

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 30, 122-132. Hannover 2018

Inseln im Gebirge: Renaturierung fragmentierter und degradierter Mittelgebirgsmoore

– Katharina Strobl und Johannes Kollmann, Freising –

Wir widmen diese Arbeit Frau Professorin Dr. Otti Wilmanns zum 90. Geburtstag in Dankbarkeit für Ihren Einsatz als Hochschullehrerin und Doktormutter. Ihr Wirken wird in den kommenden Generationen in Forschung, Lehre und Naturschutz weiterleben.

Abstract

The theory of island biogeography can be successfully applied to terrestrial habitats, and it needs more attention when restoring degraded ecosystems. Suitable model systems are degraded montane peatlands that are isolated by forest plantations, while the significance of local habitat factors and regional drivers of peatland recovery is largely unknown. We investigated this case in the mountains ‘Fichtelgebirge’ and ‘Steinwald’ in northeastern Bavaria based on 23 transects within 12 restored peatlands in the time period 2014–2018. We investigated habitat factors, i.e. water level, pH, nutrients and peat quality, and species diversity of plants, butterflies and dragonflies. Additionally, we conducted a field experiment with peatland plants for analysing dispersal limitation. Peatland restoration resulted in an improved biodiversity of the three groups. Plant diversity increased markedly with species numbers similar to intact mires and bogs, while habitat specialists remained rare five years after restoration. The peatland vegetation developed towards the reference sites within 18 years. The number of butterfly species increased within the first ten years, while declining later on, and no specialists for peatlands were found. Dragonflies colonised the restored sites rapidly, and were favoured by a high number of new water bodies and reduced shading by trees. Within the first years, the water level became similar to the reference sites, whereafter it slightly declined with considerable variation among and within sites. Peat quality improved with time since restoration with some exceptions. Overall, local site factors remained limiting for full recovery of peatland plants, butterflies and dragonflies. The field experiment also indicated dispersal limitation of peatland plants. Thus, restoration largely improved site conditions and biodiversity while a restoration debt remained due to inadequate site conditions and peatland fragmentation of these ‘habitat islands’.

1. Einleitung

Der Rückgang geeigneter Lebensräume ist eine der Hauptursachen für den weltweiten Artenverlust und damit nach wie vor eine wachsende Gefahr für die globale Biodiversität (SALA et al. 2000). Dabei führen in erster Linie Veränderungen der Landschaft, wie Urbanisierung oder intensive ackerbauliche Nutzung, zu weitreichenden Habitatverlusten (KERR & DEGUISE 2004, LUCK et al. 2004). Allerdings sind verlorene Habitate meist nicht die einzige Gefährdungsursache seltener Arten (FAHRIG 2001, FISCHER & LINDENMAYER 2007), vielmehr sind die verbliebenen Habitate oft degradiert und bieten spezialisierten Arten keine geeigneten Lebensbedingungen mehr. Außerdem sind sie fragmentiert, d.h. kleiner und isolierter als unter natürlichen Verhältnissen, was wiederum zu reduzierter Habitatqualität und erschwerter Ausbreitung der Populationen führt. Insbesondere wandern Pflanzen und wenig mobile Tierarten in anthropogen veränderten Landschaften kaum (TUCKER et al. 2018) und können sich somit Umweltveränderungen, wie sie beispielsweise durch den Klimawandel ent-

stehen, nicht anpassen. Auch wenn heute viele seltene Arten und Lebensräume einen strengen Schutz erfahren, können sich viele Populationen aufgrund des Habitatmangels nur schlecht regenerieren (KERR & DEGUISE 2004).

Renaturierung kann diesem Problem entgegenwirken, indem gezielt degradierte Habitate verbessert oder verlorene wiederhergestellt werden (MILLER & HOBBS 2007). Um damit spezialisierte und seltene Arten nachhaltig zu fördern und eine Wiederbesiedlung zu ermöglichen, müssen sowohl lokale als auch regionale Aspekte berücksichtigt werden (FRECKLETON & WATKINSON 2002). Laut der Theorie der Inselbiogeographie (MACARTHUR & WILSON 2001), werden Aussterben und Wiederbesiedlung nämlich von der Größe und Entfernung der ‚Inseln‘ bestimmt. Dieser Ansatz kann auch auf terrestrische Habitate angewandt werden, wenn man davon ausgeht, dass wenige (geeignete) ‚Habitatinseln‘ in einer ‚ungeeigneten‘ Matrix liegen (FRECKLETON & WATKINSON 2002). Für die Renaturierung zur Förderung spezialisierter Arten bedeutet dies, dass im lokalen Umfeld die Habitatbedingungen verbessert werden müssen. Gleichzeitig muss im regionalen Maßstab sichergestellt werden, dass die (renaturierten) Habitate ausreichend groß und untereinander sowie mit verbliebenen Populationen vernetzt sind (FAHRIG 2001). Nur so ist eine spontane Wiederbesiedlung durch Zielarten möglich, wie es beispielsweise für das Funktionieren von Metapopulationen erforderlich ist (FRECKLETON & WATKINSON 2002).

Moore und andere Feuchtgebiete sind besonders geeignete Modellsysteme für die Aufwertung degradierter Habitate und ihre regionale Vernetzung im Sinne der Inselbiogeographie, denn sie sind standörtlich klar unterschieden von den angrenzenden Ökosystemen und durch diese mehr oder weniger isoliert (MINAYEVA et al. 2017). Untersuchungen zur Renaturierung degradierter Moore, z.B. in Waldlandschaften, müssen sowohl die lokalen Habitatverhältnisse (Nässe, Sauerstoff-, Nährstoff- und Basenarmut), als auch die landschaftliche Konfiguration der Moore berücksichtigen. Dies trifft in besonderer Weise auf die Renaturierung von Hoch- und Übergangsmooren der deutschen Mittelgebirge zu, denn Moore in diesen Breitengraden kommen nicht flächig vor, sondern bilden verinselte Ökosysteme innerhalb von Wäldern. Die Habitatqualität dieser Moore und ihre regionale Vernetzung werden stark negativ beeinflusst durch Drainage, Torfabbau und Aufforstungen. Viele Pflanzen- und Tierarten, die mit den extremen Standortbedingungen der Moore zurechtkommen, sind in besonderem Maße von diesen Veränderungen betroffen und in weiten Teilen Mitteleuropas selten geworden (MINAYEVA et al. 2017). Es ist zudem anzunehmen, dass nicht nur lokal Populationen dieser Arten verschwinden, sondern auch Wanderungen zwischen den verbleibenden ‚Inseln‘ zurückgehen.

Dieses Problem ist seit einigen Jahren bekannt, und die Renaturierung von Mooren ist daher gängige Naturschutzpraxis geworden (KOLLMANN et al. 2019). Einige der entwässerten und forstlich genutzten Hoch- und Übergangsmoore der Mittelgebirge wurden seit Ende der 1990er Jahre renaturiert und somit auf regionaler Ebene die Verbundsituation verbessert. Lokal sollen Wiedervernässungsmaßnahmen die Bedingungen für die hochspezialisierten Tier- und Pflanzenarten aufwerten. Man hofft zudem, dass diese Arten bei Renaturierung ihrer Lebensräume flexibler auf den Klimawandel reagieren, weil dann der Austausch zwischen den Restpopulationen möglich wird und Wanderungen in höhere kühlere Lagen erleichtert werden.

In einem jüngst abgeschlossenen Projekt des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) zu ‚Effizienzkontrolle von Moorrenaturierung in Bezug auf den Klimawandel‘ (2014–2018) ist die Regeneration der charakteristischen Biodiversität renaturierter Moore untersucht worden. Dabei wollten wir wissen (i) wie sich die Diversität der Pflanzen, Tagfalter und Libellen mit der Zeit seit Renaturierung entwickelt, (ii) welche

Rolle lokale Faktoren (Wasserstand, Zersetzungsgrad, Nährstoffgehalte) bei der Wiederbesiedlung renaturierter Moore spielen, und (iii) inwiefern der regionale Faktor der Ausbreitungslimitierung die Wiederbesiedlung in einer fragmentierten Landschaft beeinflusst.

2. Erfolgskontrolle von Moorrenaturierung im Fichtelgebirge

Als Untersuchungsregion dienen die ostbayerischen Mittelgebirge im Naturraum ‚Hohes Fichtelgebirge‘ und ‚Selb-Wunsiedler Hochfläche‘ (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959, Abb. 1). Das Gebiet ist natürlicherweise bewaldet. Unter dem Einfluss eines kühlen und feuchten Klimas (5,5–6,2 °C, 910–1120 mm; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2017) entstanden Moore lokal auf wasserstauenden Bodenschichten oder in Quellbereichen an Hängen, in Senken, Kammlagen oder Sattelpositionen. Es handelt sich meist um saure Übergangsmoore mit variierendem Anteil soligenen Wassers, bis hin zu rein regenwassergespeisten Hochmooren. Von Beginn des 19. Jahrhunderts bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts wurden diese Gebirgsmoore intensiv genutzt (FIRBAS & ROCHOW 1956); aus größeren Moorflächen wurde Brenntorf gewonnen, und der Großteil der kleineren Hang- und Sattelmoores wurde nach Entwässerung mit Fichte aufgeforstet. Dadurch wurden die Moorflächen zunehmend degradiert und isoliert. Eine Vergleich von Moorkarten zwischen den Jahren 1914 und 2014 ergab, dass die Anzahl und Fläche der Moore in diesem Zeitraum stark zurückging: Von 337

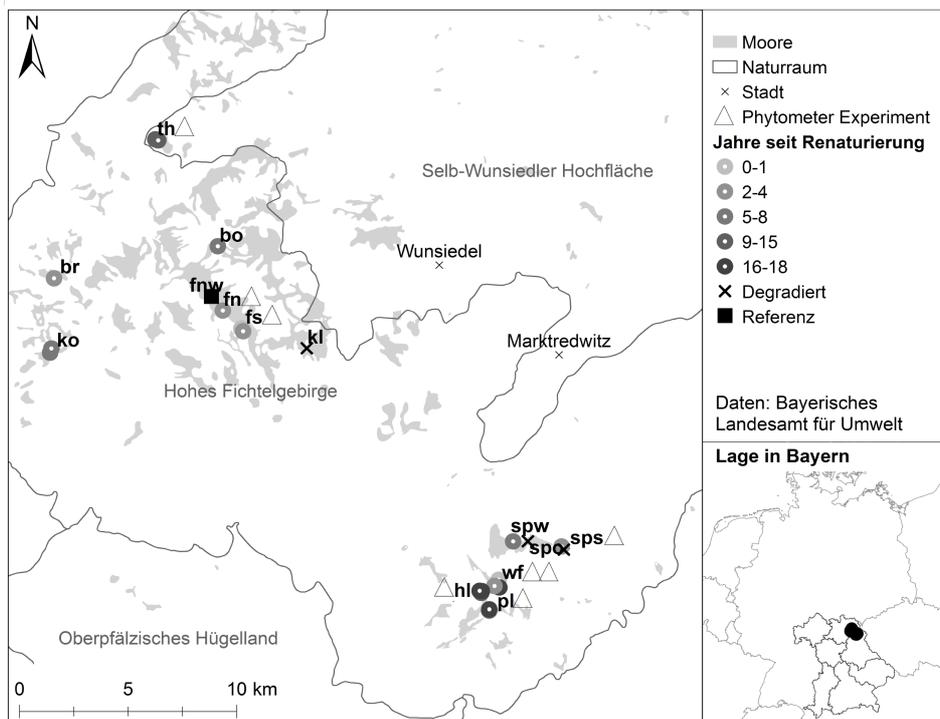


Abb. 1: Lage der Mooregebiete zur Untersuchung der Regeneration der charakteristischen Biodiversität nach Renaturierung mit Hilfe einer unechten Zeitreihe sowie einem Phytometer-Experiment.

(754 ha) auf 73 (486 ha) im ‚Hohen Fichtelgebirge‘ und von 353 (1209 ha) auf 52 (202 ha) auf der ‚Selb-Wunsiedler Hochfläche‘ (SCHMID 2016). Es fiel zudem auf, dass die ehemals mehr oder weniger verbundenen Moorflächen heute viel kleiner sind und nur noch in meist voneinander isolierten Höhenlagen vorkommen.

Dieses Problem wurde jedoch erkannt, und erste Renaturierungsbemühungen begannen im Fichtelgebirge schon in den 1970er Jahren (Gebiet ‚Häusellohe‘, POPP 1994). Seit Ende der 1990er Jahre kann man von einer umfangreichen Moorrenaturierung auch auf Landschaftsebene ausgehen, denn seitdem wurden im Gebiet sukzessive Renaturierungsmaßnahmen in benachbarten Gebieten durchgeführt (z.B. REGER 2009, SIUDA & QUINGER 2009, VÖLKL et al. 2012, STROBL et al. 2018a). Diese Maßnahmen bestanden in erster Linie aus einem Anstau von Entwässerungsgräben mit Dämmen aus Holz bzw. Torf und wurden begleitet durch die Entnahme standortfremder Gehölze entlang dieser Gräben, um die Wasserverluste durch Transpiration zu verringern. Der verwendete Torf wurde bei ausreichender Verfügbarkeit jeweils lokal im direkten Umfeld der Entwässerungsgräben gewonnen, sodass nach Abschluss der Arbeiten an den Entnahmestellen kleine Tümpel entstanden, welche u.a. für moortypische Libellen interessant sind.

Um die Entwicklung der renaturierten Moore nachzuvollziehen, erfassten wir im Sommer 2015 und 2016 die Diversität der Pflanzen, Tagfalter und Libellen sowie wichtige Standorteigenschaften (Wasserstand, Zersetzungsgrad, Nährstoffgehalt) in 12 repräsentativen Mooren entlang eines Altersgradienten (Abb. 1). Wir verglichen Moore, die vor unterschiedlich langer Zeit renaturiert wurden (0–18 Jahre vor der Erhebung) miteinander sowie mit degradierten Mooren (entwässert und aufgeforstet) und einem nahezu intakten Spirkenfilz im Fichtelseemoor. Wir erfassten entlang von 23 systematisch angelegten Transekten die Abundanz von Gefäßpflanzen und Moosen, schätzten den Zersetzungsgrad anhand der Skala nach POST (1924) und entnahmen Torfproben zur Analyse des Nährstoffgehaltes im Labor durch Ionenchromatographie (Dionex ICS-1600, Thermo Fisher Scientific Inc.). Der Wasserstand wurde über einen Zeitraum von Mai bis September 2016 an repräsentativen Stellen in Pegelrohren gemessen. Die Erfassung von Tagfaltern und Libellen erfolgte entsprechend der Hauptflugzeiten in je drei Kartierdurchgängen pro Moor zwischen Juni und August 2015 und 2016 (siehe auch STROBL et al. 2019).

Ergänzend legten wir in sieben der zwölf Moore ein Freilandexperiment an (Lage siehe Abb. 1) mit drei charakteristischen Moorpflanzen (‚Phytometern‘), nämlich dem Rundblättrigen Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), dem Scheidigen Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und der Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*). Überleben, Wachstum und Reproduktion der drei Arten sollten Rückschlüsse auf die Eignung des Standortes für die jeweiligen Arten zulassen (ANTONOVICS & PRIMACK 1982, VIOLLE et al. 2007). Ein Abgleich dieser Daten mit dem natürlichen Vorkommen der Arten kann eine potenzielle Ausbreitungslimitierung aufdecken (EHRLÉN & ERIKSSON 2000). Die Bewertung erfolgte nach folgendem Schema: (i) Natürliches Vorkommen = keine Limitierung, (ii) kein natürliches Vorkommen + gute Entwicklung der Phytometer = Ausbreitungslimitierung, sowie (iii) kein natürliches Vorkommen + schlechte Entwicklung = Standortlimitierung (und potenzielle Ausbreitungslimitierung). Die Pflanzen wurden im Frühjahr 2014 ausgebracht und bis Herbst 2015 regelmäßig vermessen (siehe auch STROBL et al. 2018b).

3. Wiederbesiedlung durch charakteristischer Moorarten?

Die Wiedervernässung der Moore führte zu einer Verbesserung der Diversität aller drei untersuchten Artengruppen der Pflanzen, Tagfalter und Libellen. Die Pflanzendiversität stieg deutlich an, aber mit etwas Verzögerung und unterschiedlich sich je nach betrachteter Gruppe von Indikatorarten (Abb. 2). Die reine Artenzahl erreichte innerhalb von fünf Jahren das Niveau intakter Moore, wobei auch die degradierten Moore vergleichbar hohe Artenzahlen aufwiesen. Entscheidend war daher der Anstieg der charakteristischen Moorarten, der eine verbesserte Situation andeutete, aber unter dem Zielzustand zurückblieb. Anfängliche Ausschläge

der Artenzahlkurven erklärten sich dadurch, dass vorübergehend Arten einwanderten, die sich aber unter späteren Konkurrenzbedingungen nicht behaupten konnten. Ein anschließender leichter Rückgang ist daher nicht zwingend als negativ zu bewerten. Besonders positiv entwickelte sich die Artenzusammensetzung, da sie sich über den gesamten Zeitraum stetig dem Zielzustand näherte; trotzdem erreichte auch sie diesen nach 18 Jahren (noch) nicht. Diese unvollständige Regeneration entspricht dem von vielen Autoren beschriebenen Phänomen einer ‚recovery debt‘, also einer ‚Renaturierungsschuld‘ (MORENO-MATEOS et al. 2017), die sich durch fehlende Wiedereinwanderung von Zielarten trotz Verbesserung der Habitateigenschaften ausdrückt. Das bedeutet, dass die Renaturierung einer Degradation zwar entgegenwirken, diese jedoch nicht vollständig kompensieren kann. Besonders in stark gestörten Moorökosysteme ist die Wiederherstellung des Ausgangszustandes aufgrund von Torfverlust, stark veränderter Torfbeschaffenheit und Hydrologie, meist nicht mehr möglich (SCHOPPGUTH & GUTH 2003, SCHUMANN & JOOSTEN 2008). fast

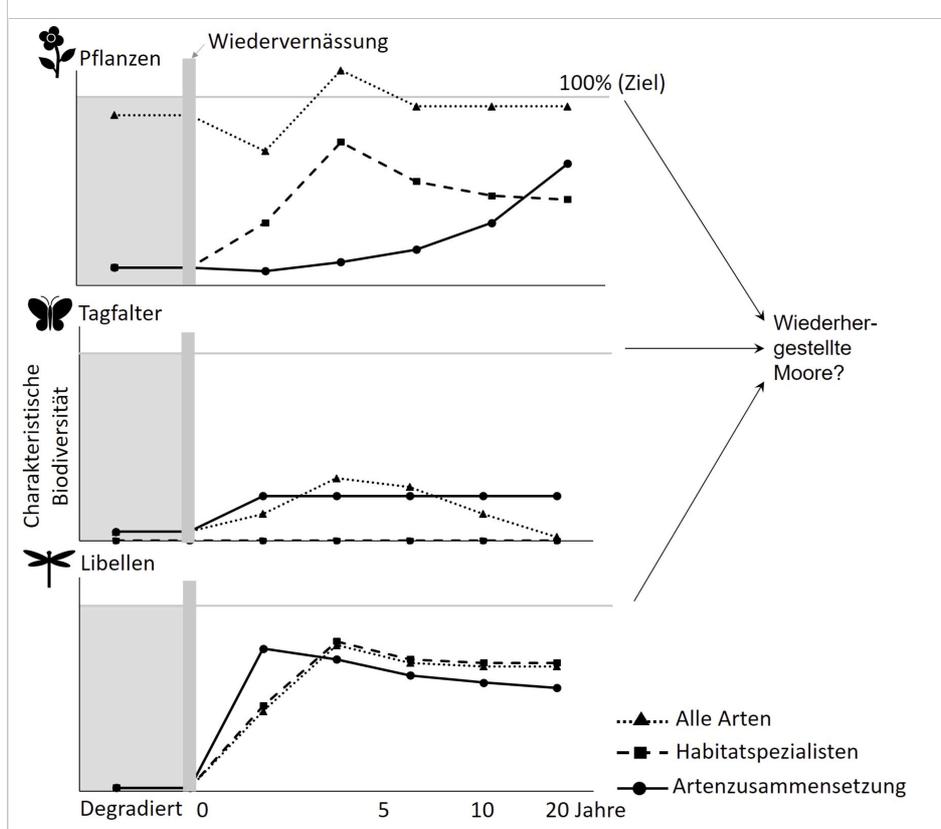


Abb. 2: Regeneration der Biodiversität der Moore im Fichtelgebirge über einen Zeitraum von fast 20 Jahren der Renaturierung (basierend auf Daten von STROBL et al. 2019). Bei unseren Auswertungen unterschieden wir jeweils zwischen reinen Artenzahlen (*alle Arten*), der Anzahl charakteristischer Arten (*Habitatspezialisten*) und der Vegetation, bei der in einer Ordinationsanalyse auch die Abundanzen berücksichtigt wurden (*Artenzusammensetzung*).

Auch die Tagfalterdiversität hat sich in den ersten zehn Jahren nach Wiedervernässung verbessert (Abb. 2). Mit fortschreitendem Alter der Renaturierungsflächen ging die Anzahl der Tagfalter jedoch wieder zurück. Zudem wurden bei dieser Artengruppe zu keinem Zeitpunkt moortypische Arten nachgewiesen. Dies widerspricht Ergebnissen aus einer finnischen Studie

von NOREIKA et al. (2016), die eine Wiederbesiedlung von typischen Moortagfaltern innerhalb von nur drei Jahren feststellten. Da sich in der zitierten Studie die renaturierten Moore direkt neben intakten befanden, liegt die Vermutung nahe, dass im Untersuchungsraum Fichtelgebirge Quellpopulationen der nach BRÄU et al. (2013) zu erwartenden Arten Hochmoor-Perlmutterfalter (*Boloria aquilonaris*), Hochmoorgelbling (*Colias palaeno*) und Hochmoorbläuling (*Plebejus optilete*) zu weit entfernt liegen, nämlich mindestens 13 km, 5 km bzw. 3 km laut Bayerischer Artenschutzkartierung (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2016). Die Ausbreitungsfähigkeit dieser Arten ist vergleichsweise gering (KOMONEN et al. 2004, KOTIAHO et al. 2005).

Am schnellsten reagierten Libellen auf die Renaturierung. Aufgrund ihrer Mobilität besiedelten sie bereits in den ersten Jahren die durch die Baggerarbeiten hergestellten Tümpel und neu entstandenen Schlenken. Außerdem profitierten sie von der stärkeren Besonnung nach Entnahme der Bäume. Auch ELO et al. (2015) stellten in ihrer Studie fest, dass Libellen sehr schnell zurückkommen, sobald ausreichend besonnte Tümpel vorhanden sind. Eine weitere Verbesserung mit der Zeit konnten wir allerdings nicht feststellen. Selbst nach 18 Jahren konnten nicht alle Arten, die man aufgrund ihres (historischen) Vorkommens im Gebiet erwarten würde (BRÄU et al. 2013), in ausreichender Anzahl nachgewiesen werden. Besonders gute Erfolge lassen sich jedoch erzielen, wenn unterschiedlich große und sowohl bewachsene, als auch offene Gewässer hergestellt werden, da die spezialisierten Libellenarten unterschiedliche Habitatansprüche haben (KUHN & BURBACH 1998).

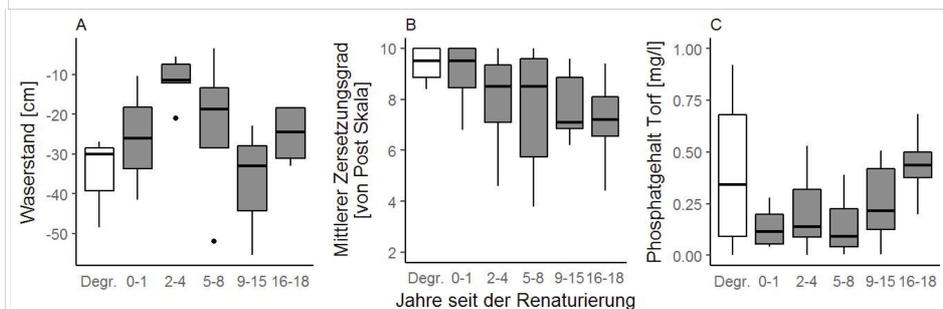
4. Lokale Effekte: Verbesserte Standortbedingungen

Für die Regeneration moortypischer Artengemeinschaften sind zunächst lokal verbesserte Standortbedingungen, insbesondere Hydrologie und Torfbeschaffenheit (Zersetzungsgrad und Nährstoffgehalte), von großer Bedeutung. Die Moorhydrologie hat einen direkten Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung. Niedrigere Wasserstände begünstigen Pflanzen der Bulten und Moorränder, z.B. Heidekraut (*Calluna vulgaris*) oder Beersträucher (*Vaccinium* spp.), während Schlenkenarten eher zurückgedrängt werden (POTVIN et al. 2015). In den Mooren des Fichtelgebirges stiegen die Wasserstände in den ersten vier Jahren nach der Renaturierung bis auf Werte naturnaher Moore von rund -10 cm unter Flur an (Abb. 3a, SUCCOW & JOOSTEN 2001). In späteren Jahren beobachteten wir im Mittel einen leichten Rückgang, aber auch starke Schwankungen; gleichzeitig fanden wir dort stark variierende Torfmoosdeckungen (STROBL et al. 2019). Wir gehen davon aus, dass zwar in einigen Mooren hohe Wasserstände auch langfristig hergestellt werden konnten; war die obere Torfschicht jedoch bereits zu stark zersetzt, konnten sich nicht genug Torfmoose ansiedeln. Diese sind besonders wichtig, da diese Artengruppe als „Ökosystemingenieure“ (VAN BREEMEN 1995) die charakteristischen Standorteigenschaften eines Moores wesentlich beeinflussen und somit die Grundlage für moortypische Artengemeinschaften bilden. In den renaturierten Mooren des Fichtelgebirges fehlten einige der spezialisierten Arten wie die Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*) oder der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) ganz oder wurden nur in geringen Abundanz nachgewiesen.

Die zeitliche Entwicklung des Torfzersetzungsgrades sowie der Nährstoffgehalte deuten in die gleiche Richtung. Generell beobachteten wir abnehmende Zersetzungsgrade in den oberen 5 cm der Torfschicht mit Zeit nach der Renaturierung, was auf eine aktive Torfakkumulation hindeutet (Abb. 3b). In den älteren Renaturierungsgebieten ist aber auch hier eine starke Streuung zu beobachten, sodass das Torfwachstum vermutlich nicht in allen renaturierten Mooren flächig eingesetzt hat. Anhaltende bzw. erneut einsetzende Zersetzungsprozesse könnten auch der Grund sein für den späteren erneuten Anstieg der Nährstoffgehalte (z.B.

Phosphat, Abb. 3c) nach einer anfänglichen starken Reduktion der Eutrophierung. Hohe Nährstoffgehalte fördern konkurrenzstärkere Arten, die wiederum viele der kleinen, konkurrenzschwachen Moorpflanzenarten verdrängen (EMSENS et al. 2018).

Abb. 3: Trotz lokal zu niedrigen Wasserständen weisen längerfristig sinkende Zersetzungsgrade auf Torfwachstum hin. Nährstoffgehalte (z.B. Phosphat) sanken rasch nach der Renaturierung.



Eine unvollständige Regeneration der pflanzlichen Diversität hat auch Konsequenzen für die Wiederbesiedlung durch Tagfalter, da die Raupen der Moortagfalter auf *Vaccinium myrtillus*, *V. oxycoccus*, *V. uliginosum* und *V. vitis-idaea* als Futterpflanzen angewiesen sind (BRÄU et al. 2013). Moorlibellen sind zwar weniger an bestimmte Pflanzenarten gebunden, aber stark abhängig von der Qualität der Kleingewässer und den assoziierten Vegetationsstrukturen (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Somit sind lokale Standortbedingungen nicht nur limitierend für die Regeneration der charakteristischen Moorpflanzengesellschaft, sondern auch für Libellen und Tagfalter. Durch Renaturierung konnten viele Standortfaktoren jedoch zu einem großen Teil verbessert werden.

5. Regionale Effekte: Verbleibende Ausbreitungslimitierung

Neben Habitatfaktoren kommt Ausbreitungslimitierung als Grund für das Fehlen hochmoortypischer Arten in Frage. Für Pflanzen lässt sich diese durch das experimentelle Ausbringen von Pflanzen („Phytometern“) nachweisen (vgl. EHRLÉN & ERIKSSON 2000, EMSSENS et al. 2018, STROBL et al. 2018b). Von den drei ausgebrachten Pflanzenarten, entwickelte sich das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) am besten. Fast alle der 48 ausgepflanzten Individuen überlebten und 18 bildeten Blütenknospen (Abb. 4), und zwar sowohl in Bereichen mit als auch ohne natürlichem Vorkommen der Art. Eine Ausnahme bildet nur das Moor wf98, in dem auch die Standortbedingungen für das Wollgras ungeeignet zu sein scheinen. Vermutlich ist das Scheidige Wollgras daher im Fichtelgebirge ausbreitungslimitiert. Die Ausbringung von Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und Rundblättrigem Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) war etwas weniger erfolgreich, aber auch für diese Arten gäbe es mehr geeignete Standorte als die natürlichen Vorkommen vermuten lassen (Abb. 4). Diese Ergebnisse stützen die Hypothese einer lokalen Standortlimitierung. Daneben bestärken sie aber auch die Annahme, dass eine Ausbreitungslimitierung vorhanden ist. Dies wiesen EMSSENS et al. (2018) in einem ähnlichen Versuch für konkurrenzschwache Niedermoorpflanzen nach. Dabei ist eine Etablierungslimitierung in den frühen Entwicklungsphasen der Pflanzen nicht auszuschließen (vgl. CLARK et al. 2007), da wir in unserem Versuch adulte Pflanzen verwendeten (und keine Samen bzw. Sämlinge) und Konkurrenzvegetation regelmäßig entfernten.

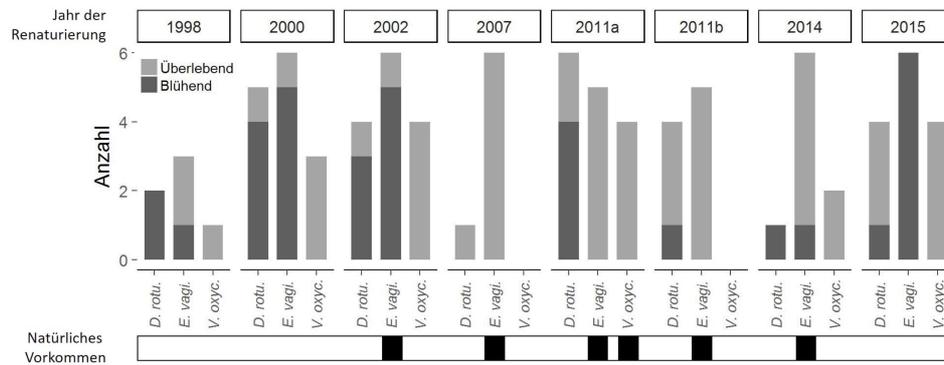


Abb. 4: Fitness-Unterschiede der drei Phytometerarten *Drosera rotundifolia* (*D. rotu.*), *Eriophorum vaginatum* (*E. vagi.*) und *Vaccinium oxycoccos* (*V. oxyc.*) weisen auf lokale Standort- und Ausbreitungslimitierung in den renaturierten Mooren des Fichtelgebirges hin. Hellgraue Balken zeigen die Anzahl der überlebenden Individuen, dunkelgraue die Anzahl der blühenden Individuen pro Transekt.

6. Erfolge und Verbesserungsvorschläge

Zusammenfassend konnte durch die Renaturierung im Fichtelgebirge und Steinwald eine wesentliche Verbesserung der moortypischen Diversität sowie der Standortbedingungen erreicht werden. Dennoch verbleibt eine Renaturierungsschuld (MORENO-MATEOS et al. 2017) aufgrund einer Kombination von lokal noch nicht ausreichender Habitatqualität sowie regional mangelnder Vernetzung der Habitatinseln. Für künftige Projekte empfehlen wir zunächst den Fokus auf die Verbesserung der Standortbedingungen der renaturierten Moore zu legen (vgl. FAHRIG 2001). Da die Moorhydrologie oberste Priorität besitzt, muss die Funktionalität der Dämme sowie eine potenzielle Wiederbesiedlung durch Bäume langfristig überprüft werden. Gegebenenfalls müssen Dämme verbessert und Bäume entfernt werden. In stark degradierten Mooren mit hohen Zersetzungsgraden der obersten Torfschicht, sollte auch die Wiederbesiedlung durch Torfmoose untersucht werden. Bei ausreichend mächtigen Torfschichten kann in Einzelfällen auch ein Abtrag der obersten Torfschicht zu besseren Ergebnissen führen.

Um die Wiederbesiedlung der besonders ausbreitungslimitierten Arten zu erleichtern, sollte außerdem die Vernetzungsstruktur der Moor-Waldlandschaften verbessert werden. Prioritär sollten dabei Moore ausgewählt werden, die sich zum Aufbau von Metapopulationen bzw. Migrationskorridoren eignen, aber auch Bereiche im unmittelbaren Umgriff der verbleibenden Vorkommen, um lokale Populationen zu stärken. Weitere Priorität haben hoch gelegene Flächen, da diese Moore im Zuge des Klimawandels eine besondere Rolle als Refugium für vom Klimawandel beeinträchtigten Habitatspezialisten spielen. Bleiben die charakteristischen Moorarten trotz verbesserter Habitatbedingungen und reduzierter Fragmentierung aus, kann auch über eine Wiederansiedlung nachgedacht werden.

Zusammenfassung

Die Theorie der Inselbiogeographie kann auf terrestrische Landschaften angewandt werden, was aber bisher nur ansatzweise für renaturierte Habitate versucht worden ist. Ein passendes Modellsystem sind degradierte montane Moore, die von Forsten umgeben sind. In diesem System ist die relative Bedeutung lokaler Standortfaktoren und regionaler Einflüsse auf die Wiederherstellung der Moore kaum bekannt. Wir haben diese Fragestellung entlang von

23 Transekten in 12 renaturierten Mooren des Fichtelgebirges und Steinwalds in Nordost-Bayern von 2014 bis 2018 untersucht. Erfasst wurden die wichtigsten Standortfaktoren, wie Wasserstand, pH, Nährstoffkonzentrationen und Torfqualität, sowie die Biodiversität der Pflanzen, Tagfalter und Libellen. Zur Untersuchung der Ausbreitungslimitierung führten wir ein Freilandexperiment mit typischen Moorpflanzen durch. Die Wiedervernässung der Moore führte zu einer Verbesserung der Diversität aller drei Artengruppen. Die Pflanzendiversität stieg deutlich an und erreichte innerhalb von fünf Jahren das Niveau intakter Moore. Charakteristische Moorarten waren aber auch nach fünf Jahren immer noch seltener als in intakten Mooren. Insgesamt nähert sich die Vegetation dem Zielzustand an, erreichte ihn aber auch nach 18 Jahren nicht. Auch die Tagfalter haben in den ersten zehn Jahren nach Wiedervernässung zugenommen, mit fortschreitendem Alter der Renaturierung ging die Artenzahl jedoch wieder zurück; zudem konnten zu keinem Zeitpunkt moortypische Arten nachgewiesen. Besonders positiv reagierten die Libellen auf die Renaturierung und besiedelten bereits in den ersten Jahren die neu geschaffenen Kleingewässer, sie profitierten auch von der stärkeren Besonnung nach Entnahme der Bäume. Die Wasserstände stiegen in den ersten Jahren nach Renaturierung bis auf Werte naturnaher Moore; nach fünf Jahren beobachteten wir im Mittel einen leichten Rückgang der Wasserstände, aber auch starke Schwankungen. Ähnlich verhielten sich die Zersetzungsgrade und Nährstoffgehalte, die zwar abnahmen, aber auch stark schwankten. Insgesamt blieben die lokalen Standortbedingungen limitierend für eine vollständige Regeneration der charakteristischen Moorpflanzen, Tagfalter und Libellen. Das Freilandexperiment wies zudem auf eine bestehende Ausbreitungslimitierung seltener Moorpflanzen hin. Zusammenfassend konnte durch die Renaturierung eine deutliche Verbesserung der moortypischen Diversität sowie der Standortverhältnisse erreicht werden. Dennoch verbleibt ein Renaturierungsdefizit aufgrund einer Kombination von lokal noch nicht ausreichender Habitatqualität sowie regional mangelnder Vernetzung dieser ‚Habitatinseln‘.

Danksagung

Die Untersuchungen, die die Grundlage für die vorliegende Arbeit bilden, waren Teil des vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierten Projektes ‚Effizienzkontrolle von Moorrenaturierung in Bezug auf den Klimawandel‘ (TKP01KPB-66614). Darüber hinaus danken wir zahlreichen Kollegen/Innen und Studenten/Innen, für die Unterstützung im Feld und Labor; insbesondere danken wir Prof. Dr. Christoph Moning, Stefan Reuter und Maximilian Trautner für die Erhebung der Tagfalter- und Libellendaten sowie Jan Sliva für die Unterstützung bei der Konzeption des Gesamtprojekts.

Literatur

- ANTONOVICS, J. & PRIMACK, R. B. (1982): Experimental ecological genetics in *Plantago*: VI. The demography of seedling transplants of *P. lanceolata*. – *Journal of Ecology* **70**: 55–75.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2016): Artenschutzkartierung Bayern (ASK).
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2017): GeoFachdatenAtlas des Bodeninformationssystem Bayern. <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do> (8.3.2017).
- BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & WOLF, W. (2013): Tagfalter in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- CLARK, C. J., POULSEN, J. R., LEVEY, D. J. & OSENBURG, C. W. (2007): Are plant populations seed limited? A critique and meta-analysis of seed addition experiments. – *The American naturalist* **170**: 128–142.
- EHRLÉN, J. & ERIKSSON, O. (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. – *Ecology* **81**: 1667–1674.
- ELO, M., PENTTINEN, J. & KOTIAHO, J. S. (2015): The effect of peatland drainage and restoration on

- Odonata species richness and abundance. – *BMC Ecology* **15**: 1–8.
- EMSENS, W.-J., AGGENBACH, C. J., RYDIN, H., SMOLDERS, A. J. & VAN DIGGELEN, R. (2018): Competition for light as a bottleneck for endangered fen species. An introduction experiment. – *Biological Conservation* **220**: 76–83.
- FAHRIG, L. (2001): How much habitat is enough? – *Biological Conservation* **100**: 65–74.
- FIRBAS, F. & ROCHOW, M. (1956): Zur Geschichte der Moore und Wälder im Fichtelgebirge. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **75**: 367–380.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D. B. (2007): Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. – *Global Ecology and Biogeography* **16**: 265–280.
- FRECKLETON, R. P. & WATKINSON, A. R. (2002): Large-scale spatial dynamics of plants; metapopulations, regional ensembles and patchy populations. – *Journal of Ecology* **90**: 419–434.
- KERR, J. T. & DEGUISE, I. (2004): Habitat loss and the limits to endangered species recovery. – *Ecology Letters* **7**: 1163–1169.
- KOLLMANN, J., KIRMER, A., HÖLZEL, N., TISCHEW, S. & KIEHL, K. (2019): Einführung in die Renaturierungsökologie. Wiederherstellung von Ökosystemen in Mitteleuropa. – Springer, Heidelberg.
- KOMONEN, A., GRAPPUTO, A., KAITALA, V., KOTIAHO, J. S. & PÄIVINEN, J. (2004): The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies. – *Oikos* **105**: 41–54.
- KOTIAHO, J. S., KAITALA, V., KOMONEN, A. & PÄIVINEN, J. (2005): Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**: 1963–1967.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. – Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- LUCK, G. W., RICKETTS, T. H., DAILY, G. C. & IMHOFF, M. (2004): Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **101**: 182–186.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (2001): *The theory of island biogeography*. – Princeton University Press, Princeton.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (Edit.) (1959): *Naturräumliche Gliederung Deutschlands*. – Selbstverlag, Bad Godesberg.
- MILLER, J. R. & HOBBS, R. J. (2007): Habitat restoration - Do we know what we're doing? – *Restoration Ecology* **15**: 382–390.
- MINAYEVA, T. Y., BRAGG, O. M. & SIRIN, A. A. (2017): Towards ecosystem-based restoration of peatland biodiversity. – *Mires and Peat* **19**: 1–36.
- MORENO-MATEOS, D., BARBIER, E. B., JONES, P. C., JONES, H. P., ARONSON, J., LÓPEZ-LÓPEZ, J. A., MCCRACKIN, M. L., MELI, P., MONTOYA, D. & REY BENAYAS, J. M. (2017): Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. – *Nature Communications* **8**: 1–6.
- NOREIKA, N., KOTZE, D. J., LOUKOLA, O. J., SORMUNEN, N., VUORI, A., PÄIVINEN, J., PENTTINEN, J., PUNTTILA, P. & KOTIAHO, J. S. (2016): Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. – *Biological Conservation* **196**: 103–114.
- POPP, H. (1994): Renaturierung des Häuseloh-Moores in Oberfranken. Rückblick, waldbauliche, hydrologische Maßnahmen, erste Erfolge. – *Telma* **24**: 213–220.
- POST, L. von (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens - Comité international de Pédologie IV. Communication 22. IV. Internationale bodenkundliche Konferenz.
- POTVIN, L. R., KANE, E. S., CHIMNER, R. A., KOLKA, R. K. & LILLESKOV, E. A. (2015): Effects of water table position and plant functional group on plant community, aboveground production and peat properties in a peatland mesocosm experiment (PEATcosm). – *Plant and Soil* **387**: 277–294.
- REGER, N. (2009): Zur Moorentwicklung im Steinwald. – *Ornithologischer Anzeiger* **48**: 33–35.
- SALA, O. E., CHAPIN, S. F., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., LEROY POFF, N., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M. & WALL, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science* **287**: 1770–1774.
- SCHMID, P. (2016): Bestandsanalyse der Mittelgebirgsmoore des Fichtelgebirges auf Landschaftsebene. Masterarbeit. Freising.
- SCHOPP-GUTH, A. & GUTH, C. (2003): Moorrenaturierung - Grundlagen und Anforderungen. – *Laufener Seminarbeiträge* **03**: 7–22.
- SCHUMANN, M. & JOOSTEN, H. (2008): *Global Peatland Restoration Manual*. – Institute of Botany and

- Landscape Ecology, Greifswald University, Greifswald.
- SIUDA, C. & QUINGER, B. (2009): Moorrenaturierung kompakt - Evaluierung ausgewählter Moorobjekte. Allgemeiner Teilbericht A - Beschreibung der Objekte. – Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Edit.) (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Großlibellen (Anisoptera). – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- STROBL, K., MONING, C. & KOLLMANN, J. (2019): Long-term trends in biodiversity of rewetted montane peatlands vary among taxonomic groups. – *Restoration Ecology*.
- STROBL, K., MONING, C. & KOLLMANN, J. (2018a): Effizienzkontrolle von Moorrenaturierung in Bezug auf den Klimawandel. Abschlussbericht des StMUV-Projektes TKP01KPB-66616.69314. Freising.
- STROBL, K., SCHMIDT, C. & KOLLMANN, J. (2018b): Selecting plant species and traits for phytometer experiments. The case of peatland restoration. – *Ecological Indicators* **88**: 263–273.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Edit.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Mit 136 Tabellen. 2., völlig neu bearb. Aufl. – Schweizerbart, Stuttgart.
- TUCKER, M. A., BÖHNING-GAESE, K., FAGAN, W. F., FRYXELL, J. M., VAN MOORTER, B., ALBERTS, S. C., ALI, A. H., ALLEN, A. M., ATTIAS, N., AVGAR, T., BARTLAM-BROOKS, H., BAYARBAATAR, B., BELANT, J. L., BERTASSONI, A., BEYER, D., BIDNER, L., VAN BEEST, F. M., BLAKE, S., BLAUM, N., BRACIS, C., BROWN, D., DE BRUYN, P. J. N., CAGNACCI, F., CALABRESE, J. M., CAMILO-ALVES, C., CHAMAILLÉ-JAMMES, S., CHIARADIA, A., DAVIDSON, S. C., DENNIS, T., DESTEFANO, S., DIEFENBACH, D., DOUGLAS-HAMILTON, I., FENNESSY, J., FICHTEL, C., FIEDLER, W., FISCHER, C., FISCHHOFF, I., FLEMING, C. H., FORD, A. T., FRITZ, S. A., GEHR, B., GOHEEN, J. R., GURARIE, E., HEBBLEWHITE, M., HEURICH, M., HEWISON, A. J. M., HOF, C., HURME, E., ISBELL, L. A., JANSSEN, R., JELTSCH, F., KACZENSKY, P., KANE, A., KAPPELER, P. M., KAUFFMAN, M., KAYS, R., KIMUYU, D., KOCH, F., KRANSTAUBER, B., LAPOINT, S., LEIMGRUBER, P., LINNELL, J. D. C., LÓPEZ-LÓPEZ, P., MARKHAM, A. C., MATTISSON, J., MEDICI, E. P., MELLONE, U., MERRILL, E., MIRANDA MOURÃO, G. DE, MORATO, R. G., MORELLET, N., MORRISON, T. A., DÍAZ-MUÑOZ, S. L., MYSTERUD, A., NANDINTSETSEG, D., NATHAN, R., NIAMIR, A., ODDEN, J., O'HARA, R. B., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., OLSON, K. A., PATTERSON, B. D., CUNHA DE PAULA, R., PEDROTTI, L., REINEKING, B., RIMMLER, M., ROGERS, T. L., ROLANDSEN, C. M., ROSENBERY, C. S., RUBENSTEIN, D. I., SAFI, K., SAÏD, S., SAPIR, N., SAWYER, H., SCHMIDT, N. M., SELVA, N., SERGIEL, A., SHILEGDAMBA, E., SILVA, J. P., SINGH, N., SOLBERG, E. J., SPIEGEL, O., STRAND, O., SUNDARESAN, S., ULLMANN, W., VOIGT, U., WALL, J., WATTLES, D., WIKELSKI, M., WILMERS, C. C., WILSON, J. W., WITTEMYER, G., ZI BA, F., ZWIJACZ-KOZICA, T. & MUELLER, T. (2018): Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. – *Science* **359**: 466–469.
- VAN BREEMEN, N. (1995): How *Sphagnum* bogs down other plants. – *Trends in Ecology & Evolution* **10**: 270–275.
- VIOLLE, C., NAVAS, M.-L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I. & GARNIER, E. (2007): Let the concept of trait be functional! – *Oikos* **116**: 882–892.
- VÖLKL, W., GEES, K. & BERAN, H. (2012): Moorrenaturierung im Fichtelgebirge als langfristige Schutzmaßnahmen für vom Klimawandel bedrohte Tierarten: Kreuzotter und Moorlibellenarten als Leitarten. Schlussbericht, März 2012. – Landesbund für Vogelschutz in Bayern, Hilpoltstein.

Anschrift der Verfasser:

Katharina Strobl und Prof. Dr. Johannes Kollmann, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, Emil-Ramann-Straße 6, D-85350 Freising

E-Mail: katharina.strobl@tum.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [30](#)

Autor(en)/Author(s): Strobl Katharina, Kollmann Johannes

Artikel/Article: [Inseln im Gebirge: Renaturierung fragmentierter und degradierter Mittelgebirgsmoore 122-132](#)