

NATUR UND LANDSCHAFT

Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege

98. Jahrgang 2023 Heft

Seiten

DOI:

© 2023 W. Kohlhammer, Stuttgart

Verlag W. Kohlhammer

Reduktion der Bearbeitereffekte bei der Analyse von Vegetationserhebungen

Reduction of observer effects in the analysis of vegetation surveys

Steffen Boch, Helen Kuchler, Meinrad Kuchler, Angéline Bedolla, Klaus T. Ecker,
Ulrich H. Graf, Tobias Moser, Rolf Holderegger und Ariel Bergamini

Zusammenfassung

Wiederholungen von Vegetationserhebungen sind wichtig, um zeitliche Veränderungen der biologischen Vielfalt und der Umweltbedingungen zu erfassen. Vegetationserhebungen sind jedoch anfällig für verschiedene Fehlerquellen. Diese gilt es zu minimieren und alternative Ansätze für die Analyse der Daten zu finden. Anhand eines Datensatzes von 224 doppelt erhobenen Dauerflächen in der Schweiz untersuchten wir die häufigste Fehlerquelle bei Vegetationserhebungen: die Unterschiede zwischen den Bearbeitenden. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Artenlisten von Untersuchungsflächen, die am selben Tag von verschiedenen Bearbeitenden erstellt wurden, voneinander abweichen (28,5 % Unterschied) – hauptsächlich weil Arten mit geringer Häufigkeit von jeweils einem der beiden Bearbeitenden übersehen wurden. Wir konnten zeigen, dass sich der Fehler durch Aggregationen bestimmter Einträge in den ursprünglichen Artenlisten (z. B. Unterarten auf Artniveau zusammenfassen oder Arten zu Aggregaten zuordnen) reduzieren lässt und dass mittlere ökologische Zeigerwerte robust gegenüber Unterschieden zwischen Bearbeitenden sind. Mittels der genannten Aggregationen in den Artenlisten und durch Verwendung mittlerer Zeigerwerte können somit zeitliche Veränderungen der Vegetation und von Umweltbedingungen verlässlich erfasst werden.

Vegetationserhebung – Bearbeitereffekt – Pseudoturnover – ökologischer Zeigerwert – Langzeitbeobachtung – biologische Vielfalt

Abstract

Resurveys of vegetation plots are important for capturing temporal changes in biodiversity and environmental conditions. However, vegetation surveys are prone to several error sources. It is important to minimise these and to find alternative approaches for analysing the data. Using a dataset of 224 double-surveyed permanent plots in Switzerland, we investigated the most common source of error in vegetation surveys, namely differences between observers. Our results show that species lists sampled by two different observers independently on the same day differ from each other (28.5 % difference), mainly because species with low abundance were overlooked by one or the other of the two observers. We showed that by applying simple aggregation steps to the original species lists, the error can be reduced (e. g. setting subspecies to species level or assigning species to aggregates) and that mean ecological indicator values are robust to differences among observers. Thus, by aggregating certain entries in the original species lists and using mean indicator values, temporal changes in vegetation and environmental conditions can be recorded reliably.

Vegetation survey – Interobserver error – Pseudoturnover – Ecological indicator value – Long-term monitoring – Biodiversity

Manuskripteinreichung: 29.9.2022, Annahme: 17.1.2023

DOI: 10.19217/NuL2023-04-03

1 Einleitung

Der vorliegende Beitrag wurde bereits als wissenschaftlicher Fachartikel im Journal „Applied Vegetation Science“ publiziert (Boch et al. 2022). An dieser Stelle konzentrieren wir uns auf jene Resultate und Schlussfolgerungen, die für die Anwendung in der Praxis besonders interessant sind.

Dauerbeobachtungsflächen, die regelmäßig untersucht werden, sind ein geeignetes Instrument, um zeitliche Veränderungen zu dokumentieren und besser zu verstehen. Sie gewinnen aus wissenschaftlicher, praktischer und politischer Sicht mehr und mehr an Bedeutung und es wurden in den letzten Jahrzehnten europaweit zahlreiche Programme etabliert (Nichols, Williams 2006; Corona et al. 2011). Auch Wiederholungen historischer Vegetationserhebungen – also die Aufnahme von Flächen, auf denen die Vegetation vor dem Auftreten größerer Umweltveränderungen bereits einmal erfasst wurde – sind zu einem wichtigen Instrument geworden, um Vegetations- und Umweltveränderungen im Laufe der Zeit zu erkennen (z.B. Hédl et al. 2017; Verheyen et al. 2017).

Vegetationserhebungen sind jedoch anfällig für verschiedene Fehlerquellen, wie die ungenaue Lokalisierung der Position historischer Aufnahmeflächen sowie Unterschiede in der Phänologie zum Zeitpunkt der Vegetationserhebung und in der Taxonomie oder Abweichungen zwischen Personen, die die Erhebungen durchführen. Alle diese Fehlerquellen beeinträchtigen die Daten und können in der Folge zu fehlerhaften Schlussfolgerungen führen (Kapfer et al. 2017; Boch et al. 2019).

Eine der häufigsten Fehlerquellen bei Vegetationserhebungen sind Fehler der bearbeitenden Personen (Übersichtsstudie von Morrison 2016), wodurch es zu unterschiedlichen Ergebnissen bei zwei oder mehr Bearbeitenden kommt. Diese Fehlerquelle ist vielschichtig, da sich die Bearbeitenden in der Regel in ihrer Artenkenntnis und in ihrer Erfahrung bei der Durchführung von Vegetationserhebungen voneinander unterscheiden. Sie ist auch abhängig von der Tagesform der Bearbeitenden (z. B. körperliche Belastung; Morrison 2016). Artenlisten von Untersuchungsflächen, die am selben Tag von verschiedenen Bearbeitenden erstellt wurden, weichen in der Regel voneinander ab. Dieses Phänomen wird als Pseudoturnover bezeichnet und beschreibt die Zahl der gemeinsamen und



Abb. 1: Beispiele geschützter Biotope der Trockenwiesen und -weiden, Auen und Moore von nationaler Bedeutung in der Schweiz, in denen die Doppelhebungen von Daueruntersuchungsflächen durchgeführt wurden: a) Steppenrasen in einem inneralpinen Trockental, b) Halbtrockenrasen der Südalpen, die Schweizerfähnchen markieren eine kreisförmig abgesteckte, 10 m² große Untersuchungsfläche, c) ausgedehnte alpine Schwemmebene in der Ostschweiz, d) ausgedehnte Moorlandschaft in den Vor-alpen. (Fotos: Steffen Boch)

Fig. 1: Examples of protected biotopes of dry meadows and pastures, floodplains and bogs of national importance in Switzerland, where the double surveys of vegetation plots were conducted: a) steppe grassland in an inner-alpine dry valley, b) meso-xeric grassland of the Southern Alps, the Swiss flags mark a circular 10 m² plot, c) extensive alpine floodplain in eastern Switzerland, d) extensive fens and mires in the Prealps.

unterschiedlichen Arten in zwei oder mehr Erhebungen (Nilsson, Nilsson 1985). In einer Literaturanalyse von Studien, die diesen Pseudoturnover quantifizierten, berichtete Morrison (2016), dass bei Vegetationserhebungen derselben Fläche bis zu 30 % der Arten nicht von zwei verschiedenen Bearbeitenden erfasst werden. Der Hauptgrund ist das Übersehen von Arten, in geringerem Maße auch falsche Artbestimmung (Lisner, Lepš 2020; Morrison et al. 2020b).

Ob eine Art eher übersehen wird als eine andere hängt neben ihrer Auffälligkeit auch mit ihrer Populationsgröße oder Häufigkeit bzw. Deckung innerhalb der Untersuchungsfläche und der Phänologie zusammen (Garrard et al. 2013; Dennett, Nielson 2018). Burg et al. (2015) zeigten, dass die tatsächlichen Veränderungen der Zusammensetzung von Vegetationsflächen nach einem Jahrhundert dreimal so hoch sein können wie der Fehler durch Bearbeitende. Bei Folgeuntersuchungen über kürzere Zeiträume (z. B. < 10 Jahre) ist es jedoch möglich, dass der Fehler durch Bearbeitende die tatsächlichen Vegetationsveränderungen übertrifft und letztere darum nicht mehr erkannt werden können (Futschik et al. 2020). Es ist deshalb wichtig, Fehler durch Bearbeitende möglichst klein zu halten. Bislang noch nicht untersucht wurde, ob der von den Bearbeitenden abhängige Pseudoturnover durch einfache Aggregationen bestimmter Einträge in den ursprünglichen Artenlisten, so wie sie im Feld von den Bearbeitenden erstellt wurden,

reduziert werden kann (z. B. durch Zusammenfassung der Kraut-, Strauch- und Baumschicht, durch Reduktion unsicher identifizierter Arten, durch Umstufung von Unterarten auf Artniveau und durch Zuordnung von Arten zu Aggregaten).

Bei der Analyse der Daten von Dauerbeobachtungsflächen werden oft nicht nur Aussagen zu Veränderungen der Artenzahl, Artenzusammensetzung oder der Vegetation gemacht, sondern es sollen Veränderungen in den Umweltbedingungen erfasst werden. Dafür werden ökologische Zeigerwerte verwendet. Ökologische Zeigerwerte beschreiben das realisierte Nischenoptimum einer Art in Hinblick auf einen bestimmten Umweltfaktor auf einer Klassenskala (Ellenberg et al. 2001; Landolt et al. 2010). Der Mittelwert aller Arten in einer Fläche liefert Informationen über die Umweltbedingungen eines Standorts und eignet sich gut zur Charakterisierung ökologischer Veränderungen (Diekmann 2003). Ob mittlere Zeigerwerte robust gegenüber Unterschieden zwischen Bearbeitenden sind, ist bislang unbekannt.

Vegetationserhebungen auf Dauerbeobachtungsflächen spielen auch eine wichtige Rolle im Rahmen von Monitoringprogrammen in Schutzgebieten, deren Errichtung eine der weltweit wichtigsten Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität ist (IPBES 2019). Wie gut Schutzgebiete funktionieren, ist oftmals nicht bekannt, da gezielte Monitoringprogramme fehlen. In der Schweiz wurde deshalb

vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) und der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) im Jahr 2011 ein langfristiges, nationales Monitoringprogramm – die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) – gestartet (Bergamini et al. 2019). Die WBS hat zum Ziel, die Entwicklung und Veränderungen der Biodiversität und der Lebensraumqualität von rund 7.000 Biotopen von nationaler Bedeutung (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden sowie Amphibienlaichgebiete) – den Eckpfeilern des Schweizer Schutzgebietssystems – langfristig zu untersuchen.

Basierend auf Dauerbeobachtungsflächen, die im Rahmen der WBS doppelt erhoben wurden, untersuchten wir in dieser dem vorliegenden Beitrag zugrundeliegenden Studie die Fehler von Bearbeitenden bei Vegetationserhebungen. Wir untersuchten, wie groß der Fehler zwischen den Bearbeitenden (Pseudoturnover) ist, welche Faktoren den Pseudoturnover beeinflussen und ob er durch Aggregationen in den Artenlisten verringert werden kann. Außerdem testeten wir, ob mittlere ökologische Zeigerwerte robust gegenüber Unterschieden zwischen Bearbeitenden sind.

2 Methoden

2.1 Vegetationserhebungen

Im Rahmen der WBS werden Vegetationserhebungen in einer Teilstichprobe von etwa 800 der insgesamt 7.000 Biotope von nationaler Bedeutung durchgeführt. In diesen 800 Biotopen wurden wiederum etwa 7.000 Untersuchungsflächen mit einer Flächengröße von je 10 m² etabliert (Abb. 1, S. 189; für Details zum Stichprobendesign und der Auswahl der Untersuchungsflächen siehe Bergamini et al. 2019).

Vegetationserhebungen werden in jeder Untersuchungsfläche nach sechs Jahren wiederholt (da die Erhebungen über alle Jahre gleichmäßig verteilt sind, ergeben sich daher ca. 1.200 Untersuchungsflächen pro Jahr). Die Zentren der Untersuchungsflächen sind mit einer Magnetsonde unterirdisch markiert. Dadurch stellen wir sicher, dass bei Folgeuntersuchungen dieselbe Fläche mittels GPS und Magnetsuchgerät wiedergefunden und erhoben werden kann. Um systematische räumliche, zeitliche und lebensraumsspezifische Effekte von Bearbeitenden zu vermeiden, werden alle Feldmitarbeiterinnen und -mitarbeiter über die ganze Vegetationsperiode in allen wichtigen Lebensraumtypen und in allen biogeographischen Regionen der Schweiz eingesetzt. Die Jahrestichprobe entspricht in ihrer räumlichen Anordnung einem zufälligen ausgewählten Abbild der Gesamtstichprobe. Mit allen diesen Maßnahmen wird angestrebt, die Fehler der Feldmitarbeiterinnen und -mitarbeiter zufällig über die Schweiz zu verteilen.

Von 2014 bis 2020 führten wir außerdem auf insgesamt 224 Untersuchungsflächen in der ganzen Schweiz Doppelerhebungen durch (Abb. 2), die wir für die Analysen dieser Studie verwendet haben. Jede doppelt beprobte Untersuchungsfläche wurde im Feld markiert und dann von den beiden Bearbeitenden unabhängig voneinander am selben Tag nacheinander untersucht. Mit dieser Methode schlossen wir andere Fehlerquellen wie Saisonalität und ungenaue Lokalisierung aus und konnten uns auf die Unterschiede zwischen Bearbeitenden konzentrieren, also den Pseudoturnover. Insgesamt waren 19 professionelle Botanikerinnen und Botaniker

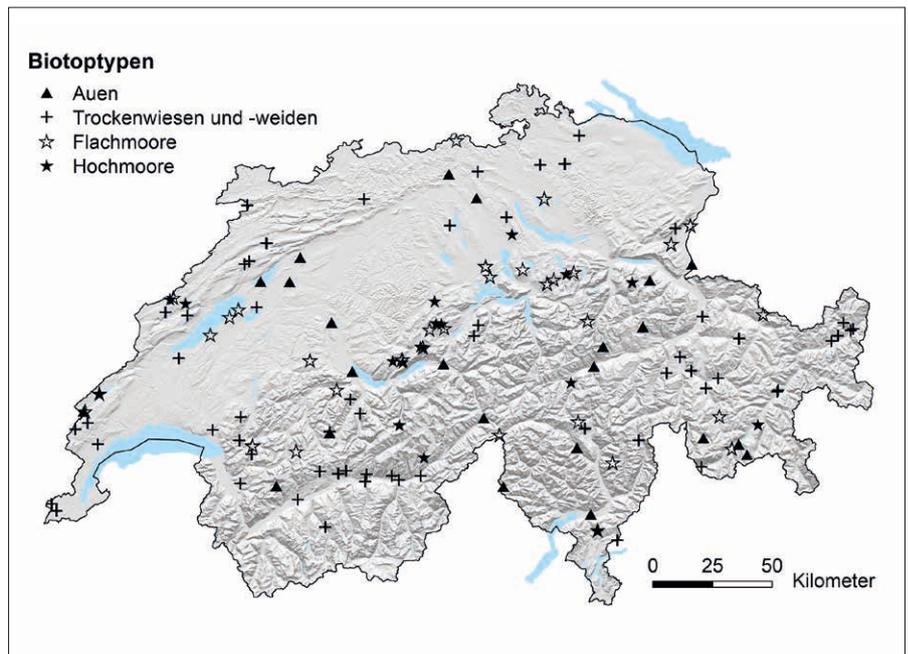


Abb. 2: Lage der 129 Biotope von nationaler Bedeutung in der Schweiz, in denen 224 Doppelerhebungen von Daueruntersuchungsflächen durchgeführt wurden.

Fig. 2: Location of the 129 biotopes of national importance in Switzerland in which we double-surveyed 224 permanent vegetation plots.

mit fundierten Kenntnissen der Schweizer Flora und Erfahrungen mit der Durchführung von Vegetationsaufnahmen beteiligt.

Bei den Doppelerhebungen wurden alle vorkommenden Gefäßpflanzenarten innerhalb der Untersuchungsflächen erfasst und so genau wie möglich bestimmt. Die Deckung wurde für jede Art anhand einer modifizierten Braun-Blanquet-Skala geschätzt ($r \triangle < 0,1\%$, $+ \triangle 0,1\%$ bis $< 1\%$, $1 \triangle 1\%$ bis $< 5\%$, $2 \triangle 5\%$ bis $< 25\%$, $3 \triangle 25\%$ bis $< 50\%$, $4 \triangle 50\%$ bis $< 75\%$, $5 \triangle 75\%$ bis $< 100\%$). Außerdem unterschieden wir drei Vegetationsschichten: Krautschicht (krautige Pflanzen jeder Größe und Gehölze $< 0,5$ m Höhe), Strauchschicht (Gehölze $0,5 - 3,0$ m Höhe) und Baumschicht (Gehölze > 3 m Höhe). Gehölzarten können somit in allen drei Schichten einer Aufnahme gleichzeitig vorkommen.

2.2 Mittlere ökologische Zeigerwerte

Wir berechneten mittlere ökologische Zeigerwerte für Nährstoffe, Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit, Reaktion und Humus für jede Erhebung basierend auf Landolt et al. (2010) mit dem Programm Vegedaz (Küchler 2019).

2.3 Datenaufbereitung und statistische Analyse

Statistische Tests wurden in R Version 4.1.2 (R Core Team 2021) und Vegedaz (Küchler 2019) durchgeführt. Wir berechneten den Pseudoturnover zwischen den beiden Erhebungen jeder Untersuchungsfläche als Sørensen-Dissimilarität multipliziert mit 100, was dem häufig verwendeten Maß für den Turnover nach Nilsson, Nilsson (1985) entspricht: $\text{Pseudoturnover} = ((b + c) / (2a + b + c)) \times 100$, wobei b die Anzahl der Taxa ist, die in der ersten Erhebung, aber nicht in der zweiten Erhebung vorkommen, c die Anzahl der Taxa, die in der zweiten, aber nicht in der ersten Erhebung vorkommen, und a die Anzahl der Taxa, die in beiden Erhebungen vorkommen. Der Pseudoturnover bezieht sich auf den Prozentsatz der Arten, die von einem oder dem anderen der beiden Bearbeitenden übersehen wurden.

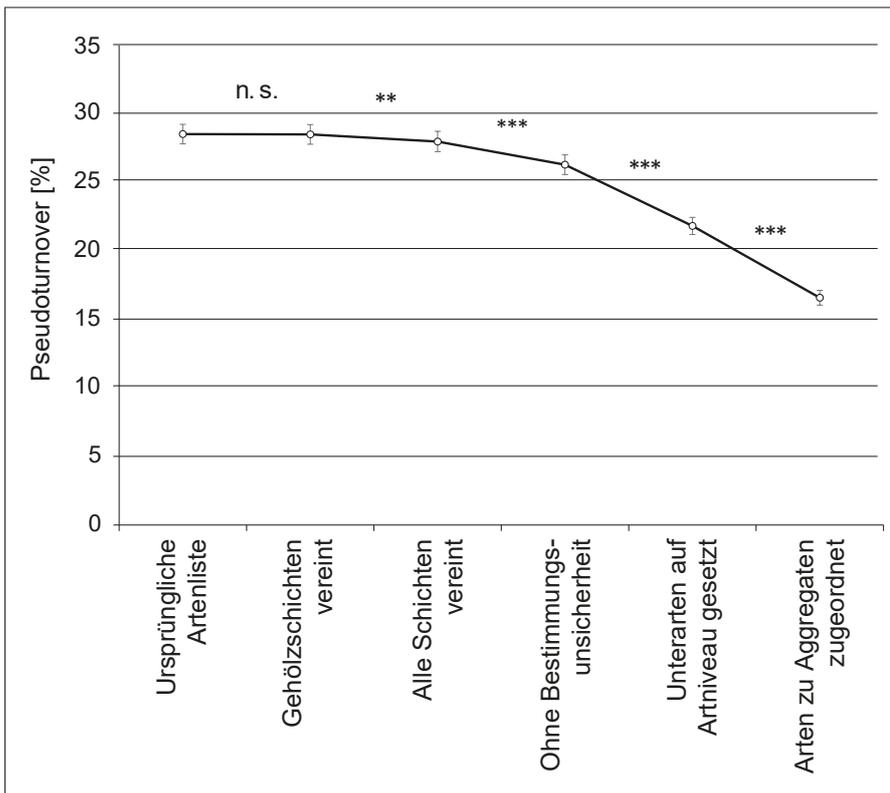


Abb. 3: Mittlerer Pseudoturnover von Taxa zwischen zwei Bearbeitenden derselben Untersuchungsfläche (n = 224) für verschiedene Aggregationsstufen (Erläuterung der Aggregationsstufen in Abschnitt 2.3 im Text). Der Unterschied im Pseudoturnover von einer Aggregationsstufe zur nächsten wurde mit gepaarten Wilcoxon-Tests analysiert (***: $p < 0,001$; **: $p < 0,01$; n. s. [nicht signifikant]: $p \geq 0,05$; verändert nach Boch et al. 2022).

Fig. 3: Mean pseudoturnover of taxa between two observers of the same plot (n = 224) across aggregation levels (see chapter 2.3 for explanations of the aggregation levels). The difference in pseudoturnover from one aggregation step to the next was analysed using paired Wilcoxon tests (***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; n. s. [not significant]: $p \geq 0.05$; modified after Boch et al. 2022).

Anschließend aggregierten wir die Artenlisten schrittweise, um zu prüfen, ob der Pseudoturnover dadurch reduziert werden kann. Wir berechneten jeweils den Pseudoturnover für folgende Aggregationsschritte:

1. Ursprüngliche Artenliste, wie sie von den Bearbeitenden im Feld erstellt wurde und bei der wir dieselbe Art in verschiedenen Schichten als verschiedene Arten in den Berechnungen verwendeten;
2. Strauch- und Baumschichten zusammengefasst (z.B. wenn die beiden Bearbeitenden dasselbe Gehölz unterschiedlich einstuften, also entweder als Strauch [0,5–3 m Höhe] oder als Baum [> 3 m Höhe] einordneten, weil die Höhe etwa 3 m betrug);
3. alle Schichten zusammengefasst (d.h. Kraut-, Strauch- und Baumschicht);
4. Reduktion unsicher identifizierter Arten, d.h. Zusammenfassung von Taxa, die von einer Person auf Artniveau, von der anderen Person aber weniger genau identifiziert wurden, d. h. mit „cf.“ (z.B. Einträge wie *Festuca cf. laevigata* und *F. laevigata* wurden zusammengefasst);
5. Unterarten auf Artniveau setzen (z.B. Einträge wie *Festuca laevigata* subsp. *crassifolia* und *F. laevigata* wurden zu *F. laevigata* zusammengefasst);
6. Einstufung aller Arten, die ein Aggregat bilden, auf Aggregatsebene (basierend auf den in Landolt et al. 2010 aufgeführten Aggregaten; z.B. *Festuca laevigata* als *F. ovina* aggr. eingestuft).

Wir berechneten den Pseudoturnover für jede Untersuchungsfläche und Aggregationsstufe und analysierten den Unterschied des Pseudoturnovers zwischen jedem weiteren Aggregationsschritt und dem vorhergehenden mithilfe gepaarter Wilcoxon-Tests.

Anhand der vollständig aggregierten Artenliste führten wir weitere Analysen durch, um zu prüfen, welche Faktoren den Pseudoturnover beeinflussen (Details und weitere Analysen in Boch et al. 2022). Um zu untersuchen, warum ein Taxon von einer Person übersehen wurde, haben wir bspw. die Anzahl der Beobachtungen über alle Untersuchungsflächen pro Braun-Blanquet-Deckungsklasse summiert. Pro Kategorie teilten wir die Beobachtungen in Taxa auf, die jeweils von beiden Bearbeitenden gefunden wurden, und in Taxa, die von nur einer der beiden bearbeitenden Personen übersehen wurden.

Um die Auswirkungen der Bearbeitenden auf die mittleren ökologischen Zeigerwerte zu analysieren, ordneten wir die doppelt erhobenen Flächen zunächst nach der ursprünglichen Artenzahl und berechneten dann die Unterschiede der mittleren Zeigerwerte zwischen den beiden Erhebungen einer Untersuchungsfläche, indem wir die mittleren Zeigerwerte der Erhebung mit der niedrigeren Artenzahl von denen der Erhebung mit der höheren Artenzahl abzogen. Dies geschah sowohl für die ursprünglichen Artenlisten als auch für alle oben erwähnten Aggregationsschritte. Anschließend untersuchten wir mit Wilcoxon-Tests, ob diese Unterschiede signifikant von Null verschieden waren.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Pseudoturnover in Vegetationserhebungen

Die ursprünglichen Artenlisten, wie sie im Feld von den beiden Bearbeitenden derselben Untersuchungsfläche erstellt wurden, unterschieden sich im Mittel deutlich voneinander. Der durchschnittliche Pseudoturnover unserer Studie war mit 28,5 % (Standardfehler $\pm 0,7$) eher hoch (Abb. 3) im Vergleich zu früheren Studien, bei denen ein durchschnittlicher Pseudoturnover von 10 % bis 36 % berichtet wurde (Übersichtstudie von Morrison 2016). Die geringeren Werte anderer Studien sind jedoch darauf zurückzuführen, dass Fehlerquellen im Vorhinein systematisch ausgeschlossen wurden. Es wurden bspw. keine Vegetationsschichten unterschieden, die Pflanzen generell nur auf Artniveau identifiziert, also auf die Bestimmung von Unterarten verzichtet, oder sogar von vornherein nur auf Gattungsniveau bestimmt (Morrison et al. 2020b).

In Übereinstimmung mit anderen Studien stellten wir fest, dass die Größe des Pseudoturnovers v.a. vom Übersehen von Arten mit einer sehr geringen Deckung der Untersuchungsfläche bestimmt wurde (Abb. 4, S. 192). 87,5 % der übersehenen Beobachtungen (1.953 von insgesamt 2.232 übersehenen Beobachtungen) hatten eine Deckung von < 1 %, (Deckungsklassen „r“ und „+“). Dieses Ergebnis bestätigt die Erkenntnisse von Vitzo, Guisan (2007) auf Wiesen in den Schweizer Alpen, Milberg et al. (2008) in schwedischen Wäldern und Morrison et al. (2020a) in Feuchtgebieten in Ohio, USA, die Unterschiede zwischen Bearbeitenden untersuchten und

ebenfalls feststellen, dass die Mehrheit der übersehenen Arten geringe Deckungswerte aufwies. Es wurden aber auch in einigen wenigen Fällen Arten mit hohen Deckungswerten übersehen, was auf Unkonzentriertheit oder Ermüdungserscheinungen von Bearbeitenden zurückzuführen sein könnte (Abb. 4).

3.2 Reduktion des Fehlers durch Aggregation von Artenlisten

Wir konnten aber auch zeigen, dass der Pseudoturnover durch einfache Aggregationschritte der Artenlisten von 28,5 % (Standardfehler ± 0,7) auf einen mittleren bis niedrigen Wert von 16,6 % (Standardfehler ± 0,5) reduziert werden kann. Während die Zusammenführung aller Vegetationsschichten nur zu einer moderaten Reduktion des Pseudoturnovers führte (um etwa 0,5 Prozentpunkte; $p=0,004$), führte das Entfernen unsicher identifizierter Arten zu einer weiteren Reduktion um 1,7 Prozentpunkte – ein mit früheren Studien vergleichbarer Wert (Morrison et al. 2020b). Die größte Verringerung des Pseudoturnovers erbrachte die Einstufung von Unterarten auf Artebene (minus 4,5 Prozentpunkte Pseudoturnover; $p < 0,001$) sowie die Einstufung aller Arten, die ein Aggregat bilden, auf Aggregatsebene (minus 5,2 Prozentpunkte Pseudoturnover; $p < 0,001$; Abb. 3, S. 191).

3.3 Mittlere ökologische Zeigerwerte sind robust gegenüber Unterschieden zwischen Bearbeitenden

Interessanterweise fanden wir auf keiner der Aggregationsstufen signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitenden bei den mittleren ökologischen Zeigerwerten (Tab. 1) und dies weder bei den deckungsgewichteten noch bei den ungewichteten mittleren Zeigerwerten. Deckungsgewichtete mittlere Zeigerwerte berücksichtigen dominante Arten, die wahrscheinlich die ökologischen Bedingungen eines Standorts besser widerspiegeln, stärker. Sie werden in ökologischen Studien bevorzugt, wenn das Ziel darin besteht, Umweltunterschiede zwischen Standorten zu untersuchen (z. B. Boch et al. 2021). Im Gegensatz dazu überschätzen ungewichtete Mittelwerte eher den Einfluss von Arten mit geringer Deckung, die möglicherweise außerhalb ihres ökologischen Optimums wachsen. Da aber Arten mit geringer Deckung eher übersehen werden, sollten ungewichtete Mittelwerte empfindlicher gegenüber Unterschieden zwischen Bearbeitenden sein als deckungsgewichtete Mittelwerte. Unsere Erkenntnisse, dass sich deckungsgewichtete mittlere Zeigerwerte zwischen den beiden Bearbeitenden nicht signifikant voneinander unterscheiden, deuten jedoch darauf hin, dass die mittleren Zeigerwerte auch gegenüber Unterschieden von Deckungsschätzungen recht robust sind. Unsere Ergebnisse stimmen mit Futschik et al. (2020) überein, die feststellten, dass ein deckungsgewichteter mittlerer

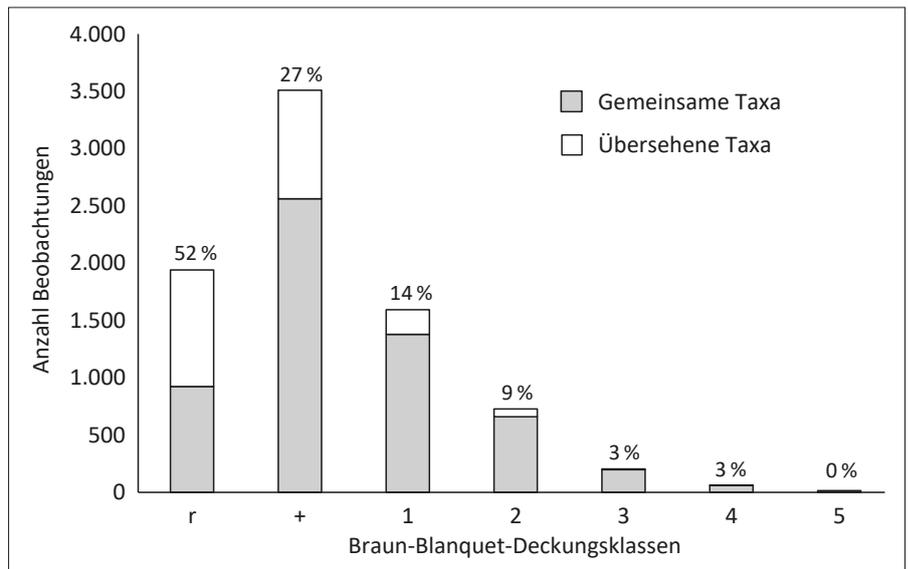


Abb. 4: Gesamtzahl der Beobachtungen auf den 224 doppelt erhobenen Untersuchungsflächen pro Braun-Blanquet-Deckungsklasse (Erläuterung der Deckungsklassen in Abschnitt 2.1 im Text), getrennt nach gemeinsamen Taxa (von beiden Bearbeitenden erfasst) und Taxa, die von jeweils einer der beiden Personen übersehen wurden (Ergebnisse der vollständig aggregierten Artenliste). Der prozentuale Anteil der übersehenen Taxa an der Gesamtzahl der Beobachtungen pro Deckungsklasse ist über der jeweiligen Säule angegeben (verändert nach Boch et al. 2022).

Fig. 4: Total number of observations summed across the 224 double-surveyed plots per Braun-Blanquet cover class (see chapter 2.1 for explanations of the cover classes), separated into shared taxa (recorded by both observers) and taxa that were overlooked by one or the other of the two observers (results of the fully aggregated species list). The percentage of overlooked taxa out of the total number of observations per cover class is shown above each of the columns (modified after Boch et al. 2022).

Zeigerwert für die Temperatur nur schwach von Unterschieden zwischen Bearbeitenden beeinflusst wurde. Die Autorinnen und Autoren kamen weiterhin zum Schluss, dass Zeigerwerte auch zur zuverlässigen Schätzung von Vegetationsveränderungen aufgrund des Klimawandels verwendet werden können.

4 Schlussfolgerungen

Bei Vegetationserhebungen im Rahmen von Monitoringprogrammen werden in der Regel verschiedene Grundsätze beachtet, um Fehler durch Bearbeitende niedrig zu halten. Dazu gehören die Beschäftigung erfahrener Personen mit guter Artenkenntnis, kontinuierliche Schulungen (z. B. Bestimmungs- und Feldkurse, gemeinsame Exkursionen), die Förderung des fachlichen Austauschs

Tab. 1: Unterschiede der mittleren ökologischen Zeigerwerte (± SE = Standardfehler) zwischen den jeweils zwei Bearbeitenden (gepaarte Wilcoxon-Tests). Da die Unterschiede zwischen den Bearbeitenden auf allen Aggregationsstufen nicht signifikant waren (p -Wert $\geq 0,05$; p = Signifikanzwert), werden nur die Ergebnisse für die vollständig aggregierten Artenlisten dargestellt.

Table 1: Results of paired Wilcoxon tests on inter-observer differences in mean ecological indicator values (± SE = standard error). As inter-observer differences between levels of aggregation were never significant (p -values $\geq 0,05$; p = significance value), only the results for the fully aggregated species lists are presented.

Mittlerer ökologischer Zeigerwert	Unterschied	± SE	p
Feuchtigkeit	- 0,001	0,005	0,417
Humus	0,007	0,006	0,083
Kontinentalität	- 0,006	0,004	0,052
Licht	- 0,004	0,006	0,343
Nährstoffe	0,004	0,006	0,398
Reaktion	- 0,003	0,006	0,493
Temperatur	0,004	0,006	0,489

zwischen den Bearbeitenden und die Vermeidung systematischer räumlicher und zeitlicher Fehler durch den Einsatz aller Bearbeitenden zu unterschiedlichen Zeiten der Vegetationsperiode in verschiedenen Lebensraumtypen und geographischen Regionen sowie regelmäßig durchgeführte Doppelerhebungen von Untersuchungsflächen, um das Ausmaß der Fehler zwischen den Bearbeitenden zu überwachen.

In dieser Studie haben wir festgestellt, dass der Pseudoturnover durch einfache Aggregationsschritte der Artenliste stark reduziert werden kann. Bei der Analyse von Daten aus Folgeuntersuchungen empfehlen wir, solche Aggregationsschritte vor der Analyse durchzuführen, um die Fehler zwischen den Bearbeitenden zu minimieren. Da jedoch für Artenaggregate in der Regel keine Informationen zur Gefährdung vorliegen (Bornand et al. 2016), erschwert diese Methode eine vertiefte Analyse von Veränderungen bei bestimmten Gruppen wie gefährdeten oder national prioritären Arten. In Monitoringprogrammen führt die möglichst genaue Bestimmung von Taxa deshalb zu einem Mehrwert, von dem weitere Projekte profitieren können, z. B. Artenschutz- oder Rote-Liste-Projekte. Im Gegensatz zu dem in vielen Monitoringprogrammen üblichen Verfahren schlagen wir daher vor, Artenaggregate nicht im Vorhinein festzulegen und empfehlen stattdessen, Taxa so genau wie möglich zu bestimmen.

Eine weitere Erkenntnis unserer Studie ist, dass die häufig in ökologischen Studien verwendeten mittleren Zeigerwerte robust gegenüber Fehlern von Bearbeitenden sind. Sie können daher eine zuverlässige Schätzung der zeitlichen und ökologischen Veränderungen der Vegetation liefern und ihre Verwendung trägt dazu bei, die Effekte des Pseudoturnovers in Monitoringprogrammen zu minimieren.

5 Literatur

- Bergamini A., Ginzler C. et al. (2019): Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011 – 2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz. WSL Berichte 85: 104 S.
- Boch S., Bedolla A. et al. (2019): Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *Tuexenia* 39: 315 – 334. DOI: 10.14471/2019.39.010
- Boch S., Kuchler H. et al. (2022): Observer-driven pseudoturnover in vegetation monitoring is context-dependent but does not affect ecological inference. *Applied Vegetation Science* 25(3): e12669. DOI: 10.1111/avsc.12669
- Boch S., Kurtogullari Y. et al. (2021): Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *Journal of Environmental Management* 279: 111629. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111629
- Bornand C., Gyax A. et al. (2016): Rote Liste Gefäßpflanzen. Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern: 178 S.
- Burg S., Rixen C. et al. (2015): Observation bias and its causes in botanical surveys on high-alpine summits. *Journal of Vegetation Science* 26(1): 191 – 200. DOI: 10.1111/jvs.12211
- Corona P., Chirici G. et al. (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest Ecology and Management* 262(11): 2.061 – 2.069. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.08.044
- Dennett J.M., Nielsen S.E. (2018): Detectability of species of *Carex* varies with abundance, morphology, and site complexity. *Journal of Vegetation Science* 30(2): 352 – 361. DOI: 10.1111/jvs.12713
- Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – A review. *Basic and Applied Ecology* 4(6): 493 – 506. DOI: 10.1078/1439-1791-00185
- Ellenberg H., Weber H.E. et al. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, Bd. 18. Verlag Erich Goltze, Göttingen: 262 S.
- Futschik A., Winkler M. et al. (2020): Disentangling observer error and climate change effects in long-term monitoring of alpine plant species composition and cover. *Journal of Vegetation Science* 31(1): 14 – 25. DOI: 10.1111/jvs.12822
- Garrard G.E., McCarthy M.A. et al. (2013): A general model of detectability using species traits. *Methods in Ecology and Evolution* 4(1): 45 – 52. DOI: 10.1111/j.2041-210x.2012.00257.x
- Hédil R., Bernhardt-Römermann M. et al. (2017): Resurvey of historical vegetation plots: A tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science* 20(2): 161 – 163. DOI: 10.1111/avsc.12307
- IPBES/Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019): Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES, Bonn: 1.144 S.
- Kapfer J., Hédil R. et al. (2017): Resurveying historical vegetation data – Opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science* 20(2): 164 – 171. DOI: 10.1111/avsc.12269
- Kuchler M. (2019): Vegedaz. Version 2019. <https://www.wsl.ch/en/services-and-products/software-websites-and-apps/vegedaz.html> (aufgerufen am 4.1.2022).
- Landolt E., Bäumler B. et al. (2010): Flora indicativa. Ecological indicator values and biological characteristics on the flora of Switzerland and the Alps. Haupt, Bern: 378 S.
- Lisner A., Lepš J. (2020): Everyone makes mistakes: Sampling errors in vegetation analysis – The effect of different sampling methods, abundance estimates, experimental manipulations, and data transformation. *Acta Oecologica* 109: 103667. DOI: 10.1016/j.actao.2020.103667
- Milberg P., Bergstedt J. et al. (2008): Observer bias and random variation in vegetation monitoring data. *Journal of Vegetation Science* 19(5): 633 – 644. DOI: 10.3170/2008-8-18423
- Morrison L.W. (2016): Observer error in vegetation surveys: A review. *Journal of Plant Ecology* 9(4): 367 – 379. DOI: 10.1093/jpe/rtv077
- Morrison L.W., Bingham S.N., Young C.C. (2020a): Inter-observer error in wetland vegetation surveys. *Wetlands* 40: 249 – 258. DOI: 10.1007/s13157-019-01173-8
- Morrison L.W., Leis S.A., DeBacker M.D. (2020b): Interobserver error in grassland vegetation surveys: Sources and implications. *Journal of Plant Ecology* 13(5): 641 – 648. DOI: 10.1093/jpe/rtaa051
- Nichols J.D., Williams B.K. (2006): Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(12): 668 – 673. DOI: 10.1016/j.tree.2006.08.007
- Nilsson I.N., Nilsson S.G. (1985): Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands: Error trend and between-observer variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology* 73(1): 65 – 70.
- R Core Team (2021): R: A language and environment for statistical computing. Version 4.1.2. R Foundation for Statistical Computing, Wien. <https://www.R-project.org/> (aufgerufen am 4.1.2022).
- Verheyen K., de Frenne P. et al. (2017): Combining biodiversity resurveys across regions to advance global change research. *BioScience* 67(1): 73 – 83. DOI: 10.1093/biosci/biw150
- Vittoz P., Guisan A. (2007): How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science* 18(3): 413 – 422. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2007.tb02553.x

Dr. Steffen Boch
Korrespondierender Autor
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: steffen.boch@wsl.ch



Moosen und Flechten.

Studium der Umweltwissenschaften in Lüneburg; danach Dissertation an den Universitäten Potsdam und Bern im Fachbereich Pflanzenökologie; anschließend wissenschaftlicher Assistent am Institut für Pflanzenwissenschaften und Kurator des botanischen Gartens der Universität Bern; derzeit wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz an der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Arbeitsschwerpunkte: Diversitätsmuster von Pflanzen,

Helen Kuchler
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: helen.kuechler@wsl.ch

Dr. Meinrad Kuchler
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: meinrad.kuechler@wsl.ch

Angéline Bedolla
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: angelina.bedolla@wsl.ch

Dr. Klaus T. Ecker
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: klaus.ecker@wsl.ch

Dr. Ulrich H. Graf
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: ulrich.graf@wsl.ch

Tobias Moser
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: tobias.moser@wsl.ch

Prof. Dr. Rolf Holderegger
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: rolf.holderegger@wsl.ch

Dr. Ariel Bergamini
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf
SCHWEIZ
E-Mail: ariel.bergamini@wsl.ch

Anzeige

www.dnl-online.de



Die
Literatur-
datenbank
des
Bundesamtes
für
Naturschutz

