Jacqueline Vogt, Philipp Stojakowits & Ulrich Mäck

# Rekonstruktion von Torfmächtigkeiten und Treibhausgasbilanzierung im Leipheimer Moos

**Zusammenfassung**
Im Leipheimer Moos schwand die Torfmächtigkeit in den letzten 27 Jahren durchschnittlich um 6,5 mm pro Jahr. Dabei wurden die höchsten mittleren Torfschwundraten von 1,05 cm/a auf Ackerstandorten, gefolgt von Grünland/Weideflächen mit 0,81 cm/a registriert. Mit 0,37 cm/a weisen die seit 2011 wiedervernässten Bereiche des Moores die niedrigsten mittleren Torfschwundraten auf. Zugleich werden dort auch die geringsten Mengen an Treibhausgasen emittiert, wohingegen in den nicht wiedervernässten Bereichen die rund 28fache Menge an Treibhausgasen den Berechnungen zufolge in die Atmosphäre gelangte.

**Summary**
In the Leipheimer Moos (= fen) peat thickness diminished by an average of 6.5 mm per year during the last 27 years. On arable land, an average peat depletion rate of 1.05 cm/a was registered, followed by extensively used grassland where peat thickness receded with an average of 0.81 cm/a. In the areas rewetted since 2011, the depletion of peat has been significantly reduced (= 0.37 cm/a). At the same time, the lowest greenhouse gas values were emitted there, whereas, according to the calculations, greenhouse gas emissions released to the atmosphere from the drained areas were about 28 times higher.

## 1. Einleitung

Die teils schon lange andauernde Entwässerung und Kultivierung vieler Moorgebiete Südbayerns führte zu einem beträchtlichen Verlust an Torfsubstanz. Jährliche zersetzungsbedingte Niveauverluste betragen durchschnittlich rund 10 mm (z.B. Laforce 1988, Laforce & Schuch 1991). Ackerbauliche Nutzung verstärkt dabei die Mineraliserung des Torfkörpers mit einer fortschreitenden Vererdung von der Oberfläche ausgehend. Bekanntermaßen gehen mit der Torfzehrung auch Treibhausgasemissionen einher. Bei entwässerten Mooren wird in erster Linie $CO_2$ freigesetzt, akzentuierend kommt die Emission von $N_2O$ hinzu. Im Leipheimer Moos wurden Anfang der 1990er Jahre Erhebungen zur Torfmächtigkeit von Schuch (1993) und der ARGE Donaumoos (1998, unveröffentlicht) durchgeführt. Darauf aufbauend fand im Jahr 2019 eine weitere Ermittlung mit dem Ziel statt, den Torfschwund im Gebiet zu quantifizieren und die Treibhausgasemissionen näherungsweise zu berechnen (Vogt 2019).

## 2. Untersuchungsgebiet

### 2.1 Naturräumliche Verhältnisse

Das Leipheimer Moos als Teil des Schwäbischen Donaumooses liegt etwa 5 km nordwestlich von Günzburg an der Landesgrenze zu Baden-Württemberg. Das mit dem auf württembergischer Seite angrenzenden Langenauer Ried ehemals zusammenhängende

Niedermoor wird seit vielen Jahrzehnten durch den sog. Grenzgraben getrennt. Das Leipheimer Moos liegt auf einer spätwürmzeitlichen Niederterrassenstufe. Den pollenanalytischen Untersuchungen von Göttlich (1955) zufolge begann das Aufwachsen zumindest großer Teile des Langenauer Rieds im Präboreal, das den Zeitraum von 11600 bis 10300 vor heute umfasst. Im Boreal (ca. 10300 bis 8500 vor heute) ereigneten sich Wachstumsunterbrechungen, bezeugt in Gestalt von Almausfällungen. Im Atlantikum (ca. 8500 bis 6200 vor heute) wurde eine weitere Kalkschicht abgesetzt, die auch im Pollendiagramm DVIII von Göttlich (1955) dokumentiert ist, das auf bayerischer Seite nahe dem Grenzgraben entnommen wurde. Das Niedermoorwachstum soll im Subatlantikum (vmtl. historische Zeit) endgültig zum Stillstand gekommen sein, wobei dies angesichts der zahlreichen Torfstichflächen nur unter Vorbehalt rekonstruierbar ist (Göttlich 1979).
Richtung Nordwesten grenzt an den Talraum mit dem Schwäbischen Donaumoos die verkarstete Schwäbische Alb an. Seine Speisung erfährt das Niedermoor neben Niederschlägen vor allem durch Grundwasser aus dem gespannten Karstgrundwasser und der im Norden ansteigenden Hochterrasse (z. B. Schloz et al. 2011, Mäck 2014). Moorgenetisch gesehen handelt es sich daher um eine Quellvermoorung bzw. ein Durchströmungsmoor sensu Succow & Joosten (2001). Im Liegenden der Torfe stehen zumeist tonig-schluffige Hochflutsedimente an. Ansonsten liegt der Torf direkt den Kiesen des Niederterrassenkörpers auf, was einen Aufstieg von Grundwasser in diesen „Fenstern“ ermöglicht (Göttlich 1955, 1979, Schloz 1979). Von Almlagen durchzogene Seggen- (*Carex-Torf*) und Schilf-Torfe (*Phragmites-Torf*) bilden die dominierenden Substrate. Die Schilftorfe weisen in der Regel mäßige bis starke, die Seggentorfe starke Zersetzungsgrade auf. Bereits zu Beginn der 1950er Jahre war der Oberboden infolge der langen Nutzungs- und Meliorationsgeschichte weitflächig vererdet (Hartel et al. 1952).
Das im Regenschatten der Schwäbischen Alb gelegene Gebiet erfährt rund 750 mm Niederschlag pro Jahr bei einer zugleich gemessenen Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3 °C an der Station Langenau (https://de.climate-data.org).
Im Jahr 1992 wurde der noch naturnahe Teil des Leipheimer Mooses als 184 ha großes Naturschutzgebiet ausgewiesen. Das aktuelle Vegetationsbild setzt sich aus Streu- und Futterwiesen, kleinräumigen Halbtrockenrasen sowie im Bereich der Wiedervernässung aus typischen Niedermoorgesellschaften zusammen. Insbesondere feuchte Torfstichflächen und Tümpel beherbergen Groß- und Kleinseggenriede und Röhrichtbestände. Die Streuwiesen stellen die artenreichsten Bestände dar. Dort finden sich als seltene Arten beispielsweise die Davalls-Segge (*Carex davalliana*), die Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*) und die Trollblume (*Trollius europaeus*) sowie der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*) und eine wachsende Population der Bekassine (*Gallinago gallinago*). Die trockenstehenden Wiesenbestände kennzeichnet das reichliche Vorkommen des Schafschwingels (*Festuca ovina agg.*) mit häufig beigemischten Breitblättrigen Thymian (*Thymus pulegioides*) und Acker-Minze (*Mentha arvensis*).

### 2.2 Moorkultivierung, partielle Wiedervernässung und derzeitige Nutzung

Die landwirtschaftliche Erschließung des Schwäbischen Donaumooses erfolgte Anfang des 19. Jahrhunderts im Vergleich zu anderen Moorgebieten relativ spät (Flin-

SPACH et al. 1997). Doch wurde dann in wenigen Jahrzehnten ein ausgedehntes Grabennetz zur Entwässerung angelegt und ausgebaut, in Baden-Württemberg beginnend etwa mit der Donaukorrektion 1806-71, in Bayern verstärkt nach Inbetriebnahme der Grundwasser-Förderung durch den Zweckverband Landeswasserversorgung Stuttgart anno 1917 (ASSMANN 1995, LANDESWASSERVERSORGUNG STUTTGART 2012). Die Niedermoor-Randbereiche dienten noch bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts während Niedrigwasserperioden nur zur Streugewinnung und als saure Viehweide (ORTLIEB 1997). Im Zentralbereich wurde bis in die 1960er Jahre Brenntorf gestochen (FLINSPACH et al. 1997), andere Nutzungen waren wegen der damals immer noch hohen Wasserstände nicht möglich. Die verschiedenen Eingriffe in den Wasserhaushalt (Donaukorrektion, Entwässerungsgrabennetz, Kiesabbau und Trinkwasserförderung) verursachten, im Verbund mit Folgenutzungen wie intensive Landwirtschaft und Freizeitnutzung, die gravierendsten Veränderungen in den Lebensräumen (MÄCK & EHRHARDT 2012). Nachdem im letzten Drittel des vergangenen Jahrhunderts im Auwald kein weiterer Kiesabbau mehr genehmigt wurde, interessierte sich die Rohstoffindustrie verstärkt für die Kieslagerstätten unter dem Moor (HABER et al. 1983), mit dadurch auf den Abbauflächen unmittelbarem Torfverlust und Torfzerstörung durch Grundwasserabsenkungen im Zustrom der neu entstehenden Seen.

Aus den wasserführenden Schichten unter dem Niedermoor werden seit gut einem Jahrhundert im baden-württembergischen Gebietsteil jährlich ca. 35 Mio. m³ Grundwasser zur Trinkwasserversorgung großer Teile Baden-Württembergs entnommen (LANDESWASSERVERSORGUNG STUTTGART 2012), mit gravierenden Folgen für den Moorkörper. Die z. T. metertiefen Trockenrisse im Torf, die vor allem in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts nach Beginn der Grundwasserentnahme auftraten (HARTEL 1952, SCHUCH 1995), zeigen die hohe Bedeutung dieses Eingriffs für den gesamten Naturhaushalt. Die Folgen der Absenkung des Moorwasserspiegels sind Mineralisierung des Torfes mit Moorsackung durch Torfschwund mit häufigen Staubstürmen sowie Eutrophierung der Gewässer. Und doch wurden noch in den 1960er Jahren Gräben zur Steigerung der Entwässerungsleistung bis in die Kiesschicht hinein vertieft (DOBLER et al. 1977, SCHUCH 1995). Nach und nach eroberten dann großflächige Ackerkulturen die noch vor 50 Jahren als Schafweide genutzten Moorflächen. Heute prägen Mais-, Raps- und Kartoffeläcker die Moorflächen außerhalb der Naturschutzgebiete (MÄCK 2012a). Nur im ausgedehnten Wasserschutzgebiet in Baden-Württemberg und in den Naturschutzgebieten in Bayern gibt es noch weite Wiesenflächen (MÄCK 2012a). Doch auch diese sind bei weitem nicht mehr so artenreich wie ehemals, da die moderne Vielschnittnutzung und Düngergaben im Verbund mit der Bodeneutrophierung aufgrund der Moor-Mineralisierung zu immer artenärmeren Beständen führen. Das Hauptproblem für die Natur ist also die starke Grundwasserabsenkung mit all ihren Folgen (MÄCK 2015).

Um die Landschaftsfunktionen des Niedermoores wieder herzustellen sind seit Jahren mehrere Wiedervernässungsprojekte geplant (MÄCK 2012b). Seit 2011 erfolgt seitens der ARGE Donaumoos eine Wiedervernässung von Teilen des Leipheimer Mooses durch Einleitung von Flusswasser aus der Nau, einer Karstquelle bei Langenau (MÄCK 2015, PRÖSL et al. 2016). Das Wasser wird an 4 Stellen ins Leipheimer Moos über Leitungsrohre oberflächig eingespeist, gesteuert und begrenzt durch entsprechende Vorga-

ben im Wasserrechtsbescheid (Prösl et al. 2016). In der Folge übernimmt das wiedervernässte Moor in Teilen nun auch wieder wichtige Aufgaben beim Klimaschutz und der Wasserspeicherung in der Landschaft (Drösler & Freibauer 2012, Prösl 2014). Vernässt ist die Nutzbarkeit der Moorflächen jedoch stark eingeschränkt, Alternativen müssen gefunden werden. Hier setzen viele Projekte an, bei denen die ARGE Donaumoos Partner ist (Meissner & Mäck 2018).
Neueste Berechnungen zeigen, dass die bisherige Vernässung auf knapp 100 ha wieder zu naturnahen Verhältnissen im Leipheimer Moos führt und somit zu einer Minderung der Ausgasung von etwa 13 t $CO_2$-Äquivalenten pro Hektar und Jahr (Drösler schrift. Mitt. 2020).

## 3. Methoden

Um den Einfluss langjähriger Landnutzung und anschließender Wiedervernässung auf das „Leipheimer Moos“ zu untersuchen, wurden Bohrdaten aus den 1990er Jahren mit Daten von 2019 verglichen. Die neuen Bodenprofilbeschreibungen und Moormächtigkeiten wurden im Mai 2019 mittels Moorprofilbohrung erhoben. Im Untersuchungsgebiet sind 66 Bohrpunkte verortet, davon 17 nach Schuch (1993) und 49 nach ARGE (1998). Für die Beprobung wurde ein Pürckhauer-Stechbohrer mit halbzylindrischer, offener Bohrkammer verwendet. Die genutzte Bohrkammer besitzt einen Durchmesser von 5 cm und eine Länge von 100 cm.
Die Bestimmung der extrahierten Torfproben erfolgte gemäß dem gängigen Standardverfahren der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005).

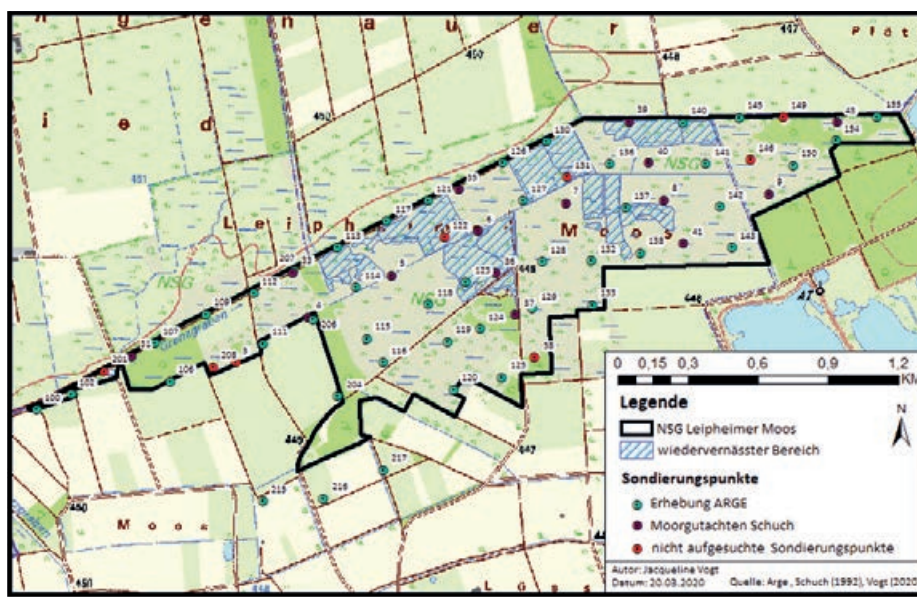



Abb. 1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets „Leipheimer Moos“ mit Bohrpunkten von Erhebungen der ARGE (1998) und dem Moorgutachten von Schuch (1993), (Vogt 2019). Kartengrundlage: Geobasisdaten © Bayerische Vermessungsverwaltung.

Für die Torfproben wurden folgende Parameter bestimmt: Torf- oder Muddeart, Torfmächtigkeit, Beimengungen und Pflanzenreste, Zersetzungsgrad, Farbe, Horizont, Substratart, Feuchtegrad und Carbonatgehalt. Bei der Bestimmung des Zersetzungsgrads wurde abweichend zur fünfstufigen Methode der KA5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005) die zehnstufige Hand-Quetschmethode nach von Post (z.B. Dierssen & Dierssen 2008) verwendet.
Das exakte Wiederfinden der Bohrpunkte von Schuch (1993) und ARGE (1998) ist aufgrund des Mangels an Koordinaten schwierig bzw. mit einer gewissen räumlichen Unsicherheit behaftet. Zur Verfügung standen lediglich nachdigitalisierte Bohrpunkte. Trotzdem wurde versucht, die damaligen Bohrpunkte möglichst exakt zu treffen, um so eine vergleichsweise hohe Genauigkeit für den Datenvergleich zu gewährleisten.
Nach Abschluss der Geländearbeiten wurden die Felddaten in Microsoft-Excel ausgewertet und mit ArcMap 10.5 visualisiert. Die Moormächtigkeit wurde mittels der „inverse Distance Weighting"-Methode auf die Fläche des Untersuchungsgebiets interpoliert. Zusätzlich zur Bestimmung der Moormächtigkeiten und des Moorprofils wurden mittels verschiedener Berechnungsmethoden – Carbstor (Möller et al. 2014), Haubenmethode nach Drösler (2005) und Klimamatrix-IPCC-Emissionsfaktoren (Tiemeyer et al. 2017) – die Treibhausgasemissionen des Leipheimer Moors näherungsweise berechnet.
Die Berechnungsmethode nach Carbstor basiert auf einer Horizont-Substrat-Zersetzungsgrad-Kombination (HSZK). Hier werden den einzelnen Horizonten eine bestimmten HSZK mit unterschiedlichem $C_{org}$-Gehalt pro m³ zugeordnet (Möller et al. 2014). Für die Berechnung erfolgt nach der Zuordnung der HSZK eine Interpolation der HSZK-Schichten über das gesamte Untersuchungsgebiet, eine anschließende Volumenberechnung der einzelnen HSZK-Layer und eine Verrechnung des Volumens mit dem $C_{org}$ der jeweiligen HSZK.
Die Klimamatrix der IPCC Default Emissionsfaktoren basiert hauptsächlich auf Landnutzungskategorien und Klimazonen. Einige der Landnutzungskategorien werden zusätzlich nach Nährstoffstatus und Entwässerungstiefe unterschieden (Ipcc 2014, Tiemeyer et al. 2017). Für die Berechnung wird das Untersuchungsgebiet in die jeweiligen Landnutzungskategorien eingeteilt. Die entsprechenden Flächen werden dann mit dem adäquaten Emissionsfaktor verrechnet.
Die Haubenmethode nach Drösler basiert auf der Vegetation und Nutzung (wiedervernässt und nicht wiedervernässt) (Drösler 2005). Für die Berechnung wird das Untersuchungsgebiet in wiedervernässte und nicht wiedervernässte Bereiche eingeteilt. Die Flächen werden dann mit dem entsprechenden Emissionsfaktor verrechnet.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Moormächtigkeiten

Im Rahmen der Bachelorarbeit von Vogt (2019) wurde mittels 66 Bohrpunkten (= BP) der Torfbestand im Naturschutzgebiet „Leipheimer Moos" untersucht. Acht der Messpunkte konnten aufgrund von zu hohem Wasserstand und Nichtbegehbarkeit nicht aufgesucht werden (Abb. 1). In Abbildung 2 sind die Torfmächtigkeiten der Erhebungen von Schuch (1993), ARGE (1998) und Vogt (2019) gegeneinander aufgetragen. Es wird deutlich, dass 2019 an 12 der BP höhere Gesamtmoormächtigkeiten als 1992 ge-

messen wurden. An sechs weiteren BP wurde ein Torfschwund von 0 cm gemessen. Diese 18 BP wurden aus dem Torfschwundvergleich ausgeschlossen, da davon ausgegangen werden kann, dass es in diesen Fällen nicht möglich gewesen ist, die BP von 1992/1998 exakt wiederzufinden. Nach Abgleich der aufgenommenen Daten konnten 42 (64 %) der alten Bohrpunkte für die Bewertung der Torfmächtigkeitsveränderung und der Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt werden.

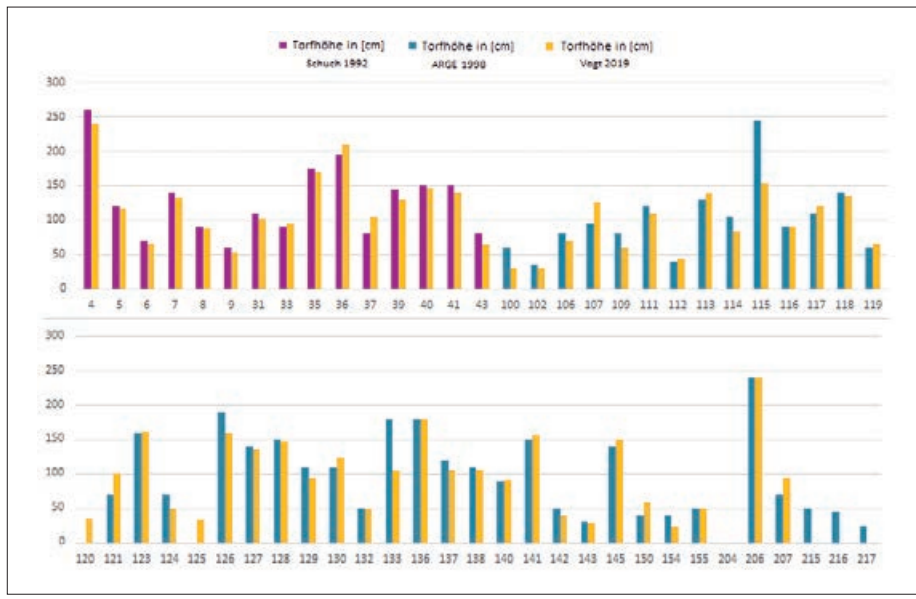



Abb. 2: Graphische Darstellung des Torfmächtigkeitsvergleichs 1992, 1998 und 2019 (Vogt 2019). Die Zahlen auf der X-Achse geben die Nummerierung der Bohrpunkte wider.

Der Torfschwund wird für Flächen mit Grünland, Acker, Wald sowie für wiedervernässte Bereiche und ihre Randgebiete festgestellt und ergibt sich aus der Differenz der Torfmächtigkeiten der Jahre 1992/1998 und 2019. Die gemessenen Torfmächtigkeiten reichten von 13 cm in den Randzonen bis zu 240 cm im Kernbereich des Niedermoors. Für die jährliche Moormächtigkeitsabnahme ist unter Einbezug der verschiedenen Landnutzungsformen ein deutlicher Unterschied zu beobachten (Abb. 3).

Die Untersuchungen zeigen einen deutlichen Rückgang der Torfmächtigkeiten im gesamten Naturschutzgebiet. Die jährlichen Torfschwundraten variieren dabei je nach Landnutzung. Die höchsten mittleren Torfschwundraten von 1,05 cm/a wurden auf Ackerstandorten, gefolgt von Grünland/Weideflächen mit 0,81 cm/a ermittelt. Die hohe Streuung für Weide bzw. Grünland, lässt sich auf die Heterogenität der Landnutzungsunterkategorien – Feuchtwiesen, Trockenwiesen, Weiden- und Brachflächen – zurückführen. Mit 0,37 cm/a weist der Wiedervernässungsbereich (WV) die niedrigsten mittleren Torfschwundraten auf. Bis auf wenige Messpunkte liegen alle gemessenen Torfschwundraten im in der Literatur angegebenen Bereich. Für Ackerstandorte gilt

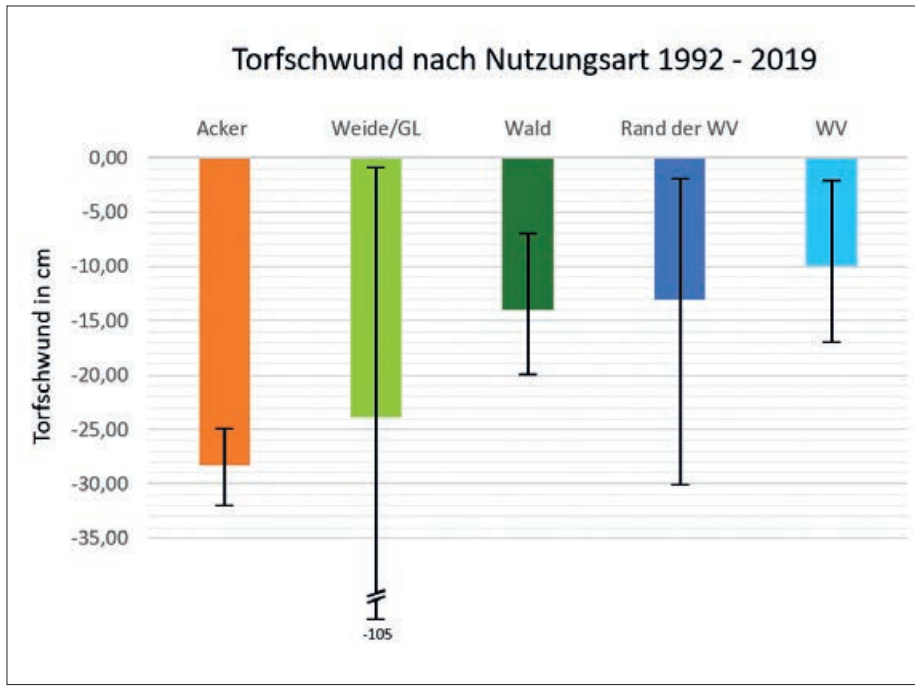



Abb. 3: Torfschwund nach Landnutzungsart für den Zeitraum 1992-2019, ohne BP mit Torfwachstum und -stagnation (Vogt 2019). Die Abkürzung GL steht für Grünland und WV für Wiedervernässung.

eine mittlere jährliche Torfschwundrate nach Eggelsmann & Bartels (1975) zwischen 1,6 und 2,7 cm/a und nach Schuch (1977) zwischen 1 und 1,5 cm/a. Für Grünland sind nach Höper (2002) Werte zwischen 0,3 und 1,3 cm/a zu erwarten. Abweichende Werte können auf das nicht exakte Wiederfinden der alten Bohrpunkte zurückgeführt werden, da aufgrund der an der Moorbasis verlaufenden ehemaligen Flussrinnen kleinräumige Unterschiede der Torfmächtigkeiten stark variieren.
Die geringsten jährlichen Schwundraten verzeichnen die BP im wiedervernässten Bereich. Das lässt darauf schließen, dass die Wiedervernässung und die damit erhöhten Grundwasserstände den Torfschwund minimieren. Der durchschnittliche Verlust der Torfmächtigkeit liegt bei ca. 18 cm in 27 Jahren, was umgerechnet einem Torfschwund von 6,5 mm pro Jahr entspricht. Bei den Messdaten von 1992 liegen keine Angaben zum Torfzersetzungsgrad vor, weshalb keine Aussagen zu einer etwaig fortschreitenden Zersetzung getroffen werden können. Für den auf baden-württembergischer Seite liegenden Moorbereich (Langenauer Ried) mit ebenfalls überwiegender Grünlandnutzung ermittelte Weinzierl (1997) einen ähnlichen durchschnittlichen Torfschwund von 7,2 mm pro Jahr. Im ca. 6 km weiter nordöstlich gelegenen Gundelfinger Moos ergaben jüngste Erhebungen mit gleicher Untersuchungsmethodik einen durchschnittlichen Torfmächtigkeitsverlust von 8 mm pro Jahr bezogen auf die letzten 25 Jahre (Rutzinger 2018, Rutzinger et al. 2019).

### 4.2 Treibhausgasbilanzierung

Nach Vogt (2019) ergaben sich aus der Berechnung mit der Carbstor-Methode nach Möller et al. (2014) im Leipheimer Moos eine C-Speicherung von ca. 180.790 t und eine potenzielle Freisetzung der $CO_2$-Emissionen von ca. 13.242 t (Abb. 4). Neben der aktuellen Kohlenstoffspeichermenge kann mittels des Torfschwunds auch der Kohlenstoffverlust über die Jahre ermittelt werden. Die alten Aufzeichnungen von Schuch (1993) und der ARGE (1998) weisen keine Horizontierung auf, deshalb müssen hier Annahmen getroffen werden. Es wird angenommen, dass die oberen Torfschichten bereits 1992 flächendeckend und tiefgründig stark zersetzt waren (Vogt 2019). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass seit 1992 hauptsächlich Torfe mit hohen Zersetzungsgraden (nHv:Ha:9-10) dem Torfverzehr unterlegen sind. In den letzten 27 Jahren fielen 454.609 m³ Torf der Zersetzung anheim. Dies entspricht im Durchschnitt einer Torfsäule von 24,57 cm bzw. einem Torfschwund von durchschnittlich 0,91 cm pro Jahr. Unter Berücksichtigung der im Carbstor-Projekt ermittelten $C_{org}$-Menge in t/1000 m³ des HSZGK nHv:Ha:9-10 wurden seit 1992 ca. 62.281 t $CO_2$ emittiert. Umgerechnet ergibt dies eine jährliche $CO_2$-Emissionsmenge von 2.306,72 t pro Jahr.

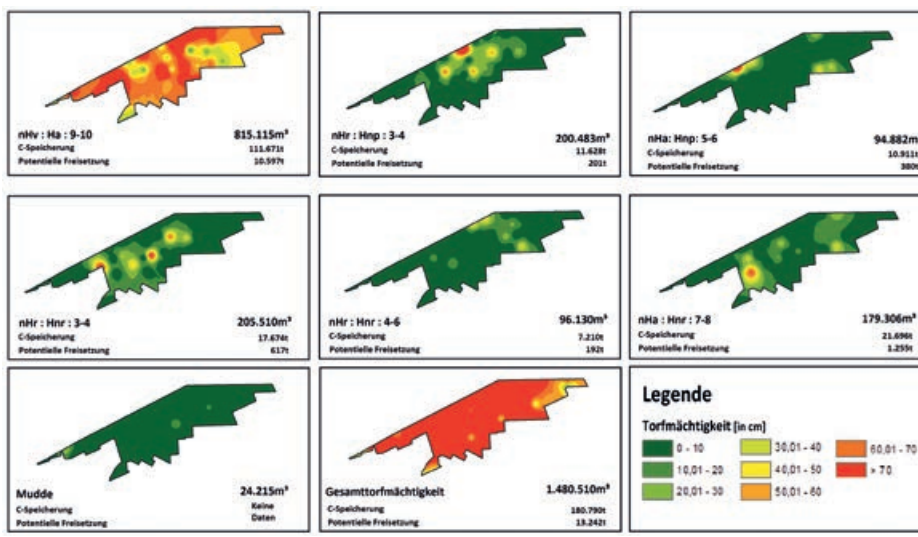



Abb. 4: Interpolation, Volumenberechnung, C-Speicherung und potentielle C-Freisetzung der einzelnen unterschiedlich stark zersetzten Torfschichten (Vogt 2019).

Die berechneten Treibhausgasemissionen nach der Methode der Klimamatrix basieren auf Landnutzungskategorien (Tiemeyer et al. 2017). Für die Berechnung wurde das Moorgebiet in Moorteilgebiete mit einheitlichen Landnutzungsformen eingeteilt. In Mooren werden neben Kohlendioxid ($CO_2$) noch Methan ($CH_4$) und Lachgas ($N_2O$) freigesetzt (Bonan 2016). Um Aussagen über die Treibhausgasemissionen treffen zu können, werden die einzelnen Gase mit ihrem jeweiligen Emissionskoeffizienten gewichtet. Tabelle 1 stellt die Flächengröße, die Emissionsfaktoren und die berechneten Treibhausgasemissionen der jeweiligen Landnutzungsform dar. Die höchsten jährli-

chen Treibhausgasemissionen stammen aus dem flächenmäßig dominanten nährstoffreichen und tief entwässerten Grünland mit ca. 1.653 t C-Äquivalenten, gefolgt von nährstoffreichen und flach entwässerten Grünland mit 669,5 t C-Äquivalenten und mit 587,5 t C-Äquivalenten der Wald. „Positives" Schlusslicht bildet mit 386,8 t C-Äquivalenten das naturnahe oder naturnah wiedervernässte Niedermoor.

| Landnutzungsform | Fläche [ha] | Emissionsfaktor [in t $CO_2$-Äqu. $ha^{-1}$ $a^{-1}$] | | | Emissionen [in t $CO_2$-Äqu. $a^{-1}$] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $CO_2$ | $CH_4$ | $N_2O$ | $CO_2$ | $CH_4$ | $N_2O$ | Gesamt |
| **Grünland** nährstoffreich, tief entwässert | 58,42 | 24 | 0,9 | 3,4 | 1.402,10 | 52,6 | 198,6 | 1.653,30 |
| **Grünland** nährstoffreich, flach entwässert | 41,84 | 14 | 1,3 | 0,7 | 585,8 | 54,4 | 29,3 | 669,5 |
| **Niedermoor** naturnah & naturnah wiedervernässt | 31,97 | 3 | 9,1 | 0 | 95,9 | 290,9 | 0 | 386,8 |
| **Wald** | 47,76 | 11 | 0,1 | 1,2 | 525,4 | 4,8 | 57,3 | 587,5 |
| **Gesamt** | 180 | – | – | – | 2.609,20 | 402,7 | 285,2 | 3.297,10 |

Tabelle 1: Berechnung der THG-Emissionen mittels der IPCC Default Emissionsfaktoren für das Leipheimer Moos (Vogt 2019).

Die Emissionsberechnung nach Drösler (2005) basiert auf der Vegetation und der Landnutzung. Aufgrund begrenzter Informationen hinsichtlich der Vegetations- und Nutzungskategorien wird für die Berechnung der THG-Emissionen nur zwischen wiedervernässten und nichtwiedervernässten Bereichen unterschieden. Das Treibhausgaspotential der verschiedenen Nutzungen im Leipheimer Moos unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächengrößen zeigt Tabelle 2.

| Landnutzungsform | Fläche [$m^2$] | Emissionsfaktor [in g $CO_2$-Äqu. $m^{-2}$ $a^{-1}$] | | | Emissionen [in t $CO_2$-Äqu. $a^{-1}$] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $CO_2$ | $CH_4$ | $N_2O$ | $CO_2$ | $CH_4$ | $N_2O$ | Gesamt |
| **Wiedervernässte Bereiche** (R1, R2, R3) | 319.200 | -21 | 53 | 3,5 | -6,7 | 17,0 | 1,1 | 11,4 |
| **Nicht wiedervernässte Bereiche** (D1, D2) | 1.530.800 | 875 | -0,5 | 124,5 | 1339,5 | -0,8 | 190,6 | 1529,3 |
| **Gesamtes NSG** | 1.850.000 | – | – | – | 1332,8 | 16,2 | 191,7 | 1540,7 |

Tabelle 2: Berechnung der jährlichen $CO_2$-Emissionen für das Leipheimer Moos nach Daten von Drösler (2008), zusammengestellt von Vogt (2019).

Unter Berücksichtigung der Flächenverteilung emittiert das Leipheimer Moos auf Basis der Daten von Drösler (2008) rund 1.540 t C-Äquivalente pro Jahr in die Atmosphäre. Den größten Anteil daran haben die $CO_2$-Emissionen der nicht wiedervernässten Zonen. Die Ergebnisse zeigen, dass sich – wie aus der Literatur bekannt (Leifeld et al. 2019) – die $CO_2$-Senkenfunktion in den wiedervernässten Bereichen des Moores wieder regeneriert. Die Lachgas-Emissionen fallen deutlich geringer aus, die Methanemissionen sind aber deutlich höher als in den nicht wiedervernässten Bereichen. Die nicht wiedervernässten Zonen sind eine $CH_4$-Senke, aber eine große $CO_2$- und Lachgas-Quelle. Durch eine Umrechnung in g/m² zeigt sich, dass die wiedervernässten Bereiche mit 36 g/m² deutlich geringere Treibhausgasemittenten sind als die nicht wiedervernässten Bereiche mit 999 g/m².

Beim Vergleich der drei Berechnungsmethoden wird sichtbar, dass sich die errechneten Werte deutlich unterscheiden (Abb. 5). Beim Vergleich der $CO_2$-Emissionswerte zeigt sich, dass die Werte der Carbstor- und Klimamatrix-Methode einen ähnlichen Wert aufweisen (±300 t C-Äquivalente), für die Haubenmethode nach Drösler (2005) wurden dagegen ein um die Hälfte geringerer Emissionswert errechnet. Bei der Freisetzung von Lachgas fällt die berechnete Menge nach Drösler mit 192 t C-Äquivalenten pro Jahr deutlich geringer aus als die der Klimamatrix mit 285 t C-Äquivalenten pro Jahr. Der gravierendste Unterschied wird bei den Methan-Emissionen deutlich. Während die Klimamatrix eine hohe Freisetzung von rund 403 t C-Äquivalenten pro Jahr prognostiziert, werden mittels der Haubenmethode nach Drösler (2005, 2008) nur 16 t C-Äquivalente pro Jahr gemessen.

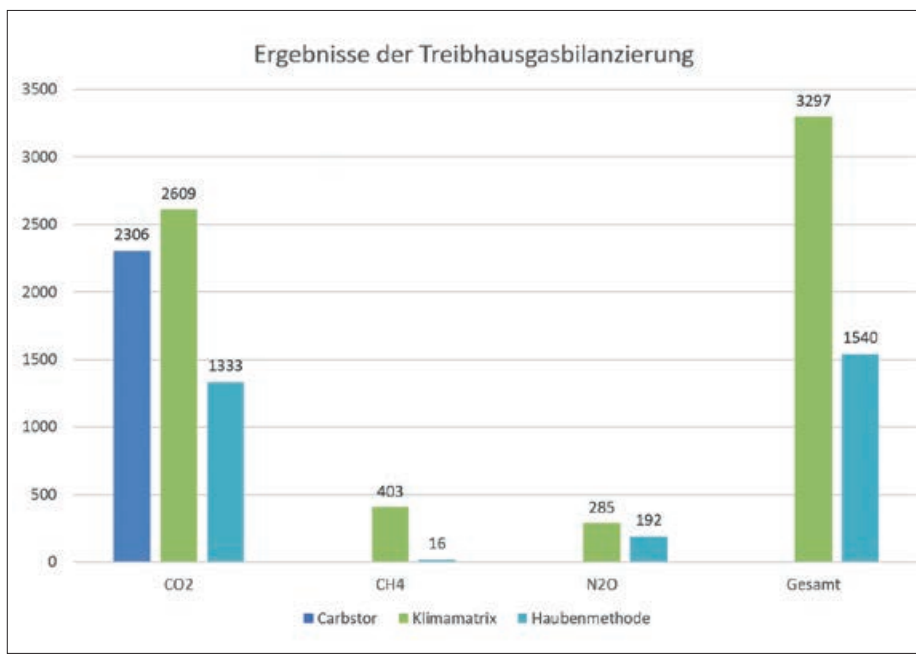



Abb. 5: Vergleich der Treibhausgasbilanzierungsergebnisse (Vogt 2019).

Für die Gesamttreibhausgasbilanzierung zeigt die Berechnung mittels Klimamatrix demnach einen doppelt so hohen Emissionswert von 3.297 t C-Äquivalente pro Jahr an, als die Haubenmethode nach Drösler (2005) mit ca. 1.540 t C-Äquivalente pro Jahr. Diese unterschiedlichen Werte ergeben sich durch die unterschiedlichen Untersuchungsgebiete und Eingangsparameter. Während für die Carbstor-Methode ausschließlich Daten in Norddeutschland erhoben wurden (Möller et al. 2014), basieren die Daten der Klimamatrix auf zahlreichen Studien aus verschiedenen Regionen der Welt (Ipcc 2014, Tiemeyer et al. 2017). Die Messungen nach Drösler (2005, 2008) wurden dagegen ausschließlich im Schwäbischen Donaumoos durchgeführt, wovon das Leipheimer Moos einen Teilbereich darstellt.

## 5. Fazit

Die Ausweisung von Teilen des Leipheimer Mooses als Naturschutzgebiet im Jahr 1992 bzw. die Beibehaltung großer Grünlandflächen hat sich im Hinblick auf die Torfschwundrate positiv ausgewirkt. So schwand im Untersuchungsgebiet die Torfmächtigkeit in den letzten 27 Jahren durchschnittlich um 6,5 mm pro Jahr, wobei auf Ackerstandorten deutlich größere Torfschwundraten als auf extensiv genutztem Grünland zu verzeichnen sind. Die geringsten jährlichen Schwundraten treten aber in den seit 2011 wiedervernässten Bereichen des Leipheimer Mooses auf. Zugleich werden dort auch die geringsten Mengen an Treibhausgasen emittiert, wohingegen in den nicht wiedervernässten Bereichen rund 28fach mal so hohe Treibhausgasemissionen errechnet wurden. Demnach sollten weitere Abschnitte des Moores wiedervernässt werden, um die Torfzehrung und Treibhausgasemissionen weiter zu reduzieren und so den Klimaschutzzielen Sorge zu tragen.

### 6. Literatur

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, Hannover, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 438 S.

Assmann, O. (1995): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Gundelfinger Moos". Gutachten i. A. der Regierung von Schwaben, Augsburg.

Bonan, G. B. (2016): Ecological climatology: concepts and applications. 3. Auflage, New York: Cambridge University Press. 754 S.

Dobler, D., Klepser H.-H. & Petermann, R. (1977): Das Naturschutzgebiet „Langenauer Ried". Ein Beitrag zur Landschaftsentwicklung in Niedermoorgebieten. – In: Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 46, S. 189-240.

Dierssen, K. & Dierssen, B. (2008): Moore. 2. Auflage, Stuttgart: Ulmer. 230 S.

Drösler, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. Dissertation, Technische Universität München. 179 S.

Drösler, M. (2008): Klimaschutz durch Moorschutz - Potenziale, Synergien und Konflikte. Vortrag 8. Vilmer Sommerakademie: Natur schützen im Klimawandel.

Drösler, M. & Freibauer, A. (2012): Moore und Klima der Beitrag von angepasstem Niedermoor-Management zum Klimaschutz. In: Mäck, U. & Ehrhardt, H. (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos. Niedermoore, Hang- und Auwälder. Schuber-Verlag, Ulm, S. 28-33.

Eggelsmann, R. & Bartels, R. (1975): Oxidativer Torfverzehr in Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung. – In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 22, S. 215-221.

Flinspach, D., Haakh, F., Locher, A., Mäck, U., Röhrle, B., Schreck, R., Schloz, W., Steiner, H. & Weinzierl, W. (1997): Das württembergische Donauried. Seine Bedeutung für Wasserversorgung, Landwirtschaft und Naturschutz. Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart.

Göttlich, K.-H. (1955): Pollenanalytische Untersuchungen zur Entwicklungs- und Vegetationsgeschichte des Langenauer Donaumoores bei Ulm (Zugleich ein Beitrag zur Kalktuff-Frage). – In: Jh. Ver. Vaterl. Naturkde. Württ. 110, S. 171-198.
Göttlich, K.-H. (1979): Moorkarte von Baden-Württemberg 1:50 000. Erläuterungen zum Blatt Günzburg L 7526. – Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart, 47 S.
Haber, W., Jürging, P. & Jung, F. (1983): Günzburger Donauried – Landschaftsökologische Rahmenuntersuchung. Landschaftsökologie Weihenstephan, 99 S.
Hartel, L., Lutz, J. & Schmeidl, H. (1952): Gutachten über die Trockenschäden im bayerischen Teil des Donaurieds. – Bayerische Landesanstalt für Moorwirtschaft, unveröffentlicht.
Höper, H. (2002): Carbon and nitrogen mineralisation rates of fens in Germany used for agriculture. A review – In: Broll, G., Merbach, W. & Pfeiffer, E.-M. (Hrsg.): Wetlands in Central Europe. Springer, Berlin, S. 149-164.
Ipcc (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands: Methodological Guidance on Lands with Wet and Drained Soils, and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Schweiz.
Laforce, W. (1988): Die Veränderung bayerischer Moore durch anthropogene Einflüsse – dargestellt am Beispiel des Weilheimer Mooses und der Moore am Hahnbühel. – In: Telma 18, S. 43-60.
Laforce, W. & Schuch, M. (1991): Die Moorvorkommen. – In: Unger, H.: Geologische Karte von Bayern 1 : 50 000. Erläuterungen zum Blatt Nr. L 7538 Landshut. – Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München, S. 116-130.
Landeswasserversorgung Stuttgart (2012): Landeswasserversorgung: 100 Jahre Trinkwasser für Baden-Württemberg 1912-2012. Eigenverlag, 312 S.
Leifeld, J., Wüst-Galley, C. & Page, S. (2019): Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. – In: Nature Climate Change 9(12), S. 945-947.
Mäck, U. (2012a): Das Schwäbische Donaumoos – Entstehung und Nutzung. – In: Mäck, U. & Ehrhardt, H. (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos. Niedermoore, Hang- und Auwälder. Schuber-Verlag, Ulm: S. 22-27.
Mäck, U. (2012b): 20 Jahre ARGE Donaumoos. In: Mäck, U. & Ehrhardt, H. (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos. Niedermoore, Hang- und Auwälder. Schuber-Verlag, Ulm, S. 184-223.
Mäck, U. (2014): Das Schwäbische Donaumoos – Geschichte eines Niedermoores. – In: Fassl, P. & Kettemann, O. (Hrsg.): Mensch und Moor – Zur Geschichte der Moornutzung in Bayern. Begleitband zur gleichnamigen Ausstellung. Kronburg-Illerbeuren, S. 173-189.
Mäck, U. (2015): Die Wiedervernässung des Leipheimer Mooses. – In: Vischer-Leopold, M. et al. (Hrsg.): Natura 2000 und Management in Moorgebieten. Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 140, Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, S. 89-113.
Mäck, U. & Ehrhardt, H. (2012, Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos. Niedermoore, Hang- und Auwälder. Schuber-Verlag, Ulm: 240 S.
Meissner, J.K. & Mäck, U. (2018): Kooperativer Moorschutz mit Landschaftspflegeverbänden (LPV). – In: Telma 48, S. 129-144.
Möller, D., Heller, C. & Zeitz, J. (2014): CARBSTOR – ein Online-Tool für den Moorschutz: Berechnung der Kohlenstoff-Speichermenge und des – Freisetzungspotenzials von Moorböden. – In: Naturschutz und Landschaftsplanung 46(7), S. 201-210.
Ortlieb, S. (1997): Heimatbuch Riedheim. Selbstverlag, Riedheim, 118 S.
Prösl, K.H. (2014): Hydrologische Beobachtungen zu den Auswirkungen eines Niederschlagsereignisses auf das Speicherverhalten des Leipheimer Mooses. Unveröff. Gutachten i. A. der ARGE Donaumoos.
Prösl, K-H., Dittmann, T., Demartin, G. & Mäck, U. (2016): Wiedervernässung des Leipheimer Mooses. – In: Telma 46, S. 39-60.
Rutzinger, S. (2018): Vergleich von Torfmächtigkeiten im Gundelfinger Moos während der letzten Dekaden unter Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen. Bachelorarbeit, Institut für Geographie der Universität Augsburg, unveröffentlicht, 59 S.
Rutzinger, S., Stojakowits, P. & Mäck, U. (2019): Vergleich von Torfmächtigkeiten im Gundelfinger Moos während der letzten Dekaden. – In: Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben 123, S. 2-13.
Schloz, W. (1979): Geologische Gegebenheiten und Moorbildung. – In: Göttlich, K.-H. (1979): Moorkarte von Baden-Württemberg 1:50 000. Erläuterungen zum Blatt Günzburg L 7526. – Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart, S. 6-11.

Schloz, W., Mäck, U. & Röhrle, W. (2011): Hydrogeologie des Langenauer Donaurieds und seines verkarsteten Einzugsgebiets auf der Ostalb – Trinkwassergewinnung, Grundwasserschutz und Moor-Renaturierung (Exkursion D am 28. April 2011). – In: Jahresberichte und Mitteilungen des Oberrheinischen Geologischen Vereins 93, S. 269-283.
Schuch, M. (1977): Das Donaumoos und einige seiner gegenwärtigen Hauptprobleme. – In: Telma 7, S. 167-173.
Schuch, M. (1993): Sanierung des Donauriedes – Moorkundliche Untersuchungen, Donauried Teil Günzburg Donauried Teil Mertingen.
Schuch, M. (1995): Moorentstehung, -kultivierung und derzeitige Nutzung. In: Mäck, U. & Ehrhardt, H. (Hrsg.): Das Schwäbische Donaumoos und die Auwälder zwischen Weißingen und Gundelfingen. Brigitte Settele Verlag, Augsburg, S. 15-21.
Succow, M. & Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 622 S.
Tiemeyer, B., Bechtold, M., Belting, S., Freibauer, A., Förster, C., Schubert, E., Dettmann, U., Frank, S., Fuchs, D., Gelbrecht, J., Jeuther, B., Laggner, A., Rosinski, E., Leiber-Sauheitl, K., Sachteleben, J., Zak, D., Drösler, M. (2017): Moorschutz in Deutschland: Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen; Bewertungsinstrumente und Erhebung von Indikatoren. BfN Skripten 462, Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg, 319 S.
Vogt, J. (2019): Rekonstruktion von Torfmächtigkeiten und Treibhausgasbilanzierung im Leipheimer Moos. Bachelorarbeit, Institut für Geographie der Universität Augsburg, unveröffentlicht, 54 S. zzgl. 15 S. Anhang.
Weinzierl, W. (1997): Niedermoore in Baden-Württemberg – Bilanzierung der $CO_2$-Emission am Beispiel des Donaurieds. – In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, S. 1059-1062.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des naturwiss. Vereins für Schwaben, Augsburg

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: 124

Autor(en)/Author(s): Vogt Jacqueline, Stojakowits Philipp, Mäck Ulrich

Artikel/Article: Rekonstruktion von Torfmächtigkeiten und Treibhausgasbilanzierung im Leipheimer Moos 9-21