2008) Die Libellen (Odonata) im Landkreis Holzminden (Niedersachsen). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 8: 151-171

Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992) Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L206: 7–50

Drachenfels O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 34: 1-146

Gerken B. (1982) Probeflächenuntersuchungen in Mooren des Oberschwäbischen Alpenvorlandes – Ein Beitrag zur Kenntnis wirbelloser Leitarten südwestdeutscher Moore. *Telma* 12: 67-84

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

Gerlach A., A. Krause, K. Meisel, B. Speidel & W. Trautmann (1970) Vegetationsuntersuchungen im Solling. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 5: 75-133

Grupe O. (1929) Geologische Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern. Blatt Höxter. Berlin, Preußische Geologische Landesanstalt

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Hedemann H.-A. (1957) Die Gewölbestruktur des Sollings und ihre Entstehung. *Geologisches Jahrbuch* 72: 549-561

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

Henrikson B.-I. (1988) The absence of anti-predator behaviour in the larvae of Leucorrhinia dubia (Odonata) and the consequences for their distribution. *Oikos* 51: 179-183

Hentschel G. (1987) Auswertung faunistisch-ökologischer Bestandsaufnahmen im NSG Mecklenbruch im Hinblick auf Pflege und Entwicklung des Schutzgebietes und eine erste Erfolgskontrolle der bislang vorgenommenen Maßnahmen zur Wiedervernässung. Diplomarbeit, Uni-Gesamthochschule Paderborn, Höxter

Hill B.T. & B. Beinlich (2000) The dragonfly community of a communal cattle pasture in the Sava floodplain (Croatia) with special reference to the biology of Lestes barbarus (Fabricius, 1798) (Zygoptera: Lestidae). *Exuviae* 7: 1-18

Hövermann J. (1963) Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 99 Göttingen. Geographische Landesaufnahme 1:200.000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg

Joest R. (2002) Neue Lebensräume für Libellen. Auswirkungen von Gestaltungsmaßnahmen in Feuchtwiesengebieten und Auenlebensräumen im Kreis Soest auf die Libellenfauna. *ABUinfo* 25/26: 22-33

Karle-Fendt A. & H. Stadelmann (2013) Entwicklung der Libellenfauna eines regenerierenden Hochmoores nach Renaturierungsmaßnahmen (Odonata). *Libellula* 32: 1-30

Kognitzki S. (1998) Kleine Moosjungfer. Leucorrhinia dubia (Vander Linden 1825). In: Kuhn K. & K. Burbach (Ed.) Libellen in Bayern: 196-197. Ulmer, Stuttgart

Lehmann A. & J.H. Nüss (1998) Libellen. 5. Aufl. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg

Lepper J. & H. Mengeling (1991) Beiheft zur Geologischen Wanderkarte Mittleres Weserbergland mit Naturpark Solling-Vogler 1 : 100.000. *Bericht der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover, Beiheft,* 10: 1-58

Liebelt R. (1997) Das Mecklenbruch im Solling. Auswertung faunistisch-ökologischer Bestandsaufnahmen im Hinblick auf Schutz, Pflege und Entwicklung. Diplomarbeit, Uni-Gesamthochschule Paderborn, Höxter

Lohr M. (2010) Libellen zweier europäischer Flusslandschaften. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster* 17: 1-183

Martens A. (1991) Kolonisationserfolg von Libellen an einem neu angelegten Gewässer. *Libellula* 10: 45-61

Mauersberger R. (2003) Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825). In: Petersen B., G. Ellwanger, G. Biewald, U. Hauke, G. Ludwig, P. Pretscher, E. Schröder & A. Ssymank (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 69/1: 586-592

Mikolajewski D.J. & F. Johansson (2004) Morphological and behavioral defenses in dragonfly larvae: trait compensation and cospecialization. *Behavioral Ecology* 15: 614-620

Moore N.W. (1991) The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: a 27 year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom. *Odonatologica* 20: 203-231

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

MURL (Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (1989) Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf

Münchberg P. (1931) Beiträge zur Kenntnis der Biologie der Odonatengenera Libellula L., Orthetrum Newm. und Leucorrhinia Britt. in Nordostdeutschland. *Abhandlungen und Berichte der Naturwissenschaftlichen Abteilung der Grenzmärkischen Gesellschaft zur Erforschung und Pflege der Heimat* 6: 128-145

NLWKN (2013) Naturschutzgebiet „Kleines Bruch und Düsteres Bruch". Online im Internet (10.10.2013), URL: http://www.nlwkn.niedersachsen.de

Oheimb G. v., I. Eischeid, P. Finck, H. Grell, W. Härdtle, U. Mierwald, U. Riecken & J. Sandkühler (2006) Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum. Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 36: 1-280

Olthoff M. & D. Ikemeyer (2002) Vorkommen von Libellen und Heuschrecken in Feuchtwiesen. Untersuchungen in ausgewählten Schutzgebieten des Kreises Borken. *LÖBF-Mitteilungen* 1/02: 24-30

Ott J. & W. Piper (1998) Rote Liste der Libellen (Odonata). In: Binot M., R. Bless, P. Boye, H. Gruttke & P. Pretscher: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 55: 260-263

Overbeck F. (1975) Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. Wachholtz, Neumünster

Pardey A. (1994) Effizienz von Kleingewässer-Neuanlagen im Hinblick auf Aspekte des Biotop- und Pflanzenartenschutzes. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 14: 61-84

Preising E., H.-C. Vahle & J. Tüxen (2012) Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Heide-, Moor- und Quellgesellschaften. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 20 (3): 1-104

Pudwill R. (2000) Die Neubesiedlung und Populationsdynamik der Libellenfauna eines neu angelegten Moorweihers (Odonata). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 6: 57-67

Schmidt E. (1964) Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hochmoorlibellen (Odonata). *Zeitschrift für Wissenschaftliche Zoologie* 169: 313-386

Soeffing K. (1990) Verhaltensökologie der Libelle Leucorrhinia rubicunda (L.) (Odonata: Libellulidae) unter besonderer Berücksichtigung nahrungsökologischer Aspekte. Dissertation, Universität Hamburg

Soeffing K. (1991) Die Bedeutung der Torfmoose für die Ontogenie von Leucorrhinia rubicunda (Linnaeus, 1758) (Odonata: Libellulidae). *Seevögel* 12, Sonderheft 1: 109-110

Sternberg K. (1990) Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. 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

Sternberg K. (2000a) Aeshna juncea (Linnaeus, 1758) – Torf-Mosaikjungfer. In: Sternberg K. & R. Buchwald (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2: 68-82. Ulmer, Stuttgart

Sternberg K. (2000b) Leucorrhinia dubia (Vander Linden, 1825) – Kleine Moosjungfer. In: Sternberg K. & R. Buchwald (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2: 403-415. Ulmer, Stuttgart

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V : download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

Sternberg K., F.-J. Schiel & R. Buchwald (2000) Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825). Große Moosjungfer. – In: Sternberg K. & R. Buchwald (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2: 415–427. Ulmer, Stuttgart

Valle K.J. (1938) Zur Ökologie der finnischen Odonaten. *Annales Universitatis Turkuensis Series* A 6 (14): 1-76

Waesch G. (2000) Die Naturschutzgebiete „Torfmoor“ und „Mecklenbruch“ im Solling (Süd-Niedersachsen). Flora, Vegetation, Ökologie. *Tuexenia* 20: 91-117

Wildermuth H. (1982) Die Bedeutung anthropogener Kleingewässer für die Erhaltung der aquatischen Fauna. Eine Untersuchung zum Artenschutz aus dem schweizerischen Mittelland. *Natur und Landschaft* 57: 297-306

Wildermuth H. (1992) Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (Leucorrhinia pectoralis) Charp. 1825 (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1: 3–21

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

Manuskripteingang: 28. Oktober 2013

©Ges. deutschspr. Odonatologen e.V.; download www.libellula.org/libellula/ und www.zobodat.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Libellula

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: 32

Autor(en)/Author(s): Fiebig Isabel, Lohr Mathias

Artikel/Article: Libellengemeinschaften oligotroph-saurer Sekundärgewässer im Solling, Süd-Niedersachsen (Odonata) 115-139