

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND UND EUROPÄISCHER UNION

 Bundesministerium  
Nachhaltigkeit und  
Tourismus

  
**LE 14-20**  
Entwicklung für den Ländlichen Raum

Europäischer  
Landwirtschaftsfonds für  
die Entwicklung des  
ländlichen Raums:  
Hier investiert Europa in  
die ländlichen Gebiete



# Österreichisches Biodiversitäts- Monitoring: Kulturlandschaft

Konzept für die Erfassung von  
Status und Trends der Biodiversität



# ÖSTERREICHISCHES BIODIVERSITÄTS-MONITORING (ÖBM) – KULTURLANDSCHAFT: KONZEPT FÜR DIE ERFASSUNG VON STATUS UND TRENDS DER BIODIVERSITÄT

Stefan Schindler  
Gebhard Banko  
Dietmar Moser  
Roland Grillmayer  
Klaus Peter Zulka  
Wolfgang Rabitsch  
Ulrike Lamb  
Franz Essl  
Maria Stejskal-Tiefenbach

REPORT  
REP-0635

Wien 2017

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND UND EUROPÄISCHER UNION



**Projektleitung**

Stefan Schindler

**AutorInnen**

Stefan Schindler  
Gebhard Banko,  
Dietmar Moser,  
Roland Grillmayer,  
Klaus Peter Zulka,  
Wolfgang Rabitsch,  
Ulrike Lamb  
Franz Essl,  
Maria Stejskal-Tiefenbach

**Übersetzung**

Stefan Schindler, Ulrike Lamb

**Lektorat**

Maria Deweis

**Satz/Layout**

Elisabeth Riss, Manuela Kaitna

**Umschlagfoto**

© Markus Staudinger

**Dank**

Der Dank der Autoren gilt Kathrin Pascher, Johannes Peterseil, Andrea Grill, Norbert Milasowsky und Norbert Sauberer für fachliche Beratung und Diskussion. Besonderer Dank ergeht an Christoph Bauernhansl vom Bundesamt und Forschungszentrum Wald für die rasche Lokalisierung der Stichprobenpunkte im Verhältnis zu den ÖWI-Traktmittelpunkten. Wir danken auch Thomas Wrbka, Christian Schulze und allen weiteren TeilnehmerInnen bei Besprechungen zu diesem Konzept.

Diese Publikation wurde im Rahmen des Österreichischen Programms für die Ländliche Entwicklung 2014–2020 erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

**Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

*Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2017  
Alle Rechte vorbehalten  
ISBN 978-3-99004-453-7

# INHALT

<b>SUMMARY</b> .....	7
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	11
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	17
<b>2 AUSWAHL DER ZU ERFASSENDEN ORGANISMENGRUPPEN</b> .....	22
<b>2.1 Einleitung und Methoden</b> .....	22
<b>2.2 Rezente internationale Entwicklungen zu Biodiversitätsindikatoren und Auswahl von Arten und Organismengruppen</b> .....	22
2.2.1 Essenzielle Biodiversitäts-Variablen (EBV) .....	22
2.2.2 Priorisierung von Arten für das Biodiversitätsmonitoring .....	24
2.2.3 Organismengruppen in bestehenden europäischen Biodiversitätsmonitorings .....	25
2.2.4 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.....	27
<b>2.3 Surrogatwerte einzelner Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität</b> .....	28
2.3.1 Reviews zum Surrogatwert von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität .....	29
2.3.2 Originalstudien zum Surrogatwert von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität .....	35
2.3.3 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.....	36
<b>2.4 Relevanz einzelner Organismengruppen für Ökosystemleistungen</b> .....	39
2.4.1 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.....	40
<b>2.5 Praktische Aspekte bei der Erhebung einzelner Organismengruppen</b> .....	42
2.5.1 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.....	43
<b>2.6 Vorgeschlagene Organismengruppen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft</b> .....	44
<b>3 ERHEBUNGSMETHODEN FÜR ORGANISMENGRUPPEN</b> .....	46
<b>3.1 Einleitung</b> .....	46
<b>3.2 Aufnahmeflächen und Aufnahmepunkte</b> .....	46
<b>3.3 Gefäßpflanzenenerhebungen</b> .....	47
<b>3.4 Heuschreckenerhebungen</b> .....	47
<b>3.5 Tagfaltererhebungen</b> .....	48
<b>3.6 Erhebungen von bodenoberflächenaktiven Arthropoden</b> .....	49

<b>3.7</b>	<b>Phänologischer Überblick</b> .....	51
<b>4</b>	<b>ERFASSUNG DER LEBENSRAUMTYPEN</b> .....	53
<b>4.1</b>	<b>Grundlagen für die Erfassung der Lebensraumtypen</b> .....	53
4.1.1	Adaptierte Lebensraumtypenliste für die Erfassung der Lebensraumtypen .....	53
4.1.2	Orthofotos.....	53
4.1.3	INVEKOS-Daten.....	55
<b>4.2</b>	<b>Abgrenzung der Lebensraumtypen</b> .....	56
4.2.1	Schwellwerte (Untergrenzen) für die Erfassung .....	57
<b>4.3</b>	<b>Kartierungsunterlagen</b> .....	58
<b>5</b>	<b>ERFASSUNG ESSENTIELLER BIODIVERSITÄTSVARIABLEN MITTELS FERNERKUNDUNG</b> .....	59
<b>5.1</b>	<b>Einleitung</b> .....	59
<b>5.2</b>	<b>Fernerkundungsgestützte Indikatoren für ein Biodiversitätsmonitoring</b> .....	60
<b>5.3</b>	<b>Wesentliche Neuerungen des fernerkundungsgestützten Biodiversitätsmonitorings</b> .....	62
5.3.1	Paradigmenwechsel im Landmonitoring .....	63
5.3.2	Detektieren der Veränderungstypen „Saisonale Änderungen“ und „Kontinuierliche Änderungen“ .....	66
5.3.3	Methodik der Generierung von aussagekräftigen, robusten und konsistenten Geometrien (Bodenbedeckungselementen) .....	69
<b>5.4</b>	<b>Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft</b> .....	72
<b>6</b>	<b>DESIGN DES MONITORINGS UND STICHPROBEN- AUSWAHL</b> .....	73
<b>6.1</b>	<b>Monitoring: Stichproben in Zeit und Raum</b> .....	73
6.1.1	Wiederholungen entlang der Zeitachse .....	73
6.1.2	Wiederholungen innerhalb eines Jahrs.....	73
6.1.3	Räumliche Replikate .....	73
6.1.4	Intervall zwischen den Erhebungsjahren für ÖBM- Kulturlandschaft.....	74
6.1.5	Staffelung der Freilandhebungen.....	74
<b>6.2</b>	<b>Erhebungsdesign</b> .....	75
6.2.1	Raster, Grundgesamtheit und Stichprobe.....	75
6.2.2	Projektdefinition der „offenen Kulturlandschaft“ .....	76
6.2.3	Ansatz zur Auswahl der Zufallsstichprobe .....	76
6.2.4	Methodische Details und verwendete Raster und Daten.....	78
6.2.5	Stichprobengrößen und kontrollierte Zufallsauswahl .....	85
6.2.6	Nachbearbeitung der Zufallsauswahl.....	88
<b>6.3</b>	<b>Poweranalysen zur Abschätzung der statistischen Stärke</b> .....	91
6.3.1	Zusammenfassung.....	91
6.3.2	Einführung und Methodik .....	91
6.3.3	Ergebnisse der Poweranalyse – Pflanzen .....	93

6.3.4	Ergebnisse der Poweranalyse – Heuschrecken .....	96
6.3.5	Ergebnisse der Poweranalyse – Lebensraumtypen .....	98
6.3.6	Ergebnisse der Poweranalyse – Shannon Index Lebensraumtypen .....	99
6.3.7	Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.....	101
<b>7</b>	<b>DATENVERWALTUNG .....</b>	<b>102</b>
<b>7.1</b>	<b>Datenbanken für Organismen und Lebensraumtypen .....</b>	<b>102</b>
<b>7.2</b>	<b>Datenmodell für die fernerkundungsgestützte Analyse auf Landschaftsniveau .....</b>	<b>106</b>
<b>8</b>	<b>KOSTEN DES ÖSTERREICHISCHEN BIODIVERSITÄTSMONITORINGS ÖBM- KULTURLANDSCHAFT .....</b>	<b>111</b>
<b>8.1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>111</b>
<b>8.2</b>	<b>Durchführungsoptionen .....</b>	<b>112</b>
8.2.1	Durchführungsoption „alle Gruppen – 5 Jahre“ .....	112
8.2.2	Durchführungsoption „Bodentiere – 5 Jahre“ .....	113
8.2.3	Durchführungsoption „2 x Tagfalter – 5 Jahre“ .....	113
<b>8.3</b>	<b>Durchführung Erhebungsdurchgang 2017/2018.....</b>	<b>114</b>
<b>9</b>	<b>AUSBLICK .....</b>	<b>119</b>
<b>9.1</b>	<b>Vorschläge zur Datenanalyse .....</b>	<b>119</b>
<b>9.2</b>	<b>Aufbereitung und Integration von Daten aus anderen Quellen .....</b>	<b>120</b>
<b>9.3</b>	<b>Synergien mit anderen österreichischen Monitoring- Aktivitäten .....</b>	<b>121</b>
<b>9.4</b>	<b>Weitere Entwicklungen und zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten .....</b>	<b>121</b>
<b>10</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>	<b>123</b>
<b>ANHANG</b>	<b>.....</b>	<b>134</b>



## SUMMARY

The purpose of this study was to develop a concept for recording the status and trends of habitats and species in the Austrian cultural landscape as part of a biodiversity monitoring.

Biodiversity is a fundamental cornerstone of international environmental policy, which is also reflected in the Convention on Biological Diversity (CBD). This Convention was also ratified by Austria in 1994. The CBD obliges its Parties to implement biodiversity conservation, management and monitoring. Biodiversity monitoring provides data on status and dynamics of biodiversity and is necessary to assess whether conservation measures are effective and whether biodiversity targets will be achieved.

For Europe, improvement and streamlining of biodiversity monitoring was specified as a key measure (“Action 4a”) to achieve the EU biodiversity goals as defined within the framework of the EU biodiversity strategy 2020. In order to meet the CBD commitments, the EU also developed SEBI (= Streamlining European Biodiversity Indicators). In Austria, the targets for the conservation of biological diversity were defined in 2014 with the Austrian biodiversity strategy “Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+”. In line with the EU biodiversity strategy, this strategy will contribute to meeting the overarching objective of halting biodiversity loss by 2020. The implementation of some of the measures laid down in the Austrian biodiversity strategy has already begun. However, monitoring of selected taxa of plants and animals as a measure of biodiversity conservation remains to be implemented rapidly.

In several European countries, biodiversity monitoring programs have been implemented for many years. In addition to habitat types, these monitoring programmes mainly cover the taxa vascular plants and such groups of animals that provide ecosystem services or contain charismatic species. Currently, there is no comprehensive systematic monitoring of the status of biodiversity in Austria. Only birds have been systematically recorded for a long time through a breeding bird monitoring programme implemented by BirdLife Austria. A systematic monitoring of individual species and habitats of community interest under the Habitats Directive is currently under development. Individual ecosystems such as forests or water bodies are subject to systematic monitoring, but biodiversity surveys play a subordinate role, if at all. As part of the project „Biodiversity-Nature-Safety” (BINATS), habitat types, vascular plants, grasshoppers and butterflies were recorded in rapeseed and maize cultivation areas in 2007/08. Data of this BINATS survey are of high importance for an Austrian biodiversity monitoring as they can be used for comparisons with the recent past.

Against this background, this study was commissioned, in which a concept for assessing status and trends of the Austrian biodiversity was developed within the framework of monitoring biodiversity in cultural landscapes of Austria (“ÖBM-Kulturlandschaft”). In this process, habitat types and selected organism groups were systematically surveyed and complemented by essential biodiversity variables recorded by remote sensing (Figure A). The Austrian biodiversity monitoring in cultural landscapes „ÖBM-Kulturlandschaft” will thus significantly expand the list of SEBI headline indicators for which Austria can provide data. So it is planned to regularly collect data on SEBI headline indicator 1 “Trends in the abundance and distribution of selected species” and SEBI headline indicator 3 “Trends in extent of selected biomes, ecosystems and habitats”.

Numerous studies have shown that overall biodiversity can only be assessed by surveying several groups of organisms. According to the evaluations conducted in this study, vascular plants, grasshoppers, butterflies and spiders are highly suitable organisms for an Austrian biodiversity monitoring. Vascular plants are particularly suitable as they are optimal surrogates for overall biodiversity, the basis of terrestrial life and suppliers of a multitude of ecosystem services. Grasshoppers are recognized surrogates for overall biodiversity and have practical advantages in surveying. There are plenty of European monitoring programmes for butterflies, and they are good surrogates, important pollinators and attractive to citizens. Spiders are good surrogates, important for agricultural pest control and they can be surveyed by means of standardized methods. With butterflies and spiders, pollinators and natural pest control agents would be covered in the Austrian biodiversity monitoring „ÖBM-Kulturlandschaft“.

Since complementary groups of species can significantly increase the informative value of the monitoring, we suggest to also evaluate ants and carabids. Since these groups of organisms are caught in the pitfall traps for the spiders, systematic data for these two groups of insects can be obtained very cost-effectively. Ants often represent a significant part of animal biomass and play a role in pollination and soil formation. Carabids are, together with spiders, the most important pest control agents in cultural landscapes.

In order to ensure comparability with the data collected during the BINATS project in 2007/08, the survey methods should be closely aligned with those applied in BINATS. For every 625 m x 625 m sampling plot, vascular plants, grasshoppers and butterflies are mapped at ten recording points. Modifications and additions are mainly proposed because ÖBM-Kulturlandschaft is not limited to rape and maize cultivation areas, but also includes grassland areas of low and medium altitude as well as alpine pastures of high altitude. For these areas, other survey periods and conditions (daytime, temperature) are appropriate. The epigeic organisms (i.e. spiders, ants and carabids) are collected in each sampling plot with three pitfall traps at a single recording point.

The recording of habitat types is based on the red lists published by the Environment Agency Austria. In this study, we make suggestions as to which habitat types should be mapped and with which feature types (polygons, lines, points). The feature type also defines the minimum mapping unit (i.e. the threshold of recording) of the object. Up-to-date orthofotos and INVEKOS datasets will be used to facilitate the field mapping of the often complex cultural landscape mosaics.

Remote sensing can be ideally combined with field surveys for the purpose of biodiversity monitoring and allows the long-term, large-scale collection of biodiversity relevant data. In Austria, the Sentinel-2 remote sensing data, which have been made available under the COPERNICUS programme, are currently being tested by the Environment Agency Austria for their operational use in nature conservation. Currently algorithms are being developed which are required to analyse time series of biodiversity indicators aimed at detecting changes in landscape structure. It is proposed to apply remote sensing data within the framework of ÖBM-Kulturlandschaft at three different levels:

1. phenological characterizations of the habitat types within the 625 m x 625 m sampling plots,
2. detection of changes in ecosystem functions (e.g. Normalized Differenced Vegetation Index, NDVI) and ecosystem structure (e.g. land cover) around the sampling plots in a 3 x 3 km<sup>2</sup> landscape sample and

3. nation-wide analysis of land cover change with the COPERNICUS products available for the entire EU.

The stratified random selection of the sampling sites of the Austrian Biodiversity Monitoring ÖBM-Kulturlandschaft is based on the 1 km<sup>2</sup> grid of Statistics Austria. A minimum proportion of 50% of agricultural area within the 1 km<sup>2</sup> was defined as the limit for considering a grid cell a part of the Austrian cultural landscape. To ensure statistical comparability and evaluability of the collected data, permanent sampling plots are proposed, because they enable a more precise assessment of changes. The sampling plots were arranged hierarchically

1. *remote sensing based landscape survey*: 3 x 3 km<sup>2</sup> – landscape plots,
2. *sampling plot selection*: 1 km<sup>2</sup> grid cells of Statistics Austria;
3. *Habitat mapping*: 625 m x 625 m sampling plots;
4. *per sampling plot*: 10 recording points (as the centre point of the surveys of the plant and animal species). Based on the power analyses carried out in the present study, it can be assumed that a sample of n = 150 to 200 sampling plots is suitable for discovering biodiversity trends of > 5% change with relatively high probabilities.

Since a systematic biodiversity monitoring in cultural landscapes will complement the long-term inventories in the Austrian Forests (Österreichische Waldinventur, ÖWI), great importance was placed on ensuring that the sampling design took into account the basic grid of ÖWI. In addition to compatibility with the ÖWI, the sampling design also takes into account the landscape surveys conducted in the framework of the research project SINUS (= Spatial Indices for Land Use Sustainability) in Austrian cultural landscapes. A particularly important operational component of ÖBM-Kulturlandschaft are the sampling plots of BINATS, which represent the Austrian maize and rapeseed cultivation areas (hereafter “BINATS stratum“) by 100 randomly selected BINATS sampling plots. For the remaining Austrian cultural landscape (mainly areas dominated by grassland and alpine pastures with up to 50% proportion of forest and other non-target ecosystems), a controlled random sample of one hundred 1 km<sup>2</sup> grid cells was drawn, which contained 26 preselected grid cells with SINUS surveys. Since the BINATS stratum constitutes 41% of the Austrian cultural landscape, 71 of the 100 BINATS sampling plots can be considered for ÖBM-Kulturlandschaft. Therefore, in total, there are 171 sampling plots for ÖBM-Kulturlandschaft.

The database structure based on seven partial databases that has already been developed for BINATS is deemed suitable for ÖBM-Kulturlandschaft and explained in this report. An adequate database structure is also presented for the remote sensing data.

For the monitoring concept it has been essential to develop a design that optimally balances temporal and spatial replicates. With the proposed sample of 171 plots for the entire cultural landscape of Austria, temporal replicates every three years should be the target. It is essential to ensure that future BINATS surveys, which represent 71 of the 171 areas of ÖBM-Kulturlandschaft, are adequately financed and surveyed in a coordinated way with the remaining 100 sampling plots of ÖBM-Kulturlandschaft. In the concept, a rolling (staggered) survey is recommended: in the first year of the survey, half of the sampling plots are to be covered, in the second survey year the remaining half of the sampling plots.

The total costs for the field surveys on 50 sampling plots of the ÖBM cultural landscape, the identification of spiders, ants and caterpillars, and the proposed other activities such as remote sensing data analysis, reporting, and coordination amount to approximately € 304 000 (calculation basis 2016). A complete survey of two years of such data collection and further activities thus costs approximately € 608 000, lasting approximately three calendar years in total (including preparation and dissemination activities).

In addition to the complete version of the Austria biodiversity monitoring ÖBM-Kulturlandschaft, low-price implementation options are presented towards the end of this report. The present report is completed with first experiences from the field season 2017, concrete suggestions for data analysis, possibilities to integrate data from other sources, synergies with other monitoring activities, and possibilities for future developments.

## ZUSAMMENFASSUNG

Aufgabe dieser Studie war es, ein Konzept zu entwickeln, mit welchem Status und Trends von Lebensräumen und Arten in der österreichischen Kulturlandschaft im Rahmen eines Biodiversitätsmonitorings erfasst werden können.

Biodiversität und Biodiversitätserhalt sind grundlegende Eckpfeiler der internationalen Umweltpolitik und haben im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) ihren Niederschlag gefunden; dieses Übereinkommen wurde 1994 auch von Österreich ratifiziert. Die CBD verpflichtet ihre Vertragsstaaten zu Biodiversitätsschutz, -Management und -Monitoring. Ein Biodiversitätsmonitoring liefert Daten über Status und Dynamik der biologischen Vielfalt und ist notwendig, um zu bewerten, ob Maßnahmen wirksam sind und Biodiversitätsziele erreicht werden.

Auch für Europa wurde im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie 2020 die Verbesserung und Straffung des Monitorings unter "Action 4a" als wesentliche Maßnahme zur Erreichung der EU-Biodiversitätsziele festgehalten. Die EU entwickelt außerdem SEBI- (Streamlining European Biodiversity Indicators) Indikatoren, um den CBD-Verpflichtungen zu genügen. In Österreich wurden die Ziele für die Erhaltung der biologischen Vielfalt im Jahr 2014 mit der Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+ definiert. Diese dient analog der EU-Biodiversitätsstrategie dem übergeordneten Ziel des Stopps des Biodiversitätsverlustes bis 2020. Mit der Umsetzung mancher der in der österreichischen Biodiversitätsstrategie definierten Maßnahmen wurde bereits begonnen. Insbesondere ist jedoch ein Monitoring ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen als Maßnahme des Biodiversitätsschutzes rasch zu implementieren.

In mehreren europäischen Ländern gibt es bereits seit vielen Jahren Biodiversitätsmonitoringprogramme für ausgewählte Organismengruppen. Diese Programme erfassen neben Lebensraumtypen vor allem Gefäßpflanzen und tierische Organismengruppen, die Ökosystemleistungen erbringen oder charismatische Arten enthalten. In Österreich existiert derzeit kein umfassendes systematisches Monitoring zum Status und Trends von Arten und Lebensräumen. Erste methodische Überlegungen erfolgten im Rahmen der Studien SINUS (ab 1996) und MOBI (um 2005). Dennoch werden Biodiversitätstrends im Rahmen von landesweiten Monitoringprogrammen lediglich für Vogelbestände seit längerem durch BirdLife Österreich systematisch erfasst. Das systematische Monitoring einzelner Arten und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie ist derzeit erst im Entstehen.

Einzelne Ökosysteme wie Wald oder Gewässer unterliegen zwar einem systematischen Monitoring, aber Biodiversitätserhebungen spielen dabei, wenn überhaupt, eine untergeordnete Rolle. In Rahmen des Projekts Biodiversity-Nature-Safety (BINATS) wurden Lebensraumtypen, Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter bis dato einmal (2007/08) in Raps- und Maisanbaugebieten erfasst. Die Daten dieser BINATS-Ersterhebung sind für ein österreichisches Biodiversitätsmonitoring höchst relevant und deren Nutzung stellt eine hervorragende Möglichkeit für Vergleiche mit der rezenten Vergangenheit dar.

Vor diesem Hintergrund wurde vom Umweltbundesamt mit der vorliegenden Studie ein Konzept für die Erfassung von Status und Trends der österreichischen Biodiversität im Rahmen eines Österreichischen Biodiversitätsmonitorings der offenen Kulturlandschaft (ÖBM-Kulturlandschaft) entwickelt. Dabei werden Le-

***Biodiversitäts-  
Strategie Österreich  
2020+***

***umfassendes  
systematisches  
Biodiversitäts-  
Monitoring fehlt in Ö***

***Projekt BINATS***

***Ziele der Studie***

bensraumtypen und ausgewählte Organismengruppen systematisch erhoben und biodiversitätsrelevante Variablen (z. B. normalisierter differenzierter Vegetationsindex – NDVI, Landbedeckung) mittels Fernerkundung erfasst (siehe Abbildung A). ÖBM-Kulturlandschaft wird somit die Liste der SEBI-Leitindikatoren, für die Österreich Daten bereitstellen kann, wesentlich erweitern. Sowohl zu SEBI-Leitindikator 1 „Trends in der Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Arten“ als auch zu SEBI-Leitindikator 3 „Trends in der Flächenabdeckung ausgewählter Biome, Ökosysteme und Habitate“ sollen im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft regelmäßig Daten erhoben werden. Der Fokus des Monitorings liegt auf Statusindikatoren. Indikatoren zu Gefährungsursachen werden nicht erhoben und Rückschlüsse auf Ursachen für auftretende Veränderungen können daher aus den zu erhebenden Daten nicht direkt abgeleitet werden; ebenso wenig können Daten aus ÖBM-Kulturlandschaft zur Evaluierung spezifischer Sektor-Maßnahmen herangezogen werden.

**Monitoring-  
geeignete  
Organismengruppen**

Es ist durch zahlreiche Studien belegt, dass Aussagen zur Gesamtbiodiversität die Erfassung mehrerer Organismengruppen erfordern. Die Organismengruppen der Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Spinnen stellen laut der in dieser Studie bewerteten Fachliteratur gut geeignete Organismengruppen für ein österreichisches Biodiversitätsmonitoring dar. Gefäßpflanzen sind hinsichtlich ihrer Eignung als Indikatoren für Gesamtbiodiversität (= Surrogat-Taxa), als Grundlage des terrestrischen Lebens und als Bereitsteller einer Vielzahl von Ökosystemleistungen unverzichtbar. Heuschrecken sind anerkannte Surrogat-Taxa und haben praktische Vorteile bei der Erhebung. Für Tagfalter gibt es europaweit eine Vielzahl von europäischen Monitoringprogrammen, sie sind gute Surrogat-Taxa, wichtige Bestäuber und für die Bevölkerung attraktiv. Spinnen sind ebenfalls gute Surrogat-Taxa, wichtige Schädlingsbekämpfer und mittels standardisierter Methoden erfassbar. Mit Schmetterlingen und Spinnen wären somit in ÖBM-Kulturlandschaft sowohl Bestäuber als auch natürliche Schädlingsantagonisten sehr gut abgedeckt.

Da komplementäre Artengruppen die Aussagekraft des Monitorings wesentlich erhöhen können, wäre es sinnvoll, Ameisen und Laufkäfer ebenfalls auszuwerten. Diese Organismengruppen würden in den Bodenfallen für die Spinnen mitgefangen werden. Dadurch entstehen keine weiteren Kosten für das Fallenaufstellen, Falleneinsammeln und das Vorsortieren der Individuen. Ameisen stellen oft einen großen Anteil der tierischen Biomasse dar und spielen eine Rolle bei Bestäubung und Bodenbildung. Laufkäfer sind gemeinsam mit den Spinnen die wichtigsten Schädlingsantagonisten der offenen Kulturlandschaft.

**Erhebungsmethodik**

Um Vergleichbarkeit mit den im Rahmen des Projekts BINATS in den Jahren 2007 und 2008 erhobenen organismischen Daten zu gewährleisten, sollten sich die Erhebungsmethoden stark an jenen von BINATS orientieren. Pro 625 m x 625 m Aufnahme­fläche werden Pflanzen, Heuschrecken und Tagfalter deshalb an zehn Aufnahmepunkten kartiert. Änderungen und Ergänzungen werden vor allem deshalb vorgeschlagen, weil ÖBM-Kulturlandschaft nicht auf Raps- und Maisanbaugelände limitiert ist, sondern auch Grünlandgebiete tiefer und mittlerer Lagen sowie Almen in Hochlagen beinhaltet. Für diese Gebiete sind teilweise andere Erhebungszeiträume und -bedingungen sinnvoll. Die Erhebung der bodenflächenaktiven Organismen erfolgt in jeder Aufnahme­fläche mittels drei Bodenfallen an einem einzigen Aufnahmepunkt.

Die Erfassung der Lebensraumtypen basiert auf den vom Umweltbundesamt veröffentlichten Lebensraumtypenlisten. Im gegenständlichen Bericht wird vorgeschlagen, welche Lebensraumtypen kartiert und welche Geometrietyper (Flächen, Linien, Punkte) für jeden Lebensraumtyp verwendet werden sollen. Durch den Geometrietyper ist zugleich die minimale Kartiereinheit (d. h. der Schwellwert der Erfassungsgröße) des Objektes festgelegt. Als digitale Datengrundlagen für die FreilandkartiererInnen stehen aktuelle Orthofotos und INVEKOS-Datensätze zur Verfügung, die das Kartieren von komplexen Kulturlandschaftsmosaiken erleichtern.

***Kartierung von Lebensraumtypen***

Fernerkundung ist mit Freilanderhebungen für ein Biodiversitätsmonitoring optimal kombinierbar und ermöglicht die langfristige großflächige Erfassung von biodiversitätsrelevanten Daten. In Österreich werden derzeit durch das Umweltbundesamt die im Rahmen des COPERNICUS-Programms verfügbar gemachten Sentinel-2-Fernerkundungsdaten für die operative Nutzung naturschutzrelevanter Fragestellungen erprobt. Es befinden sich derzeit jene Algorithmen in Entwicklung, die für Zeitreihenanalysen von biodiversitätsrelevanten Indikatoren benötigt werden, um in weiterer Folge Veränderungen von Landschaftselementen detektieren zu können. Es wird vorgeschlagen, Fernerkundungsdaten im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft auf drei unterschiedlichen Ebenen zu nutzen, und zwar für

***Erfassung essentieller Biodiversitätsvariablen mittels Fernerkundung***

1. phänologische Charakterisierungen der Lebensraumtypen innerhalb der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen,
2. die Erfassung von Änderungen von Ökosystemfunktionen (z. B. NDVI) und Ökosystemstrukturen (z. B. Landbedeckung) auf Landschaftsebene rund um die Probefläche in einem 3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitt und
3. österreichweite Analysen der Landbedeckungsveränderung anhand der EU-weit vorliegenden COPERNICUS-Produkte.

Die stratifizierte Zufallsauswahl der Erhebungsstandorte des Österreichischen Biodiversitätsmonitorings ÖBM-Kulturlandschaft basiert auf dem 1 km<sup>2</sup> Raster der Statistik Austria. Als Grenzwert für die Berücksichtigung in der Grundgesamtheit der Rasterzellen wurde ein Mindestanteil von 50 % an landwirtschaftlicher Nutzfläche innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle definiert. Um die statistische Vergleichbarkeit und Auswertbarkeit der erhobenen Daten zu gewährleisten, werden permanente Stichprobenflächen verwendet. In einem dauerhaft eingerichteten Netz können Änderungen mit permanenten Aufnahmeflächen präziser ermittelt werden. Die Stichprobenflächen sind hierarchisch angeordnet:

***Auswahl der Erhebungsstandorte***

1. *Fernerkundungsbasierte Landschaftserhebung:* 3 x 3 km<sup>2</sup> – Landschaftsausschnitte;
2. *Stichprobenauswahl:* 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen;
3. *Lebensraumtypenerhebung:* 625 m x 625 m – Aufnahmeflächen;
4. *pro Aufnahmefläche:* 10 Aufnahmepunkte (als Mittelpunkt der Erhebungen der Organismengruppen).

***und der Stichproben***

Anhand der in der gegenständlichen Studie durchgeführten Power-Analysen ist anzunehmen, dass die angestrebte Stichprobe von n = 150–200 geeignet ist, um relevante Biodiversitätsveränderungen von > 5 % mit relativ hohen Wahrscheinlichkeiten zu entdecken.

Da systematische Biodiversitätsuntersuchungen in der offenen Kulturlandschaft ein komplementäres Monitoringsystem zu den langfristigen Inventuren im österreichischen Wald (ÖWI) darstellen, wurde in der Konzeption des Stichprobendesigns größter Wert darauf gelegt, dass der Grundraster der ÖWI bestmöglich berücksichtigt wird. Neben der Kompatibilität zur ÖWI, wurden auch die Stichprobenaufnahmen im Rahmen der SINUS-Kulturlandschaftsforschung berücksichtigt. Ein besonders wichtiger operativer Bestandteil von ÖBM-Kulturlandschaft sind die BINATS-Aufnahmeflächen, die den ackerbaudominierten Teil der offenen Kulturlandschaft repräsentieren. Für die österreichischen Mais- und Rapsanbaugebiete (in Folge „BINATS-Stratum“) standen die im Rahmen von BINATS zufällig ausgewählten 100 BINATS-Aufnahmeflächen zur Auswahl. Für die restliche offene Kulturlandschaft (v. a. Grünlandgebiete und Almen mit bis zu 50 % Waldanteil) wurde eine kontrollierte Zufallsstichprobe von einhundert 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen gezogen, die 26 Aufnahmeflächen mit SINUS-Vorerhebungen beinhaltet. Da das BINATS-Stratum 41 % der offenen Kulturlandschaft ausmacht, können entsprechend der Flächenanteile der Straten 71 der 100 BINATS-Aufnahmeflächen für ÖBM-Kulturlandschaft berücksichtigt werden. In Summe ergeben sich somit 171 Aufnahmeflächen für ÖBM-Kulturlandschaft.

Die bereits für BINATS entwickelte Datenbankstruktur mit sieben Teildatenbanken ist auch für ÖBM-Kulturlandschaft als adäquat anzusehen und wird in diesem Bericht erläutert. Auch für die Fernerkundungsdaten wird eine adäquate Datenbankstruktur vorgestellt.

Beim Erhebungsdesign eines Monitorings ist es notwendig, einen optimalen Ausgleich zwischen zeitlichen und räumlichen Replikaten zu erzielen. Bei der vorgeschlagenen Stichprobe von 171 Aufnahmeflächen für die gesamte offene Kulturlandschaft Österreichs sind zeitliche Replikate alle drei Jahre zielführend. Es ist unbedingt anzustreben, dass zukünftige BINATS-Erhebungen, die 71 der 171 Aufnahmeflächen von ÖBM-Kulturlandschaft darstellen, ausreichend finanziert werden und mit den restlichen einhundert Aufnahmeflächen von ÖBM-Kulturlandschaft in koordinierter Art und Weise erhoben werden. Im gegenständlichen Konzept wird eine gestaffelte Erhebung empfohlen, im ersten Erhebungsjahr die Hälfte der Aufnahmeflächen abzudecken, im zweiten Erhebungsjahr dann die restlichen Aufnahmeflächen.

#### **kalkulierte Kosten**

Die Gesamtkosten für Freilandenerhebungen auf 50 Aufnahmeflächen von ÖBM-Kulturlandschaft, Nachbestimmungen für Spinnen, Ameisen und Laufkäfer und weitere Tätigkeiten wie Fernerkundung, Analyse, Berichtlegung und Projektkoordination belaufen sich auf rund 304.000 Euro (Kalkulationsbasis 2016). Ein kompletter Erhebungsdurchgang, bestehend aus zwei Erhebungsjahren, kostet somit rund 608.000 Euro, er dauert mit Vor- und Nachbereitung rund drei Kalenderjahre.

Zum Abschluss dieses Berichtes werden neben dieser Vollversion auch weitere kostengünstigere Durchführungsoptionen vorgestellt, sowie erste Erfahrungen aus der Kartierung von Lebensraumtypen und Organismengruppen an 49 Aufnahmeflächen in der Freilandsaison 2017. Des Weiteren sind konkrete Vorschläge zur Datenanalyse, Möglichkeiten für Integration von Daten aus anderen Quellen, Synergien mit anderen Monitoring-Aktivitäten und zukünftige Entwicklungsmöglichkeiten dargestellt.

## Österreichisches Biodiversitätsmonitoring – Kulturlandschaft (ÖBM-Kulturlandschaft)

### Ergebnisse: Daten und Indikatoren

<p><b>EBV mittels Fernerkundung</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• phänologische Charakterisierung</li> <li>• „<i>Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables</i>“: z.B. NDVI, LAI, Landbedeckung</li> <li>• Vergleich der Landbedeckungsänderungen in Landschaftsausschnitten und bundesweit</li> </ul>	<p><b>Lebensraumtypen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anzahl an Lebensraumtypen</li> <li>• Diversität von Lebensraumtypen</li> <li>• Verbreitung von Lebensraumtypen</li> <li>• Häufigkeit von Lebensraumtypen</li> <li>• Landschaftsstruktur</li> </ul>	<p><b>Organismen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anzahl an Arten</li> <li>• Artverbreitung</li> <li>• Häufigkeit des Vorkommens pro Aufnahme­fläche</li> <li>• Häufigkeit des Vorkommens pro Aufnahme­punkt / Falle</li> </ul>
--	---	---

### Erhebung und Flächen

<p><b>EBV mittels Fernerkundung</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufnahme­flächen (625 x 625 m<sup>2</sup>): phänologische Charakterisierung</li> <li>• Landschaftsausschnitte (3 x 3 km<sup>2</sup>): Erfassung v. Ökosystemfunktionen und –strukturen</li> <li>• Bundesweit: Landbedeckung</li> </ul>	<p><b>Lebensraumtypen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufnahme­flächen (625 x 625 m<sup>2</sup>)</li> </ul>	<p><b>Organismen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 10 Aufnahme­punkte pro Aufnahme­fläche (625 x 625 m<sup>2</sup>): Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter</li> <li>• 3 Fallen pro Aufnahme­fläche: Spinnen, Ameisen, Laufkäfer</li> </ul>
---	--	--

### (Daten-) Grundlagen und methodologische Ansätze

<p><b>EBV mittels Fernerkundung</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• SENTINEL 2 Daten</li> <li>• Orthofotos (Ersatz Dronenbefliegung)</li> <li>• INVEKOS</li> <li>• COPERNICUS</li> <li>• LISA-Methodik</li> </ul>	<p><b>Lebensraumtypen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Freilanderhebungen</li> <li>• Lebensraumtypenlisten</li> <li>• Orthofotos (Ersatz Dronenbefliegung)</li> <li>• INVEKOS</li> <li>• Vorerhebungen (BINATS, SINUS)</li> </ul>	<p><b>Organismen</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Freilanderhebungen</li> <li>• Vorerhebungen (BINATS)</li> </ul>
--	---	---

Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt<sup>®</sup>

Abbildung A: Das Österreichische Biodiversitätsmonitoring-Kulturlandschaft (ÖBM-Kulturlandschaft) besteht aus den drei Komponenten Essentielle Biodiversitätsvariablen (EBV) mittels Fernerkundung, Lebensraumtypen und Organismen. Erläuterungen und Abkürzungen siehe Text.



## 1 EINLEITUNG

Das Konzept der Biodiversität ist ein grundlegender Eckpfeiler der internationalen Umweltforschung. Im politischen Bereich hat es in dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, Convention on Biological Diversity) seinen Niederschlag gefunden; dieses Übereinkommen wurde 1994 von Österreich ratifiziert. Biodiversität ist seither ein unverrückbarer Begriff in der wissenschaftlichen Naturschutzbiologie, in der praktischen Naturschutz-Umsetzung und in der umweltstrategischen Planung (BMFLUW 2014). Veröffentlicht auf halbem Weg des „Strategic plans 2010–2020“ der globalen Biodiversitätskonvention CBD, berichtet die vierte Ausgabe des Global Biodiversity Outlooks (GBO-4) über die Fortschritte bei der Erfüllung der 20 Aichi-Biodiversitätsziele (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014). Bei der Mehrzahl dieser Biodiversitätsziele wurden Fortschritte bei der Erfüllung einzelner Komponenten erzielt (z. B. die Unterschutzstellung von terrestrischen und Binnenwassergebieten). Doch sind in fast allen Fällen diese Fortschritte nicht ausreichend, um die für 2020 gesetzten Ziele zu erreichen. Projektionen der zukünftigen Entwicklung globaler Biodiversitätsindikatoren lassen befürchten, dass Gefährdungsfaktoren der Biodiversität weiterhin zunehmen werden und sich der Zustand der Biodiversität weiterhin verschlechtern wird (TITTENSOR et al. 2014). Zusätzliche Maßnahmen sind erforderlich und umfassen z. B. die Integration der Werte der biologischen Vielfalt in die Politik, die Veränderungen der wirtschaftlichen Anreize und die Umsetzung von Strategien und gesetzlichen Regelungen zum Biodiversitätsschutz.

**Aichi-  
Biodiversitätsziele**

**Gefährdungsfaktoren  
nehmen weiter zu**

So besagt zum Beispiel Target 19 der Aichi-Ziele der CBD, dass „im Jahr 2020 Wissen, wissenschaftliche Basis und Technologien, die für die Biodiversität, ihre Werte, ihr Funktionieren, die Erhebung von Status und Trends und der Auswirkungen ihres Verlustes wichtig sind, verbessert, weit verbreitet, weiter gegeben und angewendet werden.“ (CBD 2014). Dies ist von großer Bedeutung, da biodiversitätsrelevante Informationen für die Identifizierung von Bedrohungen der Biodiversität ausschlaggebend sind. Sie sind auch eine wesentliche Grundlage für die Prioritätensetzungen für zielgerichtete und kostengünstige Schutzmaßnahmen. In Anbetracht dieser Tatsache können Fortschritte in Hinblick auf dieses Ziel auch zur Erreichung anderer Aichi-Biodiversitätsziele beitragen. Dieses Ziel beinhaltet das Bekenntnis, die Anzahl und Qualität von vorhandenen biodiversitätsrelevanten Informationen und Technologien zu erhöhen, von diesen in Entscheidungsfindungsprozessen besser Gebrauch zu machen und sie so weit wie möglich zu verbreiten (CBD 2014). Weitere wichtige Maßnahmen sind die Erhöhung der Datenverfügbarkeit und besser koordinierte Bemühungen zum Biodiversitätsmonitoring unter Verwendung eines globalen Netzwerkes, in dem in situ- und Fernerkundungsdaten verknüpft werden (CBD 2014).

Von den im vierten Global Biodiversity Outlook spezifizierten „*Actions to enhance progress*“ (CBD 2014) wurde „Durchführung von Bestandsaufnahmen vorhandener Biodiversitätsinformationen, um Wissenslücken zu identifizieren, Forschungsprioritäten zu setzen und vorhandene nationale und internationale Forschungsnetzwerke besser zu nützen“ bereits durch das UMWELTBUNDESAMT (2016) im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft umgesetzt. Die Maßnahme „Schaffung oder Stärkung von Monitoringprogrammen, einschließlich der Überwachung von Landnutzungsänderungen“ wird durch das gegenständliche Konzept eingeleitet.

Für Europa wurden im Jahr 2015 Status und Trends des Zustands der Umwelt evaluiert, einschließlich des Fortschritts im Erreichen der EU-Biodiversitätsziele 2020 (COM 2015, EEA 2015). Die Halbzeitbewertung der bei der Verwirklichung der EU-Biodiversitätsstrategie erzielten Fortschritte ergab, dass wahrscheinlich nur eines der sechs EU-Biodiversitätsziele<sup>1</sup> bis 2020 erreicht werden kann, und dass Umsetzung und Durchsetzung von Maßnahmen mit erheblich mehr Nachdruck angegangen werden müssen (COM 2015). Bei der aktuellen Umsetzungsrate können der Biodiversitätsverlust und die Verschlechterung der Ökosystemdienstleistungen weder in der EU noch weltweit aufgehalten werden, was schwerwiegende Auswirkungen auf die Fähigkeit der Biodiversität hat, die Bedürfnisse des Menschen auch künftig zu erfüllen (COM 2015). Wesentliche Maßnahmen zum Erreichen von Ziel 1 der EU Biodiversitätsstrategie 2020 „Vollständige Umsetzung der Vogelschutz- und FFH-Richtlinie“ (COM 2011) sind die Verbesserung und Straffung des Monitorings durch die Weiterentwicklung der Vorgaben für die Berichte gemäß Vogelschutz-Richtlinie sowie der Berichtspflicht nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie und eine Verbesserung von Datenfluss, Zugänglichkeit und Relevanz der Natura 2000 Daten (Action 4a, COM 2011).

Ziele für die Erhaltung der biologischen Vielfalt wurden auch für Österreich im Jahr 2014 entsprechend EU-weiter Vorgaben mit der Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+ definiert (BMLFUW et al. 2014). Diese dient analog der EU-Biodiversitätsstrategie dem übergeordneten Ziel des Stopps des Biodiversitätsverlustes bis 2020 als Beitrag der Europäischen Union zur Verhinderung des Verlustes an biologischer Vielfalt weltweit. Dieses übergeordnete Ziel wird in fünf Handlungsfeldern und zwölf Zielen konkretisiert. Im Jahr 2017, umfassender 2020, sollen der Stand der Umsetzung der österreichischen Biodiversitäts-Strategie zusammengefasst werden und die Strategie gegebenenfalls weiterentwickelt werden.

**Grundlagen sind  
unzureichend**

Mit der Umsetzung der in der österreichischen Biodiversitäts-Strategie definierten Maßnahmen wurde bereits begonnen. Insbesondere ist jedoch ein Monitoring ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen rasch zu implementieren (UMWELTBUNDESAMT 2016). Derzeit existiert kein systematisches Beobachtungssystem, welches eine umfassende Bewertung des Status und des Trends der Biodiversität und der Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zum Erhalt der Biodiversität zulässt. Lediglich einzelne Organismengruppen, wie Vögel und Orchideen sowie ausgewählte Arten und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (siehe Tabelle 1) unterliegen einem mehr oder minder systematischen Monitoring. Die Entwicklung des Waldes in Österreich wird durch die Waldinventur und die der Gewässer durch das Monitoring im Zuge der Wasserrahmen-Richtlinie erfasst. Die Veränderungen der hochalpinen Flora der Alpengipfel werden zwar im GLORIA-Projekt beobachtet, dabei stehen jedoch die weltweiten Auswirkungen des Klimawandels auf die Gipfelregionen im Vordergrund, und in Österreich werden nur drei Standorte mittels Dauerflächen regelmäßig erfasst (PAULI et al. 2012). Speziell für die Bewertung der Biodiversitätsentwicklung in der offenen Kulturlandschaft sind die Grundlagen zu Biodiversitätstrends unzureichend, obwohl deren Biodiversität in Österreich und Europa besonders hohem Druck ausgesetzt ist (STOATE et al. 2009,

<sup>1</sup> 2 Ziel 5: Ermittlung und Priorisierung invasiver gebietsfremder Arten und ihrer Einschleppungswege, Bekämpfung oder Tilgung prioritärer Arten und Beherrschung von Einschleppungswegen dahingehend, dass die Einführung und Etablierung neuer Arten verhindert wird.

PECBM 2012, DEFRA 2015, UMWELTBUNDESAMT 2016, VAN STRIEN et al. 2016). Vorerhebungen im Rahmen der Projekte SINUS (Erhebungsjahre 1996/97; PETERSEIL et al. 2004) und BINATS (Erhebungsjahre 2007/08; PASCHER et al. 2010, 2011) sind jedoch höchst relevant in diesem Zusammenhang und werden in der vorliegenden Studie berücksichtigt (siehe Kapitel 6.2.4.4).

Trenderhebungen für eine Vielzahl von Lebensräumen und Arten sind zum Beispiel notwendig, um Maßnahmen zu entwickeln und umzusetzen, die für möglichst viele Arten und Lebensraumtypen positive Effekte zeigen (UMWELTBUNDESAMT 2016). Informationen über Status und Dynamik der biologischen Vielfalt sind außerdem notwendig, um zu bewerten, ob politische Maßnahmen wirksam sind und Biodiversitätsziele erreicht werden (HERZOG & FRANKLIN 2016). Eile ist geboten, denn Biodiversitätsverluste sind – wenn überhaupt – dann nur mit erheblichen finanziellen Mitteln im Rahmen von Restorationsprojekten umkehrbar. Auch wegen der für ökologische Systeme charakteristischen Zeitverzögerungen drängt die Zeit (ESSL et al. 2015). Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen wirken nicht sofort, sondern erst nach einer Vorlaufzeit. Die Auswirkungen derzeitiger Gefährdungsursachen kommen aktuell noch nicht vollständig zum Tragen, können aber zusätzliche Biodiversitätsverluste in kommenden Jahrzehnten bewirken (ESSL et al. 2015).

Ziel der vorliegenden Studie war, ein Konzept für die Erfassung von Status und Trends der österreichischen Biodiversität im Rahmen eines Biodiversitätsmonitorings zu entwickeln. Der Fokus lag dabei auf einem Monitoring der Lebensraum- und Artenvielfalt in der offenen Kulturlandschaft (außerhalb des Waldes und außerhalb von Siedlungsgebieten). In Österreich mangelt es vor allem an Statusindikatoren zu Organismen und Lebensraumtypen (UMWELTBUNDESAMT 2016). Das gegenständliche Monitoringkonzept ist deshalb auf diese Statusindikatoren beschränkt. Die Erfassung von Daten zu anderen Bereichen gemäß des DPSIR-Konzepts für Monitoring wie etwa Gefährdungsfaktoren oder Maßnahmen für den Erhalt der Biodiversität (vgl. MIRTIL et al. 2015, UMWELTBUNDESAMT 2016), sind hingegen nicht Gegenstand dieses Konzepts.

## **Ziele der Studie**

Vögel werden zwar in manchen der folgenden Evaluierungen (z. B. bezüglich der Eignung von Organismengruppen als Surrogat für die Gesamtbiodiversität) zwecks Vollständigkeit mitbehandelt, Erhebungen im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft werden jedoch nicht durchgeführt, da davon auszugehen ist, dass das seit 1998 bestehende Brutvogelmonitoring (TEUFELBAUER 2010, 2014) weiterhin durch BirdLife Österreich erfolgen wird.

Das im gegenständlichen Konzept dargestellte Biodiversitätsmonitoring wird somit die Liste der SEBI-(Streamlining European Biodiversity Indicators)-Leitindikatoren hinsichtlich Status und Trends der Biodiversitätskomponenten (EEA 2007, 2010), für die Österreich Daten bereitstellen kann, wesentlich erweitern. Sowohl zu SEBI-Leitindikator 1 zu Trends in der Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Arten als auch zu SEBI-Leitindikator 3 zu Trends in der Flächenabdeckung ausgewählter Biome, Ökosysteme und Habitate werden im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft regelmäßig Daten erhoben (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: SEBI-Leitindikatoren zum SEBI-Schwerpunkt "Status and trends of the components of biological diversity" (EEA 2007, 2010) und diesbezügliche Aktivitäten in Österreich.

SEBI-Leitindikatoren	rezente Erfassung	geplantes Monitoring
1 – Trends in the abundance and distribution of selected species	TEUFELBAUER (2014)	BirdLife–Brutvogelmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft
2 – Change in status of threatened and/or protected species	FFH Monitoring (ARGE BASISERHEBUNG 2012, UMWELTBUNDESAMT 2013)	FFH Monitoring <sup>1</sup>
3 – Trends in extent of selected biomes, ecosystems, and habitats	UMWELTBUNDESAMT (2016)	FFH Monitoring Österreichische Waldinventur ÖBM-Kulturlandschaft
4 – Trends in genetic diversity of domesticated animals, cultivated plants and fish species of major socio-economic importance	WALLNER (2010) für Nutztiere	derzeit nicht geplant
5 – Coverage of protected areas	UMWELTBUNDESAMT (2016)	Umweltbundesamt, basierend auf Ämter der Landesregierungen Österreichs; Dez. 2015: <a href="http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/naturschutz/sg/">http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/naturschutz/sg/</a>

<sup>1</sup> Leitung und Koordination durch das Umweltbundesamt im Auftrag der Ämter der Landesregierungen

### **Aufbau der Studie**

Im Rahmen des gegenständlichen Konzepts zum Monitoring der Biodiversität der offenen Kulturlandschaft Österreichs werden Vorschläge zur Auswahl der zu erfassenden Organismengruppen abgeleitet (siehe Kapitel 2), Erhebungsmethoden für Organismengruppen definiert (siehe Kapitel 3) und die Erfassung der Lebensraumvielfalt beschrieben (siehe Kapitel 4). Für die großflächigere Kartierung spezifischer Biodiversitätsparametern erfolgt eine Erprobung der Möglichkeiten des Einsatzes von Satellitenbildern (siehe Kapitel 5). Des Weiteren werden das Erhebungsdesign (siehe Kapitel 6), ein Konzept zur Datenverwaltung (siehe Kapitel 7), eine Kostenschätzung der Vollversion und eine Darstellung weiterer kostengünstigerer Durchführungsoptionen (siehe Kapitel 8) sowie ein Ausblick einschließlich Vorschlägen zur Datenanalyse (siehe Kapitel 9) vorgelegt. Da bereits eine Ersterhebung der Lebensraumausstattung und der Artenvielfalt ausgewählter Organismengruppen (Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter) aus 100 Probeflächen (BINATS) vorliegt (PASCHER et al. 2010), wird die Nutzung dieser Daten und die Notwendigkeit der Erweiterung der Stichprobe diskutiert.

Im Rahmen eines Biodiversitätsmonitorings ist eine Vielzahl von Attributen zu beachten, die sich in unterschiedlichem Ausmaß auf Faktoren wie Glaubwürdigkeit, Relevanz, Repräsentativität und Genauigkeit des Monitorings und seiner Ergebnisse auswirken können. Diese Attribute wurden in einer jüngst veröffentlichten Studie nach ihrer Relevanz von ExpertInnen priorisiert (siehe Tabelle 2, POCOCK et al. 2015).

*Tabelle 2: Priorisierung der Relevanz von Eigenschaften von Biodiversitätsmonitoring, basierend auf einer Evaluierung durch 52 britische ExpertInnen (Quelle: Pocock et al. 2015).*

<b>Rang</b>	<b>Attribut</b>	<b>Beschreibung</b>
1	Articulate objectives	Articulate the objectives of monitoring
2	Standardized methodology	There is a standardized methodology and protocols to ensure consistency
3	Suitable field sampling methods	There are suitable field sampling methods that are accurate or efficient
4	Sufficient contributors	There are sufficient contributors conducting the monitoring
5	Identification guides	There are suitable and accessible identification guides
6	National or regional coordination	There is national or regional coordination
7	Data entry systems	There are data systems (e.g. online) for efficient data capture and storage
8	Quality assurance of data	There are quality assurance checks undertaken in order to ensure the accuracy of the records
9	Feedback to participants	There is appropriate feedback to participants on survey results and findings
10	Sufficient specialists	There are sufficient contributors with specialist knowledge of their taxa
11	Statistical approaches	There are appropriate analytical or statistical approaches to measure trends from monitoring data
12	Retention of contributors	There is good retention of contributors and their expertise is enhanced over time
13	Contributor training and support	Mentoring, training and support for contributors is provided
14	Analytical expertise	There is access to analytical expertise to measure trends from data
15	Change is reported	Change is reported at appropriate intervals
16	Scientific sampling design	There is a scientific scheme design (such as stratified or randomised site selection) for statistical rigour
17	Simple reporting for all	There are simple ways for everyone to report widespread or common or easily-identified species
18	Dissemination of results	The results of monitoring schemes are widely disseminated
19	Sharing best practice	Examples of best practice are identified and shared between schemes and organizations
20	Identify indicator species	'Important' or 'indicator' species have been identified
21	Wide coverage by participants	There is wide coverage across the country or region e.g. covering remote and well-populated regions
22	Record supplementary data	Recorders collect supplementary data (such as characteristics of the habitat, soil or weather)
23	Important species or location focus	There is extra effort on priority species and habitats
24	Capturing data in field	There are systems for electronically capturing data in the field
25	Change reported annually	Change in biodiversity indicators is reported on an annual basis

## **2 AUSWAHL DER ZU ERFASSENDEN ORGANISMENGRUPPEN**

### **2.1 Einleitung und Methoden**

Ausgehend von Untersuchungen zur Repräsentativität von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität und in Hinblick auf ihre Relevanz für Ökosystemleistungen, sowie unter Berücksichtigung der Erhebungskosten und weiterer praktischer Faktoren wird in diesem Kapitel ein Set von Organismengruppen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft ausgearbeitet.

Hierfür werden zuerst zwei rezent entwickelte Konzepte vorgestellt und diskutiert (siehe Kapitel 2.2): jenes der essenziellen Biodiversitätsvariablen von PEREIRA et al. (2013) und jenes zur Artenpriorisierung bei Biodiversitätsmonitoring-Vorhaben von HENLE et al. (2013). Anschließend werden Surrogatwerte einzelner Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität aus internationalen Reviews sowie Meta-Analysen und Originalstudien präsentiert und diskutiert (siehe Kapitel 2.3); ein Surrogat ist in diesem Zusammenhang eine Komponente eines untersuchten Systems, die vergleichsweise einfach zu messen ist und die als Indikator einer Eigenschaft des Systems dient (MELLIN et al. 2011). Des Weiteren werden die Relevanz einzelner Organismengruppen für 15 ausgewählte Ökosystemleistungen (z. B. Bestäubungsleistung oder biologische Schädlingskontrolle) beurteilt (siehe Kapitel 0), neun praktische Vor- und Nachteile der Erhebung für unterschiedliche Organismengruppen evaluiert (siehe Kapitel 2.5) und die in anderen europäischen Biodiversitätsmonitorings erhobenen Organismengruppen vorgestellt (siehe Kapitel 2.2.3).

### **2.2 Rezente internationale Entwicklungen zu Biodiversitätsindikatoren und Auswahl von Arten und Organismengruppen**

#### **2.2.1 Essenzielle Biodiversitäts-Variablen (EBV)**

PEREIRA et al. (2013) präsentierten das Konzept der Essenziellen Biodiversitäts-Variablen (EBV), die die Basis für weltweite Monitoringprogramme sein könnten. Dieses Konzept beinhaltet sechs Hauptkategorien an Variablen – genetische Zusammensetzung, Populationen, Arteigenschaften, Artenzusammensetzung, Ökosystemfunktionen und Ökosystemstruktur. Diese sechs Hauptkategorien enthalten 22 Variablen (siehe Tabelle 3), die für zwölf der 20 Aichi-Targets (Target 4 bis 15) relevant sind (PEREIRA et al. 2013).

<b>EBV-Hauptkategorie</b>	<b>Essenzielle Biodiversitätsvariablen (EBV)</b>
genetische Zusammensetzung	gemeinsame Abstammung allelische Diversität genetische Differenzierung der Arten Vielfalt an Rassen und Sorten
Populationen	Artenverbreitung Populationsdichte Populationsstruktur nach Alters-/Größenklassen
Arteigenschaften	Phänologie Körpermasse Ausbreitungspotenzial Migrationsverhalten demografische Eigenschaften physiologische Merkmale
Artenzusammensetzung	taxonomische Vielfalt Wechselbeziehungen zwischen den Arten
Ökosystemfunktionen	Nettoprimärproduktion Sekundärproduktion Nährstoffretention Störungsregime
Ökosystemstruktur	Habitatstruktur Fläche und Fragmentierung des Ökosystems Zusammensetzung des Ökosystems nach Funktionstypen

*Tabelle 3:  
Essenzielle  
Biodiversitätsvariablen  
(Quelle: PEREIRA et al.  
2013, Supplementary  
Materials\*).*

\* siehe: [http://www.geobon.org/Downloads/articles/2013/201303\\_ebv\\_table.pdf](http://www.geobon.org/Downloads/articles/2013/201303_ebv_table.pdf)

Die von GEIJZENDORFFER et al. (2016a) mittels EBVs aufgezeigten Informationsdefizite zeigen, dass derzeit der Mangel an Daten und Indikatoren zu Änderungen der genetischen Zusammensetzung und, in geringerem Ausmaß, bezüglich der Populationsvariablen, am größten ist. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass selbst dann, wenn es eine spezifische Berichtspflicht gibt, die verwendeten Indikatoren nicht immer alle gewünschten Informationen liefern. Zum Beispiel liefern die derzeitigen Indikatoren der Biodiversitätskonvention relativ wenig Information über Veränderungen der Kategorien Ökosystemfunktionen und Ökosystemstruktur (TITTENSOR et al. 2014; GEIJZENDORFFER et al. 2016a). Dieses Defizit könnte teilweise durch die Verwendung bestehender Indikatoren ausgeglichen werden, wobei zusätzliche Indikatoren auf Basis vorhandener Daten errechnet werden könnten (z. B. für EBVs in der Kategorie Ökosystemstruktur). Für die EBV-Kategorie Genetische Zusammensetzung hingegen scheint aufgrund vorhandener Daten oder Proxys keine sofortige Verbesserung möglich (GEIJZENDORFFER et al. 2016a). Generell ist sowohl zusätzliche Datenerhebung als auch zusätzlicher Aufwand in Datenverarbeitung und -modellierung bestehender Daten notwendig, um den internationalen Reportingverpflichtungen hinderlichen Wissenslücken beizukommen (GEIJZENDORFFER et al. 2016a).

**größte  
Informationsdefizite**

## 2.2.2 Priorisierung von Arten für das Biodiversitätsmonitoring

In SEBI („Streamlining European Biodiversity Indicators“; EEA 2010) wurden häufig vorkommende Vogelarten und Tagfalter als prioritär für ein Biodiversitätsmonitoring angegeben. Gründe dafür sind vor allem die einfache Beobachtbarkeit und das darauf beruhende Vorhandensein von großen Netzwerken von Freiwilligen für Monitoringprogramme dieser Organismengruppen (GREGORY et al. 2005, EEA 2007, WATT et al. 2007, VAN SWAAY et al. 2008, SCHMELLER et al. 2012). Dennoch stellt sich die Frage nach einem objektiven Priorisierungssystem für Organismen, die in einem Biodiversitätsmonitoring erfasst werden (HENLE et al. 2013). Das von HENLE et al. (2013) vorgestellte System basiert auf drei Hauptkriterien:

### **Hauptkriterien für ein Priorisierungssystem**

1. Ist das Monitoring gesetzlich vorgeschrieben und kann dessen Durchführung auch juristisch durchgesetzt werden? Höchste Priorität sollte jenen Arten oder Lebensräumen eingeräumt werden, die aufgrund von Rechtsvorschriften gewählt wurden, deren Umsetzung erzwungen werden kann, gefolgt von jenen, für die Monitoring prinzipiell verpflichtend ist, welches aber nicht juristisch durchsetzbar ist.
2. Gibt es im Rahmen einer bestehenden Gesetzgebung oder Konvention explizite Prioritäten oder können Prioritäten aus den Annexen abgeleitet werden, in denen Arten und Lebensräume spezifiziert werden, oder kann man Rückschlüsse aus der verwendeten Terminologie ziehen? Dieses Kriterium bezieht sich darauf, dass manchmal potenzielle Monitoring-Prioritäten auf Annexe zu Konventionen und Richtlinien aufgeteilt werden oder sich aus dem Wortlaut dieser Annexe ergeben, wie zum Beispiel die Unterscheidung zwischen „streng geschützt“ und „geschützt“ (Berner Konvention) oder die Begriffe CR (Critically Endangered, vom Aussterben bedroht), EN (Endangered, stark gefährdet), oder VU (Vulnerable, gefährdet), die in den Roten Listen verwendet werden.
3. Dienen Arten oder Lebensräume als Indikatoren für Belastungen oder Veränderungen in der Biodiversität (z. B. die 100 problematischsten, nicht heimischen invasiven Arten) oder wird ihnen von der Öffentlichkeit eine Bedeutung beigemessen, die ihre Überwachung rechtfertigt, auch wenn diese noch nicht durch formale Politiken unterstützt wird? HENLE et al. (2013) übertragen diese Hauptkriterien auf fünf Prioritätsstufen (siehe Abbildung 1):
  - (1) Höchste Priorität für Arten und Lebensräume, wo Monitoring verpflichtend ist und juristisch durchgesetzt werden kann.
  - (2) Zweithöchste Priorität für höchstprioritäre Konventionen, für die Monitoring verpflichtend, aber nicht durchsetzbar ist.
  - (3) Mittlere Priorität für Arten oder Lebensräume, die in Konventionen und Politikinstrumenten geringere Priorität haben.
  - (4) Niedrige Prioritätsstufe, wo potenzielle Vorteile eines Monitorings in Betracht gezogen werden, es aber keine eindeutige Monitoringverpflichtung gibt.
  - (5) Stufe 5 enthält „alle anderen“ Arten und Lebensräume, für die Monitoring wichtig sein könnte, auch wenn sie nicht in einer der vier anderen Prioritätsstufen aufscheinen, z. B. wenn es darum geht, Repräsentativität oder Vollständigkeit zu erreichen.

HENLE et al. (2013) unterscheiden des Weiteren innerhalb der höchsten drei Prioritätsstufen, ob eine Art oder ein Lebensraum primär in dem betreffenden Gebiet vorkommt (siehe Abbildung 1). Sie ziehen diese Differenzierung einer vollen Prioritätsstufe vor, da sie der Identifizierung von prioritären Arten und Lebensräumen in der FFH-Richtlinie entspricht und der Monitoringverpflichtung für alle in den Annexen gelisteten Arten und Lebensräumen Rechnung trägt.

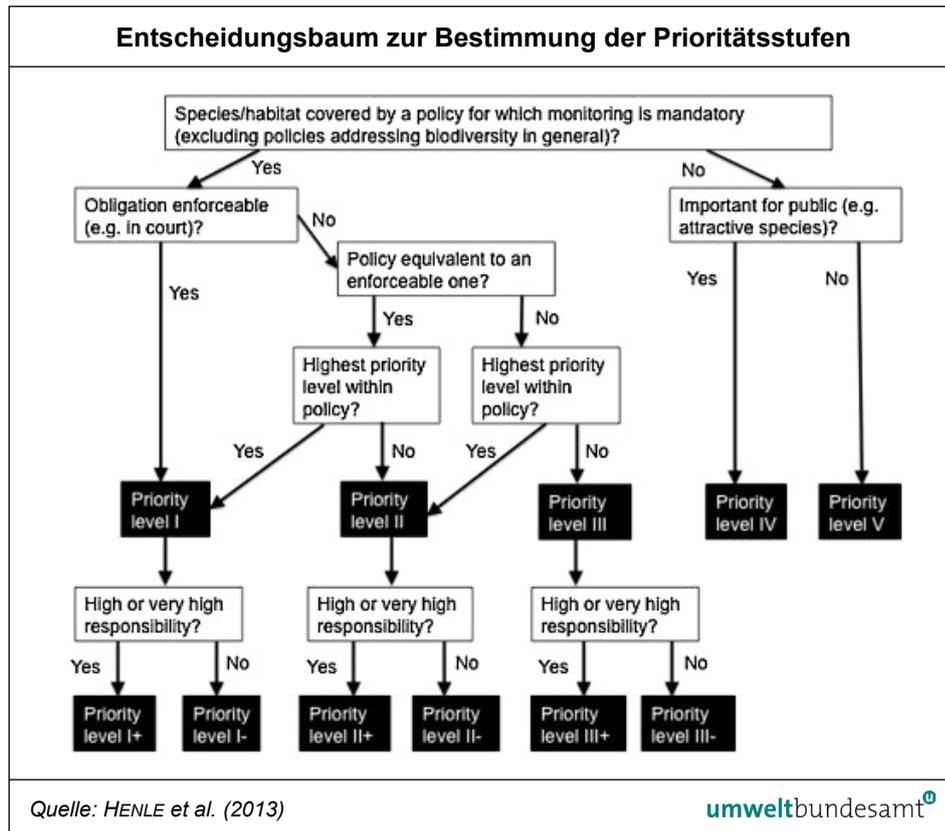


Abbildung 1:  
Entscheidungsbaum zur Bestimmung der Prioritätsstufen.

### 2.2.3 Organismengruppen in bestehenden europäischen Biodiversitätsmonitorings

HERZOG & FRANKLIN (2016) schlossen aus ihrer rezenten Evaluierung von Monitorings der Agrobiodiversität in Europa und Nordamerika, dass nützliche Monitoringprogramme (neben Lebensräumen) Gefäßpflanzen beinhalten sollten, sowie jene tierischen Organismengruppen, die Ökosystemleistungen erbringen oder charismatische Arten enthalten. Die chronologische Aufstellung von HERZOG & FRANKLIN (2016) zu europäischen Biodiversitätsmonitorings in der offenen Kulturlandschaft beinhaltet:

**Europa:** Pan-European bird monitoring scheme<sup>2</sup>: Citizen science Monitoringprogramm. Erhebung von Abundanzen häufiger Vogelarten. Erhebungseinheit: Bevorzugt 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen. Beginn (zuerst nur in Großbritannien): 1966.

**europäische Monitoringprogramme**

<sup>2</sup> <http://www.ebcc.info/pecbm.html>

**Europa:** Butterfly monitoring<sup>3</sup>: Citizen science Monitoringprogramm. Erhebung von Abundanzen von Tagfaltern. Erhebungseinheit: Bevorzugt 1 km-Transekte. Beginn (zuerst nur in Großbritannien): 1976.

**Großbritannien:** UK Countryside Survey<sup>4</sup>: Staatliches Monitoringprogramm. Erhebung von Lebensraumtypen, Gefäßpflanzen (Artenlisten), Zusätze wie z. B. Baumdenkmäler, Teiche, Bodenbohrkerne. Erhebungseinheiten: 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 591). Erhebungen: 1978, 1984, 1990, 1998, 2007.

**Nordirland:** Northern Ireland Countryside Survey<sup>5</sup>: Staatliches Monitoringprogramm. Erhebung von Lebensraumtypen. Erhebungseinheiten 0,5 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 628). Erhebungen: 1992, 2000, 2007.

**Norwegen:** 3Q<sup>6</sup>: Staatliches Monitoringprogramm. Erhebung von Landbedeckung, Gefäßpflanzen, Vögel. Erhebungseinheiten: 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 1.000). Erhebungen: 1998–2002, 2003–2007, 2008–2012, 2013–2017 (gestaffelt; vgl. Kapitel 6.1.5).

**Schweiz:** BDM & ALL-EMA<sup>7</sup> Staatliches Monitoringprogramm. Erhebung von Gefäßpflanzen, Vögeln, Tagfaltern, Gehäuseschnecken; Erhebungseinheiten: 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 500) für Gefäßpflanzen, Vögel, Tagfalter und 10 m<sup>2</sup> Stichproben (n = 1.600) für Gefäßpflanzen und Gehäuseschnecken (siehe auch KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Erhebungen: 2001–2005, 2006–2010, 2011–2015, 2015–2019 (gestaffelt; vgl. Kapitel 6.1.5). Seit 2015: zusätzlich 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 170) für Lebensraumtypen.

**Schweden:** NILS<sup>8</sup> Staatliches Monitoringprogramm. Erhebung von Landbedeckung und Landnutzung, Gefäßpflanzen, Flechten. Erhebungseinheiten: 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen (n = 631). Erhebungen: 2003–2007, 2008–2012, 2013–2017 (gestaffelt; vgl. Kapitel 6.1.5).

### **österr. Monitoring nur für Brutvögel**

In **Österreich** fehlt bis dato ein landesweites Biodiversitätsmonitoring – ausgenommen für Vögel. Das BirdLife Brutvogel-Monitoring überwacht die Bestände häufiger österreichischer Brutvogelarten (TEUFELBAUER 2010, 2014). Für das Brutvogelmonitoring finden seit 1998 jedes Jahr Zählungen an festgelegten Zählpunkten in ganz Österreich statt. Im Jahr 2010 wurden 258 Zählstrecken in allen neun Bundesländern begangen (TEUFELBAUER 2014). Jährlich werden dabei zwischen 40.000 und 60.000 Individuen von rund 185 Vogelarten erfasst.<sup>9</sup> Aus den Zählergebnissen werden mit Unterstützung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Bestandstrends berechnet; derzeit ist eine Trendberechnung für etwa 90 Arten möglich. Die Ergebnisse des österreichischen Brutvogelmonitorings fließen auch in das europäische Programm zur Bestandsüberwachung häufiger Arten ein, an dem derzeit 22 Länder teilnehmen. In ähnlicher Art und Weise liefert auch das Monitoring in Österreich überwinternder Wasservögel langjährige Bestandstrends (TEUFELBAUER et al. 2015).

<sup>3</sup> <http://www.bc-europe.eu/index.php?id=339>

<sup>4</sup> <http://countrysidesurvey.org.uk/>

<sup>5</sup> <http://www.science.ulster.ac.uk/nics/PUBL/nicstech.pdf>

<sup>6</sup> <http://www.nibio.no/en/topics/landscapemonitoring>

<sup>7</sup> <http://www.biodiversitymonitoring.ch/:...www.ALL-EMA.ch>

<sup>8</sup> <http://www.slu.se/nils>

<sup>9</sup> <http://www.birdlife.at/unsere-arbeit/artenschutz/monitoring/brutvogelmonitoring/index.html>

In BINATS wurden Lebensraumtypen, Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter bis dato einmal erfasst, allerdings nur in Raps- und Maisanbaugebieten (PASCHER et al. 2010). Die Daten der BINATS-Ersterhebung aus den Jahren 2007 und 2008 sind jedenfalls für das gegenständliche Monitoringkonzept höchst relevant und deren Nutzung stellt eine hervorragende Möglichkeit für Vergleiche mit der rezenten Vergangenheit dar. Änderungen in den methodologischen Aspekten der Erfassung sollten daher nur wenn unbedingt notwendig gemacht werden. Es ist jedoch zu beachten, dass ein Vergleich mit den Daten der BINATS-Ersterhebungen nur innerhalb der Mais- und Rapsanbaugebiete mit hohem Offenlandanteil („BINATS-Stratum“; siehe Kapitel 6.2.3) sinnvoll ist. Der Großteil des Bezugsgebietes des gegenständlichen Monitorings („Nicht-BINATS-Stratum“; siehe Kapitel 6.2.3) liegt jedoch außerhalb des BINATS-Stratum und ist durch andere Kulturlandschaftstypen und Lebensraumtypen charakterisiert. Für Aussagen zu Trends im Nicht-BINATS-Stratum und im gesamten Bezugsgebiet, sind die Daten der BINATS-Ersterhebungen somit nicht nutzbar.

## **2.2.4 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft**

Die wichtigsten Schlussfolgerungen sind:

- Die Zielsetzung eines Monitorings ist genau zu definieren; unterschiedliche Zielsetzungen bedingen unterschiedliche konzeptuelle und methodologische Herangehensweisen.
- Regelmäßiger Austausch mit Entscheidungsträgerinnen/-trägern ist wesentlich, um über anstehende politische Entscheidungen und die dafür notwendigen Daten auf aktuellem Stand zu bleiben. Dadurch sind mögliche Synergien zur Beantwortung verwandter Fragestellungen optimal nutzbar.
- Obwohl das Schema von HENLE et al. (2013) vor allem für einzelne Arten anwendbar ist, lässt es sich auch gut für Organismengruppen und Lebensraumtypen verwenden. Arten und Lebensraumtypen, für die ein Monitoring juristisch durchgesetzt werden kann (= Prioritätsstufe 1), umfassen die Lebensraumtypen und Arten der Anhänge I bis IV der FFH-Richtlinie sowie die in der Vogelrichtlinie (Anhänge I und II) gelisteten Arten (HENLE et al. 2013). Die terrestrischen Organismengruppen mit den meisten in der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie gelisteten Arten sind Pflanzen, Vögel und Säugetiere (HENLE et al. 2013, siehe dort "Table 1").
- Die in der Berner Konvention, in der Bonner Konvention (Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten) und im Washingtoner Artenschutzabkommen (Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen) gelisteten Arten fallen unter Prioritätsstufe 2 (Monitoring verpflichtend, aber juristisch nicht durchsetzbar). Auch hier sind Pflanzen, Vögel und Säugetiere die terrestrischen Organismengruppen mit den meisten gelisteten Arten (HENLE et al. 2013).
- Die CBD verpflichtet ihre Vertragsstaaten zu Schutz, Management und Monitoring von Biodiversität. Es sind keine Arten aufgelistet, die EU entwickelt jedoch SEBI-Indikatoren, um den CBD-Verpflichtungen zu genügen und wählte Vögel und Schmetterlinge für den Leitindikator „Trends der Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Arten“ (EEA 2007, 2012).

- In mehreren europäischen Ländern gibt es bereits seit vielen Jahren Biodiversitätsmonitoringprogramme für ausgewählte Organismengruppen. Diese erfassen neben Lebensraumtypen vor allem Gefäßpflanzen und tierische Organismengruppen, die Ökosystemleistungen erbringen oder charismatische Arten enthalten.
- Das einzige landesweite Biodiversitätsmonitoring Österreichs ist das BirdLife Brutvogelmonitoring. Die Daten der BINATS-Ersterhebung aus den Jahren 2007 und 2008 (PASCHER et al. 2010) umfassen nur die Raps- und Maisanbaugebiete, sind für ÖBM-Kulturlandschaft aber höchst relevant; deren Nutzung stellt eine hervorragende Möglichkeit für Vergleiche mit der rezenten Vergangenheit dar.

### 2.3 Surrogatwerte einzelner Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität

Kenntnisse zu Artenreichtum und -verbreitung sind für die Bemühungen zum Biodiversitätserhalt und Naturschutz notwendig. Für die Mehrheit der Organismengruppen fehlen diese Informationen jedoch. Deshalb werden oftmals einzelne Organismengruppen oder Sets von Organismengruppen als Surrogate der Gesamtbiodiversität verwendet (SARKAR et al. 2006, RODRIGUES & BROOKS 2007, CARO 2010, LEWANDOWSKI et al. 2010). Ein Surrogat ist in diesem Zusammenhang, wie einleitend erwähnt, eine Komponente eines untersuchten Systems, die vergleichsweise einfach zu messen ist und die als Indikator einer Eigenschaft des Systems dient (MELLIN et al. 2011). Dies setzt jedoch voraus, dass unterschiedliche Taxa kongruente Verbreitungsmuster aufweisen (WESTGATE et al. 2014, 2017) und dass die ausgewählten Surrogat-Taxa dadurch gute Indikatoren der Gesamtbiodiversität darstellen. Organismengruppen als Biodiversitätsindikatoren sollten außerdem empfindlich und rasch auf biodiversitätsrelevante Faktoren (Gefahren und Schutzmaßnahmen) reagieren und gleichzeitig wenig anfällig für externe Störungen (z. B. die Wettersituation zum Zeitpunkt der Erhebung) sein.

#### **internationale Studien**

Es gibt eine Vielzahl von Studien, die den Surrogatwert (= Effektivität oder Eignung eines Surrogats) von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität evaluieren. Dabei wird zumeist die Übereinstimmung (= Kongruenz) des Artenreichtums zwischen Organismengruppen mittels Korrelationsanalyse ermittelt (z. B. SAUBERER et al. 2004, Originalstudien im Review vom WOLTERS et al. 2006) oder es wird ermittelt, in welchem Ausmaß ein Netzwerk aus Schutzgebieten (oder Untersuchungsstandorten), das zur Optimierung des Artenreichtums einer Organismengruppe erstellt wurde, den Artenreichtum einer anderen Organismengruppe abdeckt (z. B. KATI et al. 2004; Originalstudien in den Reviews von RODRIGUES & BROOKS 2007, LEWANDOWSKI et al. 2010).

Einzelne dieser Studien herauszugreifen, ist nur bedingt nützlich, da der Surrogatwert stark variiert: zwischen unterschiedlichen Erhebungsgebieten (HEINO 2014), mit der Zeit (TULLOCH et al. 2016), mit dem räumlichen Maßstab (HESS et al. 2006, EGLINGTON et al. 2011, CASTAGNEYROL & JACTEL 2012, CHASE & KNIGHT 2013, WESTGATE et al. 2014) sowie mit der Testmethode und den für derartige Studien als Surrogat für die Gesamtbiodiversität herangezogenen Zielarten (GRANTHAM et al. 2010). Es stehen aber Reviews und Meta-Analysen zur Verfügung, in denen die Ergebnisse der einzelnen Originalstudien zusammenge-

fasst wurden. WESTGATE et al. (2017) verwendeten zum Beispiel für ihre Meta-Analysen 1.189 Korrelationsanalysen zum Artenreichtum aus Originalstudien. Im Folgenden werden die wichtigsten dieser Reviews in chronologischer Reihenfolge aufgelistet. Im Anschluss werden Einzelstudien vorgestellt, die vor allem durch ihre geografische Nähe für ein österreichisches Biodiversitätsmonitoring von hoher Relevanz sind. Letztlich werden aus den Ergebnissen der Studien Schlussfolgerungen für ÖBM-Kulturlandschaft abgeleitet.

### 2.3.1 Reviews zum Surrogatwert von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität

SARKAR et al. (2006) erwähnen in ihrer Bestandsaufnahme von Ansätzen, Methoden und Werkzeugen der Naturschutzplanung, dass ermutigende Ergebnisse hinsichtlich der Performance von taxonomischen Surrogat-Sets (d. h. mehrere Organismengruppen, die gemeinsam als Surrogat für die Gesamtbiodiversität verwendet werden) vorliegen (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Factsheet zum Review *“Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future”* (Quelle: SARKAR et al. 2006).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future</b>
<b>Referenz</b>	SARKAR et al. (2006)
<b>Ziel der Studie</b>	Bestandsaufnahme von Ansätzen und Werkzeugen der Naturschutzplanung
<b>Studiengebiet</b>	Keine Angabe (Review über Ansätze und Methoden, kein Gebietsbezug)
<b>Ökosysteme</b>	Keine Angabe (Review über Ansätze und Methoden, kein Gebietsbezug)
<b>Ansatz</b>	Narratives Review zu Ansätzen der systematischen Naturschutzplanung (behandelt auch Surrogat-Taxa)
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Keine Angabe (Review über Ansätze und Methoden, kein Bezug zu spezifischen Arten)
<b>Ergebnisse</b>	Die Autoren verweisen auf einige Studien, die ermutigende Ergebnisse hinsichtlich der Eignung von taxonomischen Surrogat-Sets zeigen. Auch die Kombination von taxonomischen Surrogat-Sets und Umweltvariablen erscheint zielführend.
<b>Einschränkungen</b>	Es gibt nach wie vor erhebliche Unsicherheiten über die tatsächliche Eignung von taxonomischen Surrogat-Sets.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Surrogate sind sorgfältig auszuwählen und wenn möglich sind mehrere Organismengruppen zu kombinieren.

WOLTERS et al. (2006) evaluierten 237 Artenreichtum-Korrelationen und deckten dabei 43 Taxa ab (Ergebnisse siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Factsheet zum Review *“Relationship among the species richness of different taxa”* (Quelle: WOLTERS et al. 2006).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Relationship among the species richness of different taxa</b>
<b>Referenz</b>	WOLTERS et al. (2006)
<b>Ziel der Studie</b>	Evaluierung von Surrogat-Taxa durch Meta-Analyse von 237 Korrelationen von Artenreichtum aus Originalstudien.
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	v. a. Wälder, Graslandschaften

<b>Titel der Studie</b>	<b>Relationship among the species richness of different taxa</b>
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse von Korrelationen des Artenreichtums
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	43 (v. a. Käfer, Gefäßpflanzen, Schmetterlinge, Vögel, Ameisen, Säugetiere)
<b>Ergebnisse</b>	53 von 152 evaluierbaren Korrelationen waren signifikant. Die durchschnittliche Effektgröße ( $r$ ) betrug 0,37; das bedeutet ein Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) von 0,14, d. h. dass durchschnittlich 14 % der Varianz des Artenreichtums einer Artengruppe durch den Artenreichtum der jeweils anderen Artengruppe erklärt wurde. Die Korrelation ist somit im Mittel klar positiv, aber schwach. Korrelationen in den Tropen waren höher als in gemäßigten Breiten.
<b>Einschränkungen</b>	Große Heterogenität (Maßstab, Biom etc.) im Datensatz
<b>Schlussfolgerungen</b>	Es konnte keine Organismengruppe identifiziert werden, die universelle Rückschlüsse auf den Reichtum anderer Organismengruppen zugelassen hätte.

RODRIGUES & BROOKS (2007) verglichen Ergebnisse von 575 Surrogat-Tests aus 27 Originalstudien und fanden, dass der Surrogatwert von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität größer ist als jener von Umweltparametern (abiotische Daten oder Daten zur Artzusammensetzung) (siehe Tabelle 6). Allerdings stammten die meisten Surrogattests aus nur drei Originalstudien und da der Surrogatwert von methodologischen Details abhängig ist, sollten die quantitativen Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden.

Tabelle 6: Factsheet zum Review "Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates" (Quelle: RODRIGUES & BROOKS 2007).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates</b>
<b>Referenz</b>	RODRIGUES & BROOKS (2007)
<b>Ziel der Studie</b>	Vergleich von 575 Surrogat-Tests aus 27 Originalstudien
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	terrestrisch, marin, Süßwasser
<b>Ansatz</b>	Zusammenfassung von Surrogat-Tests basierend auf dem Artenakkumulationsindex zur Surrogateffektivität (FERRIER 2002). Dieser Index beschreibt, wie gut ein Netzwerk aus Schutzgebieten zum Erhalt einer Vielzahl an Arten einer Organismengruppe die Arten einer anderen Organismengruppe schützt (Indexwert 0 = gleich gut wie Zufallsauswahl von Gebieten; Indexwert 1 = maximaler Surrogatwert)
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Viele, sehr unterschiedliche Gruppen
<b>Ergebnisse</b>	464 Tests aus 16 Studien konnten zur Berechnung des Artenakkumulationsindex zur Surrogateffektivität herangezogen werden. Der durchschnittliche Indexwert (Median) lag nur bei 0,12. Das bedeutet einen positiven, aber schwachen Surrogatwert. Artengruppen schnitten dabei aber immerhin besser ab als Umweltparameter (abiotische Daten oder Daten zur Artzusammensetzung). Der Surrogatwert war größer für Tests innerhalb derselben Umweltmedien (terrestrisch, marin, Süßwasser).
<b>Einschränkungen</b>	Der Surrogatwert war abhängig von methodologischen Details der Originalstudien, zum Beispiel war er in Originalstudien, die extrapolierte Verbreitungsdaten verwendeten, höher als jene, die Freilanddaten verwendeten.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Praktische Naturschutzplanung kann auf Daten und Surrogatwerte gut untersuchter taxonomischer Gruppen aufbauen. Dass damit auch Arten von mangelhaft untersuchten taxonomischen Gruppen abgedeckt werden, kann innerhalb derselben Umweltmedien (terrestrisch, marin, Süßwasser) angenommen werden.

LEWANDOWSKI et al. (2010) unterschieden in ihrem Review zum Surrogatwert des Artenreichtums von Organismengruppen zwischen Komplementär-Ansätzen und Hotspot-Ansätzen (siehe Tabelle 7). Surrogat-Taxa waren bei Komplementär-Ansätzen wirksamer als bei Hotspot-Ansätzen. Im Vergleich der Organismengruppen waren jene am wirksamsten, die leicht zu erheben sind und weite Umweltgradienten abdecken (z. B. Pflanzen, Vögel und Säugetiere).

Tabelle 7: Factsheet zum Review *“The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity”* (Quelle: LEWANDOWSKI et al. 2010).

<b>Titel der Studie</b>	<b>The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity</b>
<b>Referenz</b>	LEWANDOWSKI et al. (2010)
<b>Ziel der Studie</b>	Review von Originalstudien zum Surrogatwert von Surrogat-Taxa für Ziel-Taxa
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	Graslandschaft, boreale Zonen, Wüste, Tropenwälder
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse; Unterscheidung zwischen Komplementär-Ansätzen (Surrogat-Taxa werden zur Auswahl eines Sets an Standorten verwendet, das gemeinsam den Gesamtartenreichtum der Ziel-Taxa maximieren sollte) und Hotspot-Ansätzen (Surrogat-Taxa werden zur Auswahl eines Sets an Standorten verwendet, die den höchsten Artenreichtum für die Ziel-Taxa aufweisen sollten).
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Herpetofauna, Pflanzen, Vögel, Säugetiere
<b>Ergebnisse</b>	Surrogat-Taxa waren bei Komplementär-Ansätzen wirksamer als bei Hotspot-Ansätzen. Im Vergleich der Organismengruppen waren Pflanzen, Vögel und Säugetiere besonders gut geeignet.
<b>Einschränkungen</b>	Unterschiede zwischen Biomen (Surrogatwert in Grasland höher); Herpetofauna sehr effektiv, aber eventuell Artefakt-bedingt durch geringe Stichprobengröße an Originalstudien mit Herpetofauna.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Jene Organismengruppen, die leicht zu erheben sind und mit einer großen Anzahl von Habitatspezialisten weite Umweltgradienten abdecken (z. B. Pflanzen, Vögel und Säugetiere), sind die wirksamsten Surrogate.

EGLINGTON et al. (2011) meta-analysierten den Surrogatwert von Vögeln als Indikatoren von Artenreichtum anderer Organismengruppen, basierend auf Originalstudien aus terrestrischen Ökosystemen gemäßiger Breiten. Der Artenreichtum der Vögel erklärte dabei 19 % der Varianz des Artenreichtums anderer Organismengruppen (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Factsheet zum Review *“A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions”* (Quelle: EGLINGTON et al. 2011).

<b>Titel der Studie</b>	<b>A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions</b>
<b>Referenz</b>	EGLINGTON et al. (2011)
<b>Ziel der Studie</b>	Meta-Analyse der Surrogatwerte von Vögeln als Indikatoren von Artenreichtum anderer Organismengruppen
<b>Studiengebiet</b>	Gemäßigte Breiten
<b>Ökosysteme</b>	Terrestrische Ökosysteme (v. a. Kulturlandschaftsmosaik, Wälder, Grasländer)
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse von Korrelationen der Artenzahlen unterschiedlicher Organismengruppen
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Vögel als Indikatoren für andere Organismengruppen

<b>Titel der Studie</b>	<b>A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions</b>
<b>Ergebnisse</b>	Vogel-Artenreichtum ist ein mäßiges Surrogat für den Artenreichtum anderer Taxa. Im Durchschnitt wurden 19 % der Variation des Artenreichtums der anderen Organismengruppen erklärt. Der Surrogatwert von Vögeln war in Kulturlandschaftsmosaiken höher als in Wäldern und Grünland. Zum Artenreichtum von Säugetieren gab es höhere Korrelationen als zu jenem anderer Taxa.
<b>Einschränkungen</b>	Große Heterogenität in geografischen und ökologischen Eigenschaften der Studiengebiete. Größere Stichproben könnten bessere Korrelationen ergeben.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Der Erklärungswert von 19 % der Varianz des Artenreichtums durch den Vogelreichtum ist nur geringfügig höher als der ermittelte Durchschnittswert für alle Organismengruppen (WOLTERS et al. 2006) (siehe Tabelle 5). Das bedeutet, dass der Indikatorwert von Vögeln (nur) geringfügig besser ist als der Durchschnitt aller Organismengruppen. Der erhöhte Erklärungswert in heterogenen Kulturlandschaftsmosaiken ist ein weiteres für ÖBM-Kulturlandschaft relevantes Ergebnis.

In einer Meta-Analyse von BRANTON & RICHARDSON (2011) wurden Vögel als geeignete Schirmarten (*umbrella species*; SIMBERLOFF 1998) für andere Organismengruppen erkannt, aber es gab nur wenige Originalstudien für die einzelnen getesteten Organismengruppen (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Factsheet zum Review "Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis" (Quelle: BRANTON & RICHARDSON (2011)).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis</b>
<b>Referenz</b>	BRANTON & RICHARDSON (2011)
<b>Ziel der Studie</b>	Evaluierung von Schirmarten durch Vergleich von Artenreichtum und Abundanz zwischen Standorten mit und ohne Schirmarten
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	Wälder, Kulturlandschaften, Gebirge, Flusssauen
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse der Effektivität von Schirmarten
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Als Schirmarten vor allem Vögel und Säugetiere
<b>Ergebnisse</b>	Artenreichtum und Abundanz der gleichzeitig auftretenden Organismengruppen waren höher an jenen Standorten wo Schirmarten vorkamen. Vögel waren bessere Schirmarten als Säugetiere. Arten(gruppen) mit niedrigem Körpergewicht waren gleich gut oder bessere Schirmarten als jene mit hohem Körpergewicht; omnivore Vogelarten waren bessere Schirmarten als karnivore.
<b>Einschränkungen</b>	Es gab nur 15 Studien, die die Eignung verschiedener Organismengruppen als Schirmspezies adäquat untersuchten. Die Abdeckung der verschiedenen Ökosystem und Organismengruppen durch nur 15 Studien ist mangelhaft.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass das Konzept der Schirmarten zielführend ist, praktische Evidenz ist jedoch erst in geringem Ausmaß vorhanden.

CASTAGNEYROL & JACTEL (2012) meta-analysierten 320 Korrelationen zwischen pflanzlichem und tierischem Artenreichtum und fanden einen durchschnittlichen Korrelationskoeffizienten von 0,45 zwischen Pflanzenreichtum und Artenreichtum von Arthropoden, Amphibien, Reptilien, Vögeln und Säugetieren (siehe Tabelle 10).

Tabelle 10: Factsheet zum Review “Unraveling plant–animal diversity relationships: a meta-regression analysis” (Quelle: CASTAGNEYROL & JACTEL (2012)).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Unraveling plant–animal diversity relationships: a meta-regression analysis</b>
<b>Referenz</b>	CASTAGNEYROL & JACTEL (2012)
<b>Ziel der Studie</b>	Meta-Analyse zur Erfassung der Effekte von Habitattyp, Trophiegrad und räumlicher Ausdehnung auf Korrelationen zwischen den Artenzahlen von Pflanzen und Tieren
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	Terrestrisch (Wälder, Grünland, Landschaftsmosaik)
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse (Meta-Regression) von Korrelationen des Artenreichtums
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Pflanzen als Indikatoren für Arthropoden, Amphibien, Reptilien, Vögel und Säugetiere
<b>Ergebnisse</b>	Ein mittlerer Korrelationskoeffizient von 0,45 wurde zwischen Pflanzenreichtum und Artenreichtum von Arthropoden, Amphibien, Reptilien, Vögeln und Säugetieren ermittelt. Es zeigten sich höhere Korrelationen zwischen Lebensräumen (Gamma-Diversität) als innerhalb eines Lebensraumes (Alpha-Diversität). Bei den Arthropoden waren sowohl der Korrelationskoeffizient als auch der Anstieg der Regressionskurve für Primärkonsumenten höher als für Sekundärkonsumenten.
<b>Einschränkungen</b>	Die Variation der Korrelationen ist hoch und das verwendete Biodiversitätsmaß und der Trophiegrad der Tiergruppe spielen eine Rolle für das Ausmaß der Korrelation.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Die Ergebnisse bestätigen die gute Eignung des Pflanzenartenreichtums als Indikator für die Diversität von Tiergruppen in heterogenen Landschaften.

WESTGATE et al. (2014) verglichen Kongruenzen im Artenreichtum zwischen unterschiedlichen Organismen und ermittelten den Einfluss von biogeografischen Variablen wie geografischer Breite und räumlicher Maßstab (siehe Tabelle 11). Daten aus Originalstudien zu 13 taxonomischen Gruppen wurden dazu herangezogen; Zweiflügler, Amphibien, Säugetiere und Heuschrecken wiesen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf.

Tabelle 11: Factsheet zum Review “Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships” (Quelle: WESTGATE et al. 2014).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships</b>
<b>Referenz</b>	WESTGATE et al. (2014)
<b>Ziel der Studie</b>	Erfassung der Kongruenz von Artenreichtum zwischen Organismengruppen in Zusammenhang mit biogeografischen Parametern
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	Terrestrisch (und Süßwasser)
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse von Korrelationen des Artenreichtums
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Pflanzen, Pilze, Mollusken, Spinnen, Käfer, Zweiflügler, Heuschrecken, Hautflügler, Schmetterlinge, Amphibien, Reptilien, Vögel, Säugetiere
<b>Ergebnisse</b>	Zweiflügler, Amphibien, Säugetiere und Heuschrecken wiesen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf. Die räumliche Ausdehnung des Studiengebietes spielt eine signifikante Rolle. Besonders kleine und besonders große Studiengebiete wiesen durchschnittlich höhere Kongruenzen auf als mittelgroße.
<b>Einschränkungen</b>	Die Varianz in der Kongruenz war hoch und die Autoren zweifeln an der Surrogat-Eignung von Organismengruppen, sofern man nicht mehrere Organismengruppen kombiniert.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Zweiflügler, Amphibien, Säugetiere und Heuschrecken wiesen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf. Die Surrogat-Eignung einzelner Gruppen ist aber oftmals schwach und sehr variabel, deshalb sollten stets mehrere Gruppen herangezogen werden.

WESTGATE et al. (2017) quantifizierten in einer Meta-Analyse, wieviel Varianz im Artenreichtum von Organismengruppen durch den Artenreichtum anderer Organismengruppen erklärbar ist (siehe Tabelle 12). Dazu wurden Daten aus Originalstudien zu 12 taxonomischen Gruppen herangezogen. Gefäßpflanzen, Schmetterlinge und Vögel wiesen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf. Bei Analysen zur Identifizierung optimaler Biodiversitäts-Surrogate durch beste Sets komplementärer Surrogate ergab sich, dass nicht nur jene Organismengruppen mit dem höchsten allgemeinen Surrogatwert im besten Set berücksichtigt wurden, sondern auch andere, die einzigartige Information beinhalteten, die durch die anderen Organismengruppen nicht abgedeckt war.

Tabelle 12: Factsheet zum Review *“Optimal taxonomic groups for biodiversity assessment: A meta-analytic approach”* (Quelle: WESTGATE et al. 2017).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Optimal taxonomic groups for biodiversity assessment: A meta-analytic approach</b>
<b>Referenz</b>	WESTGATE et al. (2017)
<b>Ziel der Studie</b>	Erklärung von Varianz im Artenreichtum durch Surrogat-Taxa und Identifizierung optimaler Biodiversitäts-Surrogate durch Ermittlung des besten Sets komplementärer Surrogate für Artenreichtum und Artenzusammensetzung
<b>Studiengebiet</b>	Global
<b>Ökosysteme</b>	Terrestrisch und Süßwasser
<b>Ansatz</b>	Meta-Analyse von Korrelationen des Artenreichtums und Zusammenstellung von komplementären Surrogat-Sets.
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Moose, Gefäßpflanzen, Spinnen, Käfer, Zweiflügler, Hautflügler, Schmetterlinge, Amphibien, Reptilien, Vögel, Säugetiere
<b>Ergebnisse</b>	Gefäßpflanzen, Schmetterlinge und Vögel weisen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf. Diese Organismengruppen sind weit verbreitet, leicht erkennbar und zeigen eine taxonomische und funktionelle Vielfalt (jede einzelne kann die Kongruenz der Artengruppen beeinflussen; LARSEN et al. 2009). Wenn mehrere Organismengruppen als Surrogate verwendbar sind, dann werden nicht nur jene mit dem höchsten allgemeinen Surrogatwert im besten Set berücksichtigt, sondern auch andere, die einzigartige Information beinhalten, die durch die anderen Organismengruppen nicht abgedeckt ist. Zum Beispiel könnten Pflanzen und Vögel, die jeweils einen guten Surrogatwert für Gesamtbiodiversität besitzen, mit Säugetieren ergänzt werden.
<b>Einschränkungen</b>	Die Kongruenz des Artenreichtums war sehr stark abhängig von räumlichem Maßstab, Auflösung und den Eigenheiten des jeweiligen Untersuchungsgebiets der Originalstudien.
<b>Schlussfolgerungen</b>	Gefäßpflanzen, Schmetterlinge und Vögel weisen die höchste durchschnittliche Kongruenz auf, Sets von > 3 Organismengruppen sollten auch solche enthalten, die etwas schlechtere Surrogate für die Gesamtbiodiversität darstellen, aber dafür spezifische Aspekte abdecken.

Zu Reviews zu Surrogatwerten mit Schwerpunkt auf Süßwasserorganismen wäre vor allem erwähnenswert, dass VELGHE & GREGORY-EAVES (2013) mittels Meta-Analyse von 96 Korrelationskoeffizienten aus 16 Studien nachwies, dass ähnliche Körpergrößen zu höherer Kongruenz des Artenreichtums führen. HEINO (2010) folgert aus seinem Review zur Kongruenz im Artenreichtum von Fließwasser- und Stillwasserorganismen, dass die Korrelationen eher schwach sind und statistische Signifikanz nicht gleich bedeutend mit starker Kongruenz ist.

### 2.3.2 Originalstudien zum Surrogatwert von Organismengruppen für die Gesamtbiodiversität

Auch Einzelstudien können neben den vorgestellten Reviews von hoher Relevanz für das gegenständliche Monitoringkonzept sein. Insbesondere dann, wenn sie sich dadurch auszeichnen, dass sie in sehr ähnlichen Ökosystemen der österreichischen offenen Kulturlandschaft und in nächster geografischer Nähe durchgeführt wurden und sich durch eine robuste Methodik und hohe Stichprobenanzahl auszeichnen.

BILLETTER et al. (2008) führten eine großflächig angelegte Studien in 25 Agrarlandschaften sieben europäischer Länder durch und bestimmten Beziehungen zwischen dem Artenreichtum unterschiedlichen Organismengruppen und zwischen Artenreichtum und Landschaftsparametern (siehe Tabelle 13). Es gab keine einzelne Organismengruppe, die sich als optimaler Indikator für alle anderen Taxa herausstellte. Der Anteil an halbnatürlichen Habitaten war hingegen ein gutes Surrogat für den Gesamtartenreichtum.

Tabelle 13: Factsheet zur Originalstudie *“Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study”* (Quelle: BILLETTER et al. 2008).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study</b>
<b>Referenz</b>	BILLETTER et al. (2008)
<b>Ziel der Studie</b>	Erfassung von Beziehungen zwischen den Artenzahlen unterschiedlicher Organismengruppen und zwischen Artenreichtum und Landschaftsparameter
<b>Studiengebiet</b>	25 Landschaften in 7 europäischen Länder (Belgien, Tschechien, Estland, Frankreich, Deutschland, Niederlande, Schweiz)
<b>Ökosystem</b>	Agroökosysteme
<b>Ansatz</b>	Originalstudie; GLMs zu prädiktiven Korrelationen zwischen Organismengruppen und GLMMs zu Beziehungen zwischen Landschaftsparametern und Artenreichtum
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Gefäßpflanzen, Vögel, Spinnen, Laufkäfer, Wanzen, Schwebfliegen und Wildbienen
<b>Ergebnisse</b>	Starke geografische Trends beeinflussten den Artenreichtum aller taxonomischen Gruppen. Es gab keine einzelne Organismengruppe, die sich als optimaler Indikator für alle anderen Taxa herausstellte. Der Anteil an halbnatürlichen Habitaten war hingegen ein gutes Surrogat für den Gesamtartenreichtum. Pflanzen- und Vogelreichtum war negativ mit Düngemiteleinsatz korreliert.
<b>Einschränkungen</b>	Vergleich von artenarmen und artenreichen Ländern problematisch
<b>Schlussfolgerungen</b>	Über einen großen geografischen Maßstab mit großen Unterschieden im Artenreichtum sind Surrogat-Taxa wenig nützlich. Landschaftsparameter können dann jedoch gute Biodiversitätssurrogate darstellen.

Besonders relevant ist die Studie von SAUBERER et al. (2004) in der ostösterreichischen Kulturlandschaft. Acht terrestrische Organismengruppen (Moose, Gefäßpflanzen, Schnecken, Spinnen, Orthopteren, Laufkäfer, Ameisen und Vögel) wurden erfasst und bezüglich Ihrer Eignung als Biodiversitätsindikatoren untersucht (siehe Tabelle 14). Fast alle Korrelationen waren positiv; Pflanzen und Vögel zeigten die höchste Korrelation zur Gesamtbiodiversität.

Tabelle 14: Factsheet zur Originalstudie “Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria” (Quelle: SAUBERER et al. 2004).

<b>Titel der Studie</b>	<b>Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria</b>
<b>Referenz</b>	SAUBERER et al. (2004)
<b>Ziel der Studie</b>	Erfassung acht terrestrischer Organismengruppen und Evaluierung ihrer Eignung als Biodiversitätsindikatoren
<b>Studiengebiet</b>	Ostösterreich
<b>Ökosystem</b>	Agroökosysteme
<b>Ansatz</b>	Korrelationen des Artenreichtums unterschiedlicher Organismengruppen sowie Komplementaritätsanalysen
<b>Inkludierte Organismengruppen</b>	Moose, Gefäßpflanzen, Schnecken, Spinnen, Orthopteren, Laufkäfer, Ameisen und Vögel
<b>Ergebnisse</b>	Mit nur wenigen Ausnahmen waren (i) die paarweisen Korrelationen zwischen den Taxa, (ii) die Korrelationen zwischen einzelnen Taxa und der Gesamtbiodiversität, sowie (iii) Korrelationen von zwei Taxa gemeinsam zu allen übrigen Taxa stark positiv. Mittels Surrogat-Taxa ausgewählte Standort-Sets wiesen signifikant höheren Gesamtartenreichtum auf als eine Zufallsauswahl. Artenreichtum von Pflanzen und Vögel zeigten die höchste Korrelation mit Gesamtbiodiversität. Alle acht Organismengruppen waren jedoch relativ gute Indikatoren des Gesamtartenreichtums.
<b>Einschränkungen</b>	Begrenztes Studiengebiet und begrenzte Stichprobe (allerdings höchst relevant für gegenständliches Monitoring)
<b>Schlussfolgerungen</b>	Pflanzen und Vögel scheinen besonders gut als Surrogat-Taxa in der österreichischen Kulturlandschaft geeignet.

### 2.3.3 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus der vorgestellten Literatur zu Surrogat-Taxa sind Folgende:

- Surrogate sind sorgfältig auszuwählen, mehrere Organismengruppen sind notwendig, um ein brauchbares Surrogat für den Gesamtartenreichtum zu ergeben (z. B. SARKAR et al. 2006, WESTGATE et al. 2014, 2017).
- Ein positiver Surrogatwert (d. h. positive, statistisch signifikante Korrelationen des Artenreichtums von Surrogattaxa und Zieltaxa) ist in der Regel vorhanden, die Kongruenz zwischen den Artenzahlen von Organismengruppen ist aber in der Regel nicht sehr stark (WOLTERS et al. 2006, RODRIGUES & BROOKS 2007, HEINO 2010).
- Oftmals ist keine spezifische Organismengruppe eindeutig besser als alle anderen (WOLTERS et al. 2006, BILLETTER et al. 2008).
- Trotz hoher Zahl von Originalstudien ist deren Stichprobengröße für spezifische Lebensraumtypen und Organismengruppen oft zu klein, um allgemeingültige Aussagen treffen zu können (LEWANDOWSKI et al. 2010, BRANTON & RICHARDSON 2011).
- Gute Surrogatwerte werden eher von Organismengruppen erzielt, die breite Umweltgradienten mit vielen Habitatspezialisten und großer funktioneller Diversität abdecken (SAUBERER et al. 2004, LEWANDOWSKI et al. 2010, EGLINGTON et al. 2011, CASTAGNEYROL & JACTEL 2012, WESTGATE et al. 2017).

- Gute Surrogatwerte werden öfter erzielt, wenn die Organismengruppe gut bekannt und gut erfassbar ist (LEWANDOWSKI et al. 2010, WESTGATE et al. 2017).
- Da die Habitatdiversität eine wichtige Triebkraft für den Artenreichtum darstellt, sind die Surrogatwerte dann höher, wenn die Habitatheterogenität hoch ist (EGLINGTON et al. 2011) oder die Diversität der Habitate unterschiedlich ist (CASTAGNEYROL & JACTEL 2012). Auch die Größe des Untersuchungsgebietes hat einen positiven Einfluss auf die Surrogat-Eignung (LEWANDOWSKI et al. 2010). Diese Muster sind damit begründbar, dass bei Habitatheterogenität und großen Studiengebieten Umweltgradienten als Triebkräfte kongruenten Artenreichtums eine größere Rolle spielen (GASTON & WILLIAMS 1996). Standardisierung der Aufnahmeverfahren und Berücksichtigung von Effekten des räumlichen Maßstabs spielen deshalb eine wesentliche Rolle (CHASE & KNIGHT 2013).
- Auch funktionelle Nähe spielt eine wichtige Rolle; so sind Organismengruppen innerhalb von Umweltmedien (terrestrisch, marin, Süßwasser) kongruenter als zwischen Umweltmedien (RODRIGUES & BROOKS 2007) und Pflanzen sind bessere Indikatoren für Primär- als für Sekundärkonsumenten (CASTAGNEYROL & JACTEL 2012). Ähnliche Körpergröße kann ebenfalls zu erhöhter Kongruenz führen (VELGHE & GREGORY-EAVES 2013).
- Sets von > 3 Organismengruppen sollten auch solche enthalten, die etwas schlechtere Surrogate für die Gesamtbiodiversität darstellen, aber dafür spezifische Aspekte abdecken (WESTGATE et al. 2017).
- Pflanzen erscheinen besonders gut geeignet (SAUBERER et al. 2004, LEWANDOWSKI et al. 2010, CASTAGNEYROL & JACTEL 2012, WESTGATE et al. 2017); Vögel ebenso (SAUBERER et al. 2004, LEWANDOWSKI et al. 2010, EGLINGTON et al. 2011, WESTGATE et al. 2017) (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Eignung einzelner Organismengruppen als Surrogate für Gesamtartenreichtum anhand ausgewählter Reviews und Originalstudien (Quelle: Umweltbundesamt).

Studie	Ansatz, Methode, Analyse (Referenz in Originalabbildung oder -tabelle)	Pilze	Pflanzen			Vertebraten				Invertebraten																		
			Pflanzen	Moose	Gefäßpflanzen	Krautige Pflanzen	Gehölzpflanzen	Säugetiere	Vögel	Reptilien	Amphibien	Mollusken	Schnecken	Spinnen	Arthropoden	Käfer	Zweiflügler	Hautflügler	Schmetterlinge	Heuschrecken	Ameisen	Laufkäfer	„andere Invertebraten“	Wildbienen	Wanzen	Schwebfliegen		
<b>Reviews (und Meta-Analysen)</b>																												
WOLTERS et al. (2006)	Durchschnittliche Kongruenz (Fig. 4)		+/-				+	+							+/-		+											
LEWANDOWSKI et al. (2010)	Hotspot-Ansatz Surrogat-Taxa (Fig. 2)		+/-				-	+	+	+					+/-													
LEWANDOWSKI et al. (2010)	Komplementaritätsansatz Surrogat-Taxa (Fig. 3)		+				+	+	-	-					-													
EGLINGTON et al. (2011)	Zielartengruppen; Effektgröße mit Vogelreichtum als Surrogat (Fig. 1a)		+/-				+		+/-	+/-					-		+/-							+/-				
BRANTON & RICHARDSON (2011)	Effekte als Schirmarten auf Artenreichtum und -abundanz (Fig.1)						-	+																				
CASTAGNEYROL & JACTEL (2012)	Zielartengruppen; Eignung von Pflanzenreichtum als Prädiktor (Fig. 2)		+				+/-	+/-	+/-	+/-					+/-													
WESTGATE et al. (2014)	Kongruenz des Artenreichtums (Table 1)	-	+/-				+	-	+/-	+	-	-	-	-	+/-	+	+/-	+/-	+									
WESTGATE et al. (2017)	Paarweise Kongruenz des Artenreichtums (Fig. 2c)		-	+			+/-	+	-	+/-					-	+/-	+/-	+	+/-									
WESTGATE et al. (2017)	Komplementaritätsansatz für Artenreichtum (Fig. 3i)		-	+			-	+	+/-	-					+/-	+/-	+/-	+	-									
<b>Originalstudien</b>																												
SAUBERER et al. (2004)	Korrelationskoeffizienten (Fig. 2)		+/-	+				+						+/-	+/-					+/-	+/-	-						
SAUBERER et al. (2004)	Multi-taxa Ansatz (Fig. 4)		+/-	+				+						+/-	-					+/-	+/-	-						
BILLETER et al. (2008)	Generalisierte Lineare Modelle (GLMs) zu prädiktiven Korrelationen (Table 3)									+/-					+							+	+/-	-	-			

Die Eignung wurde vor allem durch Bewertung der Kongruenz des Artenreichtums oder mittels Komplementaritätsansätzen ermittelt (Details siehe Kapitel 2.3.1 und 2.3.2).

„+“ bedeutet, dass für die Organismengruppe ein überdurchschnittlich guter Surrogatwert ermittelt wurde; „-“ bedeutet, dass der Surrogatwert unterdurchschnittlich war;

„+/-“ bedeutet, dass der Surrogatwert mittelmäßig war.

Vorgestellte Studien, in denen letztendlich keine vergleichbaren Ergebnisse zur Surrogat-Eignung einzelnen Organismengruppen gebracht wurden (z. B. SARKAR et al. 2006, RODRIGUES & BROOKS 2007), sind hier nicht dargestellt. Es wurden jene Organismengruppen inkludiert, die in den Reviews und Originalstudien behandelt wurden. Gefäßpflanzen und Vögel (grau hinterlegt) haben einen hohen Anteil positiver Bewertungen.

## 2.4 Relevanz einzelner Organismengruppen für Ökosystemleistungen

Unter Ökosystemleistungen versteht man bestimmte Nutzen, die Menschen aus Ökosystemen beziehen (MEA 2005). In der Kulturlandschaft spielen jene Organismen eine herausragende Rolle, die besonders wichtige und einzigartige (d. h. von anderen Organismen nicht gut abgedeckte) Ökosystemleistungen erbringen (HERZOG & FRANKLIN 2016). Die Grundlage für die europäische Ökosystemkartierung Mapping and Assessment on Ecosystems and their Services (MAES) (MAES et al. 2012) bildet die Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)-Klassifikation (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013). Darin werden die Ökosystemleistungen in drei Kategorien unterteilt:

1. *Bereitstellende Ökosystemleistungen (provisioning services):*  
Nahrung, Tierfutter, Trinkwasser, Brennholz, Fasern, Arzneimittelrohstoffe, genetische Ressourcen für die Nutzpflanzen- und Nutztierzucht.
2. *Regulierende Ökosystemleistungen (regulation and maintenance services):*  
Regulierung von Klima, Überflutungen, Wasserqualität, Bodenbildung, Nährstoffkreislauf, Bestäubung, Schädlingsbefall und Krankheiten.
3. *Kulturelle Ökosystemleistungen (cultural services):*  
Spirituelle und religiöse Erfüllung, Erholung, Ökotourismus, ästhetisches Vergnügen, kulturelles Erbe.

**Klassifikation der Ökosystemleistungen**

Ökosystemleistungen definieren eine anthropozentrische Perspektive auf die Natur; Natur wird unter dem Blickwinkel betrachtet, was sie für den Menschen leistet. Dennoch wurden viele Ökosystemleistungen bislang oft vernachlässigt und ihr Wert wurde erst erkannt, als sie den Menschen nicht mehr zur Verfügung standen. So sind zahlreiche Ökosystemleistungen heute im Rückgang begriffen und viele degradierte Ökosysteme können die ihnen zugeschriebenen Ökosystemleistungen nicht mehr erbringen (MEA 2005). Dies betrifft beispielsweise den Wert von Auwäldern für die Regulierung von Überflutungen (z. B. SCHINDLER et al. 2014, 2016).

**anthropozentrische Sichtweise**

Je nach Ökosystem stehen unterschiedliche Ökosystemleistungen im Vordergrund. Im landwirtschaftlich genutzten Offenland, wie auch den meisten anderen Ökosystemen, sind jedenfalls Pflanzen höchst relevant. Sie erbringen eine Vielzahl von bereitstellenden Ökosystemleistungen (Nahrung, Brennholz, Fasern). Aber auch für regulierende Ökosystemleistungen, wie etwa Regulierung von Überflutungen und Wasserqualität, Erosionsschutz, Bodenbildung, Nährstoffkreislauf und Habitat für Tiere und Pilze, spielen Pflanzen die wesentlichste Rolle (siehe Tabelle 16).

Des Weiteren sind in offenen Kulturlandschaften die regulierenden Ökosystemleistungen „Natürliche Schädlingskontrolle“ und „Bestäubung“ von besonderer Bedeutung. ZULKA & GÖTZL (2015) zeigten für Österreich, dass der monetäre Wert der Ökosystemleistung „Bestäubung“ jährlich ungefähr 300 Mio. Euro beträgt, der Wert der Ökosystemleistung „Natürliche Schädlingskontrolle“ jährlich ungefähr 250 Mio. Euro. Die Berechnung der Bestäubungsleistung ist dabei relativ übersichtlich: Viele Agrarprodukte sind in unterschiedlichem Ausmaß von der Bestäubung abhängig; der Grad der Bestäubungsabhängigkeit kann mit dem erzielten Marktpreis multipliziert werden. Die Berechnung des Wertes der Schädlingskontrolle ist dagegen komplizierter und von vielen Annahmen abhängig. Robust ist aber das Ergebnis, dass beide Regulierungsleistungen enormen mo-

**Kosten von Ökosystemleistungen**

netären Wert entfalten. Ein Rückgang oder Wegfall der Bestäubungsleistungen hätte entweder zur Folge, dass der Ertrag um den oben bezifferten Betrag einbräche oder dass Bestäubungsleistungen händisch erbracht werden müssten, was unter gegebenen agrarökonomischen Bedingungen keine wirtschaftliche Nahrungsmittelproduktion zuließe. Im Falle der natürlichen Schädlingskontrolle würden entweder die Ernteerträge um den obigen Betrag vermindert oder der Pestizideinsatz müsste um ein gewisses Ausmaß erhöht werden, was nicht nur höhere Kosten mit sich brächte, sondern auch weitreichende ökologische Schäden (etwa im Grundwasser) nach sich ziehen würde.

**Bestäubung** Die wichtigsten Bestäuber-Organismen sind in Österreich die Honigbiene, Wildbienen, Tag- und Nachtfalter, Fliegen, Mücken, Fransenflügler und Käfer. Je nach Mundwerkzeugen werden unterschiedliche Blüten bei der Bestäubung bevorzugt; beispielsweise werden die Fabaceae hauptsächlich von Schmetterlingen bestäubt. Je höher die Diversität der Bestäuber, desto höher ist in der Regel die Bestäubungsleistung (CARVALHEIRO et al. 2011, GARIBALDI et al. 2011).

**Schädlingsbekämpfung** Die wichtigsten Schädlingsantagonisten in der österreichischen Agrarlandschaft sind Laufkäfer, Spinnen, Kurzflügelkäfer, Weberknechte, Schwebfliegen und Vögel. Ihnen ist gemeinsam, dass sie nicht auf eine bestimmte Beute spezialisiert sind, sondern ein breites Spektrum von Ressourcen nutzen können. In nicht zu monotonen Agrarlandschaften können sie in Feldrainen und Brachen und anderen wenig genutzten Landschaftselementen der Agrarlandschaft jederzeit eine basale Individuenzahl aufrechterhalten, die es ihnen ermöglicht, rasch auf Schädlingskalamitäten mit einer Erhöhung ihrer Populationsdichte zu reagieren.

Tabelle 16 gibt einen Überblick, welche Ökosystemleistungen von Organismengruppen erbracht werden. Dafür wurden 15 Ökosystemleistungen der CICES-Klassifizierung verwendet, wobei besonderes Augenmerk auf die Vermeidung von „double counting“ (doppelte Zählung einer von der Natur erbrachten Leistung unter zwei oder mehreren Kategorien) gelegt wurde (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013).

#### 2.4.1 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft

- Gefäßpflanzen (und in geringerem Ausmaß auch Moose und Pilze) erbringen eine Vielzahl wesentlicher Ökosystemleistungen (siehe Tabelle 16).
- Bestäubung wird vor allem durch die Organismengruppen Honigbienen, Wildbienen, Tag- und Nachtfalter, Fliegen, Mücken, Fransenflügler und Käfer geleistet (ZULKA & GÖTZL 2015).
- Schädlingsantagonisten in der österreichischen Agrarlandschaft sind vor allem Laufkäfer, Spinnen, Kurzflügelkäfer, Weberknechte, Schwebfliegen und Vögel (ZULKA & GÖTZL 2015).
- Eine Vielzahl von Organismen und ihr Zusammenspiel sind zur Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen erforderlich (siehe Tabelle 16; vgl. TSCHARNTKE et al. 2005).

Tabelle 16: Überblick über die Fähigkeit ausgewählter Organismengruppen zur Bereitstellung von 15 Ökosystemleistungen (Quelle: Umweltbundesamt).

Ökosystemleistung	Pilze	Moose	Gefäßpflanzen	Schnecken	Spinnen	Heuschrecken	Wanzen	Laufkäfer	Zweiflügler	Wildbienen	Armeisen	Tagfalter	Amphibien	Reptilien	Vögel	Säugetiere
<b>Bereitstellende Ökosystemleistungen</b>																
Terrestrische Pflanzen und Tiere als Nahrung und Futter	+	0	+	(+)	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+
Biotische Materialien (Holz, Stroh, medizinische Wirkstoffe)	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bioenergie	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Regulierende Ökosystemleistungen</b>																
Bioremediation	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regulation von Luftströmungen	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wasserretention	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erosionsschutz (inkl. Muren- und Lawinenschutz)	0	(+)	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regulation der Luftqualität	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regulation der Wasserqualität	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bodenbildung und -qualität	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	(+)	0	0	0	0	0
Erhalt von Lebenszyklen, Habitaten und genetischer Vielfalt (inkl. Bestäubung, Dispersion von Samen)	+	+	+	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	+	+	+	+	(+)	(+)	+	(+)
Schädlingskontrolle	0	0	0	0	+	0	(+)	+	+	0	0	0	0	0	+	(+)
<b>Kulturelle Ökosystemleistungen</b>																
Ästhetik, Naturerbe	+	(+)	+	0	0	0	0	0	0	(+)	0	+	+	+	+	+
Erholung (inkl. Jagd, Sportfischerei, Sammeln)	+	0	+	(+)	0	0	0	0	0	0	0	(+)	0	0	+	+
Information (inkl. Forschung und Bildung)	+	+	+	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	+	+

Die Einstufungen erfolgten durch ExpertInnen des Umweltbundesamtes.

„+“ bedeutet, dass die Organismengruppe wesentliche Aspekte der Ökosystemleistung in großem Umfang bereitstellt;

„(+“ bedeutet eine marginale Bereitstellung, z. B. durch einzelne Arten;

„0“ bedeutet, dass die Artengruppen keine nennenswerten Ökosystemleistungen erbringt.

Pilze, Moose, Gefäßpflanzen, Wildbienen, Tagfalter, Vögel und Säugetiere (grau hinterlegt) haben einen vergleichsweise hohen Anteil positiver Bewertungen.

## 2.5 Praktische Aspekte bei der Erhebung einzelner Organismengruppen

### **Auswahlkriterien für geeignete Organismen**

Neben dem Surrogatwert für die Gesamtbiodiversität und der Relevanz für Ökosystemleistungen spielen bei der Auswahl von Organismengruppen für ein Biodiversitätsmonitoring auch weitere Aspekte eine Rolle (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014, TARGETTI et al. 2016). Es ist wesentlich, dass die Erfassung der Arten gut wiederholbar (reproduzierbar) ist und die Arten möglichst empfindlich für Veränderungen in Ökosystemen (sensitiv), aber gleichzeitig wenig anfällig für andere Störungen (robust) sind (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Organismengruppen mit höherer Sensitivität, Robustheit und Reproduzierbarkeit liefern zielgerichtetere Monitoringdaten ab. Dadurch können Änderungen in der Grundgesamtheit bei konstantem Aufwand mit höherer Wahrscheinlichkeit entdeckt werden. Dies ist gleichbedeutend mit geringerem Aufwand und geringeren Kosten, um mit derselben Wahrscheinlichkeit Änderungen zu entdecken. Die jüngst veröffentlichte Studie von GEIJZENDORFFER et al. (2016b) ermittelte, dass für die Erkennung einer 10%igen Änderung der europäischen Agro-Biodiversität in 5 Jahren die Kosten für Pflanzenerhebungen wesentlich geringer sind als beispielsweise jene für Erdwürmer. Diese sind wiederum etwas geringer als jene für Spinnen; bei weitem am teuersten käme ein Monitoring von Wildbienen.

### **wichtigste praktische Aspekte**

Die wichtigsten praktischen Aspekte sind

- die Verfügbarkeit von ExpertInnen zur Erhebung und Identifizierung der Organismen,
- die Homogenität des optimalen Erhebungszeitpunktes (Tageszeit/Jahreszeit) innerhalb der Organismengruppe (und evtl. auch in Kombination mit anderen Organismengruppen),
- das repräsentative Vorkommen der Organismen in allen oder den meisten relevanten Lebensräumen (das heißt für die offene Kulturlandschaft Österreichs v. a. in Grünland, Ackerland und Almen),
- der Aufwand und damit verbunden die Kosten,
- Implikationen für die Kompatibilität von Erhebungsdesign,
- geeigneter Artenreichtum (weder zu viele noch zu wenig Arten) sowie
- die taxonomische Klarheit der Stellung der einzelnen Taxa der Organismengruppe.

### **ExpertInnen-Pool**

Die Verfügbarkeit von ExpertInnen zur Identifizierung von Organismengruppen ist ein wesentliches Kriterium für eine reibungslose praktische Umsetzung des Monitorings. Da die Identifizierung von vielen Organismengruppen direkt im Freiland passiert, sollte ausreichend Expertise in allen Landesteilen vorhanden und verfügbar sein, um lange Wegzeiten und Fahrtkosten zu vermeiden.

### **Erhebungszeitpunkt**

Der Zeitpunkt der Ansprache sollte innerhalb einer Organismengruppe möglichst homogen sein; zum Beispiel werden Vogelbestände in gemäßigten Breiten normalerweise in den frühen Morgenstunden zur Brutzeit im Frühling erhoben (BIBBY et al. 1992). Organismengruppen, bei denen der optimale Erhebungszeitpunkt zwischen einzelnen Arten sehr unterschiedlich ist, bedingen einen erhöhten Aufwand oder können nur unvollständig erhoben werden. Letzteres bewirkt, dass die Robustheit und Reproduzierbarkeit negativ beeinflusst sind. Bei Betrachtung eines Sets von mehreren Organismengruppen ist die Homogenität der optimalen Zeiträume zwischen den Gruppen von Vorteil, um potenzielle Synergien bei der Kartierung nutzen zu können.

Ein repräsentatives Vorkommen einer Vielzahl von Arten in den für ÖBM-Kulturlandschaft relevanten Lebensräumen der offenen Kulturlandschaft Österreichs ist ein wesentlicher praktischer Aspekt ökologischer Natur. Organismengruppen, die in manchen Lebensräumen gar nicht anzutreffen sind, würden dazu führen, dass die Ergebnisse des Monitorings bzgl. dieser Organismengruppen nur auf jene Lebensräume umzulegen wären, wo die Arten auch vorkommen, nicht jedoch auf das gesamte Bezugsgebiet.

***repräsentatives  
Vorkommen***

Geeigneter Artenreichtum ist relevant, da es für ein Monitoring der Biodiversität am günstigsten ist, wenn der potenzielle Artenreichtum (Anzahl der Arten, die im Bezugsgebiet vorkommen könnten) und der tatsächliche Artenreichtum (Anzahl der Arten, die im Mittel pro Plot vorkommen) nicht zu niedrig liegen. Arten einer Organismengruppe müssen in Abhängigkeit von den Nutzungseinflüssen unterschiedlich häufig sein, damit daraus überhaupt eine Veränderung des Indikatorwertes resultieren kann (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Zu geringe Artenzahlen bewirken, dass der Artenreichtum der Organismengruppe wenig aussagekräftig gegenüber Veränderungen in Ökosystemen und Biodiversität ist. Sehr hoher Artenreichtum hätte zur Folge, dass die Identifikation der Organismen und die Kontrolle der eingegebenen Daten durch unabhängige ExpertInnen (je nach Erhebungsmethode eventuell auch die Besammlung der Organismen) mit einem vergleichsweise hohen Aufwand verbunden sind und dass vergleichsweise viel spezifische Expertise notwendig ist.

***geeigneter  
Artenreichtum***

Die taxonomische Klarheit der Stellung der einzelnen Taxa in einer Organismengruppe ist ein wesentlicher Aspekt, denn diesbezügliche Unklarheit stellt eine potenzielle Fehlerquelle dar, die mit hohem Aufwand im Vorfeld der Erhebungen, aber auch im Rahmen der Überprüfung der Daten verbunden ist.

***taxonomische  
Klarheit***

Aufwand und Kosten sind natürlich ebenfalls wesentlich und teilweise stark durch die beschriebenen Aspekte beeinflusst. So können geringe ExpertInnenverfügbarkeit, heterogene Zeitpunkte der Ansprache, zu hoher Artenreichtum und geringe Klarheit der taxonomischen Stellung der einzelnen Taxa zu erhöhtem Aufwand und erhöhten Kosten führen.

***Aufwand und  
Kosten***

### **2.5.1 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft**

Die wichtigsten Schlussfolgerungen zu den praktischen Aspekten sind (siehe Tabelle 17):

- Gefäßpflanzen und Heuschrecken schneiden bei der Bewertung der praktischen Kriterien am allerbesten ab.
- Vögel, Tagfalter, Laufkäfer und Spinnen schneiden bei der Bewertung der praktischen Kriterien ebenfalls sehr gut ab.
- Pilze, Moose, Zweiflügler, Reptilien, Amphibien und Säugetiere haben wesentliche praktische Nachteile.

Tabelle 17: Praktische Aspekte die bei der Auswahl von Organismengruppen für ein Biodiversitätsmonitoring zu berücksichtigen sind. Quelle: Umweltbundesamt.

Praktische Aspekte	Pilze	Moose	Gefäßpflanzen	Schnecken	Spinnen	Heuschrecken	Wanzen	Laufkäfer	Zweiflügler	Wildbienen	Ameisen	Tagfalter	Amphibien	Reptilien	Vögel	Säugetiere
Verfügbarkeit von ExpertInnen zur Identifizierung	-	-	+	+/-	+/-	+	+/-	+	-	+	+	+	+	+	+	+/-
Zeitpunkt der Ansprache (Tageszeit/Jahreszeit) innerhalb der Organismengruppe	-	+	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	-
Repräsentatives Vorkommen in allen relevanten Habitatgruppen	-	+/-	+	+/-	+	+	+/-	+	+/-	+/-	+/-	+	-	+/-	+	+/-
Aufwand und Kosten	-	+/-	+	+/-	+/-	+	-	+/-	-	-	+/-	+	+	-	+/-	-
Implikationen für und Kompatibilität von Aufnahmemethode und Erhebungsdesign	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+/-	-
Ausreichende Anzahl von Arten	-	-	+	+/-	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+
Taxonomische Klarheit	-	-	+	+/-	+/-	+	+	+	-	+	+/-	+	+	+	+	+
zielgerichtet (spezifisch), empfindlich (sensitiv)	+	+	+/-	+	+/-	+/-	+	+/-	+/-	+	+/-	+	+	+/-	+	+/-
robust (z. B. gegenüber Wetterbedingungen während der Erhebung) und gut wiederholbar (reproduzierbar)	-	+/-	+	+	+	+/-	+	+/-	-	-	+/-	-	+	-	+	-

Einstufungen erfolgten durch ExpertInnen des Umweltbundesamts.

„+“ bedeutet, dass sich die Organismengruppe überdurchschnittlich gut für ein Monitoring eignet;

„-“ bedeutet, dass die Eignung als unterdurchschnittlich anzusehen ist;

„+/-“ bedeutet, dass die praktische Eignung mittelmäßig war.

Es wurden jene Organismengruppen inkludiert, die für ein Biodiversitätsmonitoring in Österreich potenziell relevant sind; Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Vögel, Tagfalter, Laufkäfer und Spinnen (grau hinterlegt) haben einen hohen Anteil positiver Bewertungen.

## 2.6 Vorgeschlagene Organismengruppen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft

Aus den in diesem Kapitel präsentierten Recherchen ist klar ersichtlich, dass mehrere Organismengruppen notwendig sind, um eine gute Surrogat-Eignung für den Gesamtartenreichtum oder sogar die Gesamtbiodiversität zu erzielen (WESTGATE et al. 2014, 2017). Des Weiteren ist ersichtlich, dass die Organismengruppen der Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Spinnen bestgeeignete Organismengruppen für ÖBM-Kulturlandschaft darstellen. Vögel, die sich bezüglich der evaluierten Kriterien auch als hervorragend geeignete Organismengruppe darstellten, werden nicht für das gegenständliche Monitoring ausgewählt, da sie ohnehin durch BirdLife Österreich ein erfolgreiches Monitoring erfahren (TEUFELBAUER 2010, 2014; siehe Kapitel 2.2.3). Gefäßpflanzen sind hinsichtlich ihrer Eignung als Surrogat-Taxa, als Grundlage des terrestrischen Lebens und als Bereitsteller einer Vielzahl von Ökosystemleistungen unverzichtbar. Heuschre-

### Monitoring-geeignete Organismen

cken sind anerkannte Surrogat-Taxa und haben praktische Vorteile. Für Tagfalter gibt es europaweit eine Vielzahl von Monitoringprogrammen (VAN SWAAY et al. 2015), sie sind gute Surrogat-Taxa, wichtige Bestäuber und für die Bevölkerung attraktiv. Tagfalterabundanz sind zwar stark wetterabhängig, aber andere praktische Aspekte wie z. B. das Vorhandensein einer ausreichenden Anzahl an Artenkennern sind klar positiv. Spinnen sind gute Surrogat-Taxa, wichtige Schädlingsbekämpfer und mittels standardisierter Methoden erfassbar. Sie sind außerdem aufgrund ihrer einzigartigen Ausbreitungsmethode – des Fadenflugs – in der Lage, gestörte Lebensräume rasch zu besiedeln. Typische Spinnenarten der Agrarlebensräume, wie etwa die Wolfsspinne *Pardosa agrestis* können aufgrund kurzer Generationenfolge rasch große Populationen aufbauen. Mit Tagfaltern und Spinnen wären im vorliegenden Monitoringprogramm sowohl Bestäuber als auch natürliche Schädlingsantagonisten sehr gut abgedeckt.

Da komplementäre Artengruppen die Aussagekraft des Monitorings wesentlich erhöhen können (WESTGATE et al. 2017), wird vorgeschlagen, relevante Organismengruppen, die in den für die Spinnen notwendigen Bodenfallen mitgefangen werden, ebenfalls auszuwerten. Da für diese Organismengruppen die Kosten für das Fallenaufstellen, Falleneinsammeln und das Vorsortieren der Individuen entfallen, handelt es sich um sehr kostengünstig zu erhaltende Daten. Die relevantesten Artengruppen, die in der offenen Kulturlandschaft in Bodenfallen gefangen werden, sind Ameisen und Laufkäfer. Beide Gruppen kommen in ausreichendem Umfang (Arten- und Individuenzahl) vor und sind relevante Bestandteile des Ökosystems. So stellen Ameisen oft einen großen Anteil der tierischen Biomasse dar und spielen eine Rolle bei Bestäubung und Bodenbildung. Laufkäfer sind gemeinsam mit den Spinnen die wichtigsten Schädlingsantagonisten der offenen Kulturlandschaft (ZULKA & GÖTZL 2015). Der Ursprung der Laufkäfer (Carabidae) liegt vermutlich in semiterrestrischen Ökosystemen (Auen und Überflutungslandschaften), von wo aus sie in evolutionärer Radiation sekundär alle terrestrischen Lebensraumtypen besiedelt haben. Sie sind dafür prädestiniert, in Ökosystemen mit häufigen Störungen und dramatischen Änderungen der abiotischen Bedingungen in hoher Artenzahl zu überdauern.

### **Beifang nutzen**

### 3 ERHEBUNGSMETHODEN FÜR ORGANISMENGRUPPEN

#### 3.1 Einleitung

##### **Abweichungsgründe von BINATS**

Um die Vergleichbarkeit mit den im Rahmen von BINATS (PASCHER et al. 2010, 2011) in den Jahren 2007 und 2008 erhobenen organismischen Daten zu gewährleisten, sollten sich die Erhebungsmethoden stark an jenen von BINATS orientieren. Abweichungen scheinen vor allem dann sinnvoll, wenn

- die in BINATS genutzten Erhebungsmethoden offensichtliche Nachteile mit sich bringen (vgl. VAN SWAAY et al. 2008 und PASCHER et al. 2011 zu Tagfaltern);
- die internationale Vergleichbarkeit (v. a. mit europäischen Monitoringsystemen) gering ist, diese aber wichtig erscheint. Zum Beispiel folgen die europäischen Monitoringsysteme für Tagfalter einer anderen Methodik als BINATS (VAN SWAAY et al. 2008, 2012, 2015).
- eine Ergänzung der BINATS-Erhebungen mit wichtigen und kostengünstigen Parametern sinnvoll ist, wobei gleichzeitig aber auch der Vergleich mit den BINATS-Daten möglich bleibt.
- eine Verbesserung der Methodik zu höheren Genauigkeit führt, aber nicht zu systematischen Messabweichungen.

Es ist erstrebenswert, neben des Vorkommens von Arten auch deren Individuenzahlen zu erheben, um daraus aussagekräftige Abundanzangaben ableiten zu können (TEUFELBAUER 2014, HERZOG & FRANKLIN 2016). Tests im Rahmen des Schweizer Biodiversitätsmonitorings haben aber gezeigt, dass sich solche Aufnahmen nur schlecht wiederholen lassen und kostspielig sind; so kamen verschiedene BeobachterInnen derselben Fläche zu Ergebnissen, die sich zu stark voneinander unterschieden (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Für weiter verbreitete Arten können Häufigkeitsindikatoren trotzdem anhand der Zahl besetzter Rasterzellen errechnet werden. Im ersten Erhebungsdurchgang von BINATS wurden Individuenzahlen erhoben (PASCHER et al. 2009), aber nicht ausgewertet (PASCHER et al. 2010, 2011).

Im Folgenden stellt dieses Kapitel die methodologischen Ansätze der organismischen Freilandenerhebungen dar. Detaillierte Kartieranleitungen sollen im Rahmen des ersten Erhebungsdurchgangs, basierend auf jenen von BINATS (PASCHER et al. 2009) und dem derzeit entwickelten FFH-Monitoring, erstellt werden.

#### 3.2 Aufnahmeflächen und Aufnahmepunkte

Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter werden wie in BINATS (PASCHER et al. 2009) an 10 Standorten (= Aufnahmepunkte) innerhalb der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen kartiert. Die Aufnahmepunkte haben einen Radius von 20 m, ihre Lage ist in allen Testflächen gleich, außer wenn aufgrund von räumlichen Gegebenheiten (der Aufnahmepunkt würde in Siedlungsgebiete, Wald oder größere Gewässer fallen) oder Betretungsverböten Verschiebungen notwendig sind (PASCHER et al. 2009).

### 3.3 Gefäßpflanzenerhebungen

Gefäßpflanzen können vergleichsweise einfach und rasch erhoben werden (PASCHER et al. 2010, 2011). Sie werden in ÖBM-Kulturlandschaft an allen 10 Aufnahmepunkten der 625 m x 625 m-Aufnahmeflächen erhoben. Es wird vorgeschlagen, die Erhebungsmethodik von BINATS zu übernehmen (PASCHER et al. 2009). Der Aufnahmebereich der Gefäßpflanzen ist das Transektkreuz. Vom Mittelpunkt des Probekreises wird eine Strecke von jeweils 20 m nach Nord, dann vom Mittelpunkt nach Süd und wiederum vom Mittelpunkt nach West und nach Ost aufgenommen. Entlang einer 20 m Strecke wird jeweils 1 m links und rechts (insgesamt 2 m Breite) kartiert (PASCHER et al. 2009). Bei den Erhebungen werden alle im erhobenen Transektkreuz auftretenden Gefäßpflanzenarten am Erhebungsblatt protokolliert und die Gesamtartenzahl wird vollständig erfasst. Kosten und Nutzen einer zusätzlichen Erfassung von Abundanzklassen werden im Rahmen der Erstellung der Kartierungsanleitungen diskutiert. Die Artbestimmung sollte sich analog BINATS nach der österreichischen Exkursionsflora (ADLER et al. 1994) richten.

**Aufnahmebereich**

Gefäßpflanzen werden in einem Frühlingsdurchgang und einem Spätsommerdurchgang erhoben, wobei auf den Almen der zweite Durchgang entfällt und ein einziger Durchgang im Hochsommer durchgeführt wird (siehe Kapitel 3.7).

**Erhebungszeitpunkt**

### 3.4 Heuschreckenerhebungen

Auch die Heuschrecken werden in ÖBM-Kulturlandschaft an allen 10 Aufnahmepunkten der 625 m x 625 m-Aufnahmeflächen erhoben. Analog BINATS (PASCHER et al. 2009) erfolgen die Erhebungen entlang 10 m Transekten in Richtung der vier Kreuztransektachsen (Nord, Ost, Süd, West). Die Transektbreite wird mit jeweils 2,5 m links und rechts der Transektachse festgelegt (PASCHER et al. 2009). Während in den Ackerlandschaften der BINATS-Erhebungen Individuenzahlen erhoben wurden (PASCHER et al. 2009), erscheint es für die Grünlandgebiete aufgrund der hohen Heuschreckendichten sinnvoller, für jedes Transekt Abundanzklassen zu erfassen. Bei der Datenauswertung ist derzeit jedoch vorgesehen, vor allem die Gesamtartenlisten pro Aufnahmepunkt zu verwenden (siehe Kapitel 9.1).

**Aufnahmebereich**

Heuschrecken sind gegenüber den Witterungsbedingungen relativ robust. In BINATS wurden 9–19 Uhr und mindestens 20° C als Grenzwerte definiert (PASCHER et al. 2009), diese Werte können im Rahmen der Erstellung der Kartieranleitungen für das Tiefland beibehalten werden, müssen für das Hochgebirge aber adaptiert werden. Heuschrecken werden in einem Erhebungsdurchgang im Sommer kartiert (siehe Kapitel 3.7).

**Erhebungszeitpunkt**

### 3.5 Tagfaltererhebungen

#### **Aufnahmebereich**

Obwohl sich international längere, die ganze Aufnahmeflächen durchquerende Erhebungstransecte durchgesetzt haben (VAN SWAAY et al. 2012, 2015), wird vorgeschlagen, die Erhebungsmethodik von BINATS (PASCHER et al. 2009) zu übernehmen, um die Datenerhebung analog zu den anderen Organismengruppen zu gestalten. Tagfalter werden somit in ÖBM-Kulturlandschaft an allen 10 Aufnahmepunkten in Transectkreuzen erhoben. Vom Mittelpunkt des Probekreises werden beide Transecte (Nord-Süd und Ost-West) je zweimal begangen. Entlang des Transectes wird jeweils 2,5 m links und rechts (insgesamt 5 m Breite) kartiert (PASCHER et al. 2009). Alle Arten und Individuen werden getrennt für die acht begangenen Transectabschnitte zwecks Reproduzierbarkeit notiert. Aufgrund der starken Abhängigkeit der Tagfalterabundanzen von kurzfristigen Störfaktoren (z. B. Wind, Sonneneinstrahlung und andere Witterungsbedingungen, vgl. HICKEL et al. 2016), ist für die Datenauswertung derzeit jedoch vorgesehen, lediglich die Gesamtartenlisten pro Aufnahmepunkt zu verwenden (siehe Kapitel 9.1).

#### **Erhebungszeitpunkt**

In BINATS werden für die Kartierungen folgende Bedingungen definiert: zwischen 9 und 17 Uhr MESZ; kein Niederschlag; Windstärken von maximal Beaufort-Skala 4; bei 100 % Sonnenschein (für Temperaturen zwischen 13 und 17 °C) und bei mindestens 50 % Sonnenschein bei Temperaturen über 17 °C. Diese Parameter stimmen mit SETTELE et al. (1999) überein. Für das Hochgebirge wurde neuerlich die Aktivität von Tagfaltern in Abhängigkeit vom Wetter untersucht (HICKEL et al. 2016). Aufgrund der erhobenen Tagfalterdaten wurde eine Minimaltemperatur von 15,5 °C bei sonst auch günstigen Bedingungen vorgeschlagen. Die genauen Vorschriften werden in ÖBM-Kulturlandschaft im Rahmen der Erstellung der Kartieranleitungen erarbeitet. Ein präzises Regelwerk ist erforderlich, um konstante Erhebungsbedingungen im Vergleich der Erhebungsjahre zu gewährleisten.

#### **zusätzlicher Kartierungsbedarf**

Tagfaltererhebungen werden in einem Durchgang im Sommer durchgeführt (siehe Kapitel 3.7). Da Tagfalter zeitlich stark eingesicht sind und sensibel auf Witterungsbedingungen reagieren, ist die Erhebung in einem einzigen Durchgang äußerst kritisch zu sehen (vgl. PASCHER et al. 2009, 2011, KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014, VAN SWAAY et al. 2012, 2015). Die darauf basierenden Artenlisten können lediglich als Stichproben der tatsächlich in den Aufnahmeflächen vorkommenden Tagfalterarten anzusehen sein. Das würde bei konstanten Erhebungsbedingungen zwar für ein Monitoring ausreichen, um vollständigere und präzisere Daten zu erhalten, ist jedoch vorzuschlagen, dass bei größerem finanziellem Spielraum weitere Erfassungen (z. B. im Frühling und Spätsommer) ergänzend durchgeführt werden. Dabei sollten jedoch die Rahmenbedingungen für die Sommererhebung gleich bleiben, um auch mit Jahren verglichen werden zu können, in denen nur die Sommerkartierung durchgeführt worden ist.

### 3.6 Erhebungen von bodenoberflächenaktiven Arthropoden

Eine viel verwendete Methode in der terrestrischen Ökologie sind Bodenfallen nach BARBER (1931). Mit ihnen können auf einfache Weise und mit geringem Aufwand standardisierte Proben von Artengemeinschaften bodenoberflächenbewohnender Organismen gezogen werden.

#### **Einsatz von Bodenfallen**

Barberfallen sind in der Erde vergrabene Becher, die laufaktive Arten automatisch erfassen. Die Arten laufen über die Bodenoberfläche, fallen über die Oberkante des Bechers und werden in einer Fixierflüssigkeit konserviert. Es ist auch möglich, ohne Fixierflüssigkeit zu arbeiten (Lebendfang), dann müssten die Fallen in kurzen Abständen regelmäßig geleert werden.

Als Becher sind Glasbecher (Honiggläser, Kindernahrungsgläser, Gurkengläser) Joghurtbechern vorzuziehen, da sie sich weniger stark abnutzen und somit ihre Wände glatt bleiben. Bewährt haben sich Kindernahrungsgläser wegen der dicken, äußerst bruchsicheren Glases; größere Gläser fangen dagegen höhere Individuenzahlen. Günstig sind Gläser mit einem Lid an der Oberseite. Manche Arten können sich mit der Unterseite des Körpers und mit Fangflüssigkeit benetzt an der Wand anheften und auch über senkrechte Fallenwände wieder herausklettern. Das Lid verhindert ein derartiges Entkommen.

#### **Beschaffenheit der Bodenfallen**

Als Fixierflüssigkeit wurde früher Ethylenglykol, dann lange Zeit verdünntes Formalin verwendet. Verwendet werden auch Essiglösung oder sogar gesättigte Kochsalzlösung. Geeignet ist eine Mischung aus Essigsäure, Ethanol und Ethylenglykol. Die Fangbehälter müssen normalerweise gegen Regen mit einem Dach geschützt werden. Das Regenwasser würde sonst die Fangflüssigkeit zu sehr verdünnen oder die Falleninhalte aus der Falle hinausschwemmen. Das Dach sollte etwa 3 cm über der Falle stehen. Bei zu geringem Abstand werden die Tiere am Laufen behindert, bei zu großem Abstand kann das Dach vom Wind weggeblasen oder von Großtieren verschleppt werden. Bewährt haben sich Dächer aus Plexiglasfolie auf vier Holzspießen (kommerzielle Schaschlickspieße, nicht zu dünn). Die Beschattungswirkung ist durch das transparente Plexiglas gering und die Fallen werden auch mechanisch durch das Dach geschützt. Die Plexiglasdächer erleichtern auch das Wiederfinden der Falle. Normalerweise sind aber eine zusätzliche Markierung (z. B. Bambusstecken) und auf jeden Fall die genauen GPS-Koordinaten der Falle erforderlich.

Normalerweise werden viele Individuen gleich nach dem Eingraben der Fallen erbeutet ("digging-in effect"). Das Eingraben scheucht viele Bodenoberflächenbewohner auf, die dann aktiv auf der Bodenoberfläche herumlaufen, hinter der horizontalen Geländekante des Fallenrandes Schutz suchen und so in die Falle geraten. Wichtig ist, die Fallenbecher exakt bündig mit der Oberfläche einzugraben; hervorstehende Fallenränder können das Fangergebnis stark und differenzierend beeinflussen. Auf Hängen sollte um die Falle herum in gewissem Abstand eine horizontale Fläche geschaffen werden, weil ansonsten herabrutschendes Erdreich die Falle unbrauchbar machen kann. Beim Eingraben ist generell darauf zu achten, dass keine Erde in die Falle fällt, da ansonsten das Ausklauben der Probe erschwert wird und der Zeitaufwand stark erhöht sein kann. Die Erde um die Falle muss festgetreten und planiert werden.

Barberfallen sollten repliziert eingesetzt werden, da die lokale Positionierung der einzelnen Falle das Fangergebnis beeinflusst. Es sollten zumindest drei (idealerweise 5–9) Fallen pro Untersuchungspunkt eingesetzt werden. Mit dieser Art von Fangreplikation werden die lokale Heterogenität des Lebensraumes abgebildet, kleinere Fehler beim Eingraben ausgemittelt und Fallenverluste abgepuffert.

**Aufnahmebereich** Für ÖBM-Kulturlandschaft wird vorgeschlagen, drei Fallen pro 625 m x 625 m Aufnahme­fläche einzusetzen. Die Fallen müssen dabei mindestens 5 m voneinander entfernt aufgestellt werden, da sie sich ansonsten gegenseitig beeinflussen können. Eine Exposition von drei Fallen in einem Dreieck mit 5 m Seitenlänge sollte eine robuste Erfassung einer lokalen Zönose bei geringem Aufwand erreichen. Die Fallen werden an vorgegeben Stellen innerhalb des mittleren Aufnahme­punkts (dieser hat einen 20 m Radius) eingegraben. Die Fallen sollten nach genau 21 Tagen wieder abgeholt werden. Es ist wichtig, dass bei den unterschiedlichen Durchgängen die Fallen exakt am selben Ort eingegraben werden.

**Vorteil von Barberfallen** Ein wesentlicher Vorteil von Barberfallen liegt darin, mit geringem Aufwand standardisierte Proben zu erhalten. Das prädestiniert diesen Fallentyp für Monitoring-Aufgaben. Wenn die oben skizzierten Eingrabepraktiken beachtet werden, können die Fallen von jedermann eingegraben werden. Sofern der identische Fallentyp zur gleichen Jahreszeit die gleiche Zeitdauer exponiert wird, kann von der gleichen Fangintensität ausgegangen werden. Damit sind Standardisierungen für Langzeitbeobachtungen möglich, wie sie für ein Biodiversitätsmonitoring gebraucht werden.

**absolute Populationsdichten werden nicht erfasst** Zu beachten ist, dass Barberfallen Aktivitätsdichten messen; wenn eine Art in der Zönose vorkommt, sich aber nicht bewegt, dann wird sie von dieser Fangtechnik auch nicht erfasst. Ein Rückschluss auf absolute Populationsdichten ist mit Barberfallen also nicht statthaft. Außerdem wird das Fangergebnis vom Raumwiderstand beeinflusst. Wenn die Fallen in dichtem Gras stehen, dann werden sie weniger fängig sein als auf einer offenen Bodenoberfläche. Umgekehrt bedeutet das, dass sich Bodenfallen für die Dokumentation von Populationen über lange Zeiträume im selben Lebensraumtyp gut eignen.

Ein Vorteil von Bodenfallen gegenüber Handaufsammlungen besteht darin, dass Bodenfallen nur eine kurze Lebensraumstörung (während des Eingrabens) erfordern. Außerdem erfassen sie versteckt lebende Arten, die nur in einer kurzen Aktivitätsphase (zum Beispiel nachts) aus ihrem Versteck kommen. Meistens sind die Artenzahlen, die von Barberfallen erfasst werden, höher als die von anderen Fangtechniken.

Naturgemäß eignen sich Barberfallen für bodenoberflächenaktive Tiergruppen. Sie sind daher die geeignete Fangmethode für die Organismengruppen Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Weberknechte, Asseln, Tausendfüßler, epigäische Collembolen, Ameisen und die meisten Arten von Spinnen. Netzbauende Spinnen werden von Barberfallen zwar erfasst (insbesondere, wenn die Männchen während der Fortpflanzungszeit wandern), sind aber hinsichtlich der Fangzahlen unterrepräsentiert. Für all diese Tiergruppen sind Vergleiche über die Zeitachse mit Barberfallen identischer Form grundsätzlich möglich.

### 3.7 Phänologischer Überblick

Die Phänologie der Erhebungen stellt ein wesentliches Element der Erhebungsmethodik dar. Die Erhebungszeiträume sollten mit den Aktivitätsphasen der meisten Arten der jeweiligen Artengruppe gut übereinstimmen. Breite Erhebungsfenster sind notwendig, um zu gewährleisten, dass Schlechtwetterperioden umgangen werden können und genug Zeit vorhanden ist, um alle zu kartierenden Aufnahmeflächen zu erfassen. Andererseits haben enge Erhebungsfenster den Vorteil, dass sie vergleichbarere Daten liefern, da die Unterschiede der Besuchszeitpunkte im Vergleich der Jahre geringer sind.

Im ÖBM-Kulturlandschaft ist es wegen der unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen vom Pannonikum bis in höhere alpine Lagen vorteilhaft, wenn unterschiedliche Erhebungszeiträume definiert werden. Die Erhebungszeiträume des BINATS-Stratums sind durch BINATS vorgegeben (PASCHER et al. 2009); es könnte jedoch sein, dass es bei zukünftigen BINATS-Erhebungen zu methodologischen Adaptierungen kommt oder dass auch die Bedürfnisse von ÖBM-Kulturlandschaft berücksichtigt werden. So sind in BINATS zum Beispiel Tagfaltererhebungen von Mitte Juli bis Ende August vorgesehen (siehe Abbildung 2), für ÖBM-Kulturlandschaft wäre es aber vermutlich günstiger, die Tieflagen konsistent im Juni zu kartieren, die mittleren Lagen im Juli und die Almen im August.

#### Erhebungszeitpunkt

Erhebung	Apr	Apr	Mai	Mai	Jun	Jun	Jul	Jul	Aug	Aug	Sep	Sep	LEGENDE		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2			
Pflanzen		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	BINATS-Stratum
Lebensraumtypen			■	■	■	■	■	■						■	BINATS-Stratum + Nicht-BINATS-Tieflagen
Bodenoberflächenfauna			■	■	■	■	■							■	Nicht-BINATS-Tieflagen < 1.300 m
Heuschrecken									■	■	■	■		■	Nicht-BINATS-Gesamt
Tagfalter							■	■	■	■				■	Nicht-BINATS-Almen > 1.300 m
														■	Alle (Teil-)Straten

Angeführt sind die Monate (April–September) und die Monatshälften (1,2). Die Erhebungen im BINATS-Stratum werden von BINATS vorgegeben (PASCHER et al. 2009). Für die Erhebungen im Nicht-BINATS-Stratum werden Aufnahmeflächen < 1 300 m und > 1.300 m Seehöhe phänologisch unterschieden.

Abbildung 2: Phänologie der Erhebungen im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft (Quelle: Umweltbundesamt).

Derzeit können die in Abbildung 2 dargestellten Erhebungszeiträume für das ÖBM-Kulturlandschaft vorgeschlagen werden. Pflanzen werden im Frühling und im Spätsommer erhoben. Die Frühlingserhebungen erfolgen im BINATS-Stratum von Mitte April bis Ende Mai, in den Nicht-BINATS-Tieflagen (einschließlich mittleren Lagen) bis 1.300 m Seehöhe von Anfang Mai bis Ende Juni und in den Hochlagen ab 1.300 m Seehöhe im Juli. Dort entfallen die zweiten Pflanzenerhebungen, die im BINATS-Stratum im August und September, in den Nicht-BINATS-Tieflagen von Mitte August bis Mitte September stattfinden.

#### Erhebungszeiträume für Pflanzen

Die Bodenoberflächenfauna sollte im BINATS-Stratum zwischen Anfang Mai und Mitte Juni, in den Nicht-BINATS-Tieflagen von Mitte Mai bis Ende Juni und in den Hochlagen von Mitte Juni bis Mitte Juli erfasst werden (siehe Abbildung 2). Die

#### Erhebungszeiträume für Bodenoberflächenfauna

Heuschrecken sollten im BINATS-Stratum und in den Nicht-BINATS-Tieflagen von Mitte Juli bis Mitte August und in den Hochlagen von Mitte August bis Mitte September erfasst werden.

***Erhebungszeiträume  
für Lebensraumtypen***

Für die Kartierung der Lebensraumtypen wäre ein langer Erhebungszeitraum unproblematisch, da von Mai bis in den Spätsommer der Lebensraumtyp eindeutig identifizierbar ist (vgl. Kapitel 4). Die hier vorgeschlagene Phänologie würde jedoch potenzielle Synergien mit den Pflanzenkartierungen und dem Ausbringen der Fallen der bodenoberflächenaktiven Organismen ermöglichen.

Ziel von ÖBM-Kulturlandschaft ist es, Änderungen im Vorkommen der Arten zu detektieren. Deshalb kann es sein, dass die hier definierten Erhebungszeiträume im Falle von durch den Klimawandel bewirkten phänologischen Veränderungen der Aktivitätsmuster der Organismen im Laufe der Jahrzehnte verändert werden müssen.

## 4 ERFASSUNG DER LEBENSRAUMTYPEN

Der Anteil, die Verteilung und die Diversität von Lebensräumen in der Kulturlandschaft gelten als gute Indikatoren für die Gesamtbiodiversität (MOSER et al. 2002, BENTON et al. 2003, BILLETTER et al. 2008, SCHINDLER et al. 2013, ZULKA et al. 2014). Daher wird vorgeschlagen, auf den 625 m x 625 m Aufnahme­flächen von ÖBM-Kulturlandschaft eine flächendeckende Kartierung, basierend auf den Roten Listen der gefährdeten Lebensraumtypen Österreichs (UMWELTBUNDESAMT 2002, 2004, 2005a, 2008) durchzuführen.

### 4.1 Grundlagen für die Erfassung der Lebensraumtypen

#### 4.1.1 Adaptierte Lebensraumtypenliste für die Erfassung der Lebensraumtypen

Da ÖBM-Kulturlandschaft den Schwerpunkt auf die offene Kulturlandschaft setzt, wurden die Lebensraumtypenlisten für diese Fragestellung entsprechend adaptiert (siehe Anhang). Dabei wurden Vorschläge erarbeitet, welche Lebensraumtypen kartiert und welche Geometriotypen (Flächen, Linien, Punkte) für jeden Lebensraumtyp verwendet werden sollten. Durch den Geometriotyp ist zugleich die minimale Kartiereinheit (d. h. der Schwellwert der Erfassungsgröße) des Objektes festgelegt (siehe Kapitel 4.2.1).

#### 4.1.2 Orthofotos

Für die Erfassung der Lebensraumtypen werden Orthofotos verwendet. Die Digitalisierung erfolgt am aktuellsten verfügbaren Luftbildstand. Durch die in Kapitel 5.1 dargestellte Kooperation des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV) und der Landesregierungen der Bundesländer (Luftbildkooperation Österreich) ist sichergestellt, dass für die Kartierungsarbeiten auf Orthofotos zurückgegriffen werden kann, die nicht älter als drei Jahre sind. Die Bildauflösung beträgt 25 cm/Pixel. Für die Ansprache und Abgrenzung der Lebensraumtypen muss eine Differenzierung unterschiedlicher Vegetationsgesellschaften am Orthofoto möglich sein. Da die Vegetation im Bereich des „Nahen Infrarot“ einen höheren Reflexionsgradienten aufweist als im Bereich des sichtbaren Lichtes, werden die Bilddaten in Form von Falschfarbenbildern (CIR – Color Infrared Images) zur Verfügung gestellt.

**Falschfarbenbilder**

Sollte eine sinnvolle Kartierung der Probeflächen aufgrund mangelnder Aktualität der zur Verfügung stehenden Luftbilder nicht möglich sein (z. B. wenn für manche Bereiche wegen Bewölkung während der letzten Befliegung die Bilddaten älter als vier Jahre sind), besteht die Möglichkeit, hochaktuelle Orthofotos durch die Befliegung mit unbemannten Luftfahrzeugen (Drohnen) und anschließendes Orthofotoprozessieren zu erstellen. Für die Befliegungen steht eine Drohne des Typs DJI Phantom 3 Professional zur Verfügung, für die auch eine entsprechende Zertifizierung von Seiten der Austro Control vorliegt. Die Berechnung der Orthofotos erfolgt mit der Software Agisoft (<http://www.agisoft.com/>, zuletzt besucht am 17.07.2016). Für ÖBM-Kulturlandschaft wird die Befliegung in einer Höhe von

**Befliegung mit  
Drohnen**

100 Metern über Grund und mit einer Längs- und Querüberdeckung von 80 % durchgeführt. Mit dieser Konfiguration ist es möglich, innerhalb weniger Tage hochaktuelle, hochauflösende Luftbilder der Untersuchungsflächen zu erstellen. Für die so erstellten Bilddaten stehen zwar keine Spektralinformationen im „Nahen Infrarot“ zur Verfügung, durch die hohe Auflösung von ca. 4 cm kann dieser Nachteil jedoch wettgemacht werden. Das so generierte Bildmaterial wurde bereits erfolgreich in Rahmen von Vegetationskartierungen getestet (siehe Abbildung 3).

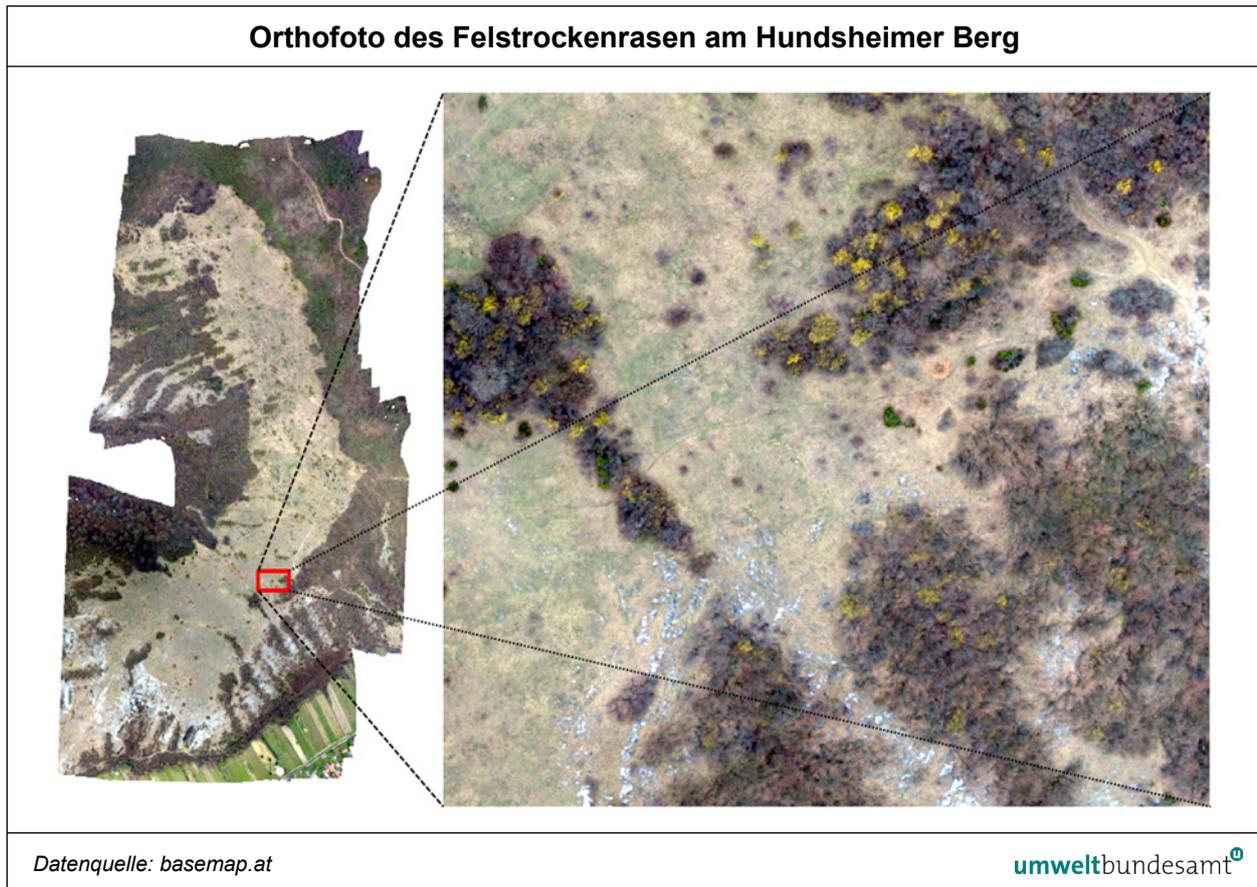


Abbildung 3: Anhand einer Drohnenbefliegung für eine Vegetationskartierung erstelltes Orthofoto des Felstrockenrasen am Hundsheimer Berg.

Bei der Gegenüberstellung von einem mittels Drohnenbefliegung erstellten und einem durch die Luftbildkooperation Österreich vorliegenden Orthofoto ist erkennbar, dass durch die hohe räumliche Auflösung (4 cm bzw. 25 cm) alle relevanten Lebensraumtypen mit ausreichender Genauigkeit abgrenzbar sind (siehe Abbildung 4).

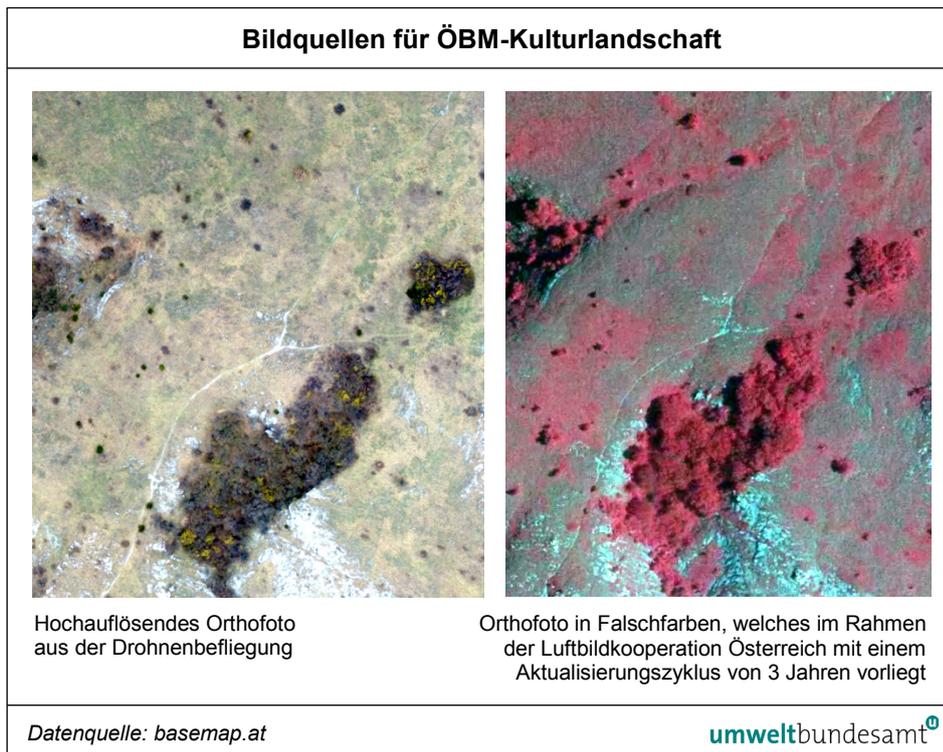


Abbildung 4: Gegenüberstellung der für ÖBM-Kulturlandschaft zur Verfügung stehenden Bildquellen für die Kartierung der Vielfalt der Lebensräume und Habitate.

#### 4.1.3 INVEKOS-Daten

Das Integriertes Verwaltung- und Kontrollsystem INVEKOS ist ein durch die EU schrittweise eingeführtes System zur Durchsetzung einer einheitlichen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in den EU-Mitgliedstaaten<sup>10</sup>. Im Rahmen von INVEKOS werden in Österreich fast alle Ackerflächen und ca. 95 % der Grünlandflächen erfasst. Da die Erfassung jährlich erfolgt, können Veränderungen der Bewirtschaftungsweise und somit auch ausgewählter Lebensraumtypen (z. B. einmähdige Wiesen, Streuwiesen etc.) anhand der INVEKOS-Daten nachvollzogen werden. Durch die im Rahmen von INVEKOS erfassten Schlagabgrenzungen und Schlagnutzungsarten kann der Kartierungsaufwand drastisch reduziert werden. Eine weitere Reduktion des Arbeitsaufwandes kann durch den im Rahmen von INVEKOS zur Verfügung stehenden Agrarmarkt Austria (AMA) Datensatz der Landschaftselemente erzielt werden. Durch diesen liegen vor allem für punkt- und linienförmige Lebensraumtypen Informationen vor. Konkret stehen somit jährliche Informationen zu den in Tabelle 18 angeführten Lebensraumtypengruppen zur Verfügung, sofern sie eine von der AMA definierte Erfassungsgröße nicht unterschreiten.

Durch die AMA-Landschaftselemente kann der Arbeitsaufwand wesentlich reduziert werden; aus den folgenden Gründen muss jedoch eine vollständige Kartierung der Landschaftselemente im Freiland erfolgen:

- Nicht alle relevanten Lebensraumtypen werden durch INVEKOS erfasst.
- Nur jene Landschaftselemente sind im INVEKOS-GIS wiedergegeben, die innerhalb von Flächen liegen, für die um Förderungen angesucht wurde.

**AMA-Landschaftselemente**

**Freilandkartierungen**

<sup>10</sup> <https://www.bmlfuw.gv.at/land/direktzahlungen/Invekos.html>, zuletzt besucht am 15.07.2016.

- Die Erfassungseinheit der AMA-Landschaftselemente im INVEKOS-GIS ist für die Zwecke von ÖBM-Kulturlandschaft nicht ausreichend detailliert. Die minimalen Erfassungseinheiten für Lebensraumtypen und Landschaftselemente werden an jene des BINATS Projekts (PASCHER et al. 2009, 2010) angepasst und sind in Kapitel 4.2.1 dargestellt.

*Tabelle 18:  
Im Rahmen von  
INVEKOS-GIS erfasste  
Landschaftselemente  
und deren kleinsten  
Kartierungseinheiten  
(MMU)  
(Quelle: Agrarmarkt  
Austria (AMA)).*

<b>Landschaftselement</b>	<b>Digitalisierungskriterien für Referenz</b>
Bäume/Büsche	als Punkt, wenn weniger als 100 m <sup>2</sup> Fläche und ab Kronendurchmesser am Luftbild 2 m
Feldgehölze/Baumgruppen/ Gebüschgruppen	von 100 m <sup>2</sup> bis 1.000 m <sup>2</sup> ; mindestens 10 m breit und lang
Hecken/Ufergehölze	ab 50 m <sup>2</sup> Fläche; Länge ab 20 m; Breite: ab 2 m bis 10 m Breite
Rain/Böschung/Trockensteinmauer	ab 50 m <sup>2</sup> Fläche; Länge ab 20 m; Breite: ab 2 m bis 10 m Breite
Graben/Uferrandstreifen	ab 50 m <sup>2</sup> Fläche; Länge ab 20 m; Breite: ab 2 m bis 10 m Breite
Teich/Tümpel	von 100 m <sup>2</sup> bis 1.000 m <sup>2</sup> Fläche
Steinriegel/Steinhage	von 100 m <sup>2</sup> bis 1.000 m <sup>2</sup> Fläche
Naturdenkmal	als Punkt oder Fläche

Siehe: [https://www.ama.at/getattachment/3b3471f3-97e4-4322-9728-ed95e1bc4f45/LSE\\_Fragen\\_Antworten\\_V4.pdf](https://www.ama.at/getattachment/3b3471f3-97e4-4322-9728-ed95e1bc4f45/LSE_Fragen_Antworten_V4.pdf), zuletzt besucht am 29.12.2017.

## 4.2 Abgrenzung der Lebensraumtypen

### **Kriterien für die Gliederung**

Die Gliederung der Lebensraumtypen nach dem österreichweiten Lebensraumtypenkatalog basiert im Wesentlichen auf vegetationskundlichen Kriterien, aber es finden sich auch geomorphologische, limnologische und zoologische Parameter wieder. Die Lebensraumtypen sind durch prägnante ökologische Faktoren voneinander unterscheidbar, durch eine klare Systematik ansprechbar und durch eine eindeutige inhaltliche Beschreibung identifizierbar. Um die Kartierungsarbeiten effizient gestalten zu können, werden die INVEKOS-Schlagabgrenzungen als a-priori Basisgeometrie verwendet. Sollten mehrere Lebensraumtypen innerhalb eines INVEKOS-Schlages vorkommen, so kann dieser im Rahmen der Kartierung unterteilt werden. Sollten die INVEKOS-Schlagabgrenzungen offensichtliche Fehler aufweisen, so können diese im Rahmen der Freilanderhebungen angepasst werden. Sollte derselbe Lebensraumtyp in zwei aneinandergrenzenden INVEKOS-Schlagabgrenzungen vorkommen, so dürfen diese Schlagabgrenzungen nicht zusammenfasst werden. Durch die Einhaltung dieser Regeln wird gewährleistet, dass alle Objektinformationen, die im INVEKOS erfasst sind, im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft erhalten bleiben. Almweideflächen werden nicht als Teil der Basisgeometrie berücksichtigt. Die im INVEKOS-GIS abgegrenzten Almweideflächen bringen im kleinräumig strukturierten alpinen Bereich keine Arbeitserleichterung für die Zwecke der Lebensraumkartierung.

Des Weiteren stehen für die abgegrenzten Schläge die in Kapitel 5.3.2 beschriebenen und mit Methoden der Fernerkundung gewonnenen Zeitreihen der SRS-EBV Indikatoren zur Verfügung.

Für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen, für die keine INVEKOS-Informationen vorliegen, muss die Schlagabgrenzung im Rahmen der Freilandhebungen neu erfasst werden. Für Siedlungen sind lediglich die Siedlungsgrenzen zu kartieren, es erfolgt jedoch keine Erfassung der Lebensraumtypen. Die Abgrenzung der Siedlungen erfolgt anhand des ÖROK-Datensatzes „bebautes Bauland“ (Stand der Daten 2015) und wird den Kartierenden/Kartierern a-priori zur Verfügung gestellt. Dieser Datensatz grenzt alle bebauten Flächen innerhalb der von Seiten der Raumplanung als Bauland gewidmeten Flächen ab. Inwiefern im Bauland enthaltene Elemente der Kulturlandschaft mitkartiert werden sollen, wird in den zu erstellenden Kartieranleitungen festgelegt.

#### **Abgrenzung von Siedlungen**

Eine weitere Ausnahme betrifft alle Flächen, die entsprechend der Begriffsdefinition des österreichischen Forstgesetzes von 1975, § 1a der Walddefinition entsprechen. Diese Flächen werden derzeit vom Bundesamt und Forschungszentrum Wald (BFW) im Rahmen eines österreichischen Waldlayers abgegrenzt. Der Waldlayer des BFW wird in den nächsten Jahren regelmäßig zur Unterstützung der Waldinventur aktualisiert. Im Rahmen der Lebensraumkartierung von ÖBM-Kulturlandschaft werden die baumbestockten Flächen in zwei Aufnahmegruppen differenziert:

#### **Abgrenzung von Waldflächen**

Größere, geschlossene Waldflächen (Waldflächen des BFW-Waldlayers mit einer Flächengröße von mindestens 1 ha): In dieser Gruppe werden lediglich die Waldlebensraumtypenkategorien anhand der 14 Hauptklassen der zweiten Hierarchieebene (HL2) differenziert (siehe Anhang).

Kleine Waldflächen und Baumbestände der Kulturlandschaft (Waldflächen des BFW-Waldlayers mit einer Flächengröße unter 1 ha und alle baumbezogenen Landschaftselemente der Kulturlandschaft): In dieser Gruppe werden die einzelnen Waldlebensraumtypen nach der detaillierten Gliederung im Lebensraumtypenkatalog differenziert (siehe Anhang).

### **4.2.1 Schwellwerte (Untergrenzen) für die Erfassung**

Für die Abgrenzung der Landschaftselemente und Habitate werden die folgenden Schwellwerte (Untergrenzen) vorgeschlagen (vgl. PETERSEIL et al. 2004):

- 25 m<sup>2</sup> für flächige Landschaftselemente;
- 0,25 m und < 2,5 m Breite sowie eine Mindestlänge von 10 m für lineare Landschaftselemente;
- 2 m<sup>2</sup> und < 25m<sup>2</sup> für punktförmige Landschaftselemente (z. B. Einzelbäume und Sträucher).

Der für den jeweiligen Lebensraumtyp vorgesehene Geometrietyp (GT) ist in der adaptierten Lebensraumtypenliste in der Spalte GT definiert (siehe Anhang). Für manche Lebensraumtypen ist die Erfassung sowohl als linienförmiges als auch flächiges Landschaftselement zulässig. Für diese Lebensraumtypen sind in der Lebensraumtypenliste beide Geometrietypen angeführt. Als Grundregel gilt, dass linienhafte Landschaftselemente, die eine Flächengröße von 25 m<sup>2</sup> überschreiten (durchschnittliche Breite > 2,5 m und Gesamtlänge > 10 m) als flächenhafte Landschaftselemente zu kartieren sind.

Linienhafte Elemente können eine Unterbrechung von maximal 2 m aufweisen, wenn alle Teile gemeinsam eine Mindestlänge von 10 m umfassen.

### 4.3 Kartierungsunterlagen

Für die Kartierungsarbeiten wird vorgeschlagen, sämtliche Grundlagendaten passwortgeschützt in Form von Open Geospatial Consortium Webservices<sup>11</sup> zur Verfügung zu stellen. Dadurch wird eine Software-unabhängige Bearbeitung der durchzuführenden Kartierungsarbeiten gewährleistet. Konkret sollen sowohl die Orthofotos als auch die INVEKOS-Datensätze (Schlaggrenzen und AMA-Landschaftselemente) auf diese Art und Weise zur Verfügung gestellt werden.

**analoge Plots** Für die Kartierungsarbeiten im Feld werden die Daten in Form von analogen Plots aufbereitet. Zielmaßstab für die Feldkartierung und somit für die analogen Plots ist der Maßstab 1:2.500. Des Weiteren wird der für ÖBM-Kulturlandschaft adaptierte Lebensraumtypenschlüssel in Listenform mit kurzer Beschreibung des jeweiligen Lebensraumtyps zur Verfügung gestellt.

Um den Kartierenden die korrekte Identifizierung der Landschaftselemente im Feld zu erleichtern, ist eine Verfügbarmachung der Karteninhalte des Plots mittels einer mobilen Applikation mit GPS-Verortung geplant.

---

<sup>11</sup> <http://www.opengeospatial.org/>, zuletzt besucht am 01.08.2016

## 5 ERFASSUNG ESSENTIELLER BIODIVERSITÄTSVARIABLEN MITTELS FERNERKUNDUNG

### 5.1 Einleitung

Fernerkundung ist für ein Monitoring der Biodiversität mit Freilanderhebungen optimal zu kombinieren (TURNER 2014, PROENÇA et al. 2017) und ermöglicht die langfristige großflächige Erfassung von biodiversitätsrelevanten Daten (SKIDMORE et al. 2015). Diese können mittels Fernerkundung auf einer breiten Palette von räumlichen Maßstäben in einer konsistenten und wiederholbaren Weise über Landesgrenzen hinweg erhoben werden (TURNER 2014). Derzeit gibt es erste globale Bestrebungen im Rahmen der „Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Framework“ (GEO-BON), um Einigung darüber zu erzielen, wie diese Messungen in Variablen zu übersetzen sind, die für die Überwachung der biologischen Vielfalt am relevantesten sind (SKIDMORE et al. 2015, PROENÇA et al. 2017).

In Österreich werden derzeit durch das Umweltbundesamt die im Rahmen des COPERNICUS-Programms verfügbar gemachten Sentinel-2-Fernerkundungsdaten für die operative Nutzung bei naturschutzrelevanten Fragestellungen erprobt. Die Sentinel-Daten weisen eine räumliche Auflösung von 10 Meter auf. In der Endausbaustufe des Sentinel-2-Programms werden ab Mitte 2017 flächendeckende Daten für Österreich für jeden fünften Tag zur Verfügung stehen. Sentinel-2 wurde für die Zwecke des Landmonitorings konzipiert, zur Unterstützung von Hilfskräften während Naturkatastrophen (Emergency Services) sowie für sicherheitsrelevante Fragestellungen (Security Services). Dementsprechend sind die spektralen Eigenschaften der Sentinel-2-Daten auf diese Anwendungsfälle abgestimmt. Um die Sentinel-Daten für ein operatives Biodiversitätsmonitoring nutzen zu können, werden diese in einer hohen zeitlichen Auflösung benötigt (zumindest wöchentlicher Wiederholungszyklus). Derzeit befinden sich jene Algorithmen in Entwicklung, die für Zeitreihenanalysen von biodiversitätsrelevanten Indikatoren benötigt werden, um in weiterer Folge Veränderungen von Landschaftselementen detektieren zu können. Deshalb werden in Kapitel 5.2 die erarbeiteten Konzepte für ein fernerkundungsgestütztes Biodiversitätsmonitoring und eine erste Auswahl von biodiversitätsrelevanten Indikatoren dargestellt.

Auf europäischer Ebene werden operative Fernerkundungsdienste aufgrund der COPERNICUS-Verordnung der EU (EU Nr. 377/2014 vom 3. April 2014) angeboten. Wesentlicher Teil dieser Dienste ist die Zurverfügungstellung von hochauflösenden Daten zur Bodenversiegelung, Waldbedeckung, Wasserabdeckung und zu Grünland. Diese Produkte weisen eine Auflösung von 20 m x 20 m auf. Ergänzt werden diese europaweit zur Verfügung gestellten Produkte durch große Teile der Europäischen Union abdeckende sogenannte „lokale Datensätze“ zu städtischen Gebieten, Flussgebieten und Natura 2000-Schutzgebieten. Flächendeckende detailliertere Datensätze sind bis dato für Österreich noch nicht verfügbar, jedoch wird das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (BEV)

***Sentinel-2-Fernerkundungsdaten***

***EU-weite lokale Datensätze***

bis 2019 den ersten österreichweiten Datensatz nach den adaptierten Klassen des Landinformationssystems Österreich (LISA<sup>12</sup>) anbieten.

**Einsatz der Fernerkundungsdaten**

Im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft kommen daher Fernerkundungsdaten auf drei unterschiedlichen Ebenen zum Einsatz:

- Phänologische Charakterisierungen der Lebensraumtypen innerhalb der 625 m x 625 m Aufnahme­fläche;
- Landbedeckungsveränderungen auf Landschaftsebene rund um die Probefläche in einem 3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitt;
- österreichweite Analyse der Landbedeckungsveränderung anhand der EU-weit vorliegenden COPERNICUS-Produkte.

**Aufnahmeflächen**

Auf Ebene der 625 m x 625 m-Aufnahmeflächen werden Lebensraumtypen ab einer Flächengröße von 0,25 ha anhand phänologischer Indikatoren charakterisiert. Durch die kontinuierlichen Aufnahmen der Satellitenbilddaten im Wochenrhythmus werden temporale Profile erstellt, was die Entwicklung innerhalb eines Jahres charakterisiert und den Vergleich zwischen den Jahren ermöglicht.

**Landschaftsebene**

Für das Monitoring auf Landschaftsebene (3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitte, die konzentrisch rund um die Probefläche liegen) wurde das existierende LISA-Datenmodell erweitert. Damit können die aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten biodiversitätsrelevanten Variablen zur Erfassung von Änderungen von Ökosystemfunktionen (z. B. NDVI) und Ökosystemstrukturen (z. B. Landbedeckung) auf Landschaftsebene berücksichtigt werden (siehe Tabelle 19). In Kapitel 7.2 werden deshalb das LISA-Datenmodell sowie die notwendige Erweiterung für die Zwecke des Biodiversitätsmonitorings dargestellt.

**bundesweiter Maßstab**

Auf bundesweitem Maßstab kann die Auswertung der COPERNICUS-Dienste in 3-jährigen Abständen erfolgen, da die EU-Verordnung eine Aktualisierung dieser Datensätze im 3-Jahresrhythmus vorsieht. Dadurch können generelle Trends der Landschaftsveränderung flächendeckend charakterisiert werden. Dies dient zur Überprüfung, inwieweit Trends der Landbedeckungsveränderung, die innerhalb der 625 m x 625 m Aufnahme­flächen bzw. innerhalb der erweiterten 3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitte beobachtet werden, mit den österreichweiten Trends korrelieren.

Durch die fernerkundungsbasierten Auswertungen kann ÖBM-Kulturlandschaft daher in zeitlicher und flächiger Dimension sinnvoll ergänzt werden.

## 5.2 Fernerkundungsgestützte Indikatoren für ein Biodiversitätsmonitoring

Hinsichtlich der Frage, welche fernerkundungsgestützten Indikatoren speziell für das Biodiversitätsmonitoring geeignet sind, gibt es derzeit globale Bestrebungen zur Vereinheitlichung (SKIDMORE et al. 2015, PETTORELLI et al. 2016).

---

<sup>12</sup> LISA – Land Information System Austria:  
<http://www.landinformationssystem.at/de-at/lisa/ueberblick.aspx>

Eine internationale Forschungsgruppe, die sich dieser Fragestellung angenommen hat, stellt die “Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Framework” (GEO-BON) dar. Das Ziel der Gruppe ist es, durch den Zusammenschluss biodiversitätsrelevanten Akteure sowie die Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen, die Etablierung eines globalen Netzwerkes für den Einsatz von Fernerkundung in Biodiversitätsmonitorings voranzutreiben. Im Rahmen der Aktivitäten wurden “Essential Biodiversity Variables” (EBV) und deren Hauptkategorien definiert (vgl. Kapitel 2.2.1, PEREIRA et al. 2013). Aufbauend auf diesen Arbeiten wurden die spezifisch auf die Fernerkundung abgestimmten “Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables” (SRS-EBV) abgeleitet (PETTORELLI et al. 2016). Um sicherzustellen, dass die Ergebnisse des ÖBM-Kulturlandschaft auch im internationalen und globalen Kontext vergleichbar sind, wurden diese SRS-EBV für das österreichische Biodiversitätsmonitoring berücksichtigt (siehe Tabelle 19). Durch den Einsatz von fernerkundungsgestützten Methoden können vor allem Indikatoren, welche die Struktur und Funktion von Ökosystemen beschreiben, ermittelt werden. Hingegen können Aussagen zu den Hauptkategorien Populationen und Artenzusammensetzung nur durch Kartierungen von Lebensraumtypen und Erhebungen von Organismengruppen im Feld erfolgen (siehe Tabelle 19).

**Etablierung eines globalen Netzwerkes**

Tabelle 19: Durch GEO-BON definierte SRS-EBV (Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables; PETTORELLI et al. 2016) und deren Berücksichtigung im Rahmen des österreichischen Biodiversitätsmonitorings (Quelle: Umweltbundesamt).

EBV-Hauptkategorie	SRS-EBV-Variablen	Anwendung in ÖBM-Kulturlandschaft
genetische Zusammensetzung	derzeit keine definiert	derzeit nicht geplant
Populationen	derzeit keine definiert	organismische Erhebungen
Arteigenschaften	derzeit keine definiert	derzeit nicht geplant
Artenzusammensetzung	derzeit keine definiert	Erfassung der Lebensraumtypen & organismische Erhebungen
Ökosystemfunktionen	Anteil der für die Photosynthese absorbierten aktiven Einstrahlung	Normalized Vegetation Index (NDVI)
	Leaf Area Index	Leaf Area Index (LAI)
	Vegetationsphänologie	BOS (Begin of Season), LOS (Length of Season), EOS (End of Season)
	Bodenfeuchtigkeit	Moisture Index (MI)
	Überschwemmungen	Anzahl-Wasser-Bedeckt (nWB)
Ökosystemstruktur	Land Cover	LISA Bodenbedeckungsklassen <ul style="list-style-type: none"> <li>● Periodisch auftretende Bodenbedeckungsklassen (mehrmaliger Wechsel der Bodenbedeckung pro Vegetationsperiode)</li> <li>● Dauerhafte Bodenbedeckungsklassen (länger als eine Vegetationsperiode)</li> </ul> Anzahl der Grünlandschnitte (nGS) Anzahl der Bodenumbrüche (nBU)
	Forest Cover	Erfassung der Lebensraumtypen (625 x 625 m <sup>2</sup> Aufnahmeflächen) und BFW-Waldlayer
	Fractional Cover (z. B. Anteil der vegetationsbedeckten Fläche <sup>13</sup> )	derzeit nicht geplant

<sup>13</sup> <http://land.copernicus.eu/global/products/fcover>

### 5.3 Wesentliche Neuerungen des fernerkundungsgestützten Biodiversitätsmonitorings

**hohe zeitliche Auflösung der Daten**

Durch die Sentinel-2 Satellitengeneration stehen hochauflösende Satellitenbilddaten in einer hohen zeitlichen Auflösung zur Verfügung. In der Endausbaustufe von Sentinel-2 liegt für jeden beliebige Punkt der österreichischen Staatsfläche zumindest alle 5 Tage (in Überschneidungsbereichen der Satellitenbildszenen sogar alle 3 Tage) eine Satellitenbilddaufnahme vor. Da es sich bei Sentinel-2 um einen optischen Satelliten handelt, werden aufgrund der Wolkenbedeckung nur ausgewählte Aufnahmen für ein Biodiversitätsmonitoring geeignet sein. Basierend auf der Annahme, dass nur jede dritte Aufnahme wolkenfrei ist, würde für jede Monitoringfläche zweiwöchentlich eine Beobachtung zur Verfügung stehen. Diese hohe zeitliche Auflösung führt zu einem Paradigmenwechsel im Landmonitoring und ermöglicht neben dem Detektieren von Status-Änderungen auch das Erkennen gänzlich neuer Veränderungstypen der Bodenbedeckung.

**Spektralband im Red-edge-Bereich**

Eine Besonderheit im Vergleich zu den für ähnliche Aufgaben konzipierten Satellitenbildgenerationen der LANDSAT- und SPOT-Serie ist die Verfügbarkeit eines Spektralbandes im sogenannten Red-edge-Bereich, welcher gerade für vegetationsökologische Fragestellungen von Relevanz ist (siehe Abbildung 5).

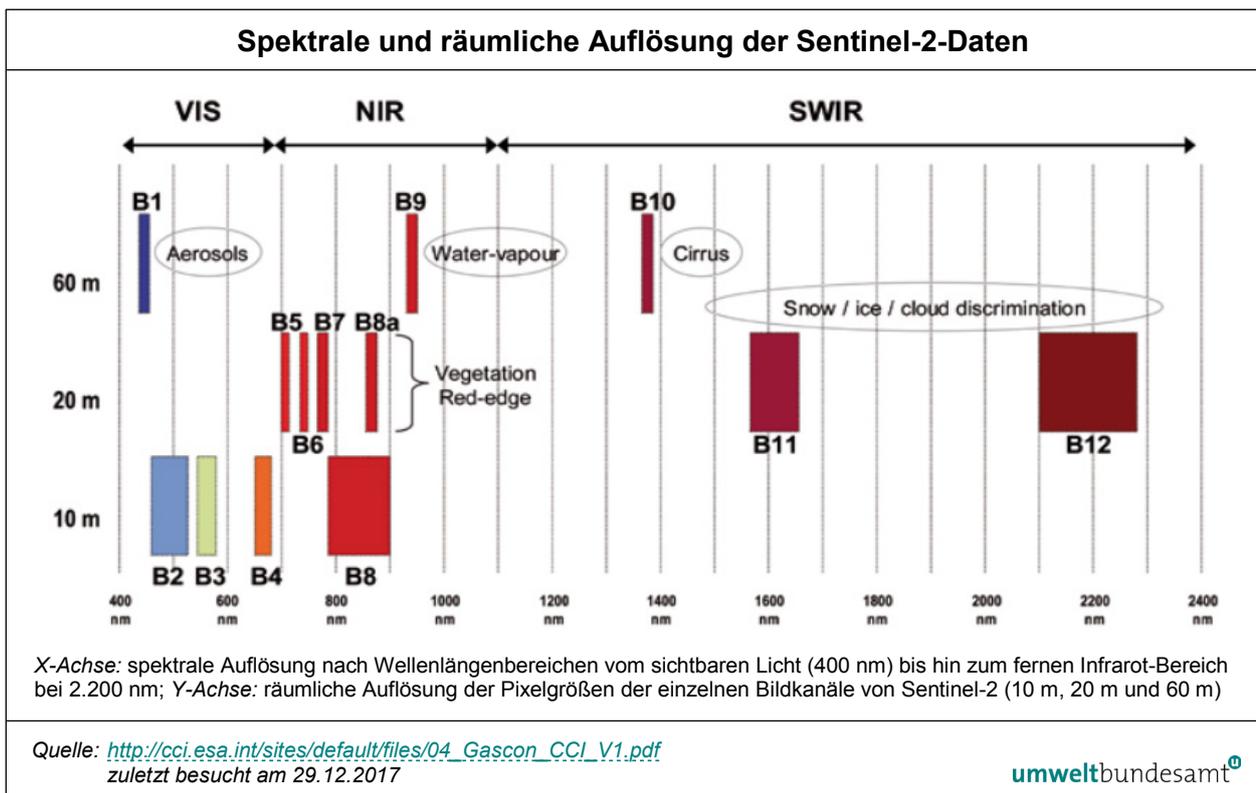


Abbildung 5: Spektrale und räumliche Auflösung der Sentinel-2-Daten. Durch den sogenannten Red-edge-Spektralkanal stehen neuartige Informationen speziell für vegetationsökologische Fragestellungen zur Verfügung.

Das Potenzial, welches die Sentinel-2-Daten speziell für vegetationsökologische und agrarische Fragestellungen aufweisen, ist anhand Abbildung 6 dargestellt. Im Rahmen der Studie „Sentinel-2 for Agriculture“<sup>14</sup> konnten die Sommerkulturen Mais und Sonnenblumen unter Zuhilfenahme der Red-edge-Informationen erfolgreich differenziert werden. Ziel dieses Projektes ist die Entwicklung von Algorithmen für eine Zeitreihenanalyse von Sentinel-2-Daten mit dem Ziel der Differenzierung von Agrikulturen.

Die hohe räumliche als auch zeitliche Auflösung sowie die neuen Informationen im Red-edge-Spektralbereich ermöglichen die Ableitung von biodiversitätsrelevanten Indizes, welche einerseits für die Charakterisierung von Landschaftselementen und andererseits für das Detektieren von Veränderungen auf Landschaftsniveau (3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitte) herangezogen werden.

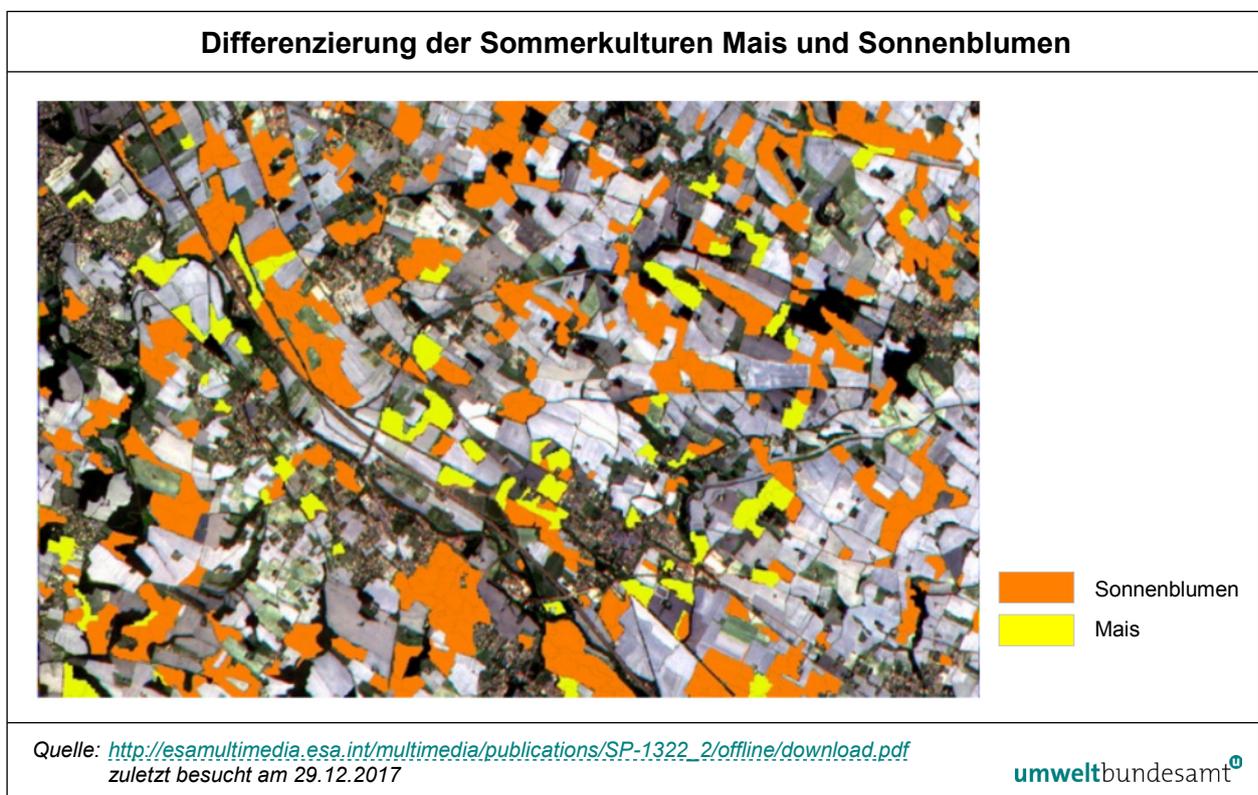


Abbildung 6: Erfolgreiche Differenzierung der Sommerkulturen Mais und Sonnenblumen im Projekt S2AGri (Sentinel-2 for Agriculture) durch die Verwendung des Red-edge-Spektralkanals. Toulouse (Frankreich) – 06.07.2015.

### 5.3.1 Paradigmenwechsel im Landmonitoring

Durch die in den Projekten LISA I und LISA II entwickelten Methoden und Produktionsketten ist es möglich, den Änderungstyp der „Status-Änderungen“ automatisiert zu detektieren. Beispiele für diesen Änderungstyp sind Rodungen, Bodenbrüche, Rutschungen, Versiegelung etc. Alle diese Status-Änderungen er-

#### **Status-Änderungen**

<sup>14</sup> weiterführende Informationen siehe:

<http://www.esa-sen2agri.org/SitePages/Objectives.aspx>, zuletzt besucht am 01.07.2016

folgen zu einem gewissen Zeitpunkt und führen zu einer abrupten Veränderung und dem Übergang von einer Bodenbedeckungsklasse in eine andere. Als Beispiel sind in Abbildung 7 zwei Zeitpunkte aus den Jahren 2001 und 2006 in der Region des Schigebietes Arlberg dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass es zwischen den beiden Zeitpunkten zu einer massiven Hangrutschung gekommen ist. Im Jahr 2006 ist somit ein neues Landschaftselement der Bodenbedeckungsklasse „Schotter/Sand“ im Landschaftselement „Grünbewuchs“ entstanden. Ein Großteil der anderen Landschaftselemente weist keine Veränderungen auf. Der konkrete Zeitpunkt dieser Status-Änderung konnte aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung bisher nicht genau bestimmt werden. Durch die zeitlich hohe Auflösung der Sentinel-2-Daten kann der Zeitpunkt der Status-Änderung jedoch mit einer Genauigkeit von ca. 2 Wochen abgeleitet werden.

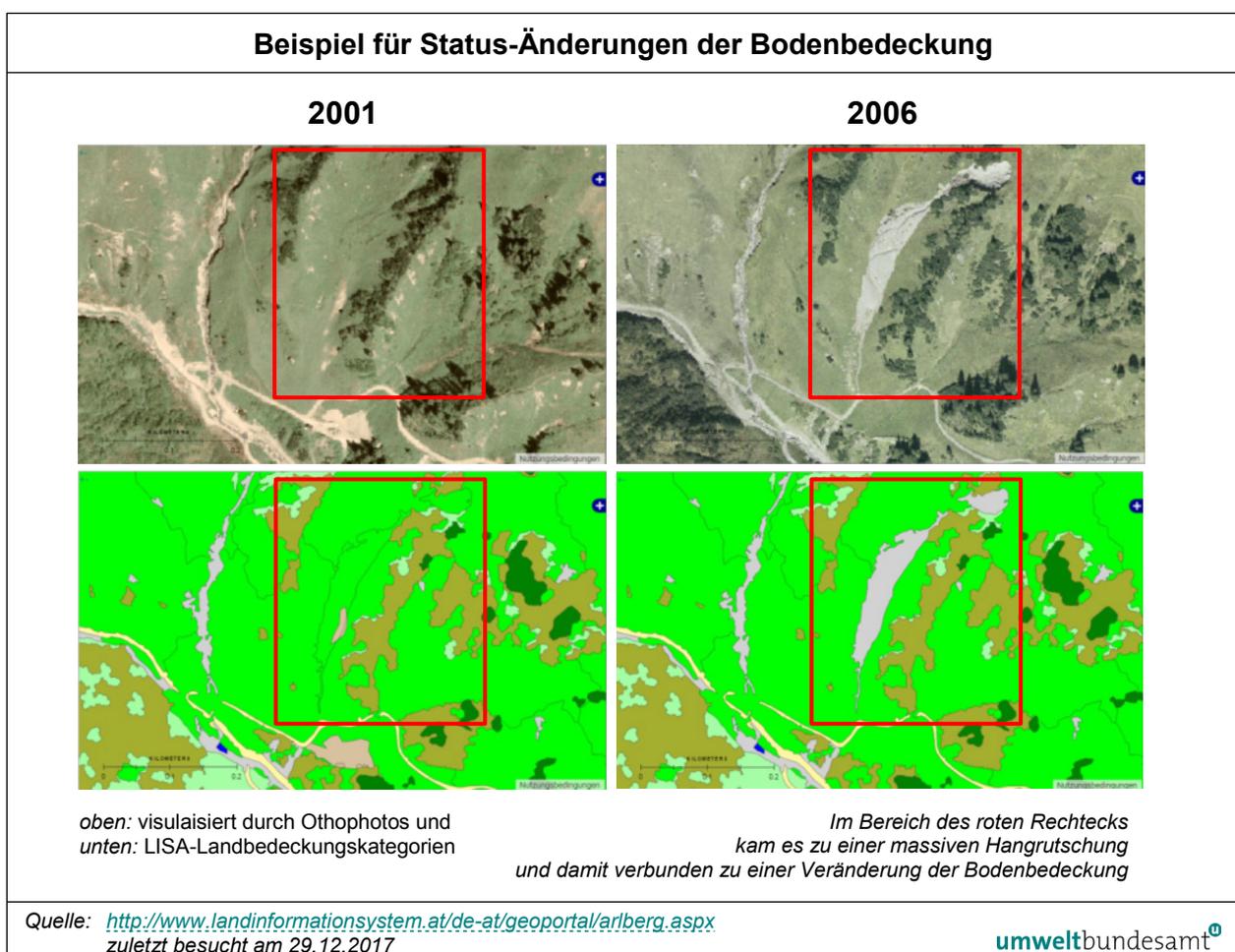


Abbildung 7: Beispiel für Status-Änderungen der Bodenbedeckung von 2001 und 2006 im Bereich des Schigebietes am Arlberg, Tirol.

Neben dem Änderungstyp „Status-Änderungen“ existieren die Änderungstypen „Saisonale Änderungen“ und „Kontinuierliche Änderungen“ (siehe Abbildung 8).

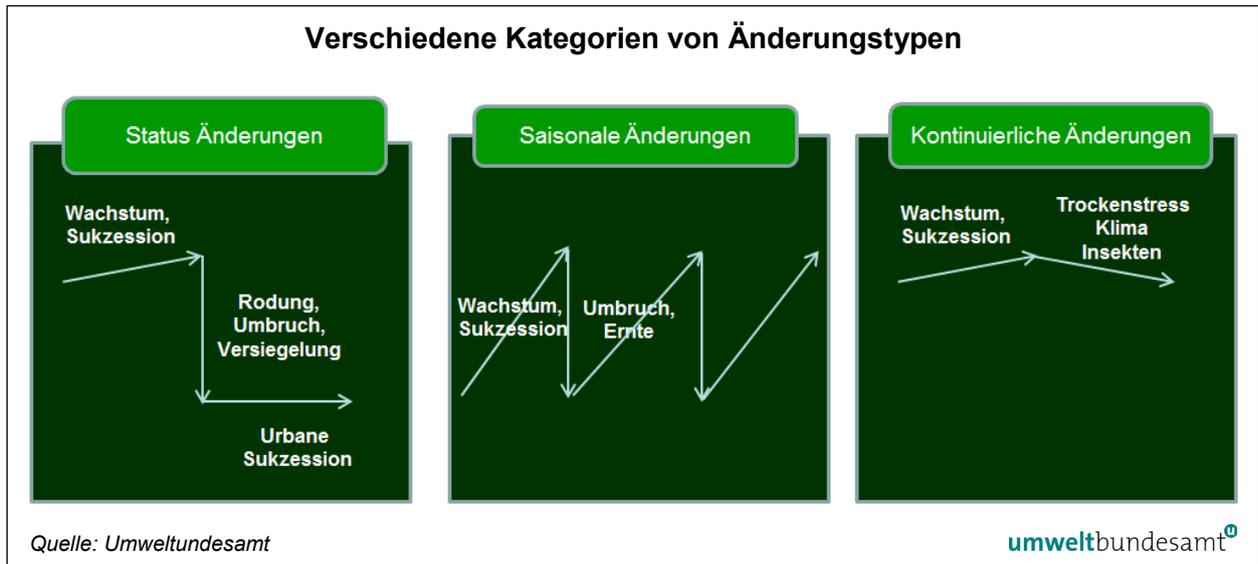


Abbildung 8: Verschiedene Kategorien von Änderungstypen: Status-Änderungen, Saisonale Änderungen und Kontinuierliche Änderungen.

Der Beobachtungszeitraum für den Änderungstyp „Saisonale Änderung“ entspricht im Normalfall einer Vegetationsperiode in einem Kalenderjahr. Typische Landschaftselemente, die einen derartigen Änderungstyp aufweisen, sind vor allem agrarisch genutzte Flächen. Ein typisches Beispiel wäre die Fruchtfolge, die während einer Vegetationsperiode zur zyklischen Abfolge der Bodenbedeckungsklasse „Grünbewuchs“ und „Offener Boden“ führt (vgl. Kapitel 5.3.2, Abbildung 9).

**Saisonale Änderung**

Hingegen finden sich der Änderungstyp der „Kontinuierlichen Änderungen“ meist bei halbnatürlichen Landschaftselementen. Diese sind oftmals vom Menschen beeinflusst, aber nicht in abrupter Art und Weise. Der Beobachtungszeitraum für diesen Veränderungstyp beträgt im Normalfall mehrere Jahre. Typische Beispiele sind die Veränderungen der Pflanzengesellschaften in Mooren durch Entwässerungen oder bei Trockenrasen durch anthropogene Beeinflussungen wie Schadstoffeinträge. Während für den Änderungstyp der „Saisonalen Änderungen“ vor allem die zeitlich hohe Verfügbarkeit von Satellitenbilddaten eine Voraussetzung darstellt, stellt für den Veränderungstyp „Kontinuierliche Änderungen“ das Vorhandensein einer langen konsistenten Zeitreihe von Satellitenbilddaten mit vergleichbaren räumlichen und spektralen Eigenschaften eine Grundvoraussetzung dar.

**Kontinuierliche Änderungen**

Da das Sentinel-2-Programm erst ab 2017 im vollen Umfang zur Verfügung steht, können saisonale Änderungen erst ab diesem Zeitpunkt berechnet werden. Für langfristige kontinuierliche Änderungen werden zumindest 3–4 Jahreszeiträume benötigt, um sinnvolle Aussagen treffen zu können. Dies kann für großflächigere Lebensraumtypen (ab 1 ha) durchaus schon jetzt durchgeführt werden, da hierbei auf andere Satellitenaufnahmesysteme zurückgegriffen werden kann (z. B. Landsat TM). Für kleinflächigere Lebensraumtypen (0,25–1 ha) kann eine Änderung jedoch erst ab ca. 2021 festgestellt werden; angesichts der langfristigen Konzeption von ÖBM-Kulturlandschaft ist es dennoch sinnvoll, diese Aspekte bereits jetzt zu berücksichtigen. In weiterer Folge wird daher die prinzipielle Vorgangsweise des Detektierens dieser Änderungstypen dargestellt.

### 5.3.2 Detektieren der Veränderungstypen „Saisonale Änderungen“ und „Kontinuierliche Änderungen“

Satellitenbilddaten in einer hohen zeitlichen Auflösung sind eine der Grundvoraussetzungen für ein erfolgreiches Monitoring des Änderungstyps „Saisonale Änderungen“. Durch die zeitlich hohe Auflösung kann der komplette Jahresverlauf von Vegetationsparametern (z. B. Normalized Vegetation Index – NDVI) für ein Landschaftselement dargestellt werden (siehe Abbildung 9).

Durch die Analyse des zeitlichen Verlaufes des NDVI können verschiedene biodiversitätsrelevante Indikatoren abgeleitet werden. Konkret wird zurzeit von mehreren namhaften Software-Herstellern an Algorithmen gearbeitet, die vor allem für den Änderungstyp „Saisonale Veränderungen“ folgende Indikatoren automatisiert ableiten können:

#### **Indikatoren für Saisonale Veränderung**

- Vegetationsbeginn (BOS – Beginn of Season),
- Vegetationsdauer (LOS – Length of Season),
- Vegetationsende (EOS – End of Season),
- Anzahl der Grünlandschnitte (nGS),
- Anzahl der Bodenumbrüche (nBU),
- Anzahl der temporären Überflutungen (nWB),
- Dauer und Zeitpunkt der durch die Fruchtfolge bedingten zyklisch auftretenden temporären Bodenbedeckungsklassen.

#### **Kontinuierliche Veränderung**

Für die Beobachtung und das Monitoring des Veränderungstypen „Kontinuierliche Veränderung“ werden in erster Linie mehrjährige Zeitreihen der Indizes Normalized Vegetation Index (NDVI), Leaf Area Index (LAI) und Moisture Index (MI) analysiert. Durch diese Analyse können Trends abgeleitet werden, die wiederum über das Auftreten kontinuierlicher Veränderungen Aufschluss geben. Im Beispiel in Abbildung 10 wird für einen Trockenrasen eine Zeitreihe des NDVI für eine Dauer von vier Vegetationsperioden simuliert. Im Beobachtungszeitraum kommt es zu einem kontinuierlichen Abfall des Maximalwertes des NDVI. Des Weiteren lässt sich anhand der phänologischen Parameter eine Verkürzung der Vegetationsperiode ablesen. Die Veränderung dieser Indikatoren lässt darauf schließen, dass die Pflanzengesellschaft an diesem Trockenrasenstandort einer Veränderung unterworfen ist.

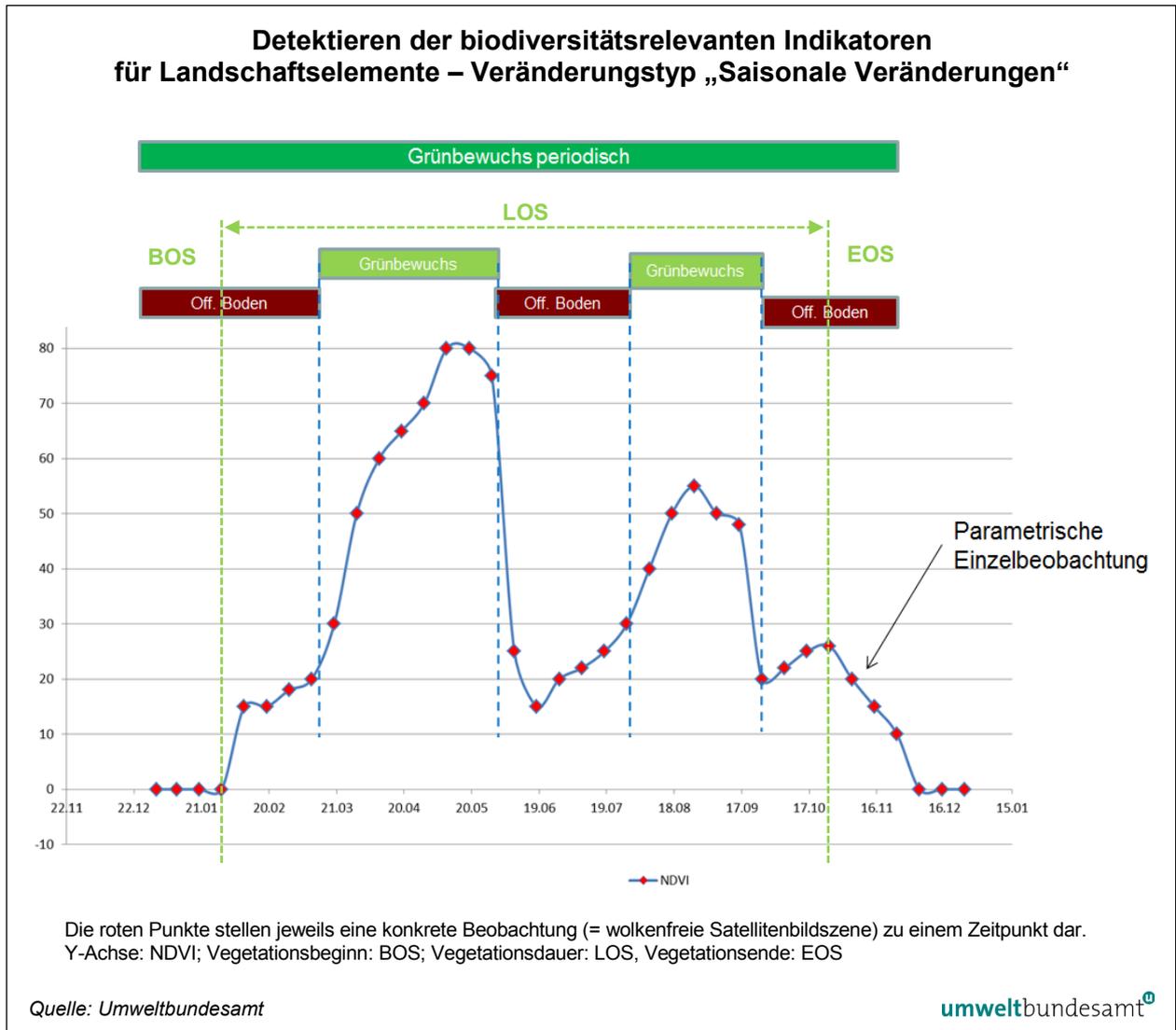


Abbildung 9: Detektieren der biodiversitätsrelevanten Indikatoren für Landschaftselemente, die den Veränderungstyp „Saisonale Veränderungen“ aufweisen. In dieser Simulation wird angenommen, dass alle zwei Wochen eine Beobachtung (= wolkenfreies Satellitenbild) vorliegt (vgl. Kapitel 5.2).

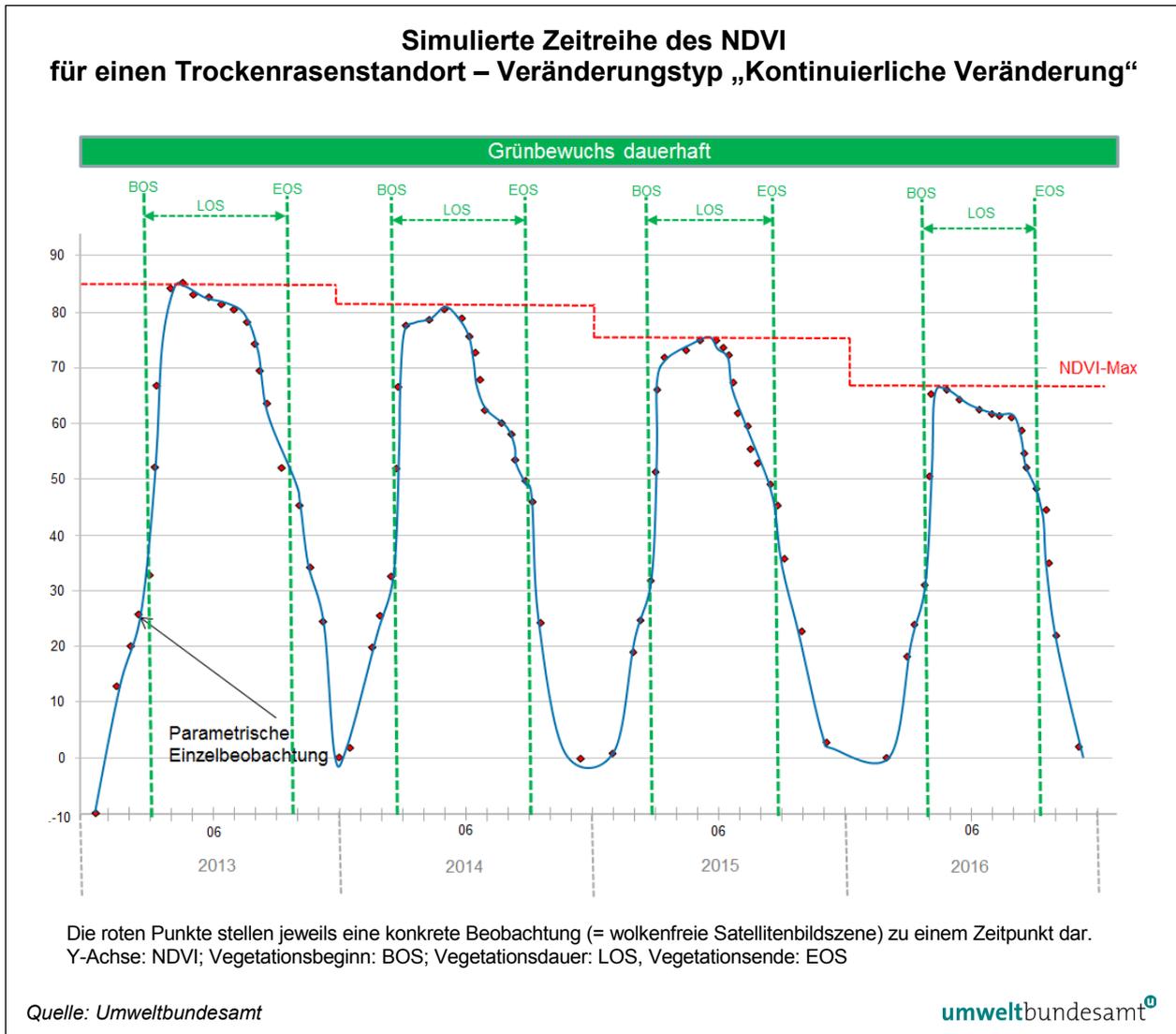


Abbildung 10: Simulierte Zeitreihe des NDVI (Y-Achse) für einen Trockenrasenstandort. Beispiel für das Detektieren von biodiversitätsrelevanten Indikatoren für Landschaftselemente, die den Veränderungstyp „Kontinuierliche Veränderung“ aufweisen.

### 5.3.3 Methodik der Generierung von aussagekräftigen, robusten und konsistenten Geometrien (Bodenbedeckungselementen)

Eine weitere Grundvoraussetzung für das Monitoring der neu erfassbaren Veränderungstypen ist das Sicherstellen von zuverlässigen, aussagekräftigen Abgrenzungen (= Geometrien) der Landschaftselemente, welche letztendlich die Beobachtungseinheiten für die Landschaftscharakterisierung und das Monitoring der Biodiversität auf Landschaftsniveau repräsentieren.

Seit Juni 2016 stehen dazu INVEKOS-Datensätze (siehe Kapitel 4.1.3) als freies INSPIRE-Download-Service für die Zwecke des Landschaftsmonitorings zur Verfügung. Um aussagekräftige Schlagabgrenzungen in landwirtschaftlichen Gebieten zu erhalten, wird derzeit in LISA eine Methodik entwickelt, die nicht ausschließlich auf der Ableitung der Schlagabgrenzungen aus Fernerkundungsdaten basiert, sondern hochwertige Geometrien der öffentlichen Verwaltung berücksichtigt. Konkret werden die Schlagabgrenzungen der INVEKOS-Daten sowie die Siedlungsgrenzen der digitalen Katastralmappen (DKM) übernommen und ein für das Biodiversitätsmonitoring optimierter Hybriddatensatz erstellt. Die Erstellung des Hybriddatensatzes wird in Kapitel 7.2 dargestellt.

Die Ableitung von aussagekräftigen Geometrien in landwirtschaftlichen Regionen wurde als eine Schwachstelle der Methodik in den LISA-Projekten identifiziert (siehe Abbildung 11). Da als Ausgangsdatsatz für die Bildsegmentierung nur ein Zeitpunkt zur Verfügung steht, wurden vor allem im landwirtschaftlichen Bereich die für das Biodiversitätsmonitoring benötigten Bewirtschaftungseinheiten (Schläge) nicht ausreichend abgegrenzt. Oftmals werden deshalb Feldstücke, die zwar eine unterschiedliche Fruchtfolge aufweisen, aber zum jeweiligen Aufnahmedatum des Luftbildes gerade keine Vegetation oder dasselbe Vegetationsstadium und somit die gleichen biophysikalischen Eigenschaften aufwiesen, als ein Objekt erfasst (siehe Abbildung 11).

Dasselbe Problem kann bei Grünlandflächen beobachtet werden, die zum Aufnahmezeitpunkt einen ähnlichen Vegetationsstatus aufweisen, prinzipiell jedoch unterschiedlich bewirtschaftet werden. Die Berücksichtigung der INVEKOS-Daten ermöglicht neben der besseren Abgrenzung auch eine detaillierte thematische Differenzierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bisher war lediglich eine Differenzierung der Bodenbedeckungskategorie „Grünbewuchs“ und „Offener Boden“ möglich (siehe Abbildung 11a, b). Wie bereits im Kapitel 5.3.2 angeführt, wird durch die Berücksichtigung mehrerer Zeitpunkte eine Differenzierung der Kategorien „Grünbewuchs dauerhaft“ (= Grünlandbewirtschaftung) und „Grünbewuchs periodisch“ (= Ackerbau) ermöglicht (siehe auch Abbildung 10).

**detailliertere  
Differenzierung  
wird möglich**

### Differenzierung der Bodenbedeckungskategorien „Grünbewuchs“ und „Offener Boden“

a.



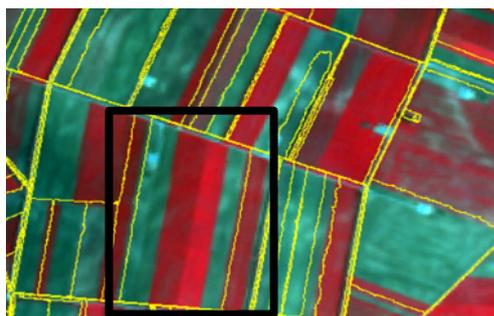
a.: Resultierende Abgrenzung von Flurstücken unter Verwendung der alten LISA-Methodik. Im Bereich des blauen Rechtecks (und in anderen Bereichen) konnten nicht die korrekten Schlaggrenzen ausgewiesen werden.

b.

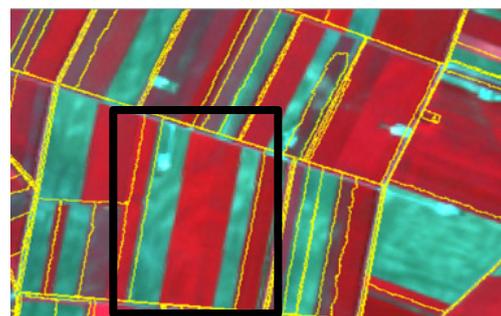


b.: Neben der mangelnden Abgrenzung von Schlägen ist auch die Differenzierung in „Offener Boden“ und „Grünbewuchs“, welche willkürlich und ausschließlich vom jeweiligen Aufnahmezeitpunkt beeinflusst wird, für die Zwecke des Biodiversitätsmonitorings nicht ausreichend.

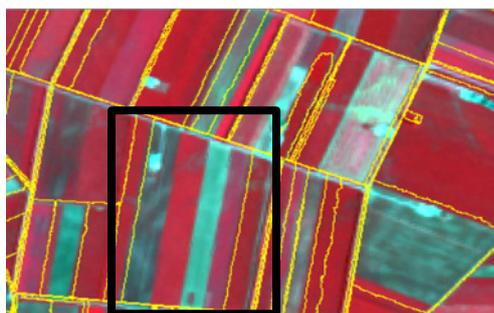
c.



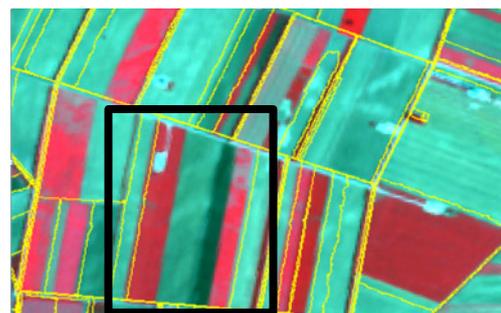
13. April



8. Mai



12. Juni



10. September

c.: Probleme bei der Abgrenzung von Flurstücken mit unterschiedlichen Fruchtfolgen (schwarze Rechtecke). Durch die Berücksichtigung der INVECOS Geometrien wird eine korrekte Abgrenzung der Flurstücke sichergestellt.

Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt<sup>®</sup>

Abbildung 11: Differenzierung der Bodenbedeckungskategorien „Grünbewuchs“ und „Offener Boden“.

Deshalb wird im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings die LISA-Methodik entsprechend weiterentwickelt und adaptiert. Bei der Erstellung des Hybriddatensatzes werden die Schlagabgrenzungen des INVEKOS-Datensatzes berücksichtigt. Des Weiteren werden die aus Luftbildern schwer abgrenzbaren Siedlungsgrenzen aus der digitalen Katastralmappe (DKM) extrahiert. Der gesamte Prozess der Erstellung eines Hybriddatensatzes ist in Abbildung 12a–e dargestellt.

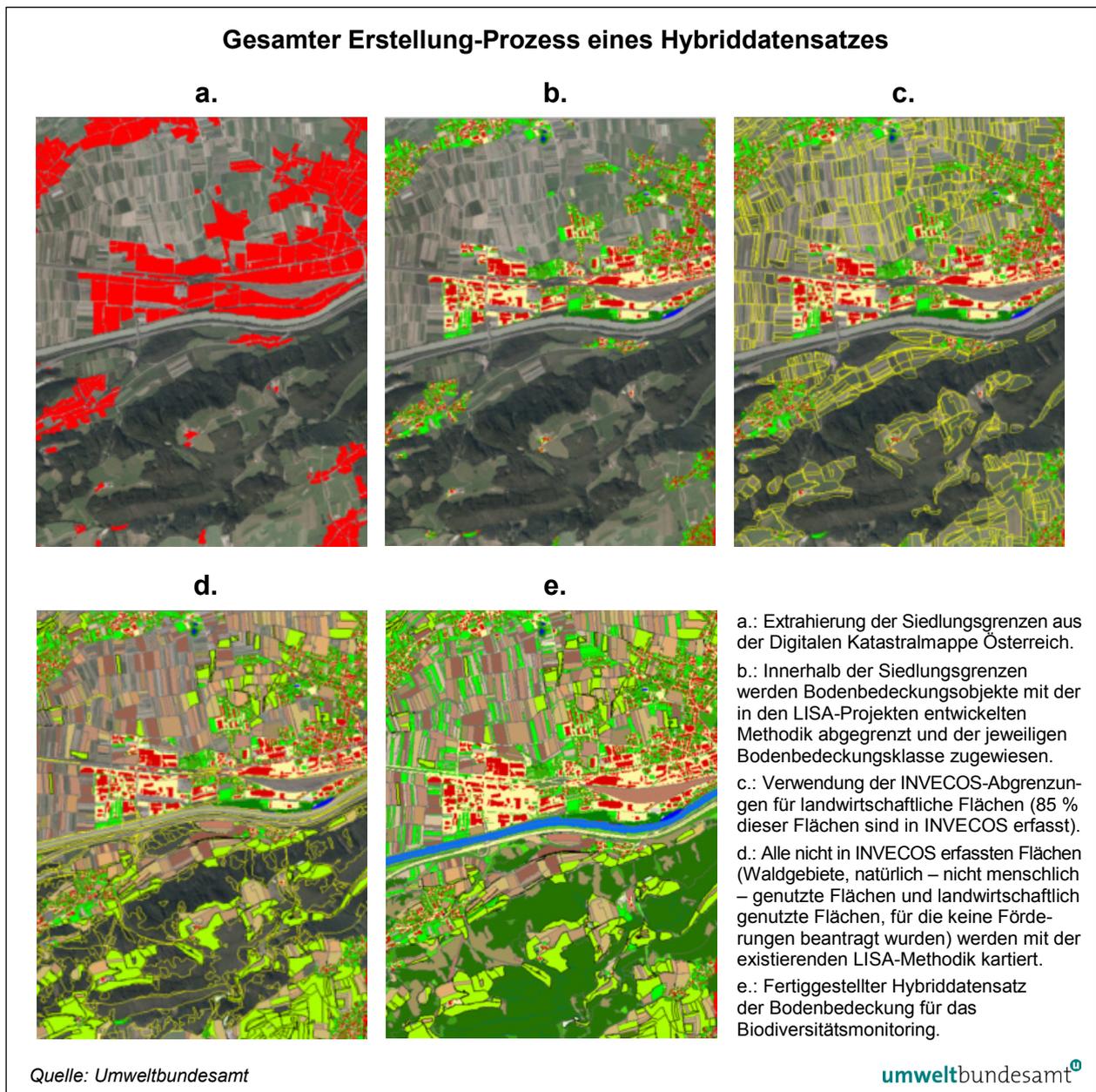


Abbildung 12: Gesamte Prozess der Erstellung eines Hybriddatensatzes.

## **5.4 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft**

Durch das von der ESA koordinierte und langfristig abgesicherte Sentinel-2-Programm stehen erstmals Satellitenbilddaten für ein effizientes und ressourcenschonendes operatives Biodiversitätsmonitoring zur Verfügung. Um sicherzustellen, dass die österreichischen Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings auch international vergleichbar sind, werden die von der Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (GEO-BON) angeführten Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables (SRS-EBV) für das österreichische Biodiversitätsmonitoring berücksichtigt. Anhand der dargestellten Methodik können für ÖBM-Kulturlandschaft durchgeführt werden:

1. phänologische Charakterisierungen der Lebensraumtypen innerhalb der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen,
2. die Erfassung von Änderungen von Ökosystemfunktionen (z. B. NDVI) und Ökosystemstrukturen (z. B. Landbedeckung) (siehe Tabelle 19) auf Landschaftsebene rund um die Probestfläche in einem 3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitt sowie
3. eine österreichweite Analyse der Landbedeckungsveränderung anhand der EU weit vorliegenden COPERNICUS-Produkte.

## 6 DESIGN DES MONITORINGS UND STICHPROBEN-AUSWAHL

### 6.1 Monitoring: Stichproben in Zeit und Raum

#### 6.1.1 Wiederholungen entlang der Zeitachse

Um Biodiversitätstrends, d. h. Änderungen in der Biodiversität mit der Zeit, erfassen zu können, ist es für ein Biodiversitätsmonitoring von großer Notwendigkeit, eine feine Auflösung von Daten entlang der Zeitachse zu erhalten, d. h., die Intervalle zwischen den einzelnen Erhebungen möglichst kurz zu halten. Beim relativ kleinen Staatsgebiet Österreichs kann es zusätzlich dazu kommen, dass Störfaktoren wie vorherrschende Großwetterlagen (z. B. Hitzeperioden, Dürren, nasskalte Wetterphasen) vor oder während des Erhebungszeitraums die Organismenvielfalt eines Großteils der Erhebungsflächen beeinflussen. Nur durch genügend zeitliche Replikate kann das Signal (d. h. der tatsächliche Biodiversitätstrend) ausreichend von diesen Störfaktoren getrennt werden.

***klimatische  
Störfaktoren***

#### 6.1.2 Wiederholungen innerhalb eines Jahres

Für Organismengruppen, bei denen bei einzelnen Erhebungsdurchgängen eine relevante Zahl an Arten durch phänologische und andere Faktoren nicht aufgefunden wird (vgl. KÉRY et al. 2009; das gilt z. B. für die meisten Tiergruppen), ist es außerdem sinnvoll, mehrere Erhebungsdurchgänge im Jahresverlauf durchzuführen. Dadurch werden der Anteil der gefundenen Arten höher, die Vergleichbarkeit der Erhebungsdaten besser und es ermöglicht die Berechnung von Detektionsraten, mit deren Hilfe die tatsächlichen Artenzahlen berechnet werden könnten (KÉRY & SCHMIDT 2008, KÉRY et al. 2009). KÉRY et al. (2009) nennen als Richtwert 2 bis 5 Wiederholungen pro Jahr.

#### 6.1.3 Räumliche Replikate

Gleichzeitig zu den zeitlichen Wiederholungen ist es für eine ausreichende räumliche Abdeckung der gesamten offenen Kulturlandschaft Österreichs ebenso wichtig, ausreichend Erhebungen in den verschiedensten österreichischen Kulturlandschaftstypen zu tätigen. Ansonsten könnte es dazu kommen, dass einzelne Kulturlandschaftstypen nicht mehr adäquat abgedeckt sind und dass durch eine geringe Gesamtstichprobe die Aussageschärfe verringert wird (vgl. Power-Analysen). Die Aussageschärfe ist grundsätzlich abhängig von der Macht («statistical power») des statistischen Testverfahrens, der Streuung der Einzelwerte und der Stichprobengröße. Die Streuung der Messwerte ist durch die Heterogenität der Artenvielfalt von Landschaften und Nutzungen bestimmt und lässt sich durch das Monitoringprogramm bei gegebener Grundgesamtheit nicht beeinflussen (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Wenn das bestmögliche Berechnungsverfahren ausgewählt ist, lässt sich die Aussageschärfe nur noch mit einer entsprechend großen Zahl von Aufnahmeflächen steuern. Die Zahl der Probeflächen ihrerseits bestimmt direkt die Bearbeitungskosten (kostenrelevant sind in erster Linie die Feldaufnahmen – die Organisation und die Auswertung der Aufnahmen sind kaum vom Messnetzumfang abhängig (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014).

***Aussageschärfe***

#### 6.1.4 Intervall zwischen den Erhebungsjahren für ÖBM-Kulturlandschaft

Es ist aus diesen Gründen notwendig, einen optimalen Ausgleich zwischen zeitlichen und räumlichen Replikaten zu erzielen. Bei der angestrebten räumlichen Stichprobe von  $n = 150$  bis 200 Probeflächen für die gesamte offene Kulturlandschaft Österreichs sind zeitliche Replikate alle drei Jahre zielführend. Erhebungen zu Tiergruppen, v. a. jene für Tagfalter (vgl. PASCHER et al. 2011) sollten, wenn möglich, einmal pro Erhebungsjahr repliziert werden (KÉRY et al. 2009). Ausreichend abgesicherte Erkenntnisse sind jedenfalls erst nach dem dritten Gesamterhebungsdurchgang zu erwarten, rasche Erkenntnisse zum Biodiversitätstrend wären allerdings wünschenswert. Deshalb könnte während einer Anlaufphase von sechs Jahren das 3-Jahres-Intervall auf zwei Jahre reduziert werden.

#### 6.1.5 Staffelung der Freilanderhebungen

Ein weiterer zeitlicher Aspekt bezieht sich auf die praktische Durchführung. Es erscheint vorteilhaft, wenn die Erhebungen an den Standorten nicht in einem Jahr konzentriert durchgeführt werden, sondern auf mehrere Jahre aufgeteilt (= gestaffelt) werden (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014, HERZOG & FRANKLIN 2016). Diese Staffelung sollte für ÖBM-Kulturlandschaft folgendermaßen erfolgen:

Auf 2 Jahre aufgeteilte Freilanderhebungen im Dreijahresintervall, d. h.

- im Jahr „n“ Erhebung auf 50 % der Standorte;
- im Jahr  $n+1$  Erhebung in den anderen 50 % der Standorte;
- im Jahr  $n+2$  keine Erhebungen;
- im Jahr  $n+3$  Erhebung derselben 50 % der Standorte wie im Jahr  $n$ ;
- im Jahr  $n+4$  Erhebung derselben 50 % der Standorte wie im Jahr  $n + 1$ ;
- im Jahr  $n+5$  keine Erhebungen;
- etc.

##### **Vorteile einer Staffelung**

Die Auswahl der 50 % Standorte für Jahr  $n$  bzw. Jahr  $n + 1$  sollte dabei eine Zufallsauswahl sein. Folgende Vorteile könnten dadurch erzielt werden (vgl. KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014, HERZOG & FRANKLIN 2016):

- Der Aufwand lässt sich gleichmäßiger über die Jahre verteilen und die kontinuierlichere Arbeit führt zu besser eingeschulten Erhebungsteams und besserer Datenqualität.
- Extreme jährliche Schwankungen (z. B. bedingt durch die Großwetterlage) werden geglättet.
- Die Datenabdeckung für zwei Drittel aller Jahre ergibt zusätzliche Analysemöglichkeiten, z. B. zu Trends häufiger Einzelarten.
- Eine aktuelle Berichterstattung ist jährlich möglich.

## 6.2 Erhebungsdesign

### 6.2.1 Raster, Grundgesamtheit und Stichprobe

Das optimale Design für ein Biodiversitätsmonitoring der offenen Kulturlandschaft stellt eine Zufallsstichprobe aus der Grundgesamtheit der offenen Kulturlandschaft dar, die sowohl Gebiete mit extensiven Nutzungsformen als auch jene mit intensiver Landwirtschaft beinhaltet (HERZOG & FRANKLIN 2016). Die grundlegende Auswahl der zu beprobenden Aufnahmeflächen des ÖBM-Kulturlandschaft orientiert sich am statistischen Design, das bereits 2008 im Rahmen der Projekte MOBI (BOGNER & HOLZNER 2005) und dem ÖPUL-Rasterprojekt (UMWELTBUNDESAMT 2005b; WRBKA et al. 2008) konzipiert wurde. Die Größe der Landschaftsproben sollte dabei dem Strukturreichtum der Landschaft entsprechen. So werden in Nordamerika größere Erhebungsflächen benötigt als in Mitteleuropa (HERZOG & FRANKLIN 2016).

**Auswahl der Aufnahmeflächen**

Die Basis bildet eine stratifizierte Zufallsauswahl im 1 x 1 km<sup>2</sup> Raster der Statistik Austria. Da systematische Biodiversitätsuntersuchungen in der offenen Kulturlandschaft ein komplementäres Monitoringsystem zu den langfristigen Inventuren im österreichischen Wald (ÖWI) darstellen, wurde in der Konzeption des Stichprobendesigns größter Wert darauf gelegt, dass der Grundraster der ÖWI bestmöglich berücksichtigt wird. Der Wert eines Monitoringsystems steigt mit der Anzahl der Wiederholungen, da erst aus wiederholten Aufnahmen Informationen zu Veränderungen ableitbar sind. Daher wurden, neben der Kompatibilität zur ÖWI, auch die österreichweiten systematischen (historischen) Stichprobenaufnahmen im Rahmen der österreichischen Kulturlandschaftsforschung (SINUS; PETERSEIL et al. 2004) berücksichtigt.

**stratifizierte Zufallsauswahl**

Ein weiterer wichtiger operativer Bestandteil des Biodiversitätsmonitorings sind die bereits einmal erstellten 100 Aufnahmen im Rahmen des Projektes BINATS (PASCHER et al. 2010). Die BINATS-Aufnahmeflächen repräsentieren die Biodiversität im ackerbaudominierten Teil der offenen Kulturlandschaft. Unter der Annahme, dass es für die BINATS-Erhebungsflächen zukünftig ein Monitoring gibt, können die im gegenständlichen Konzept geplanten Aufnahmeflächen auf den Anteil der Kulturlandschaft verteilt werden, der nicht durch BINATS abgedeckt sind.

**BINATS-Aufnahmeflächen**

Um die statistische Vergleichbarkeit und Auswertbarkeit der erhobenen Daten zu gewährleisten, werden permanente Stichprobenflächen verwendet. In einem dauerhaft eingerichteten Netz können Änderungen mit permanenten Aufnahmeflächen präziser ermittelt werden. Die Varianz bei Wiederholungsaufnahmen zwischen Stichprobenpunkten ist geringer und ein paarweiser Mittelwertvergleich ist möglich. Bei gegebener Stichprobenanzahl können deshalb mit einem permanenten Stichprobennetz im Vergleich zu einem temporären Stichprobennetz bereits geringere Unterschiede erkannt werden (vgl. auch Kapitel 6.3: Power-Analyse).

**permanente Stichprobenflächen**

Die Stichprobenflächen sind hierarchisch angeordnet:

- Fernerkundungsbasierte Landschaftserhebung: 3 x 3 km<sup>2</sup> Landschaftsausschnitte,
- Stichprobenauswahl: 1 x 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen,
- Lebensraumtypenerhebung: 625 m x 625 m Aufnahmeflächen,
  - pro Aufnahmefläche: 10 Aufnahmepunkte (als Mittelpunkt der Erhebungen der Organismengruppen).

### 6.2.2 Projektdefinition der „offenen Kulturlandschaft“

Unter der offenen Kulturlandschaft wird die Gesamtheit der landwirtschaftlichen Nutzfläche verstanden, die sich außerhalb von geschlossenen Waldbeständen, Siedlungs- und Verkehrsflächen, Wasserflächen und vegetationsfreien bzw. -armen Naturlandschaften befindet.

Die operative Bestimmung der „offenen Kulturlandschaft“ wird anhand von Landschaftsausschnitten im 1 km<sup>2</sup> Raster der Statistik Austria bewertet. Grundlage für die Ermittlung des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist dabei eine kombinierte Auswertung aus INVEKOS-GIS-Daten (exklusive Almweideflächen) und Informationen der Grundstücksdatenbank zur Nutzung der Almen. Als Grenzwert für die Berücksichtigung in der Grundgesamtheit der Rasterzellen von ÖBM-Kulturlandschaft wurde ein Mindestanteil von 50 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle definiert.

### 6.2.3 Ansatz zur Auswahl der Zufallsstichprobe

Die Auswahl der Zufallsstichprobe erfolgte folgendermaßen (siehe Abbildung 13):

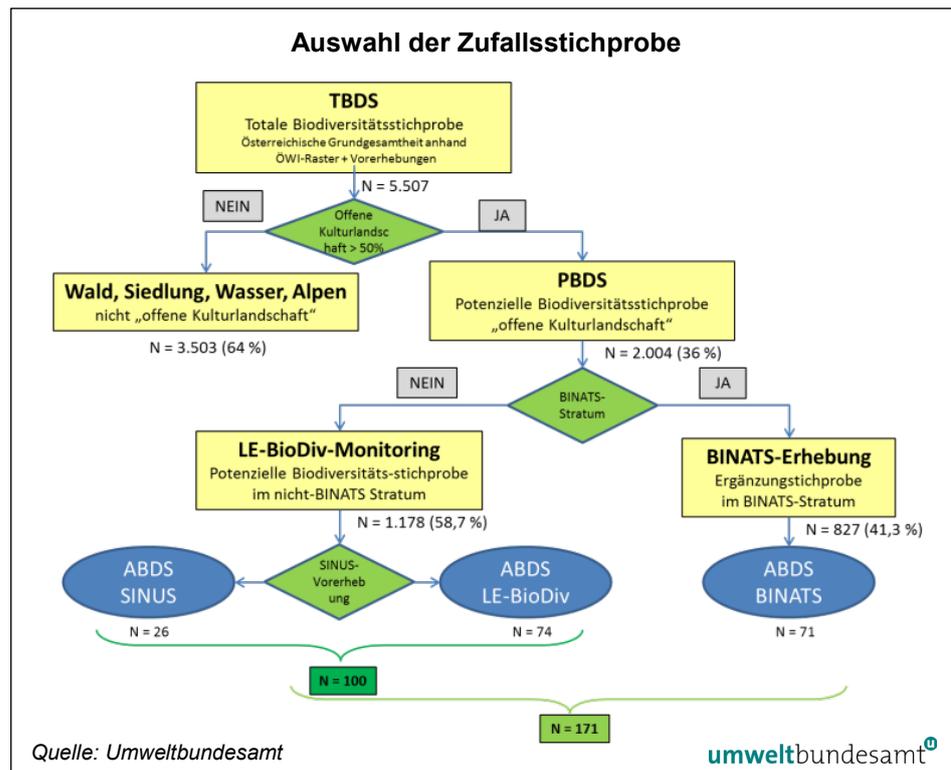
**Totale Biodiversitätsstichprobe**

Zur Auswahl der Zufallsstichprobe wurde eine Totale Biodiversitätsstichprobe (TBDS) definiert. Diese österreichweite Grundgesamtheit aller Stichprobenflächen basiert auf dem Raster der Österreichischen Waldinventur (ÖWI); vereinzelt wurden ÖWI-Punkte durch Punkte ersetzt, an denen Vorerhebungen (SINUS, BINATS) durchgeführt wurden.

**Potenzielle Biodiversitätsstichprobe**

Die Potenzielle Biodiversitätsstichprobe (PBDS) ist jene Auswahl aus der Totalen Biodiversitätsstichprobe, die das ≥ 50 % Kriterium der landwirtschaftlichen Nutzfläche (vgl. Kapitel 6.2.2) erfüllen.

Abbildung 13: Schema zur Auswahl der Zufallsstichprobe für das österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft.



Diese Potenzielle Biodiversitätsstichprobe wurde in ein BINATS-Stratum und ein Nicht-BINATS-Stratum unterteilt (siehe Abbildung 14). Das BINATS-Stratum stellt die Grundgesamtheit der Stichprobenflächen des BINATS-Projektes (PASCHER et al. 2010) dar. Es beinhaltet im Wesentlichen jene Stichprobenflächen, die in Raps- oder Maisanbaugebieten liegen und einen Offenlandanteil von > 80 % aufwiesen. Das Nicht-BINATS-Stratum ist demnach jener Anteil der offenen Kulturlandschaft Österreichs, der nicht durch die BINATS-Aufnahmen abgedeckt wurde. Es ist im Wesentlichen durch jene Anteile der Kulturlandschaft charakterisiert, die

1. in Mais- und Rapsanbaugebieten zwischen 50 % und 80 % und
2. in Gebieten ohne Mais- oder Rapsanbau zwischen 50 % und 100 %

landwirtschaftlich genutzte Flächen aufweisen. Das heißt, es handelt sich vorwiegend um Mosaiklandschaften mit hohem Wiesen- und tlw. beträchtlichem Wald- und Siedlungsanteil, um Almweiden sowie um Randbereiche von Ackerlandschaften.

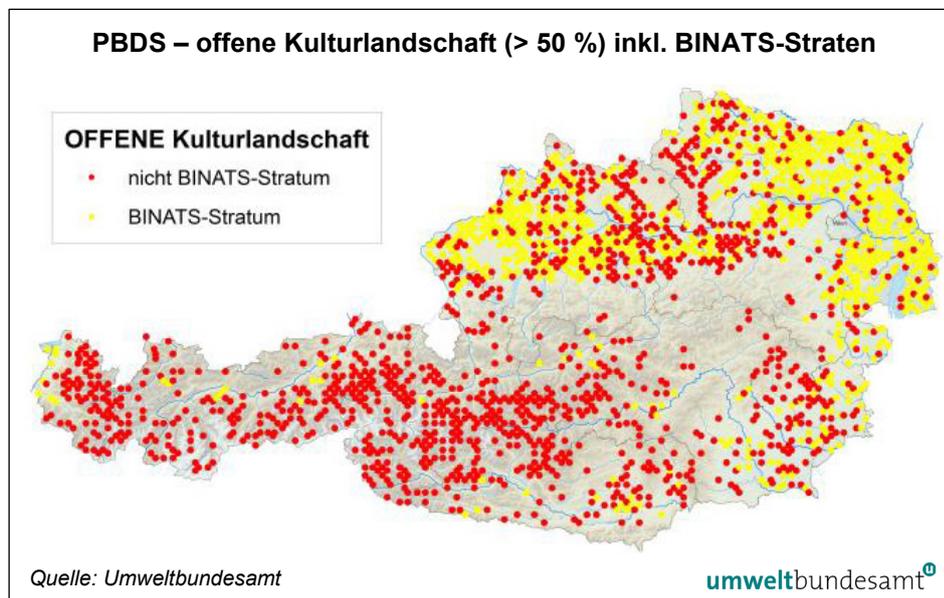


Abbildung 14:  
PBDS-Punkte der offenen Kulturlandschaft (Kriterium > 50 % Offenland) mit den zwei Straten: BINATS und Nicht-BINATS.

Die Ausgewählte Biodiversitätsstichprobe (ABDS) ist die definitive Gesamtheit der im ÖBM-Kulturlandschaft zu erhebenden 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen. Sie ist eine zufällig ausgewählte Stichprobe aus der Grundgesamtheit der Potenziellen Biodiversitätsstichprobe, die das BINATS-Stratum und das Nicht-BINATS-Stratum gleichwertig repräsentiert. Da für das BINATS-Stratum schon im Rahmen von BINATS (PASCHER et al. 2010) eine zufällige Stichprobe aus der BINATS-Grundgesamtheit gezogen wurde, wird für ÖBM-Kulturlandschaft diese BINATS-Stichprobe beibehalten. Für das Nicht-BINATS-Stratum wurden 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen der SINUS-Vorerhebungen vorausgewählt (vgl. Kapitel 6.2.4.4) und mittels kontrollierter Zufallsauswahl (vgl. Kapitel 6.2.5) wurden weitere 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen des Nicht-BINATS-Stratums dermaßen ergänzt, dass die Stichprobe für das Nicht-BINATS-Stratum repräsentativ war. Damit sind die ausgewählten 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen des BINATS- und des Nicht-BINATS-Stratums in ihrer Gesamtheit für die ganze Potenzielle Biodiversitätsstichprobe repräsentativ. Das ist notwendig, um statistisch einwandfrei von den ausgewählten Rasterzellen auf die Gesamtheit der österreichischen Kulturlandschaft schließen zu können.

### **Ausgewählte Biodiversitätsstichprobe**

## 6.2.4 Methodische Details und verwendete Raster und Daten

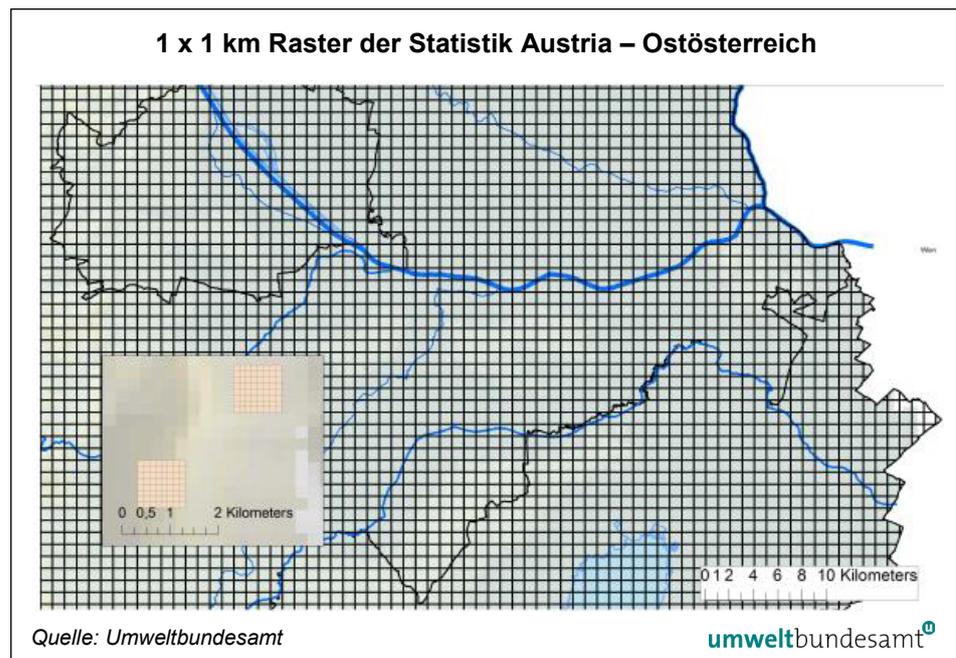
Im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings werden externe Raster und Daten sowohl für die Auswahl des Erhebungsnetzes als auch zur Berücksichtigung bestehender Erhebungsflächen verwendet. Die Definition des Erhebungsnetzes berücksichtigt dabei einerseits die Synergien mit der ÖWI als dauerhaftes Stichprobensystem zur Erfassung von walddrelevanten Parametern, als auch den systematischen Raster der Statistik Austria, in dem etliche sozio-ökonomische Daten (z. B. Volkszählung, Häuser- und Wohnungszählung etc.) verfügbar sind.

Bestehende Erhebungsflächen aus laufenden bzw. abgeschlossenen Projekten werden berücksichtigt, um den zeitlichen Mehrwert der Aufnahmen zu steigern. Bei der Berücksichtigung bestehender Erhebungsflächen können jedoch nur jene Erhebungen herangezogen werden, die einen relevanten Anteil der offenen Kulturlandschaft Österreichs abdecken und die eine – statistisch gesehen – zufällige Auswahl der österreichischen Kulturlandschaft darstellen. Jegliche nicht zufällige Auswahl spezifischen Flächen würde zu einer Verzerrung der Ergebnisse führen. Im Folgenden werden die methodologischen Details der Stichprobenauswahl zwecks Nachvollziehbarkeit und Wiederholbarkeit dargestellt.

### 6.2.4.1 Erhebungsnetz

**Raster der Statistik Austria:** Für statistische Zwecke wurde von der Statistik Austria ein orthogonales Raster in der Lambert-Projektion (EPSG-Code: 31287) entworfen. In unterschiedlichen Hierarchie-Stufen stehen Raster der Statistik Austria von 125 m bis 100 km Seitenlänge zur Verfügung. Für die Grundausswahl der Stichprobenflächen von ÖBM-Kulturlandschaft wurde der Raster mit 1 km Seitenlänge herangezogen (siehe Abbildung 15). Die Detailauswahl der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen wurde anhand des 125 m x 125 m Rasters der Statistik Austria durchgeführt (vgl. Kapitel 6.2.6.2).

Abbildung 15:  
1 x 1 km Raster der  
Statistik Austria.  
Bildausschnitt aus  
Ostösterreich.



**Österreichische Waldinventur (ÖWI):** Dieser Raster ist ein systematisches, quadratisches Netz von permanenten Trakten mit einer Maschenweite von rund 3,89 km (siehe Abbildung 16). Jeder Trakt besteht aus vier Probeflächen, die in den vier Ecken eines Quadrates mit einer Seitenlänge von 200 m platziert sind. Die Trakte des ÖWI-Netzes umfassen sowohl Wald- als auch Nicht-Wald-Flächen. Die genaue Lage der Traktpunkte wird aus nachvollziehbaren Geheimhaltungsgründen (Gefahr der Verzerrung der statistischen Aufnahmen durch angepasste Bewirtschaftungsweisen) vom Bundesamt und Forschungszentrum Wald (BFW) nicht bekanntgegeben. Die ÖWI weist in Österreich rund 5.500 Traktpunkte mit jeweils vier Erhebungspunkten auf. Ursprünglich war die Realisierung eines doppelt so dichten Rasters geplant (Verdichtungspunkte).

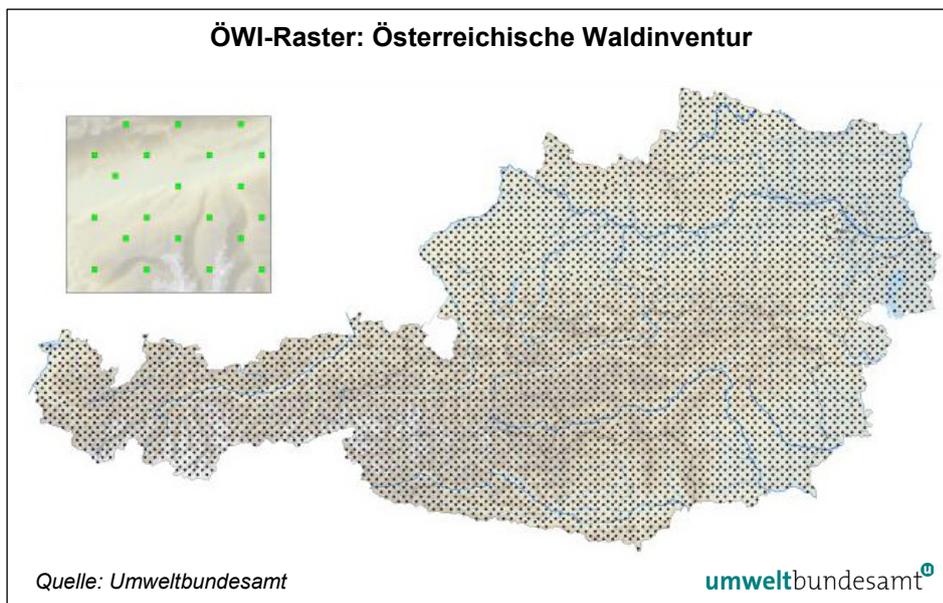


Abbildung 16:  
Raster der  
Österreichischen  
Waldinventur mit einer  
Maschenweite von rund  
3,89 km.

#### 6.2.4.2 Die Grundgesamtheit „offene Kulturlandschaft“ (= Potenzielle Biodiversitätsstichprobe)

Die Grundgesamtheit von ÖBM-Kulturlandschaft basiert auf der „Totalen Biodiversitätsstichprobe“ (TBDS), d. h. jenen 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen, die überwiegend auf österreichisches Staatsgebiet fallen, und einen ÖWI-Traktmittelpunkt enthalten. Entlang der Staatsgrenze wurden jene 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen aus der Grundgesamtheit ausgeschlossen, die keine komplette quadratische Aufnahmefläche mit einer Größe von 625 m x 625 m innerhalb des österreichischen Staatsgebiets enthalten. Um Vorerhebungen, die außerhalb dieser ÖWI 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen liegen, berücksichtigen zu können, werden ÖWI-Rasterzellen durch Vorerhebungs-Rasterzellen ersetzt. Dabei wird für die Aufnahme einer 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle mit Vorerhebung jeweils die nächstliegende ÖWI 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle aus der Totalen Biodiversitätsstichprobe ausgeschieden.

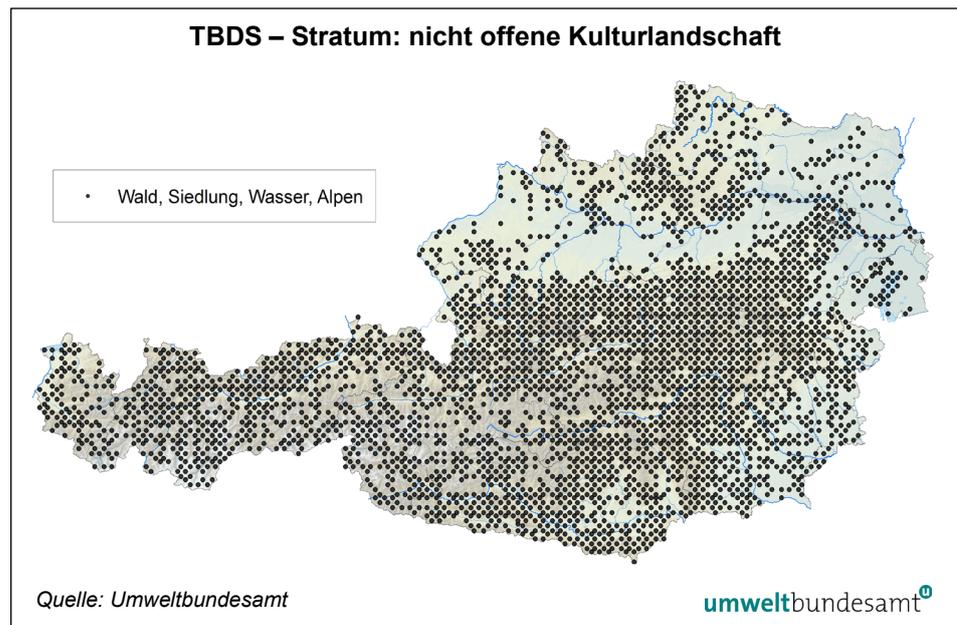
Die Potenzielle Biodiversitätsstichprobe (PBDS) stellt die Grundgesamtheit der offenen Kulturlandschaft Österreichs für das ÖBM-Kulturlandschaft dar. Sie wird durch jene 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen gebildet, die einen Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche von > 50 % aufweisen. Sie kann dem Stratum „nicht offene Kulturlandschaft“ der Totalen Biodiversitätsstichprobe (siehe Abbildung 17) gegenübergestellt werden.

**Definition und Berechnung der offenen Kulturlandschaft**

Im Vergleich zu den Vorprojekten MOBI (BOGNER & HOLZNER 2005) und dem ÖPUL-Rasterprojekt (UMWELTBUNDESAMT 2005b; WRBKA et al. 2008) wurde die Berechnung der offenen Kulturlandschaft etwas modifiziert:

- Die städtische Biodiversität ist nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes. Daher werden Siedlungsgebiete und insbesondere die Gärten innerhalb der Siedlung nicht mehr als Teil der offenen Kulturlandschaft berücksichtigt.
- Der Mindestprozentsatz für die offene Kulturlandschaft wird von 33 % bei MOBI auf 50 % erhöht. Das Kriterium wird in der Bezugsfläche der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle angewendet. Die Erhöhung von 33 % auf 50 % ist vor allem deshalb notwendig, um Waldlandschaften mit geringem Anteil an offener Kulturlandschaft aus der Grundgesamtheit zu entfernen. Sie kompensiert außerdem den Wegfall der städtischen Gärten. Die 625 m x 625 m Aufnahmeflächen werden innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle grundsätzlich zufällig ausgewählt, um für die gesamte offene Kulturlandschaft repräsentativ zu sein und Randbereiche gleich stark abzudecken wie großräumiges Offenland. Deshalb können sich in Einzelfällen für die 625 m x 625 m Stichprobenfläche Konstellationen ergeben, die einen weit niedrigeren Kulturlandschaftsflächenanteil ergeben als jener der gesamten 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle. Auch aufgrund dieses Effekts ist ein Grenzwert für 50 % für die 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle vorteilhaft.

Abbildung 17:  
Stratum „nicht offene Kulturlandschaft“ der Totalen Biodiversitätsstichprobe (TBDS).



**6.2.4.3 Berechnung des Anteils der offenen Kulturlandschaft**

In den Vorprojekten MOBI (BOGNER & HOLZNER 2005) und dem ÖPUL-Rasterprojekt (UMWELTBUNDESAMT 2005b; WRBKA et al. 2008) wurde der Anteil der offenen Kulturlandschaft auf Basis der Informationen der Benützungarten der Grundstücksdatenbank (GDB) ermittelt. Die Informationen der Grundstücksdatenbank wurden in der Geodaten-Infrastruktur des Lebensministeriums (GDI-L) bereits auf die 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen der Statistik Austria umgelegt. Die folgenden Landbedeckungen wurden bei der Berechnung berücksichtigt:

**berücksichtigte Landbedeckungen**

- M04\_GDB\_3\_Landwirtschaftl. genutzt
- M04\_GDB\_3\_Garten

- M04\_GDB\_3\_Weingarten
- M04\_GDB\_3\_Alpe

Aus deren Summe wurde in den damaligen Projekten der Offenlandanteil berechnet.

Da mittlerweile INVEKOS-GIS-Daten als Vektorinformationen zur Verfügung stehen und diese die landwirtschaftliche Nutzfläche in der Regel genauer wiedergeben, als dies in den teilweise veralteten Informationen der Grundstücksdatenbank der Fall ist, wurde für ÖBM-Kulturlandschaft für jede 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle der Totalen Biodiversitätsstichprobe der Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche nach den INVEKOS-GIS-Daten des Jahres 2015 berechnet (siehe Abbildung 18, Abbildung 19). Das INVEKOS-GIS enthält sämtliche landwirtschaftliche Nutzflächen, für die landwirtschaftliche Förderungen beantragt werden. Thematisch werden auf Feldstücksebene 10 Kategorien unterschieden (z. B. Ackerland, Grünland, Almen, Forst, Weingärten) und auf Schlagebene mehr als 200 Kategorien (z. B. Winterraps, Zuckerrüben, Streuwiese, mehrmähdige Wiese).

Einen Sonderfall stellt lediglich die INVEKOS-Schlagnutzungskategorie „Almweidefläche“ dar. Diese umfasst eine sehr heterogene landwirtschaftliche Nutzungskategorie und es fehlen in den öffentlich zugänglichen INVEKOS-GIS-Daten die Angaben der Nettofutterfläche für Almweideflächen. Daher ist aus dieser Schlagnutzungsart nicht ableitbar, ob es sich überwiegend um derzeit genutzte Kulturlandschaftsflächen handelt und die Inkludierung aller INVEKOS-Almweideflächen als offene Kulturlandschaft würde zu einer Überschätzung der Almflächen führen, da die Nettofutterfläche nicht bekannt ist. Deshalb wurden die Informationen der Grundstücksdatenbank zu den Alpen mitberücksichtigt. Den Autoren ist bekannt, dass die Grundstücksdatenbank-Information im Hochgebirge ebenfalls nicht immer der Realität entspricht. Daher wurden alle 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen der Potenziellen Biodiversitätsstichprobe, die in > 2.000 m Seehöhe liegen, einer visuellen Kontrolle unterzogen.

### **Sonderfall Almen**

Die Berechnung des Anteils der offenen Kulturlandschaft erfolgte somit als kombinierte Auswertung:

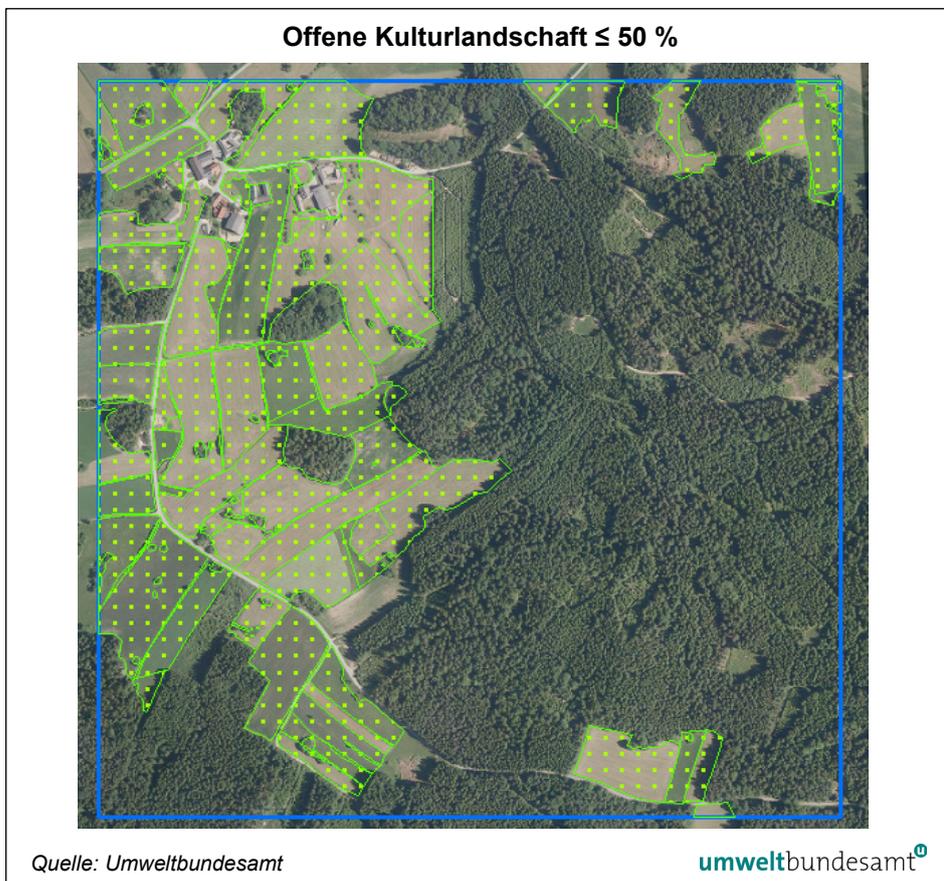
### **kombinierte Auswertung**

- Anteil Offene Kulturlandschaft = INVEKOS-GIS-Flächen exklusive Almweidefläche + GDB Alpe.
- Zusätzlich wurden als potenzielle Kulturlandschaftsflächen > 2.000 m nur jene 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen zugelassen, die eindeutige Hinweise auf eine bewirtschaftete Alm aufwiesen (Trittgänge, Nähe zu Hütten, Zäune, Geländeform, Neigung, Vegetationsanteil etc.).

Abbildung 18:  
Ermittlung des Anteils  
der offenen  
Kulturlandschaft  
innerhalb der 1 km<sup>2</sup>  
Rasterzelle (blauer  
Rahmen) anhand der  
INVEKOS-GIS-Daten  
(grün punktiert).



Abbildung 19:  
Gebiet, in dem das  
Kriterium von  $\geq 50\%$   
offene Kulturlandschaft  
nicht erreicht wird.  
1 km<sup>2</sup> Rasterzelle:  
blauer Rahmen;  
INVEKOS-GIS Daten:  
grün punktiert.



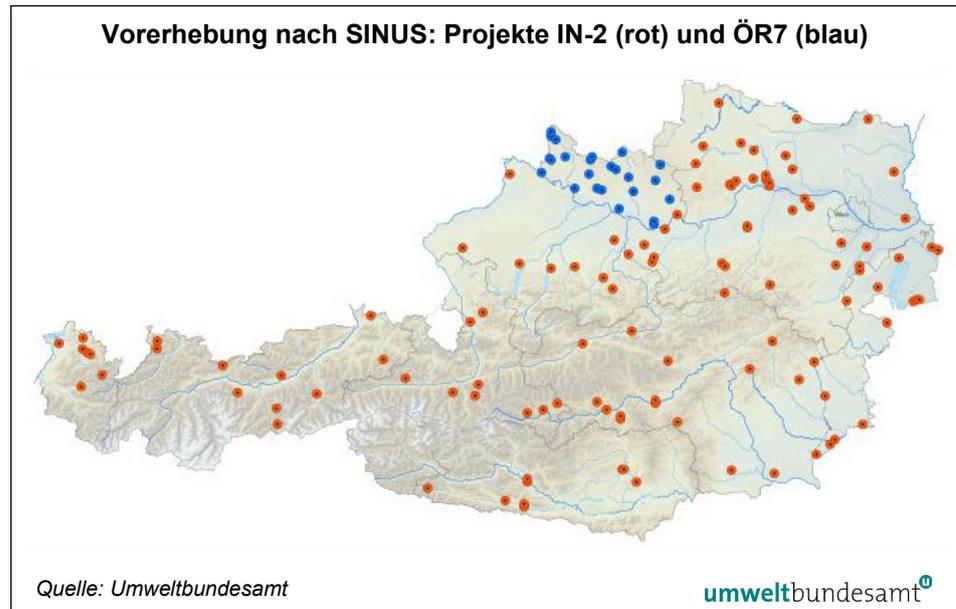
#### 6.2.4.4 Berücksichtigte Vorerhebungen

Im Projekt SINUS im Rahmen der Kulturlandschaftsforschung (Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit – Spatial Indices for LandUse Sustainability) erfolgen Landschaftsstrukturhebungen nach einer dafür entwickelten Methodik (PETERSEIL et al. 2004). Die Erhebungen erfolgten in einer geschichteten Zufallsstichprobe für die „offene Kulturlandschaft“ und jede der nach Gesichtspunkten der Landschaftsentstehung und der naturräumlichen Ausstattung definierten Landschaftstypen erhielt die gleiche Anzahl an Stichprobenflächen (PETERSEIL et al. 2004). Die SINUS-Erhebungsflächen von 1.000 x 1.000 m liegen in einem orthogonalen Netz je Meridianstreifen der Österreichischen Karte 1:50.000 (ÖK 50). Die Auswahl der Erhebungsflächen und die Erhebungen erfolgten in unterschiedlichen Projekten im Rahmen der Österreichischen Kulturlandschaftsforschung (SINUS, ÖR7, BINKL etc.) sowie in Diplomarbeiten. Daher kann es zu regionalen Verdichtungen der Stichprobe kommen, wie zum Beispiel im Bereich des Mühlviertels durch das Projekt ÖR7 (siehe Abbildung 20). Die Gesamtheit aller SINUS-Vorerhebungen umfasst die landschaftliche Vielfalt der offenen Kulturlandschaft.

#### **Projekt SINUS**

Es konnten nur jene SINUS-Erhebungsflächen übernommen werden, die keinen statistischen Bias besitzen. Daher wurden einerseits nur jene Flächen übernommen, die bereits in Vorprojekten (MOBI und ÖPUL) einem potenziellen Stichprobenpunkt zugewiesen wurden, andererseits wurden jene Flächen ausgeschieden, die eindeutig gepaarte Stichproben darstellen. Gepaarte Stichproben ergaben sich aus der damaligen Ausweisung, da innerhalb eines ÖK-50-Blattschnittes jeweils zwei Luftbildkarten ausgesucht wurden (gegensätzliches Paar: intensiv/extensiv). Somit wurden letztendlich 22 von den in Summe 182 SINUS-Erhebungsflächen (Projekte IN2, IN7, ÖR7, BINKL, Diplomarbeiten etc.) für die definitive Stichprobe des Nicht-BINATS-Stratums von ÖBM-Kulturlandschaft vorausgewählt. Alle 22 Rasterzellen entstammen den Projekten IN-2 und ÖR7. Mittels Analyse der Häufigkeitsverteilungen entlang von naturräumlichen Gradienten (z. B. Seehöhe, Temperatur; vgl. Kapitel 6.2.5, Abbildung 23) wurde nachgewiesen, dass diese Auswahl die potenzielle Grundgesamtheit für das Biodiversitätsmonitoring sehr gut repräsentiert.

Abbildung 20:  
Vorerhebungen nach  
SINUS: Projekte IN-2  
(rot) und ÖR7 (blau).



### **Projekt BINATS**

Das Projekt BINATS ist ein Biodiversitätsmonitoring mit Schwerpunktsetzung auf Auswirkungen genetisch veränderter Organismen (PASCHER et al. 2010). Die ersten und bis dato einzigen Erhebungen auf den 100 BINATS-Probeflächen fanden in den Jahren 2007/08 statt (PASCHER et al. 2011). Die Auswahl der potenziellen Erhebungsflächen von 625 m x 625 m auf Basis des Rasters der österreichischen Waldinventur erfolgte durch das Umweltbundesamt (PASCHER et al. 2010), ebenso die Auswahl der konkreten Erhebungsflächen mittels einer geschichteten Zufallsauswahl proportional zur Grundgesamtheit. Die Stichprobe (siehe Abbildung 21) umfasste Ackerbau­landschaften mit einem hohen Anteil an Mais- und Rapsanbau.

Von den in Summe 100 BINATS-Erhebungsflächen wurden 71 für eine weitere zusammenschauende statistische Analyse ausgewählt, da das BINATS-Stratum ca. 41 % der offenen österreichischen Kulturlandschaft repräsentiert.

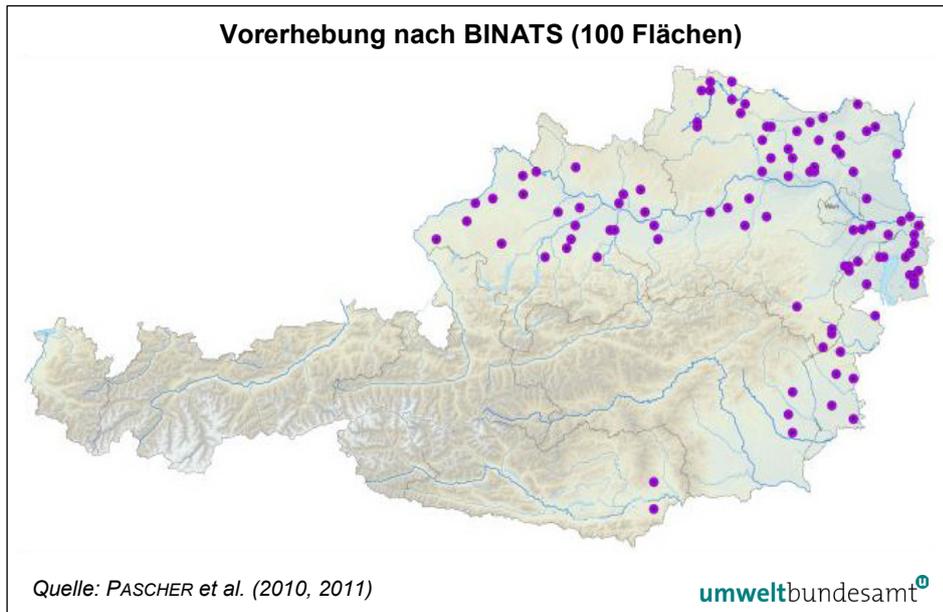


Abbildung 21:  
Vorerhebungen nach  
BINATS (100 Flächen).

Für BINATS stand eine punktbezogene Abgrenzung des Gesamt BINATS-Stratum zur Verfügung (siehe Abbildung 14). Da diese Abgrenzung räumlich jedoch nicht deckungsgleich mit dem ÖWI-basierten Raster war, wurde jeder BINATS-Stratum-Punkt dem nächstliegenden ÖWI-Punkt zugeordnet. Als BINATS-Stratum galten in Folge alle ÖWI-Punkte in der offenen Kulturlandschaft, die nicht weiter als 1.800 m vom nächsten BINATS-Punkt entfernt lagen. Um die Genauigkeit bei der Einzelpunkt-bezogenen Zuweisung der BINATS-Punkte zu den ÖWI-Punkten zu erhöhen, wurde für jeden ÖWI-Punkt dessen Zugehörigkeit zum BINATS-Stratum zusätzlich berechnet. Dadurch wurden weitere 91 ÖWI-Punkte dem BINATS-Stratum hinzugefügt. Diese Punkte erfüllen nach der Berechnungsmethodik des BINATS-Projektes das Kriterium > 80 % offene Kulturlandschaft und liegen in einer Katastralgemeinde, in der in den letzten 20 Jahren zumindest an einer Fläche Mais oder Raps angebaut wurde.

### 6.2.5 Stichprobengrößen und kontrollierte Zufallsauswahl

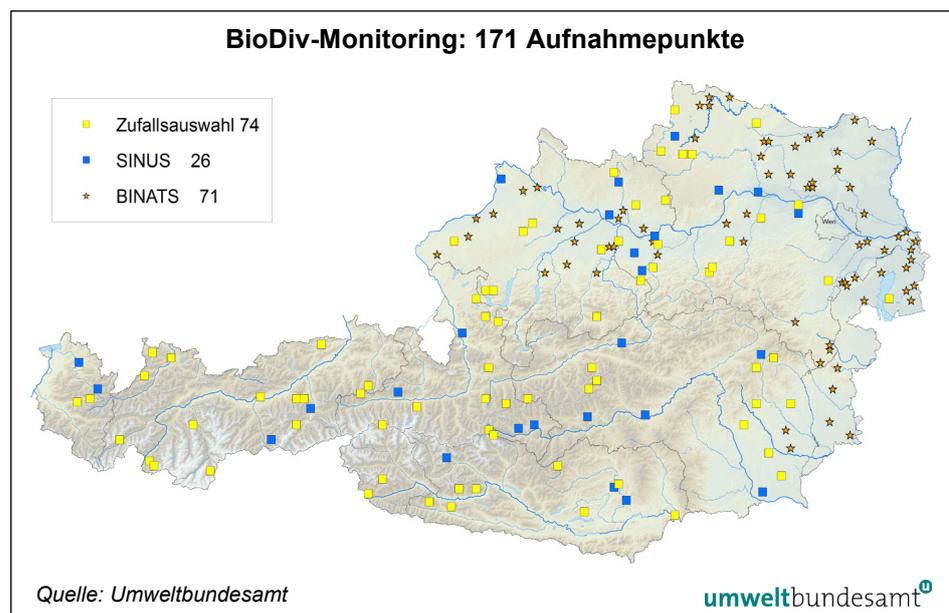
Die Totale Biodiversitätsstichprobe (alle ÖWI-Punkte und die Vorerhebungspunkte) umfasst 5.507 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen. Von diesen entfallen ca. 36 % (2.004) 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen auf die offene Kulturlandschaft. Bei der Potentiellen Biodiversitätsstichprobe stellt das BINATS-Stratum der offenen Kulturlandschaft 41,3 % der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen dar. Da das BINATS-Stratum nicht die Hälfte der offenen Kulturlandschaft ausmacht, können entsprechend der Flächenanteile des Stratum 71 der 100 BINATS-Aufnahmeflächen berücksichtigt werden (siehe Tabelle 20).

Im Nicht-BINATS-Stratum entfallen 26 Stichproben auf durch das SINUS-Projekt vorausgewählte Punkte und 74 Stichprobenflächen werden zusätzlich aus der Grundgesamtheit nach dem Zufallsprinzip gezogen (siehe Abbildung 22).

Tabelle 20:  
Übersicht der  
Stichprobengrößen:  
Totale Biodiversitäts-  
stichprobe (TBDS) und  
Potenzielle Biodiversi-  
tätsstichprobe (PBDS)  
sowie BINATS-Stratum  
und Nicht-BINATS-  
Stratum.

Stichprobe	Anzahl	Prozent	Stichprobengröße
<b>TBDS</b>	<b>5.507</b>		
nicht offene Kulturlandschaft	3.503	64	
offene Kulturlandschaft	2.004	36	
<b>PBDS</b>	<b>2.004</b>		<b>171</b>
davon BINATS-Stratum	827	41,3	71
davon Nicht-BINATS-Stratum	1.178	58,7	100

Abbildung 22:  
Ausgewählte  
Biodiversitätsstichprobe  
(ABDS) mit den drei  
Gruppen: Zufalls-  
auswahl (74 Punkte,  
gelb), SINUS Vor-  
erhebung (26 Punkte,  
blau) und BINATS-  
Vorerhebung  
(71 Punkte, braun).



Die Zufallsauswahl der Punkte erfolgte im Programm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015). Um zu überprüfen, ob die ausgewählte Stichprobe die Grundgesamtheit gut repräsentiert, wurden Dichtediagramme für jeden Punkt mit den Parametern Seehöhe, Niederschlag, Temperatur, Ackeranteil, Grünlandanteil und Geologie erstellt. Die Zufallsauswahl der Stichprobe wurde so lange durchgeführt, bis eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit der Grundgesamtheit erzielt wurde (siehe Abbildung 23).

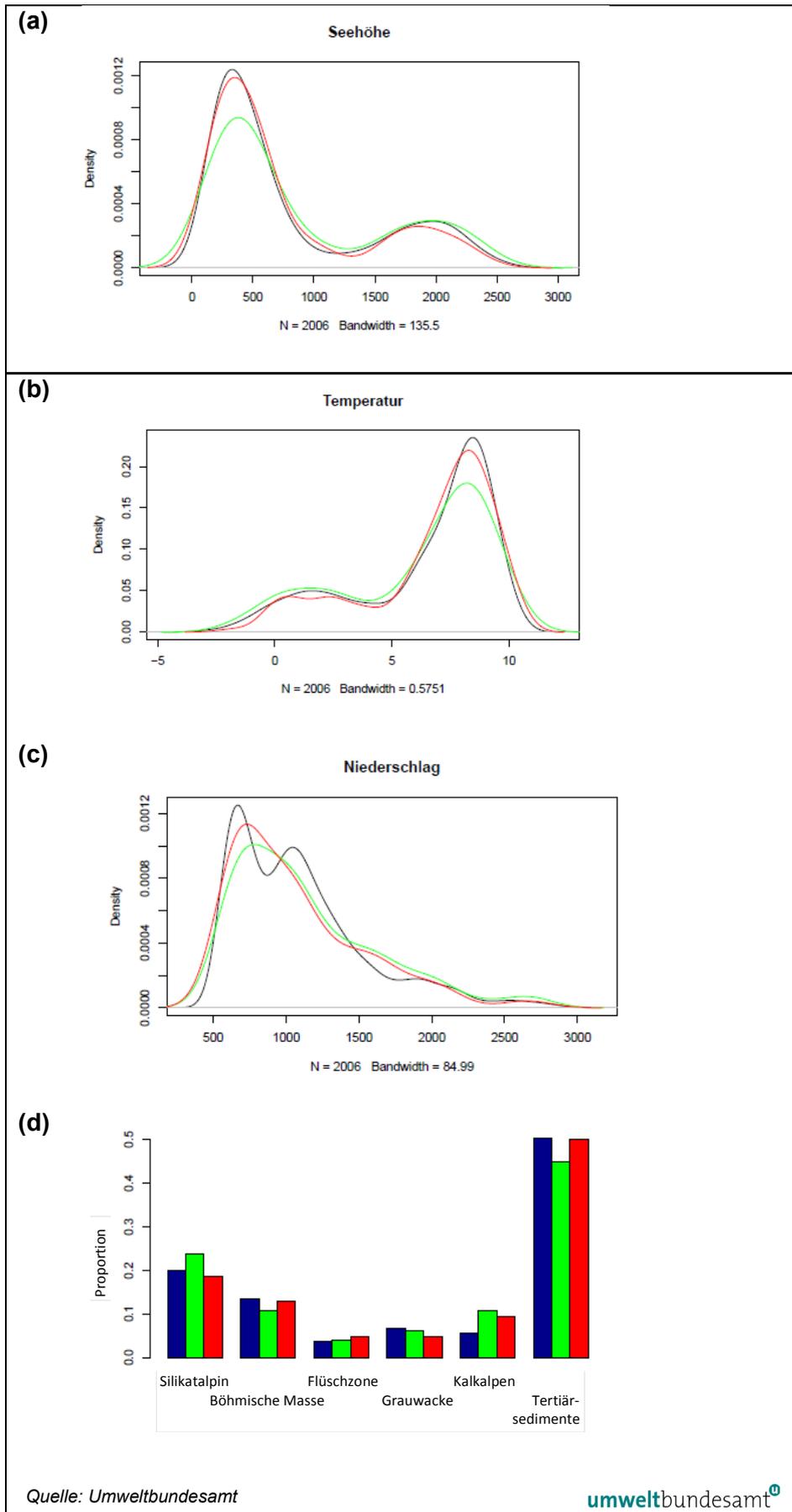


Abbildung 23: Dichtediagramme für Grundgesamtheit (schwarz); Auswahl für eine Stichprobe von  $n = 250$  mit durch Reservequadranten überrepräsentiertes Nicht-BINATS-Stratum (grün); definitive Auswahl von  $n = 171$  (rot). Dichtediagramme dargestellt für Parameter (a) Seehöhe, (b) Temperatur, (c) Niederschlag und (d) Geologie.

## 6.2.6 Nachbearbeitung der Zufallsauswahl

### 6.2.6.1 Austausch ausgewählter 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen

#### ***synergistische Nutzungen der Aufnahmesysteme***

Die angestrebte Überlappung mit der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) ermöglicht zukünftige synergistische Nutzungen der Aufnahmesysteme. Da jedoch die ÖWI-Traktmittelpunkte nur mit absichtlich verrauschten Koordinaten zur Verfügung standen, wurde für jede ausgewählte 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle überprüft, ob sich der ÖWI-Traktmittelpunkt tatsächlich innerhalb der Rasterzelle befindet. Dazu wurde vom Bundesamt und Forschungszentrum Wald (BFW) der digitale Datensatz der ausgewählten 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen zur Verfügung gestellt. Das BFW hat daraufhin für jede der ausgewählten 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen sowie den Flächen der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen-Reserve die korrekte Lage des ÖWI-Traktmittelpunktes im Verhältnis zu den Zentrumskoordinaten der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle angegeben.

In 117 Fällen lagen die ÖWI-Traktmittelpunkte innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle. In 35 Fällen lag der ÖWI-Traktmittelpunkt mehr als 650 m in N/O/S/W-Richtung entfernt vom Mittelpunkt der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle. Für diese 35 Zellen wurde in 19 Fällen ein Austausch der Rasterzelle durchgeführt, da in diesen Fällen die benachbarte, den ÖWI-Traktmittelpunkt beinhaltende, 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle die Bedingung „Anteil der offenen Kulturlandschaft in Rasterzelle > 50 %“ erfüllte. In 16 Fällen erfolgte kein Austausch der Rasterzelle, da das Kriterium der offenen Kulturlandschaft in den benachbarten, den ÖWI-Traktmittelpunkt beinhaltenden, 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen nicht erfüllt war. Die Beurteilung des Offenland-Kriteriums erfolgte in diesem Arbeitsschritt visuell anhand der Orthofotos unter Zuhilfenahme der INVEKOS-GIS-Daten.

### 6.2.6.2 Selektion der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen

Innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzelle mussten die 625 m x 625 m Aufnahmeflächen ausgewählt werden. Diese bestehen aus 5 x 5 quadratisch angeordneten 125 m x 125 m Rasterzellen; siehe Abbildung 24). Um eine repräsentative Abdeckung unterschiedlicher Landschaftstypen zu gewährleisten, muss die Auswahl der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen zufällig erfolgen. Diese dürfen z. B. nicht so gelegt werden, dass die landwirtschaftlich genutzte Fläche maximiert wird, da ansonsten die randlichen Gebiete unterrepräsentiert wären. Dennoch sind Kriterien zur Auswahl notwendig (siehe Tabelle 21). Die Selektionskriterien mussten in der gesamten 625 m x 625 m Aufnahmefläche erfüllt sein und sind nach ihrer Priorität geordnet. Für zwei Stichprobenpunkte konnte das Offenland-Kriterium in keiner der 625 m x 625 m Flächen erfüllt werden. Diese Stichprobenflächen wurden durch zwei andere aus der Reserve ersetzt.

Beispiele für die Auswahl der Stichprobenflächen sind in Abbildung 24 angeführt.

Tabelle 21: Kriterien zur Auswahl der 625 m x 625 m Aufnahme­flächen innerhalb der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen, deren Prioritäten und deren Notwendigkeiten. Quelle: Umweltbundesamt.

Nr.	Kriterium	Notwendigkeit
1	Offenland-Kriterium: landwirtschaftlich genutzte Fläche > 50 %	da es sich um ein Monitoring der offenen Kulturlandschaft handelt und Aufnahme­flächen mit zu hohem Anteil an anderen Lebensraumtypen ausgeschlossen werden müssen
2	Verschiebung in Richtung der tatsächlichen Lage des ÖWI-Punktes und maximale Deckung mit ÖWI-Traktpunkten	Nutzung maximaler Synergien mit der Österreichischen Waldinventur (ÖWI)
3	Verschiebung in Richtung der tatsächlichen Lage der SINUS-Vorerhebungsflächen und maximale Deckung mit den SINUS-Vorerhebungsflächen	Möglichkeit von vergleichenden Analysen mit den im Rahmen der SINUS-Vorerhebungen erfassten Daten

Abbildung 24:  
Selektion der  
625 m x 625 m  
Probeflächen innerhalb  
der 1 km<sup>2</sup> Rasterzellen:  
3 Beispiele.



## 6.3 Poweranalysen zur Abschätzung der statistischen Stärke

### 6.3.1 Zusammenfassung

Ausgehend von den Zahlen der BINATS-Erhebungen (PASCHER et al. 2010) wurde mittels Poweranalysen die Wahrscheinlichkeit berechnet, dass ein statistischer Test einen gegebenen Unterschied der Mittelwerte des Artenreichtums bei gegebener Stichprobengröße auch als solchen erkennen kann. Diese Poweranalyse basiert auf einem t-Test für gepaarte Stichproben – ein statistischer Test, der für das ÖBM-Kulturlandschaft beim Vergleich von Ergebnissen zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten herangezogen werden kann. Die ermittelten Wahrscheinlichkeiten hängen von der Varianz der Eingangsdaten ab und wurden für Mittelwertunterschiede von 5, 6, 7, 8, 9 und 10 % berechnet.

Für Pflanzen ergibt sich, dass bei einer Stichprobe von  $n = 200$  ein tatsächlicher Unterschied von 6 % mit einer Wahrscheinlichkeit von fast 90 % erkannt wird. Bei einer Stichprobe von  $n = 150$  wäre die Wahrscheinlichkeit immerhin noch 80 %, bei  $n = 100$  nur noch 65 %. Eine Stichprobe von 100 wäre nur zur wahrscheinlichen Entdeckung von sehr hohen Unterschieden  $\geq 10$  % tauglich.

**Stichproben bei Pflanzen**

Für Heuschrecken wird bei einer Stichprobe von  $n = 200$  ein tatsächlicher Unterschied von 6 % mit einer Wahrscheinlichkeit von fast 70 % erkannt. Bei einer Stichprobe von  $n = 150$  entspräche das immerhin noch einer Wahrscheinlichkeit von 60 % bei  $n = 100$  nur noch von 45 %. Die Ergebnisse für Lebensraumtypen sind jenen für Pflanzen ähnlich. Bei einer Stichprobe von  $n = 200$  wird ein tatsächlicher Unterschied von 6 % mit einer Wahrscheinlichkeit von fast 85 % erkannt. Bei einer Stichprobe von  $n = 150$  läge die Wahrscheinlichkeit immerhin noch bei 75 %, bei  $n = 100$  nur noch bei 60 %.

**Stichproben bei Heuschrecken**

Erwähnenswert ist diesbezüglich, dass die Ergebnisse von Unterschieden in der Varianz der Stichproben der zwei Durchgänge beeinflusst sind. Hier wurde angenommen, dass der Datensatz des zweiten Durchgangs dieselbe Varianz hat wie der erste. Des Weiteren sind die Ergebnisse von der Korrelation der beiden Erhebungen abhängig. Die präsentierten Werte entstammen einer Analyse, in welcher die Korrelation mit  $\rho = 0,7$  angenommen wurde, ein weiterer Testlauf wurde mit einer Korrelation von  $\rho = 0,5$  durchgeführt.

### 6.3.2 Einführung und Methodik

Poweranalysen dienen dazu, die Teststärke eines statistischen Tests zu berechnen. Folgende Grundbegriffe sind dabei von Wichtigkeit:

**Risiko I ( $\alpha$ ), Irrtumswahrscheinlichkeit, Signifikanzniveau oder P-Wert:** Wahrscheinlichkeit, dass ein beobachteter Unterschied durch Zufall auftritt und in der Grundgesamtheit gar nicht vorhanden ist.

**Risiko II ( $\beta$ ):** Wahrscheinlichkeit, einen tatsächlichen Unterschied nicht zu erkennen

**Power ( $1 - \beta$ ) (= Teststärke):** Wahrscheinlichkeit, mit der ein statistischer Test einen tatsächlichen Unterschied erkennt.

Sowohl Risiko I als auch Risiko II sollen möglichst minimiert werden. Ein Test soll also mit hoher Wahrscheinlichkeit einen tatsächlichen Unterschied erkennen und die Wahrscheinlichkeit, dass der Test irrt, soll möglichst klein sein.

**Effekt-Größe (effect-size):** Der zu erkennende Unterschied. Die Effekt-Größe muss für jeden Datensatz je nach Test berechnet werden. Für einen gepaarten t-Test errechnet sie sich wie folgt:

$$d_z = \frac{|\mu_z|}{\sigma_z} = \frac{|\mu_x - \mu_y|}{\sqrt{\sigma_x^2 + \sigma_y^2 - 2\rho_{xy} \sigma_x \sigma_y}}$$

$\mu_x, \mu_y$ : Mittelwerte der Stichproben x und y

$\sigma_x, \sigma_y$ : Standardabweichung der Stichproben x und y

$\rho_{xy}$ : Korrelation zwischen den Stichproben x und y

Für die folgenden Berechnungen wurden Daten aus 100 Probeflächen zu Pflanzen, Heuschrecken und Habitatvielfalt aus den Jahren 2008/2009 verwendet (siehe Tabelle 22). Die Probeflächen hatten eine Größe von 625 x 625 m. Die Artenzahlen ergaben sich aus der Gesamtheit der Arten, die in je 10 Transekten (zu je 80 m Länge) gefunden wurden. Für die Lebensraumtypen wurde deren Anzahl und deren Diversität verwendet. Die Anzahl der Lebensraumtypen bezieht sich auf die gesamte Probefläche, die Diversität wurde mittels Shannon Index (MAGURRAN 1988) berechnet.

Da nur eine Erhebung zur Verfügung stand, wurde angenommen, dass die Standardabweichung in beiden Stichproben gleich ist. Des Weiteren wurde von einer Korrelation von 0,70 bzw. 0,50 zwischen den beiden Erhebungsdurchgängen ausgegangen. Je geringer die angenommene Korrelation, desto geringer ist die berechnete Effect-Size bei gleichem Unterschied in den Mittelwerten. Das heißt, je geringer die Korrelation, desto größer muss die Stichprobe sein, um mit gleicher Wahrscheinlichkeit einen Unterschied zu erkennen.

Da die Verteilung der Artenzahlen sowie Anzahl und Diversität der Lebensraumtypen ausreichend normalverteilt waren (siehe Abbildung 25), wurden die Berechnungen für einen t-Test mit gepaarter Stichprobe durchgeführt. Nicht parametrische Testverfahren wie z. B. Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests würden eine etwas höhere Stichprobengröße bei gleicher Power verlangen. Für den Datensatz der Pflanzen wurde eine zusätzliche Power-Analyse für einen Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests durchgeführt.

Die Poweranalysen wurden mittels der Software G\*Power (FAUL et al. 2007, 2009) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Plots beschrieben, in denen die Veränderung der Power (= die Wahrscheinlichkeit, dass der Test einen tatsächlichen Unterschied in den Mittelwerten erkennt) in Abhängigkeit von der Stichprobengröße dargestellt wird. Als Signifikanzniveau wird  $\alpha = 0,05$  angenommen (vergleiche Tabelle 22, Abbildung 25).

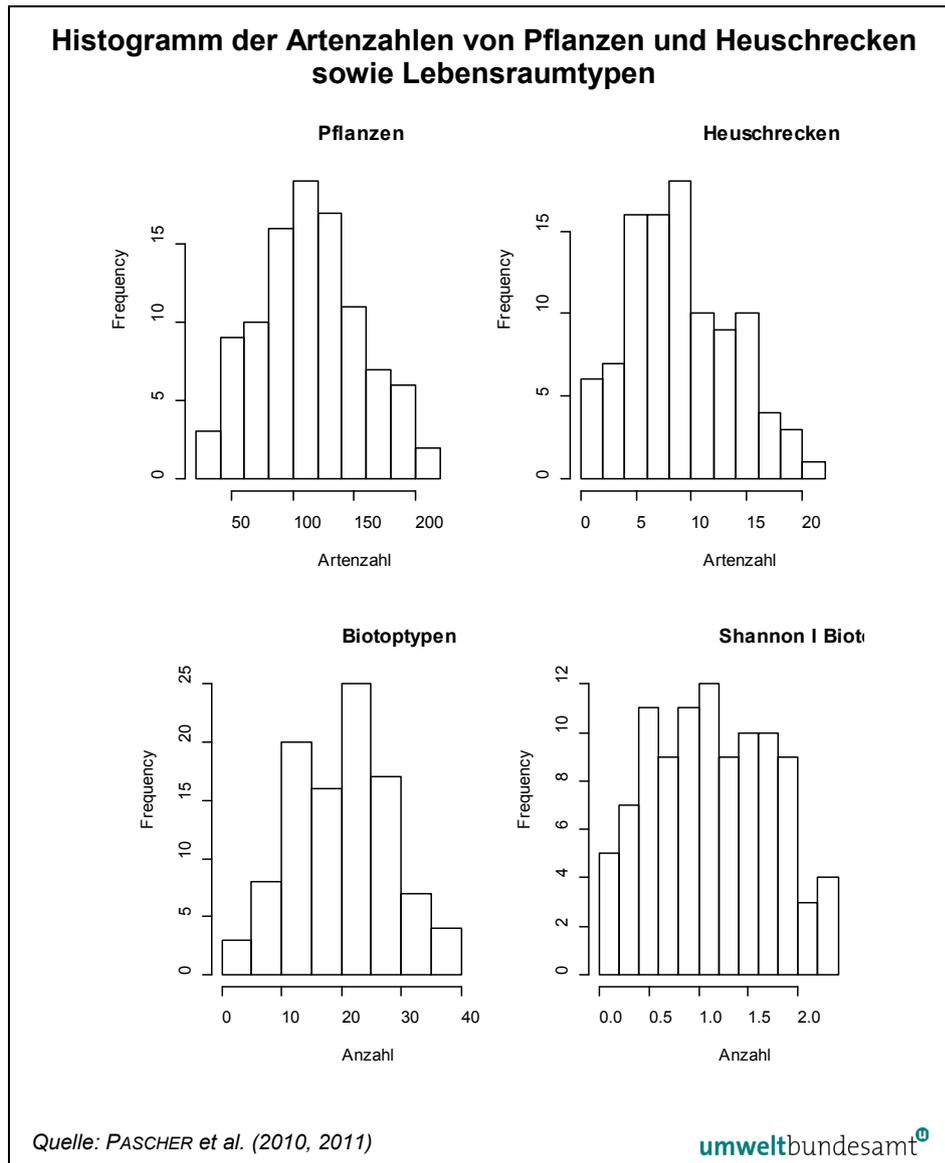


Abbildung 25:  
Histogramm der Artenzahlen von Pflanzen und Heuschrecken sowie der Anzahl und der Shannon-Diversität von Lebensraumtypen auf 100 Untersuchungsflächen aus den Jahren 2007/2008.

	Pflanzen	Heuschrecken	Lebensraumtypen	Shannon I BT
Mittelwert	114,56	9,57	20,68	1,14
SD	43,71	4,66	8,27	0,60

Tabelle 22:  
Mittelwert und Standardabweichung in der Stichprobe (Biodiversitätsdaten aus den Jahren 2007/2008). Datenquelle: PASCHER et al. (2010, 2011).

### 6.3.3 Ergebnisse der Poweranalyse – Pflanzen

Für die Pflanzendaten ist erkennbar, dass bei einer Stichprobe von  $n = 160$  ein tatsächlicher Unterschied von 5 % (entspricht bei angenommener Korrelation von 0,7 einer Effektgröße von 0,17; siehe Tabelle 23) mit einer Wahrscheinlichkeit von 70 % erkannt wird (siehe Abbildung 26 – rote Linie). Bei einer Stichprobe von  $n = 200$  wird ein tatsächlicher Unterschied von 6 % (blau) mit einer Wahrscheinlichkeit von fast 90 % erkannt. Das kann als ausreichend angesehen werden. Bei 160 Probeflächen beträgt die Wahrscheinlichkeit, dass ein

6 %iger Unterschied erkannt wird, 82 %, bei 100 Probeflächen liegt diese Wahrscheinlichkeit nur bei 65 %. Eine Stichprobe von nur 100 Probeflächen würde nur ausreichen um einen 9–10 %igen Unterschied mit einer Wahrscheinlichkeit von > 90 % zu erkennen.

Die Ergebnisse für den nicht-parametrischen Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test sind ähnlich jener des gepaarten t-Tests, allerdings liegt die Power konsistent um ca. 0,02 unter jener für die t-Tests (siehe Abbildung 27), das heißt, dass die Wahrscheinlichkeiten, tatsächliche Unterschiede zu erkennen, in den meisten Fällen ca. 2 % geringer als für die t-Tests wären.

Beim Vergleich der Ergebnisse für t-Tests mit Korrelationen von 0,7 und 0,5 zwischen den zu vergleichenden Datensätzen fällt auf, dass sich die ungünstigeren Korrelationen von 0,5 vor allem dann auswirken, wenn die Stichprobengröße oder die Unterschiede der Mittelwerte gering sind (die Power kann dann um bis zu 0,2 niedriger liegen als für Korrelationen von 0,7) (siehe Abbildung 28). Die Auswirkungen der niedrigeren Korrelation sind wesentlich geringer, wenn Stichprobe und reale Unterschiede relativ groß sind.

*Tabelle 23:  
Effekt-Größen für  
Pflanzen unter Annahme  
unterschiedlicher  
Korrelation zwischen  
den Stichproben.  
Datenquelle: PASCHER  
et al. (2010, 2011).*

	<b>Corr: 0,7</b>	<b>Corr: 0,5</b>
<b>Unterschied in %</b>	<b>effect-size</b>	<b>effect-size</b>
5	0,17	0,13
6	0,20	0,16
7	0,24	0,18
8	0,27	0,21
9	0,30	0,24
10	0,34	0,26

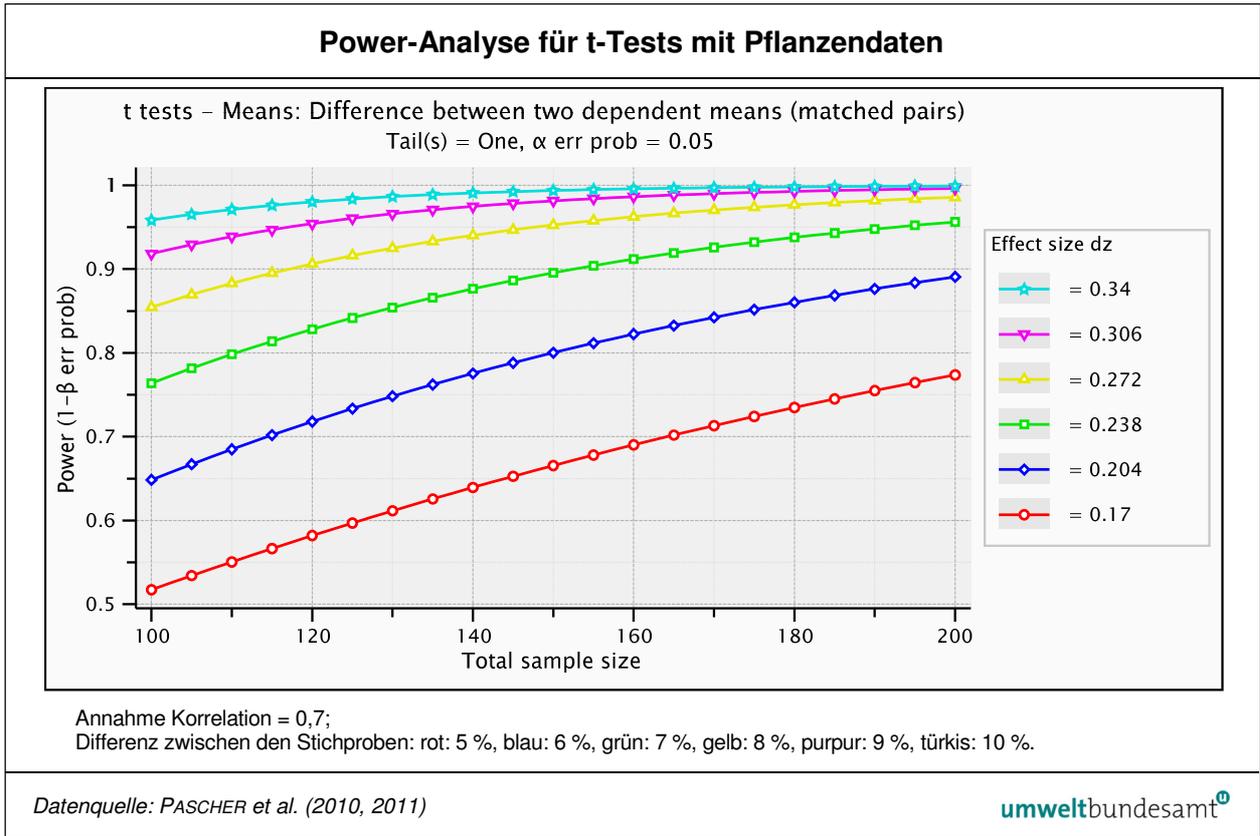


Abbildung 26: Power-Analyse für t-Tests mit Pflanzendaten.

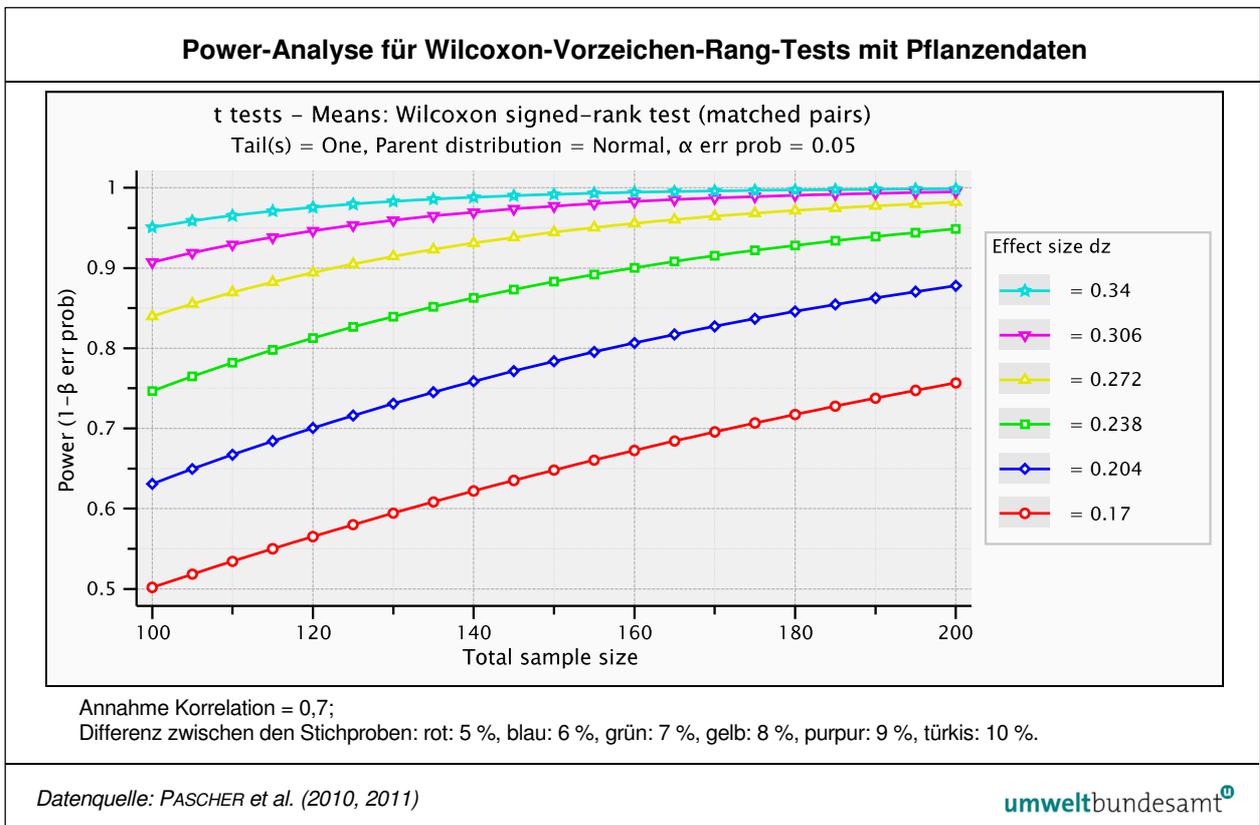


Abbildung 27: Power-Analyse für Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests mit Pflanzendaten.

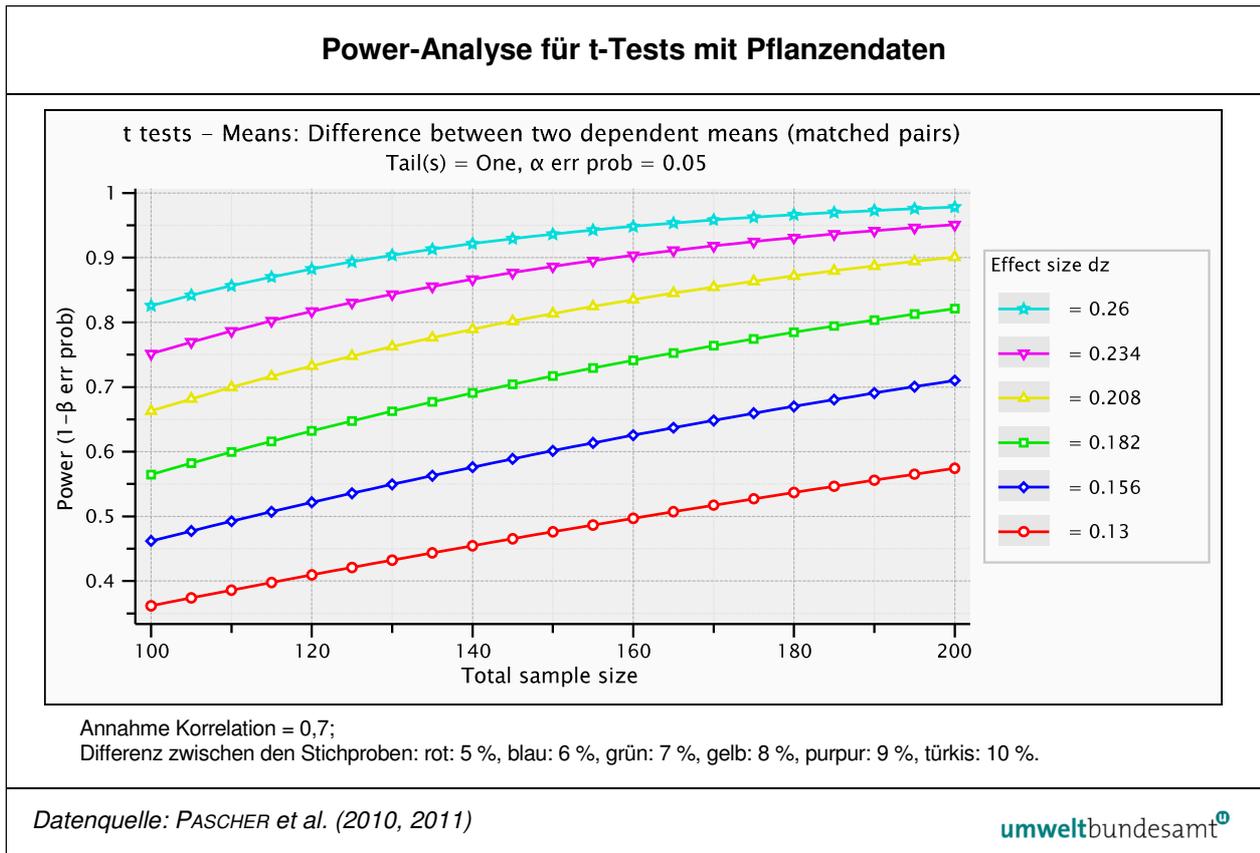


Abbildung 28: Power-Analyse für t-Tests mit Pflanzendaten.

### 6.3.4 Ergebnisse der Poweranalyse – Heuschrecken

Da die Heuschreckendaten eine höhere Varianz als die Pflanzendaten aufweisen, sind die Effektgrößen geringer (siehe Tabelle ) und die Ergebnisse der Power-Analysen fallen etwas ungünstiger aus. Bei einer Stichprobe von  $n = 160$  und einem Korrelationskoeffizienten von 0,7 wird zum Beispiel ein tatsächlicher Unterschied von 5 % (rote Linie, siehe Abbildung ) nur noch mit einer Wahrscheinlichkeit von 45 % erkannt. Bei einer Stichprobe von 200 wird ein tatsächlicher Unterschied von 6 % (blau) nur mit einer Wahrscheinlichkeit von knapp 70 % erkannt. Die Power liegt bei einem Korrelationskoeffizienten von 0,5 natürlich wieder niedriger, mit einer Stichprobe von 200 Punkten wird unter dieser Annahme nur mit 53 %iger Wahrscheinlichkeit ein 6 %iger Unterschied entdeckt (siehe Abbildung ).

Tabelle 24:  
Effekt-Größe für Heuschrecken unter Annahme unterschiedlicher Korrelation zwischen den Stichproben.  
Datenquelle: PASCHER et al. (2010, 2011).

	Corr: 0,7	Corr: 0,5
Unterschied in %	effect-size	effect-size
5	0,13	0,10
6	0,16	0,12
7	0,19	0,14
8	0,21	0,16
9	0,24	0,18
10	0,26	0,21

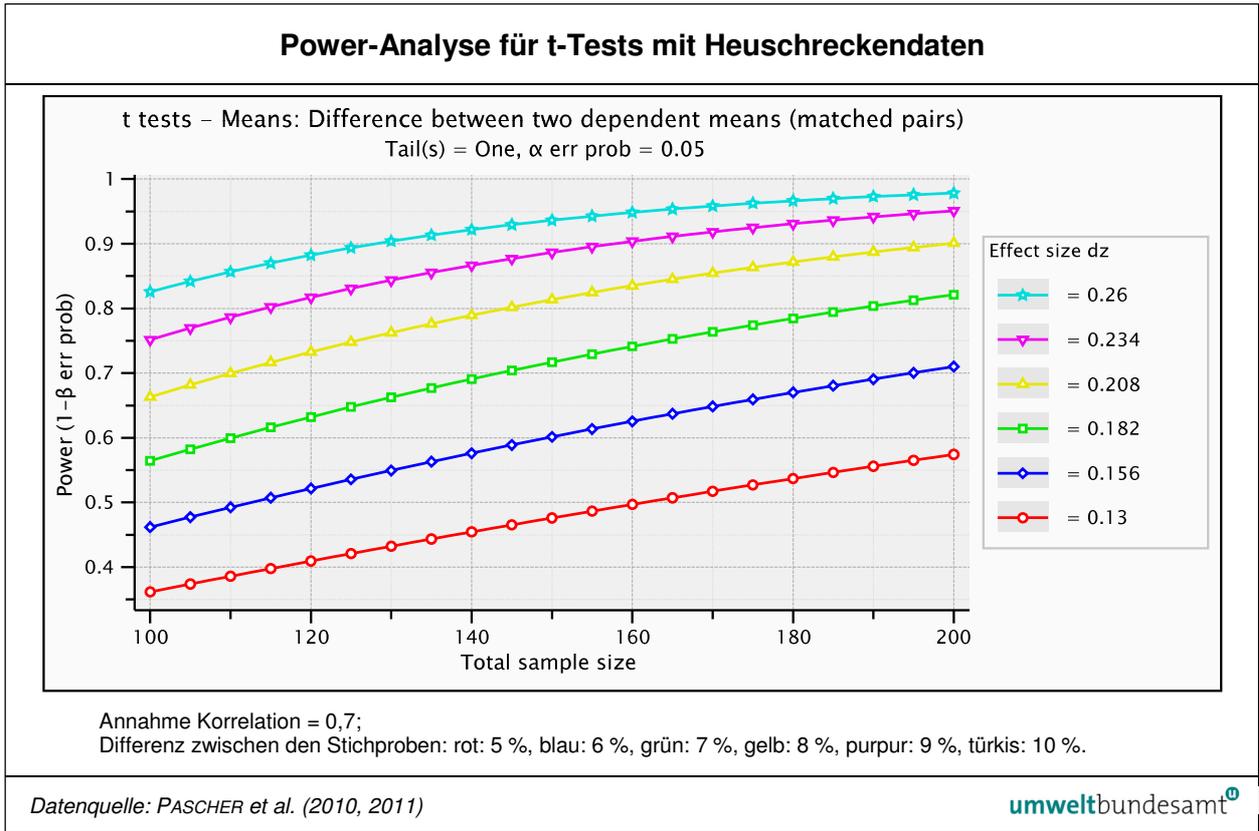


Abbildung 29: Power-Analyse für t-Tests mit Heuschreckendaten.

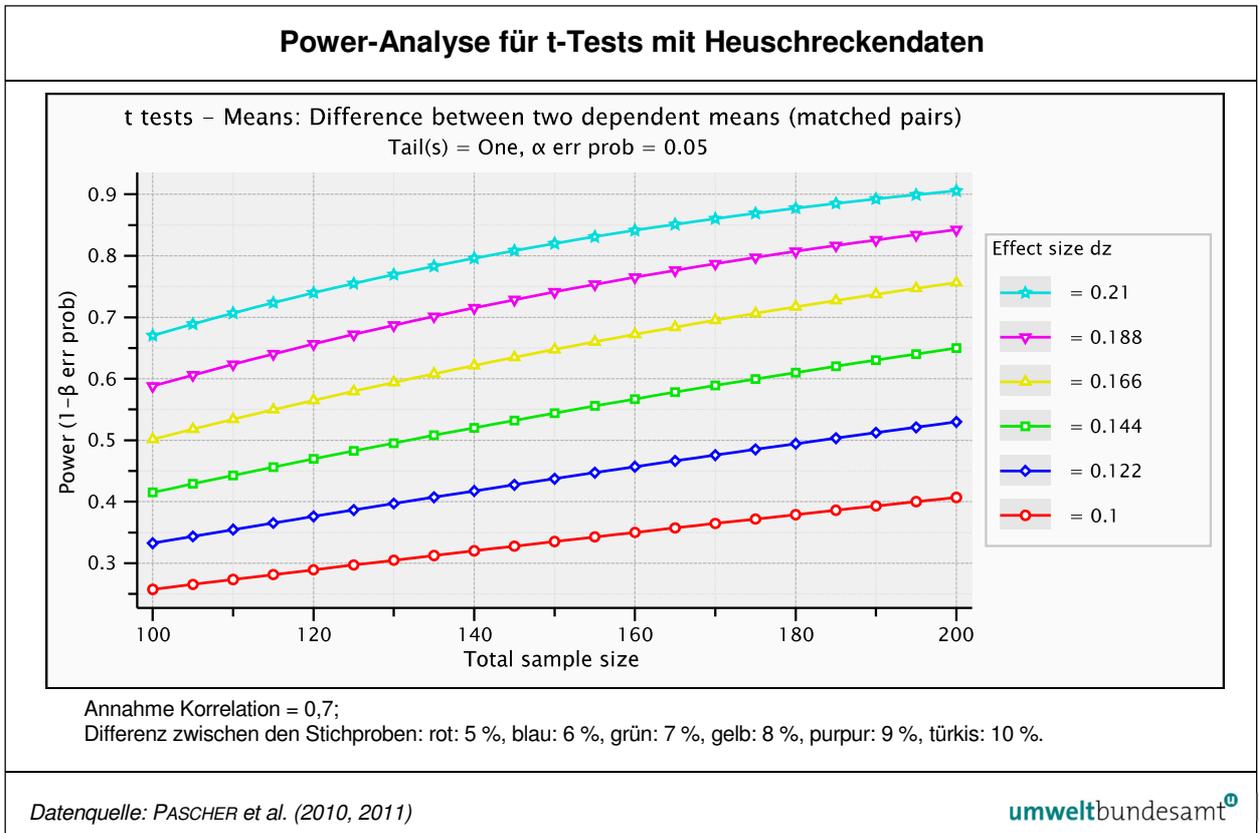


Abbildung 30: Power-Analyse für t-Tests mit Heuschreckendaten.

### 6.3.5 Ergebnisse der Poweranalyse – Lebensraumtypen

Die Lebensraumtypendaten haben nur eine geringfügig höhere Varianz als die Pflanzendaten (siehe Tabelle ) und lieferten deshalb sehr ähnliche Ergebnisse. Unter der Annahme einer Korrelation von 0,7 wird bei einer Stichprobe von  $n = 160$  ein tatsächlicher Unterschied von 5 % (rote Linie, siehe Abbildung ) mit einer Wahrscheinlichkeit von 65 % erkannt. Bei einer Stichprobe von  $n = 200$  wird ein tatsächlicher Unterschied von 6 % (blau) mit einer Wahrscheinlichkeit von 85 % erkannt. Unter der Annahme einer Korrelation von 0,5 wird bei einer Stichprobe von  $n = 200$  ein Unterschied von 6 % nur mit einer Wahrscheinlichkeit von ca. 65 % erkannt (siehe Abbildung ).

Tabelle 25:  
Effekt-Größe für  
Lebensraumtypen unter  
Annahme unter-  
schiedlicher Korrelation  
zwischen den Stich-  
proben. Datenquelle:  
PASCHER et al. (2010,  
2011).

	Corr: 0,7	Corr: 0,5
Unterschied in %	effect-size	effect-size
5	0.16	0.12
6	0.19	0.15
7	0.23	0.17
8	0.26	0.20
9	0.29	0.22
10	0.32	0.25

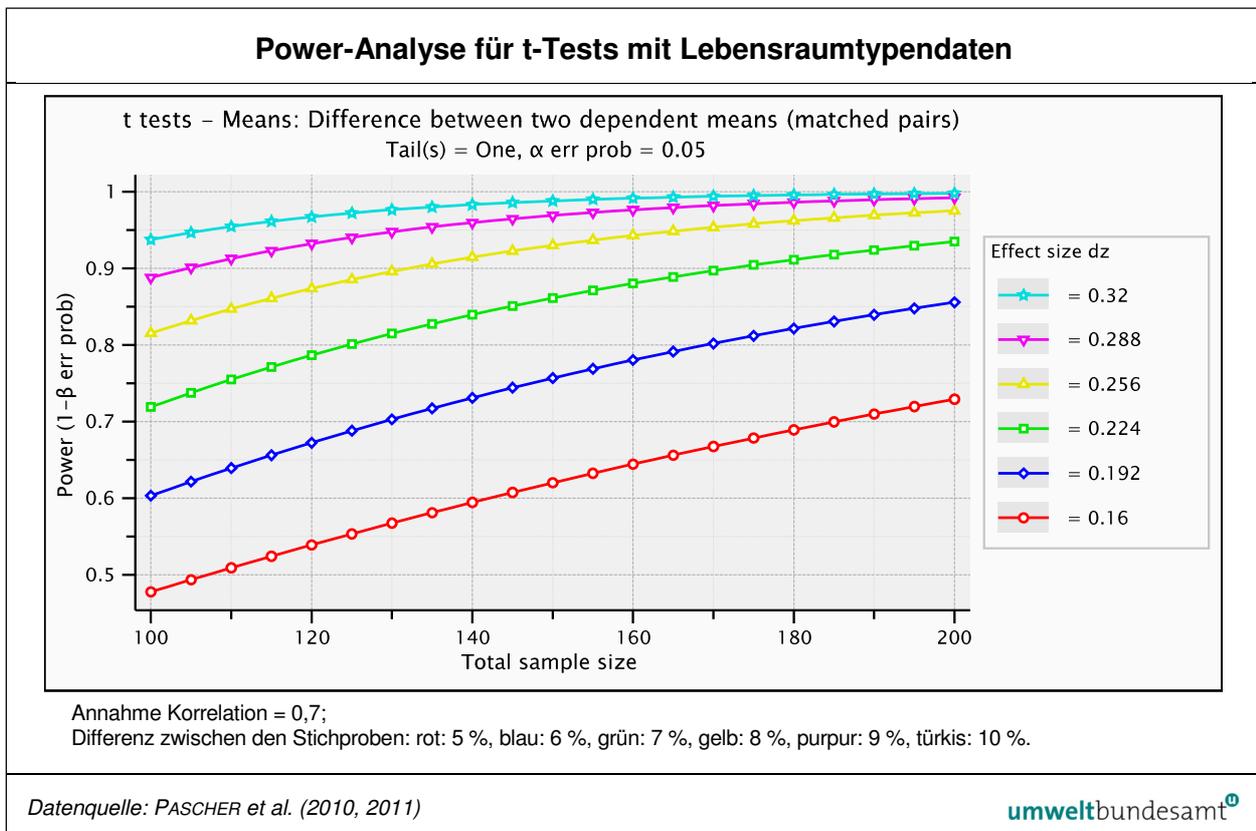


Abbildung 31: Power-Analyse für t-Tests mit Lebensraumtypendaten.

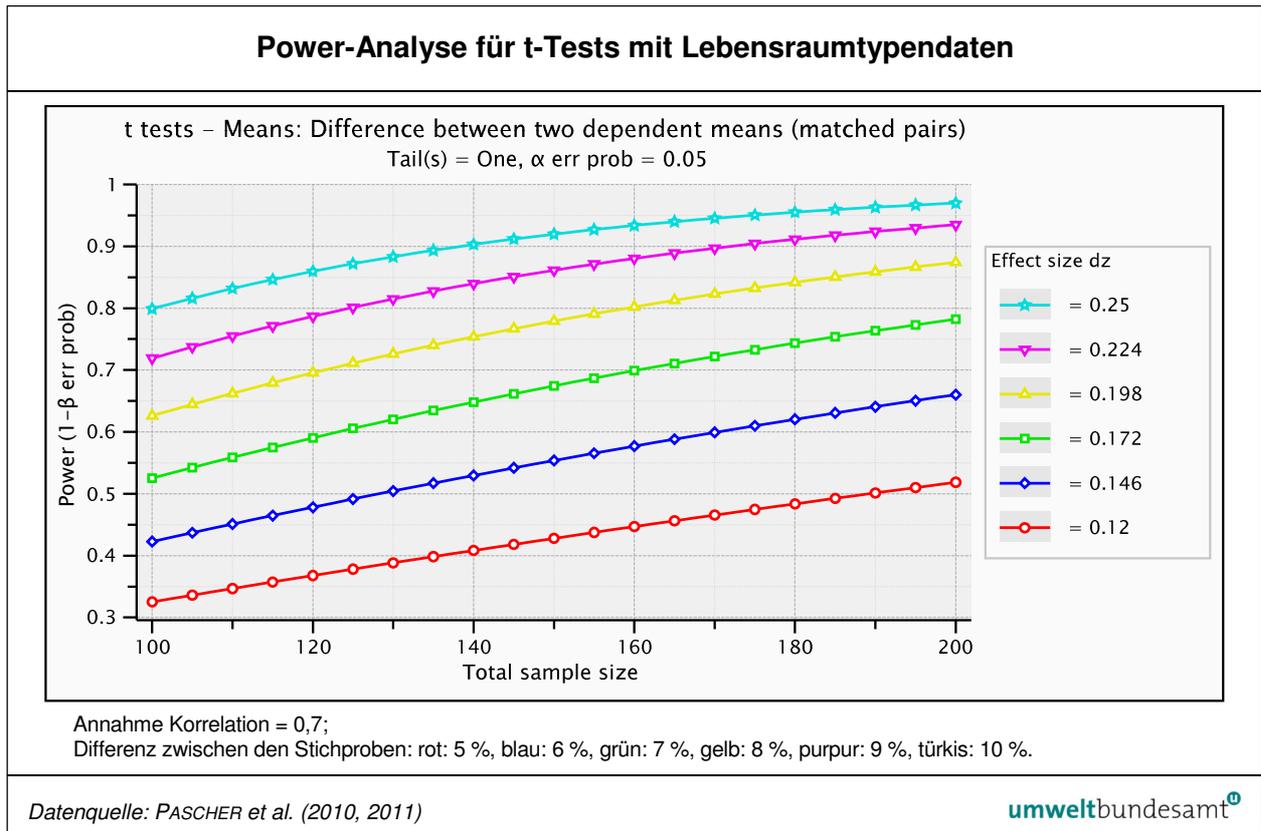


Abbildung 32: Power-Analyse für t-Tests mit Lebensraumtypendaten.

### 6.3.6 Ergebnisse der Poweranalyse – Shannon Index Lebensraumtypen

Bei Verwendung des Shannon-Diversitätsindex der Lebensraumtypen (statt der Anzahl der Lebensraumtypen) wären Effektgrößen und damit auch die Power weitaus geringer (siehe Tabelle , Abbildung ). Für einen Korrelationskoeffizienten von 0,7 würde bei einer Stichprobe von  $n = 160$  ein tatsächlicher Unterschied von 5 % (rote Linie) nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 45 % erkannt werden. Bei einer Stichprobe von  $n = 200$  wird ein tatsächlicher Unterschied von 6 % (blau) nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 65 % erkannt.

Für einen Korrelationskoeffizienten von 0,5 würde bei einer Stichprobe von  $n = 200$  ein tatsächlicher Unterschied von 6 % (blau) nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 45 % erkannt werden (siehe Abbildung ).

Unterschied in %	Corr: 0,7	Corr: 0,5
	effect-size	effect-size
5	0.12	0.09
6	0.15	0.11
7	0.17	0.13
8	0.20	0.15
9	0.22	0.17
10	0.24	0.19

Tabelle 26:  
Effekt-Größe unter Annahme von unterschiedlicher Korrelation zwischen den Stichproben.  
Datenquelle: PASCHER et al. (2010, 2011).

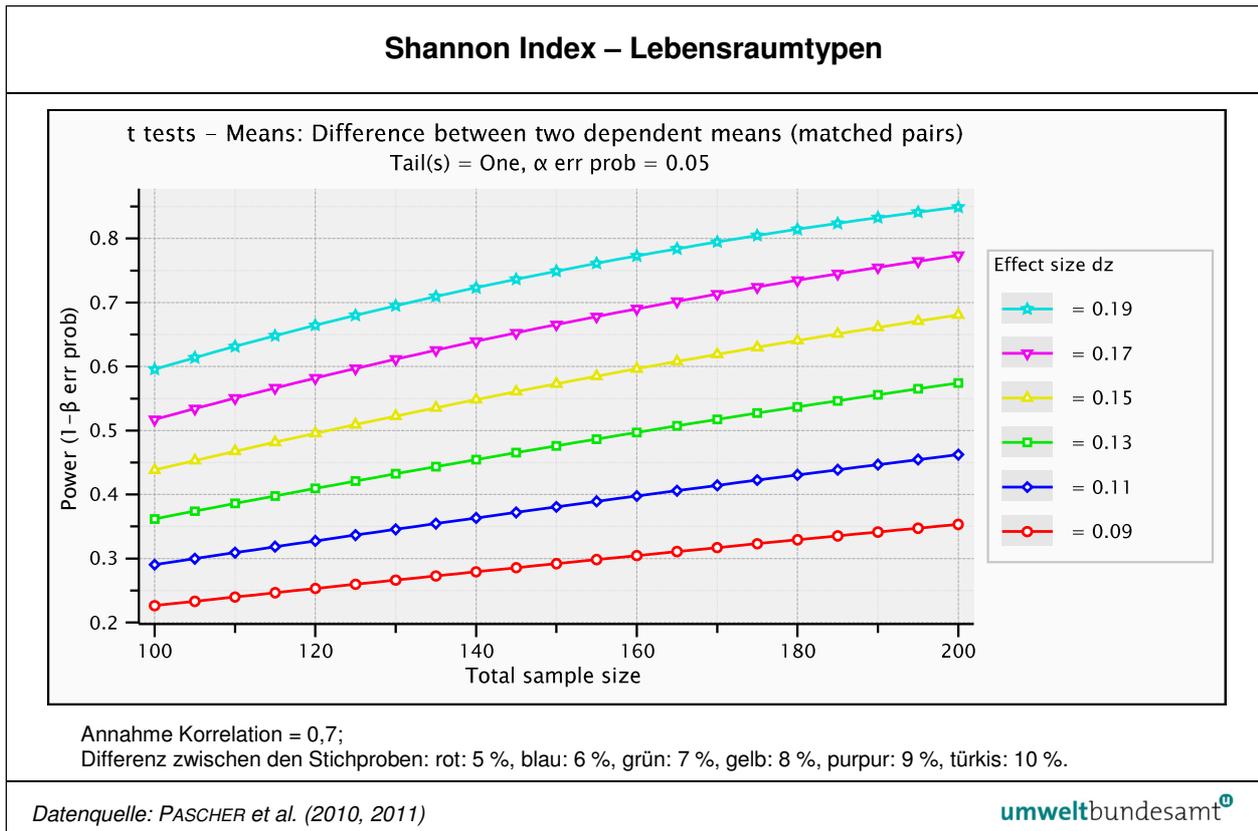


Abbildung 33: Shannon Index – Lebensraumtypen.

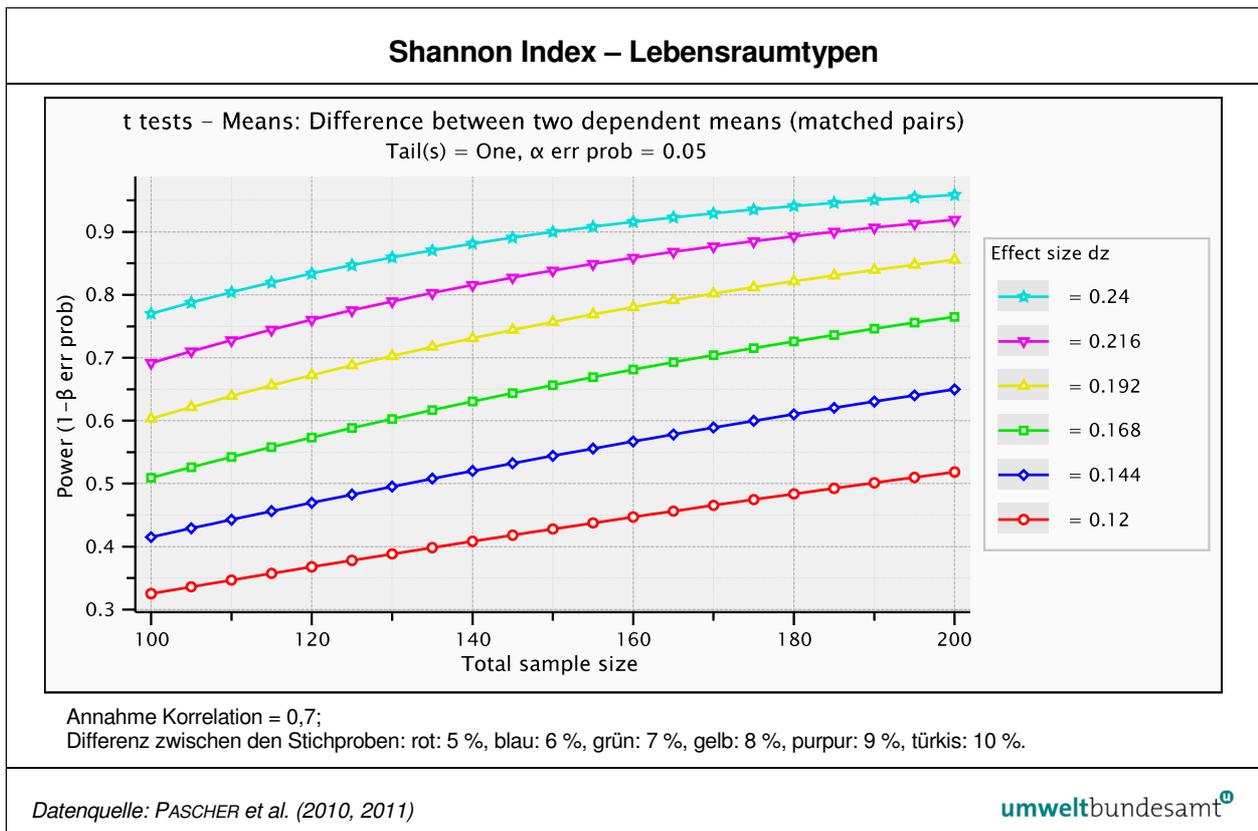


Abbildung 34: Shannon Index – Lebensraumtypen.

### 6.3.7 Schlussfolgerungen für das Österreichische Biodiversitätsmonitoring ÖBM-Kulturlandschaft

Die angestrebte Stichprobe von  $n = 150\text{--}200$  scheint geeignet zu sein, um relevante Biodiversitätsveränderungen von  $> 5\%$  mit relativ hohen Wahrscheinlichkeiten zu entdecken. GEIJZENDORFFER et al. (2016b) verwendeten in ihren Poweranalysen zum Vergleich der Kosten unterschiedlicher Organismengruppen u. a. Erhebungen im österreichischen Ackerland und ermittelten Stichprobengrößen von  $n = 52$  für Pflanzen,  $n = 87$  für Regenwürmer,  $n = 105$  für Spinnen und  $n = 427$  für Wildbienen, um mit 90 %iger Wahrscheinlichkeit 10 % Veränderung zu entdecken. Weil das ÖBM-Kulturlandschaft alle österreichischen Bundesländer und eine höhere Diversität an Lebensräumen abdeckt, ist anzunehmen, dass die Varianz der Datensätze von ÖBM-Kulturlandschaft größer sein wird als jene der für die gegenständlichen Power-Analysen verwendeten BINATS-Datensätze und auch als jene von GEIJZENDORFFER et al. (2016b). Andererseits gab es in Österreichs Kulturlandschaft von 2000–2010 einen Rückgang von 26 % der Abundanz von Feldvögeln (UMWELTBUNDESAMT 2016). Derart hohe Änderungen sollten von ÖBM-Kulturlandschaft mit hoher Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden können.

Um eine objektive Interpretation der Ergebnisse zu gewährleisten und eventuelle Verbesserungen im Erhebungsdesign zu entwickeln, sollten jedenfalls nach jeder Erhebung im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft die Power-Analysen mit den neuen Freilanddaten aktualisiert werden.

***Power-Analysen sollten durchgeführt werden***

## 7 DATENVERWALTUNG

### 7.1 Datenbanken für Organismen und Lebensraumtypen

Im Folgenden wird die Struktur einer Monitoring-Datenbank skizziert. Wichtig ist, dass jeder Datenwert eindeutig einer 625 m x 625 m Aufnahme­fläche, einem der 10 Aufnahmepunkte der Aufnahme­flächen, einem Erhebungsdurchgang und einem Erhebungsjahr zuordenbar ist. Die Primärschlüssel (fortlaufende Nummern zur eindeutigen Kennzeichnung von Datensätzen) der Datenbank müssen so gesetzt sein, dass keine Duplikate möglich sind. Wichtig ist es, auch die Historie der Dateneingabe und Bearbeitung (d. h. wann von wem welche der Daten eingegeben wurden) zu dokumentieren.

#### **Speicherung in Datenbank**

Ein wesentlicher Punkt bei einem langfristigen Monitoring ist die langfristige Datenverfügbarkeit und Datensicherheit (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Daher ist es sinnvoll, die Daten langfristig in einem Datenbanksystem (z. B. ORACLE, Umweltbundesamt) zu speichern und verfügbar zu halten und nach erfolgter Prüfung als Open-Government-Daten zur freien Verfügung anzubieten. Ob die Dateneingabe über ein Online-Formular oder über Desktop-Applikationen erfolgt, ist vom verfügbaren Budget abhängig, aber zweitrangig. Auf jeden Fall muss über entsprechende Prüfrou­tinen sichergestellt werden, dass die Datensätze vollständig (alle Aufnahmepunkte und weitere Pflichtfelder) und fehlerfrei eingegeben werden. Vor Einspielung in eine zentrale Datenbank ist eine eingehende formale sowie fachliche Prüfung der Daten nötig. Beispielsweise ist es unerlässlich, die Artenlisten von unabhängigen ExpertInnen prüfen zu lassen, um systematische Fehlbestimmungen zu eliminieren, unplausible Bestimmungen zu verifizieren und unterschiedliche taxonomische Auffassungen (z. B. Artengruppen, Arten vs. Unterarten) zu harmonisieren.

Die bereits für BINATS (PASCHER et al. 2010) entwickelte Datenbankstruktur ist auch für das ÖBM-Kulturlandschaft als adäquat anzusehen und wird im Folgenden erläutert. Sieben Teildatenbanken sind notwendig, die durch in einem Beziehungsschema dargestellte Verknüpfungen miteinander verbunden sind (siehe Abbildung 35). Die sieben Datenbanken beinhalten die folgenden Daten:

Die Teil-Datenbank S1\_FLAECHEN enthält alle Untersuchungsflächen mit ihren eindeutigen IDs (siehe Abbildung 36). Die Teil-Datenbank S1\_FLAECHEN\_DATA enthält allgemeine Daten zu den spezifischen Aufnahmedurchgängen, die für jede Fläche durchgeführt werden, wie z. B. Jahr, Bearbeiter, Fahrtzeiten, Bearbeitungszeiten und Fahrkilometer (siehe Abbildung 37).



Abbildung 35: Beziehungsschema der sieben Teil-Datenbanken.

### Struktur der Teil-Datenbank S1\_FLAECHEN.

Feldname	Felddatentyp	Beschreibung
FLAECHEN_NR	Text	Flächennummer
Bundesland	Zahl	Bundesland
EIN_DATE	Datum/Uhrzeit	Eingabedatum: nicht sichtbarer Zeitstempel wenn neuer Datensatz angelgt wurde
EIN_AUTOR	Zahl	Eingabeautor
AEN_DATE	Datum/Uhrzeit	Änderungsdatum: nicht sichtbarer Zeitstempel der Editierungszeitpunkt anzeigt
AEN_AUTOR	Zahl	Änderungsautor
APP_DATE	Datum/Uhrzeit	Datum der Zusammenführung der Daten
FLAECHEN_NRRNR	Zahl	Flächennummer

**Quelle: PASCHER et al. (2010)**

**umweltbundesamt**<sup>®</sup>

Abbildung 36:  
Struktur der  
Teil-Datenbank  
S1\_FLAECHEN.

### Struktur der Teil-Datenbank S1\_FLAECHEN\_DATA

Feldname	Felddatentyp	Beschreibung
FLAECHEN_NR	Text	Flächennummer
Aufnahmedurchgang	Zahl	F: Frühjahrsaspekt; S: Sommeraspekt
Jahr	Zahl	Monitoringjahr
Datum	Datum/Uhrzeit	Datum der Aufnahme
BEARBEITER	Zahl	Bearbeiter im Feld
Fahrzeit	Zahl	Fahrzeit
KmStandVon	Zahl	Km Stand von
KmStandBis	Zahl	Km Stand bis
KmAnzahl	Zahl	gefahrte Km
Start	Text	Abfahrtsort
Ziel	Text	Zielort
über	Text	obligatorisch wenn Umweg
KartierungszeitGesamt	Zahl	Kartierungszeit der Gesamten Testfläche
TFZeitexkl	Zahl	Bearbeitungszeit der gesamten Testfläche exkl. Anfahrtszeit
TFZeitinkl	Zahl	Bearbeitungszeit der gesamten Testfläche inkl. Anfahrtszeit
Bemerkung	Memo	Kommentar
EIN_DATE	Datum/Uhrzeit	Eingabedatum: nicht sichtbarer Zeitstempel wenn neuer Datensatz angelgt wurde
EIN_AUTOR	Zahl	Eingabeautor
AEN_DATE	Datum/Uhrzeit	Änderungsdatum: nicht sichtbarer Zeitstempel der Editierungszeitpunkt anzeigt
AEN_AUTOR	Zahl	Änderungsautor

**Quelle: PASCHER et al. (2010)**

**umweltbundesamt**<sup>®</sup>

Abbildung 37  
Struktur der  
Teil-Datenbank  
S1\_FLAECHEN\_DATA.

Die Teil-Datenbank S1\_SAMPLE enthält Daten zur Uhrzeit der Aufnahme, Angaben zu den Referenzlisten für Habitate und Arten, zur Wettersituation zum Aufnahmezeitpunkt sowie Platz für weitere Kommentare und Anmerkungen (siehe Abbildung 38). Die Teil-Datenbank S1\_SAMPLE\_DATA enthält die Beschreibung des Aufnahmetranssekts: Lebensraumtyp, Länge der Teillebensräume und mögliche Kommentare und Anmerkungen (siehe Abbildung 39). Die Teil-Datenbank S3\_SPECIES enthält die Art Daten: Code und Scale-ID (Referenzlisten-ID) der Art; die Möglichkeit der Eingabe von unbestimmbaren Arten, Angaben zur Abundanz der Arten und zum Lebensraumtyp, in dem sie gefunden wurde, sowie diverse Spezifikationsfelder für Auswertungen (z. B. Ausschluss von nicht bestimmbar Arten etc.) (siehe Abbildung 40).

Abbildung 38:  
Struktur der  
Teil-Datenbank  
S1\_SAMPLE.

Struktur der Teil-Datenbank S1_SAMPLE		
Feldname	Felddatentyp	Beschreibung
FLAECHEN_NR	Text	Flächennummer
PUNKT_NR	Text	Nummer des Aufnahmepunktes
Aufnahmedurchgang	Zahl	F: Frühjahrsaspekt; S: Sommeraspekt
Jahr	Zahl	Monitoringjahr
BEARBEITER	Zahl	Bearbeiter im Feld
LAYERSCALE	Zahl	Scale-Id - LayerScale - Internal Link-Code to DEF_LISTS
SPECIESSCALE	Zahl	Scale-Id - SpeciesScale - Internal Link-Code to DEF_LISTS
AFBeginn	Datum/Uhrzeit	Beginn der Aufnahme
AFEnde	Datum/Uhrzeit	Ende der Aufnahme
AFDatum	Datum/Uhrzeit	Datum der Aufnahme
Kommentar	Memo	Kommentar zu Aufnahmen
KommentarSP	Memo	Kommentar zum Auffinden der Punkte
EIN_DATE	Datum/Uhrzeit	Eingabedatum: nicht sichtbarer Zeitstempel wenn neuer Datensatz angelgt wurde
EIN_AUTOR	Zahl	Eingabeautor
AEN_DATE	Datum/Uhrzeit	Änderungsdatum: nicht sichtbarer Zeitstempel der Editierungszeitpunkt anzeigt
AEN_AUTOR	Zahl	Änderungsautor
Wind	Zahl	Beaufort 0-10
Bewölkung	Zahl	in 10% Schritten
Temperatur	Zahl	°C

Quelle: PASCHER et al. (2010) umweltbundesamt<sup>®</sup>

### Struktur der Teil-Datenbank S1\_SAMPLE\_DATA

Feldname	Felddatentyp	Beschreibung
FLAECHEN_NR	Text	Flächennummer
PUNKT_NR	Text	Nummer des Aufnahmepunktes
Aufnahmedurchgang	Zahl	F: Frühjahrsaspekt; S: Sommeraspekt
Jahr	Zahl	Monitoringjahr
SCALE_ID	Zahl	Scale-Id - Internal LinkCode to DEF_LISTS
VALUE_ID	Zahl	Value-Id - Internal LinkCode to DEF_LISTS_VALUES
COVER	Zahl	Länge des Teilbiotops - Angabe in m
COVERPR	Text	Anteil des Teilbiotops in %
ZUSATZ1	Zahl	Zusatz zu Habitatliste Heuschrecken und Schmetterlinge 1
ZUSATZ2	Zahl	Zusatz zu Habitatliste Heuschrecken und Schmetterlinge 2
ZUSATZ_SCALE_ID	Zahl	SCALE_ID = 18
NOTES	Text	Additional notes to the values of the entered data field
EIN_DATE	Datum/Uhrzeit	Eingabedatum: nicht sichtbarer Zeitstempel wenn neuer Datensatz angelgt wurde -- für neue OBJ_IDS - die müssen dann beim zusammenführen überprüft werden
EIN_AUTOR	Zahl	Eingabeautor
AEN_DATE	Datum/Uhrzeit	Änderungsdatum: nicht sichtbarer Zeitstempel der Editierungszeitpunkt anzeigt
AEN_AUTOR	Zahl	Änderungsautor

Quelle: PASCHER et al. (2010) umweltbundesamt<sup>®</sup>

Abbildung 39: Struktur der Teil-Datenbank S1\_SAMPLE\_DATA.

### Struktur der Teil-Datenbank S1\_SPECIES

S3_SPECIES		
Feldname	Felldatentyp	Beschreibung
FLAECHE_NNR	Text	Flächennummer
PUNKT_NNR	Text	Nummer des Aufnahmepunktes
Aufnahmedurchgang	Zahl	F: Frühjahrsaspekt; S: Sommeraspekt
Jahr	Zahl	Monitoringjahr
SCALE_ID	Zahl	Scale-Id - Internal LinkCode to DEF_LISTS
VALUE_ID	Zahl	Value-Id - Internal LinkCode to DEF_SPECIESLISTS
LAYER	Zahl	Scale-Id - Layer / Biotoptyp / Zählstrecke
SpecDif	Zahl	Differenzierung mehrerer unbestimmbarer Arten der gleichen Gattung
COVER_M	Zahl	Anzahl Männchen
COVER_F	Zahl	Anzahl Weibchen
COVER_L	Zahl	Anzahl Larven
COVER_I	Zahl	Anzahl Indet (nicht bestimmtes Geschlecht)
COVER_PK	Zahl	Abundanzschätzung für Schmetterlinge in 3 Stufen für gesamten Probekreis
CF	Ja/Nein	cf.

Quelle: PASCHER et al. (2010) umweltbundesamt<sup>0</sup>

Abbildung 40:  
Struktur der  
Teil-Datenbank  
S1\_SPECIES.

Die Teil-Datenbank DEF\_LISTS enthält eine Tabelle mit Beschreibung der Definitionenlisten (Referenzlisten wie z. B. Artenlisten oder Lebensraumtypenlisten (siehe Abbildung 41)). Die Teil-Datenbank „DEF\_LISTS\_VALUES“ enthält die eigentlichen Definitionenlisten (siehe Abbildung 42). Zu jedem Datenwert gibt es eine SCALE\_ID, welche die Definitionenliste identifiziert und eine VALUE\_ID, welche die konkrete Angabe innerhalb der Definitionenliste darstellt. Darüber hinaus enthält die DEF\_LISTS\_VALUES auch weitere Angaben, z. B. Synonyme Namen, Abkürzungen, Arteigenschaften wie Wuchsform oder Gefährdungstatus.

### Struktur der Teil-Datenbank DEF\_LISTS

DEF_LISTS		
Feldname	Felldatentyp	Beschreibung
SCALE_ID	Zahl	01. Scale-Id - Internal numbercode (internal Identification)
UP_SCALE_ID	Zahl	02. Parent Scale-Id - upper hierarchical level of Internal Link-Code Scale-ID
ORDER	Zahl	03. order of definition list within the group
DEF_NAME	Text	04. Name of the definition list
UNIT	Text	
LIST_TYPE	Zahl	05. Type of Definitionlist according the definition of LIST_TYPE
DEF_GROUP	Ja/Nein	06. Group of definition list (only for displaying properties)
DEF_TABLE	Text	07. Name of the table containing the definition list (default value DEF_LISTS_VALUES)
KEY	Text	08. internal
LEVEL	Zahl	09. internal
SELECTED	Ja/Nein	10. internal
NOTES	Memo	11. Additional notes
KEYWORD	Ja/Nein	12. Definition list used as keywords
CDEFLIST	Ja/Nein	13. central definition list as source of the unique internal identifier ([ID])
CDEF_SCALE_ID	Zahl	14. Scale-Id of the central definition list

Quelle: PASCHER et al. (2010) umweltbundesamt<sup>0</sup>

Abbildung 41:  
Struktur der  
Teil-Datenbank  
DEF\_LISTS.

Abbildung 42:  
Struktur der Datenbank  
DEF\_LISTS\_VALUES.

Struktur der Datenbank DEF_LISTS_VALUES			
DEF_LISTS_VALUES			
Feldname	Felddatentyp	Beschreibung	
SCALE_ID	Zahl	Scale-Id - Internal LinkCode to DEF_LISTS	
VALUE_ID	Zahl	Value-Id of the definition value (Class Value) - internal numbercode (internal identification)	
UP_VALUE_ID	Zahl	Parent Value-Id - upper hierarchical level (if present)	
ALT_VALUE_ID	Text	Alternative Value-Id (i.e. previous JODI-Coding)	
ORDER	Zahl	order of definition values	
CODE	Text	Letter code for data entry (this value is usually entered by the user)	
CLS_TEXT	Text	Full text version of the class value (as coded in [CODE])	
ALT_CLS_TEXT	Text	Alternative full text version of the class value (as coded in [CODE])	
UNIT	Text	Unit of value	
LTYPE	Zahl	Level Type (i.e. Gemeinde, Bezirk, Bundesland, Nation, Ordnung, Verband, Assoziation, Value...)	
LAYER	Zahl	maximum layer according to the system standard layer-scale	
KEY	Text	internal	
LEVEL	Zahl	internal	
MIN_VALUE	Zahl	Minimum Value	
AVG_VALUE	Zahl	Average Value	
MAX_VALUE	Zahl	Maximum Value	
SYNONYM	Ja/Nein	synonym: yes / no (means synonym within the definition list)	
SELECTED	Ja/Nein	internal	
EXP8CODE	Text	Exported Letter code (8-digit-text)	

Quelle: PASCHER et al. (2010)

umweltbundesamt<sup>®</sup>

## 7.2 Datenmodell für die fernerkundungsgestützte Analyse auf Landschaftsniveau

Das für ÖBM-Kulturlandschaft entwickelte Datenmodell für Fernerkundungsdaten basiert auf dem im Rahmen der Projekte LISA I und LISA II entwickelten konzeptionellen Datenmodell, welches für die Etablierung eines Land-Information-System in Österreich konzipiert wurde (GRILLMAYER et al. 2010, BANKO et al. 2012). Die Berücksichtigung der LISA-Konzepte ist erforderlich, da in naher Zukunft zahlreiche, auf den Konzepten des LISA-Datenmodells aufbauende Sentinel-2 „Standardprodukte“ zur Landbedeckung in Österreich, in regelmäßigen Produktionszyklen zur Verfügung stehen werden (vgl. Kapitel 5.1). Für die Zwecke von ÖBM-Kulturlandschaft müssten diese Daten dann lediglich um wenige spezifisch benötigte Indikatoren angereichert werden. Folgende Informationen sind in den jeweiligen Elementen des in Abbildung 43 dargestellten Datenmodells vorhanden:

### LandCoverDataset

Das LandCoverDataset repräsentiert Metadateninformationen zum jeweiligen Datensatz wie zum Beispiel

- Name des Datensatzes (Name),
- zeitlicher Gültigkeitsbereich des Datensatzes (Valide\_von/Valide\_bis): notwendig wegen INSPIRE-Konformität,
- tatsächlicher Beobachtungszeitraum der Landschaftselemente (Existiert\_von/Existiert\_bis).

### LandCoverUnit (LC-Unit)

Die LC-Unit repräsentiert das jeweilige Landschaftselement (z. B. ein Feldstück/Schlag). Die Abgrenzung des Landschaftselementes wird in Form eines Polygons abgespeichert (Geoemtrie: GM\_Polygon). Der Bodenbedeckungstyp wird durch den Datentyp LISABodenBedeckung\_Zeitspanne zugewiesen. Durch diesen Datentyp kann eine konkrete Bodenbedeckungsklasse aus der Codeliste CL\_LISABodenbedeckungsklasse\_Zeitspanne, die über eine gewisse Zeitspanne existiert (Existiert\_von/Existiert\_bis), der jeweiligen LandCoverUnit zugewiesen werden.

Die im Datenmodell berücksichtigten Bodenbedeckungsklassen entsprechen weitgehend den Bodenbedeckungsklassen des ursprünglichen LISA-Datenmodells und mussten nur geringfügig für die Abbildung der neuen und feiner granulierten Bodenbedeckungsklassen für agrarisch und forstlich genutzte Flächen adaptiert werden. Konkret wurden anstatt der Kategorie „12 – Grünbewuchs“ die beiden Kategorien „12-1 – Grünbewuchs dauerhaft“ und „12-2 – Grünbewuchs periodisch“ in der Codeliste „CL\_LISABodenbedeckung\_Zeitspanne“ eingeführt, die für eine Trennung von Grünlandflächen (= „Grünbewuchs dauerhaft“) und Ackerbauflächen (= „Grünbewuchs periodisch“) benötigt werden. Des Weiteren wurde eine Differenzierung der Bodenbedeckungsklasse „9 – Bestockte Fläche“ in die Bodenbedeckungsklassen „9-1 – Laubwald“, „9-2 – Mischwald“ und „9-3 – Nadelwald“ vorgenommen. Diese Differenzierung wurde notwendig, um die im Rahmen von GEO BON (Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network“) definierten SRS-EBVs (Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables) zu berücksichtigen (PETTORELLI et al. 2016). Detaillierte Informationen zu den SRS-EBV siehe Kapitel 5.2.

In der Codeliste „CL\_LISABodenbedeckung\_Zeitspanne“ sind alle Bodenbedeckungsklassen angeführt, welche im Rahmen der Bildklassifizierung den Landschaftselementen (LC-Unit) zugewiesen werden können. Konkret werden folgende Bodenbedeckungsklassen für die Klassifizierung von Landschaftselementen zur Verfügung gestellt:

- Gebäude,
- Sonstige befestigte Flächen,
- Permanenter offener Boden,
- Schotter/Sand,
- Fels/Gestein,
- Wasserflächen,
- Eis/Schnee,
- Laubwald,
- Mischwald,
- Nadelwald,
- Gebüsch,
- Zwergstrauch,
- Grünwuchs dauerhaft (Grünlandflächen/Almen/Weiden),
- Grünwuchs periodisch (Ackerflächen),
- Schilf.

### ***Bodenbedeckungsklassen***

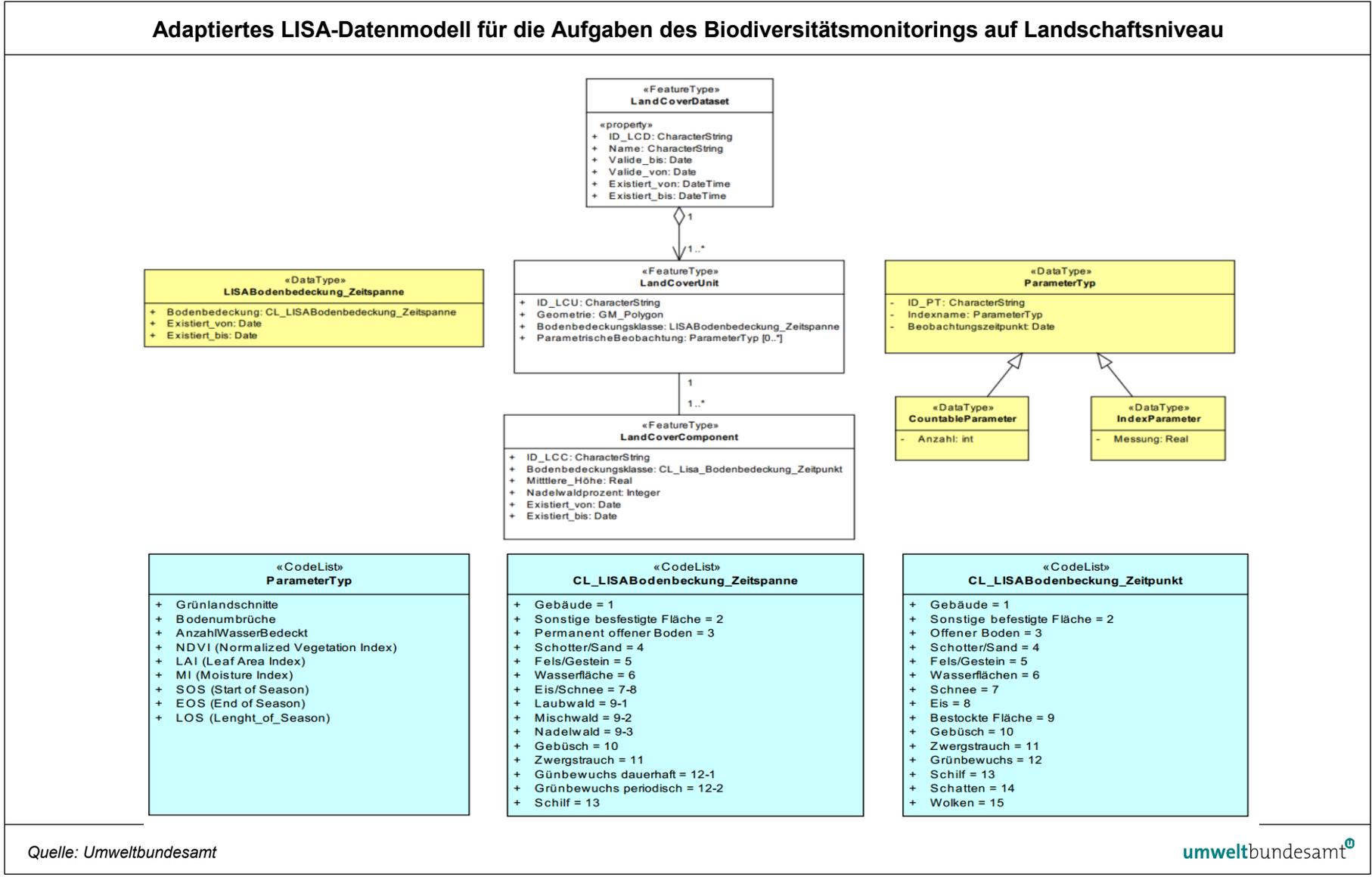


Abbildung 43: Adaptiertes LISA-Datenmodell für die Aufgaben des Biodiversitätsmonitorings auf Landschaftsniveau (1 x 1 km<sup>2</sup> Probeflächen). Erklärungen siehe Text.

Die für das Biodiversitätsmonitoring relevanten und aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Indikatoren werden durch den Datentyp der Parametrischen Beobachtung repräsentiert. Durch diesen Datentyp lassen sich alle in Tabelle 19 dargestellten SRS-EBVs (Indexname) sowie die jeweiligen Beobachtungszeitpunkte abbilden. Im Datenmodell ist es somit möglich, für jedes Landschaftselement den Normalized Vegetation Index (NDVI)-, Leaf Area Index (LAI)- sowie Moisture Index (MI)-Wert in Form einer Messung zu einem bestimmten Zeitpunkt abzuspeichern. Des Weiteren werden die Anzahl der Grünlandschnitte (nGS), der Bodenunbrüche (nBU) und der temporären Überflutungen (nWB) für das jeweilige Landschaftselement abgespeichert. Die automatisiert abgeleiteten phänologischen Parameter werden in Form der Beginn of Season (BOS), End of Season (EOS) sowie Length of Season (LOS) im Datenmodell berücksichtigt. Die Auswahlkriterien der vorläufig vorgesehenen Indikatoren für das ÖBM-Kulturlandschaft sind in Kapitel 5.2 näher dargestellt.

Vor allen die vom Menschen genutzten Landschaftselemente weisen im Verlauf eines Jahres unterschiedliche Bodenbedeckungsklassen auf. Ein bewirtschafteter Acker würde aufgrund der jeweiligen Fruchtfolge einen zyklischen Wechsel zwischen der Bodenbedeckungsklasse Grünbewuchs und Offener Boden aufweisen. Diese saisonalen Veränderungen werden in Form der LandCoverComponent, die innerhalb einer Vegetationsperiode nur eine gewisse Zeitdauer existiert (Existiert\_von/Existiert\_bis), im Datenmodell berücksichtigt. Durch die LandCoverComponent (LC-Unit) können zum Beispiel für ein ackerbaulich genutztes Landschaftselement (= LC-Unit der Bodenbedeckungsklasse „Grünbewuchs periodisch“) die zyklische Abfolge der Bodenbedeckungsklassen „Offener Boden“ und „Grünbewuchs“ und somit vor allem die saisonalen Veränderungen anhand der LC-Component dokumentiert werden (siehe Abbildung 44). Für die Klassifizierung der LC-Component stehen die in der Codeliste „CL\_LISABodenbedeckung\_Zeitpunkt (siehe Abbildung 43) angeführten Bodenbedeckungsklassen zur Verfügung.

***LandCoverComponent  
(LC-Component)***

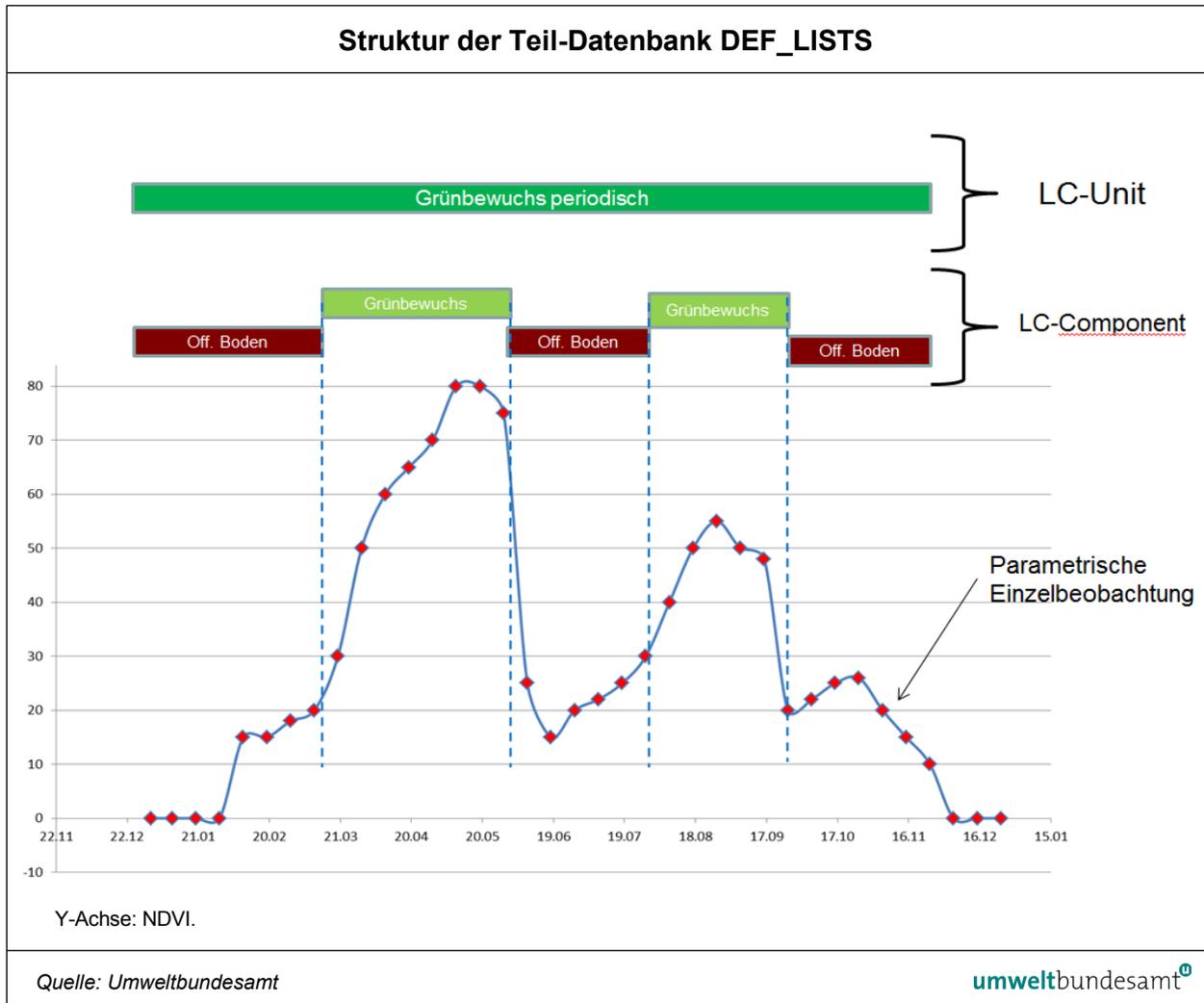


Abbildung 44: Dokumentation der saisonalen Veränderungen der Bodenbedeckung für ein Landschaftselement (LC-Unit) der Bodenbedeckungsklasse „Grünbewuchs periodisch“ (= Acker) durch das Datenbankelement der LC-Component. Y-Achse: NDVI. Weitere Erklärungen siehe Text.

## 8 KOSTEN DES ÖSTERREICHISCHEN BIODIVERSITÄTSMONITORINGS ÖBM-KULTURLANDSCHAFT

### 8.1 Einleitung

Die Kosten eines Erhebungsdurchgangs setzen sich zusammen aus den Kosten für die Freilanderhebungen von Lebensräumen und Organismen sowie den jährliche Kosten für Projektleitung, -koordination, und -administration, Fernerkundung, Datenkontrolle und Datenmanagement, Analyse der Monitoringdaten, Aufbereitung und Integration von Daten aus anderen Quellen, Workshop zur Präsentation der Ergebnisse, Endbericht und Reisekosten. Im Rahmen des ersten Erhebungsdurchgangs gibt es noch einmalige Kosten für die Erstellung von Kartieranleitungen und die Erstellung von Datenbanken und Datenkontrollroutinen.

*anfallende Kosten*

In einer neuen Studie (TARGETTI et al. 2014) wurden die Kosten eines Biodiversitätsmonitorings in europäischen Agrarlandschaften abgeschätzt. Dabei wurden Habitats, Pflanzen, Regenwürmer, Spinnen und Wildbienen erhoben. Die Kartiermethoden waren zwar unterschiedlich zu den im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft vorgeschlagenen; die Erhebungseinheit „landwirtschaftlicher Betrieb“ bestand im europäischen Durchschnitt aus 15 Habitats, 8 Erhebungsfächen für Organismen und 73 ha landwirtschaftlich genutzten Flächen und kann somit grob mit den 625 m x 625 m Aufnahmeflächen von ÖBM-Kulturlandschaft verglichen werden. Für Österreich wurden dabei 4.046 Euro Gesamtkosten pro untersuchtem Betrieb ermittelt, die sich zusammensetzen aus: Freilanderhebungen: 1.949 Euro, Büroarbeit: 1.097 Euro, Taxonomie: 423 Euro; Treibstoff: 44 Euro; Ausrüstung: 32 Euro; andere Kosten: 20 Euro; Transport: 481 Euro. Als Tagsätze für Österreich wurden 567 Euro für ArtexpertInnen und 344 Euro für Hilfskräfte im Freiland ermittelt (TARGETTI et al. 2014).

*veranschlagte Gesamtkosten*

Die jährlichen Kosten des Schweizer Biodiversitätsmonitorings belaufen sich auf ca. 2,8 Mio. Euro und setzen sich zusammen aus Kosten für Freilanderhebungen im Ausmaß von 1,9 Mio. Euro, Datenaufbereitung und -analyse im Ausmaß von 280.000 Euro, Kosten für Projektkoordination und Kommunikation (inkl. Publikationen) im Ausmaß von 650.000 Euro (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014).

In Österreich kostet das derzeit vom Umweltbundesamt koordinierte FFH-Monitoring (inkl. Der Berichtlegung nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie) 3 Mio. Euro über einen Projektzeitraum von vier Jahren. Es beinhaltet eine Erhebung (tlw. einen Totalzensus) von 31 FFH-Habitats und 37 FFH-Arten. Die einmalige Erhebung im Rahmen von BINATS kostete rund 430.000 Euro und beinhaltete im Zeitraum von 2006–2010 die Konzeption des Monitoringprogramms, die Erhebungen auf 100 Aufnahmeflächen sowie Tätigkeiten wie Auswertungen und Präsentationen (PASCHER et al. 2009, 2010). Die Evaluierung der BINATS-Erhebungen ergab, dass etwa je ein Arbeitstag pro 625 m x 625 m Aufnahmefläche für die Kartierung von Lebensräumen, Pflanzen, Heuschrecken und Tagfaltern benötigt wird (PASCHER et al. 2011). Bei der gegenständlichen Kostenberechnung wird davon ausgegangen, dass der Zeitaufwand für diese Erhebungen in ÖBM-Kulturlandschaft ähnlich sein wird. Es wird des Weiteren davon ausgegangen, dass es ein extra finanziertes BINATS-Folgeprojekt geben

wird, das die BINATS-Flächen finanziell abdeckt. Sollte das nicht der Fall sein, würden sich die Kosten für die Freilandarbeit des gegenständlichen Monitorings aliquot zur Anzahl der zusätzlich abzudeckenden Stichprobenflächen erhöhen.

Im gegenständlichen Konzept wird empfohlen, im ersten Erhebungsjahr 50 der 625 m x 625 m Aufnahmeflächen für Lebensräume, Pflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und bodenoberflächenaktive Organismen (Spinnen, Ameisen und Laufkäfer) abzudecken (zur Auswahl der Organismengruppen vgl. Kapitel 2.6); im zweiten Erhebungsjahr dann die restlichen 50. Es ist darauf zu achten, dass die beiden Stichprobenhälften 50:50 Aufnahmeflächen jeweils für die gesamte Stichprobe repräsentativ sind. Das wird durch eine kontrollierte Zufallsauswahl (vgl. Kapitel 6.2.5) gewährleistet. Die Gesamtkosten (netto) für ein Erhebungsjahr belaufen sich auf rund 304.000 Euro (geschätzt auf Basis von für das Jahr 2017 realistischen Stundensätzen). Ein kompletter Erhebungsdurchgang in der bisher vorgestellten Vollversion, bestehend aus zwei Erhebungsjahren, kostet somit rund 608.000 Euro.

## 8.2 Durchführungsoptionen

Neben der bisher vorgestellten Vollversion sind auch andere Durchführungsoptionen vorstellbar, um die Kosten der Durchgänge zu senken. Es ist jedoch hervorzuheben, dass die Vollversion stets anzustreben ist. Diese alternativen Durchführungsoptionen unterscheiden sich von der Vollversion durch ein längeres Intervall zwischen den Durchgängen und durch das Weglassen von Organismengruppen. Der Umfang der Stichprobe (100 Quadranten pro komplettem Erhebungsdurchgang bzw. 171 Quadranten inklusive jenen, die durch BINATS abgedeckt sind) bleibt hingegen konstant. Für die Berechnung der Kosten der Durchführungsoptionen wurden für das Jahr 2017 realistische Stundensätze angenommen.

### 8.2.1 Durchführungsoption „alle Gruppen – 5 Jahre“

**Kostenreduktion  
um 40 %**

Bei dieser Durchführungsoption werden alle Organismengruppen, wie für die Vollversion dargestellt, erhoben, das Erhebungsintervall wird jedoch von 3 Jahren auf 5 Jahre erweitert. Dies bedeutet, dass in den beiden Jahren, in denen Erhebungen stattfinden, keine Einsparungen gegenüber der Vollversion zu erzielen sind, es dann aber zu einer dreijährigen statt einer einjährigen Pause kommt. Deshalb verringern sich die durchschnittlichen jährlichen Kosten mittelfristig von ca. 203.000 Euro auf ca. 122.000 Euro, d. h. um 40 % (siehe Abbildung 45). Der wesentliche Nachteil gegenüber der Vollversion ist, dass um 40 % weniger Datenpunkte entlang der Zeitachse erhalten werden. So gäbe es nach 15 Jahren drei statt fünf komplette Durchgänge, nach 30 Jahren sechs statt zehn.

### 8.2.2 Durchführungsoption „Bodentiere – 5 Jahre“

Diese Durchführungsoption unterscheidet sich dadurch von der Option „alle Gruppen – 5 Jahre“, dass die Erfassungen von Tagfaltern weggelassen werden. Die Erfassungen von Lebensräumen, Pflanzen, Heuschrecken und bodenoberflächenaktiven Tiergruppen bleiben, wie in der Vollversion beschrieben, bestehen, das Erhebungsintervall beträgt wie in der vorherigen Option fünf Jahre. In dieser Option werden die Kosten pro Erhebungsjahr von ca. 304.000 Euro auf ca. 264 000 Euro gesenkt (d. h. um ca. 13 %), die durchschnittlichen jährlichen Kosten im Vergleich zur Vollversion von ca. 203.000 Euro auf ca. 106.000 Euro, d. h. um 48 % (siehe Abbildung 45). Der wesentliche Nachteil dieser Option im Vergleich zur Option „alle Gruppen – 5 Jahre“ ist, dass Tagfalteredaten von hoher Bedeutung für ein Biodiversitätsmonitoring sind. Für diese Organismengruppe gibt es europaweit eine Vielzahl von Monitoringprogrammen (VAN SWAAY et al. 2015), sie sind gute Surrogat-Taxa, wichtige Bestäuber und für die Bevölkerung attraktiv (siehe Kapitel 2.6). Außerdem wäre eine Tagfaltererhebung mit BINATS kompatibel und Tagfalter zählen zu den von SEBI für im Rahmen des Leitindikators 1 „Trends in der Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Arten“ für ein Biodiversitätsmonitoring vorgeschlagenen Organismengruppen (EEA 2007, 2010).

**Kostenreduktion  
um 48 %**

### 8.2.3 Durchführungsoption „2 x Tagfalter – 5 Jahre“

Diese Durchführungsoption unterscheidet sich von der Option „alle Gruppen – 5 Jahre“ insofern, dass die Erfassungen von Bodentieren weggelassen werden, dafür werden Tagfalter zweimal pro Jahr erhoben. Die Erfassungen von Lebensräumen, Pflanzen und Heuschrecken bleiben, wie in der Vollversion beschrieben, bestehen, das Erhebungsintervall beträgt wie in den beiden vorherigen Optionen fünf Jahre. Auch in dieser Option werden die Kosten in Erhebungsjahren von ca. 304.000 Euro auf ca. 264.000 Euro gesenkt (d. h. um ca. 13 %), die durchschnittlichen jährlichen Kosten im Vergleich zur Vollversion von ca. 203.000 Euro auf ca. 106.000 Euro, d. h. um 48 % (siehe Abbildung 45). Die Vorteile der zweifachen Erhebung von Tagfaltern pro Erhebungsjahr sind, dass auch Arten abgedeckt werden, die ihre Hauptaktivitätsphase im Frühjahr haben, sowie dass qualitativ hochwertigere Datensätze geschaffen werden, da bei einfachen Erfassungen manche der vorkommenden Arten aufgrund ihrer Sensibilität für Witterungsbedingungen nicht gefunden werden (vgl. PASCHER et al. 2011, KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014, VAN SWAAY et al. 2012, 2015). Der wesentliche Nachteil dieser Option im Vergleich zur Option „alle Gruppen – 5 Jahre“ ist, dass die Gilde der bodenoberflächenaktiven Organismen für das Monitoring komplett fehlt. Spinnen stellen gute Surrogat-Taxa dar und sind wichtige Schädlingsbekämpfer, Ameisen sind nicht zuletzt aufgrund ihrer Biomasse für Bodenbildung und Bestäubung relevant und Laufkäfer sind besonders wichtige Schädlingsantagonisten der Kulturlandschaft (vgl. Kapitel 2.6). Die bodenoberflächenaktiven Organismengruppen würden sich auch durch ihre ökologische Komplementarität zu Pflanzen, Heuschrecken und Tagfaltern auszeichnen sowie dadurch, dass sie mit gut standardisierbaren Methoden erfassbar sind (vgl. Kapitel 3.6).

**Kostenreduktion  
um 48 %**

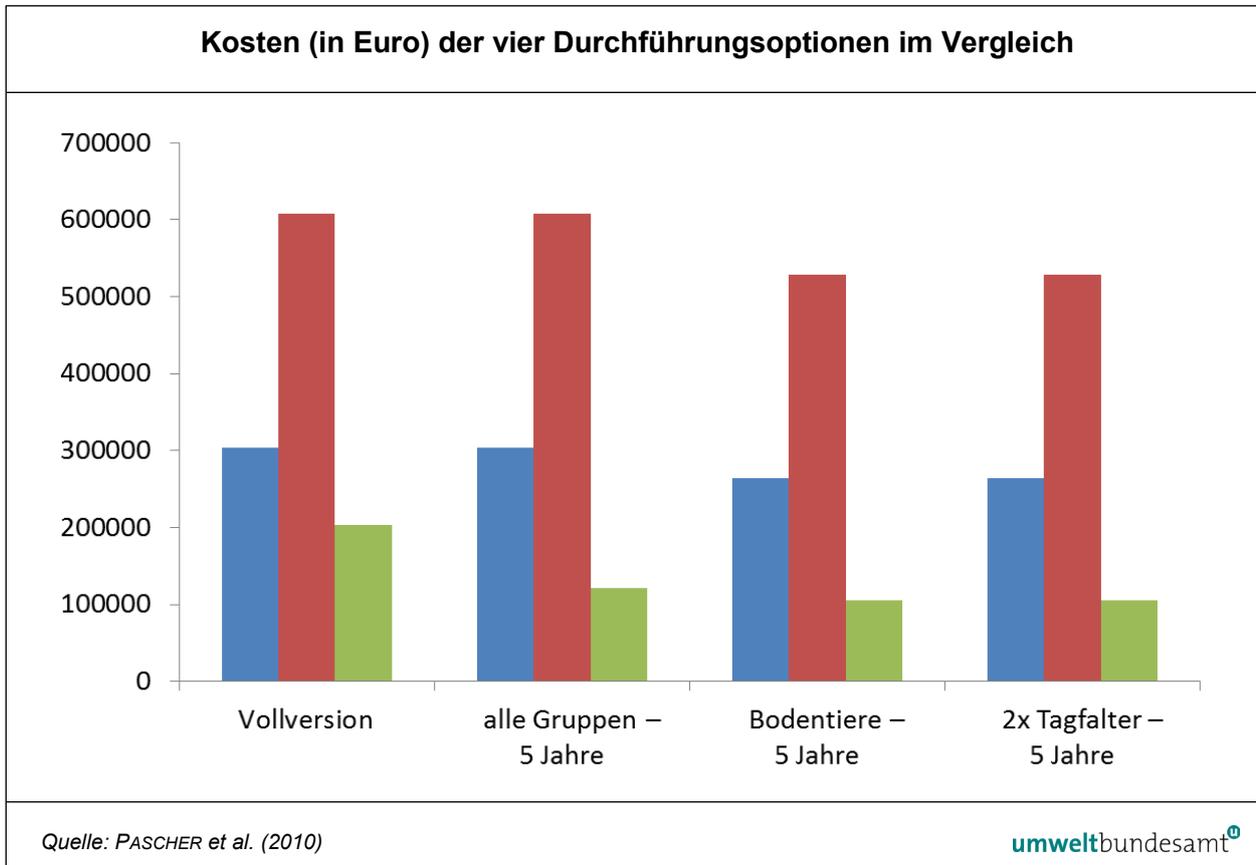


Abbildung 45: Kosten (in Euro) der vier Durchführungsoptionen im Vergleich: Kosten pro Erhebungsjahr (blaue Balken), Kosten pro gesamtem Erhebungsdurchgang (2 Jahre, rote Balken) sowie durchschnittliche Kosten pro Jahr unter Berücksichtigung jener Jahre, in denen keine Erhebungen stattfinden (grüne Balken). Erklärungen zu den vier Durchführungsoptionen siehe Text.

### 8.3 Durchführung Erhebungsdurchgang 2017/2018

Im Folgenden ist das Setting des ersten Erhebungsdurchgangs 2017/2018 dargestellt.

Für den Erhebungsdurchgang 2017/2018 wurde die Durchführungsoption „2 x Tagfalter – 5 Jahre“ gewählt (siehe Kapitel 8.2.3). Im Jahr 2017 ist jedoch bei den Tagfaltern aus budgetären und terminlichen Gründen nur ein Durchgang durchgeführt worden.

Mithilfe des BMLFUW und der Landwirtschaftskammern konnten die erforderlichen Betretungsbewilligungen durch die in INVEKOS verzeichneten Landpächter und auch Grundeigentümer eingeholt werden. Somit stehen vorerst 50 (aus 172 eingereichten) 625 m x 625 m Aufnahmeflächen für die Freilanderhebungen zur Verfügung (Abbildung 46). Für diese Aufnahmeflächen gab es ausreichend Bewilligungen, d. h. das eine ausreichende Anzahl von Feldparzellen betretbar waren, um das geplante Erhebungsdesign zu realisieren. Ein relativ hoher Anteil an Aufnahmeflächen mit ausreichenden Bewilligungen ergab sich im Waldviertel, dem Joglland, dem steirischen Ennstal, dem Pinzgau, in Oberkärnten und Osttirol, im westlichen Tirol und in Vorarlberg. Einen auffällig geringen

Anteil an Aufnahmeflächen mit ausreichenden Bewilligungen gab es im Mühlviertel, der SO-Steiermark, im Lungau und Pongau, sowie im Zillertal und angrenzenden Teilen Nordtirols (Abbildung 46).

In absoluten Zahlen entfielen die meisten Aufnahmeflächen mit ausreichenden Bewilligungen auf Niederösterreich (12 Aufnahmeflächen), in die Steiermark (11), auf Tirol (8), Kärnten und Salzburg (je 6). Weitere Aufnahmeflächen entfielen auf Oberösterreich (4), Vorarlberg (2) und das Burgenland (1) (Tabelle 27).

Bezüglich der Seehöhe gab es fünfzehn Aufnahmeflächen, die in Höhen über 1500 m lagen, davon fünf in Tirol, vier in Kärnten, drei in der Steiermark, zwei in Salzburg und einer in Vorarlberg. Die fünf Aufnahmeflächen mit Seehöhen zwischen 1000 und 1500 m lagen in Tirol (2), der Steiermark (2) und in Salzburg (1). Die restlichen 30 Quadranten lagen unter 1000 m Seehöhe (Abbildung 47).

Letztendlich konnte die Aufnahmefläche am TÜPL Allentsteig aus Sicherheitsgründen nicht kartiert werden, Blindgänger aus dem zweiten Weltkrieg stellen dort ein zu hohes Risiko dar. Die Erhebungen sollen 2018 an einer anderen, nicht durch Blindgänger beeinträchtigen 625 m x 625 m Aufnahmefläche innerhalb des TÜPL Allentsteigs nachgeholt werden.

Die phänologischen Vorgaben wurden größtenteils erfüllt und durch Anpassungen an die Witterungsbedingungen im Jahr 2017 (feucht-kalter Frühling, heißer Sommer) modifiziert. Alle Erhebungen wurden zwischen dem 17.5. 2017 und dem 5. 10. 2017 durchgeführt (Tabelle 28).

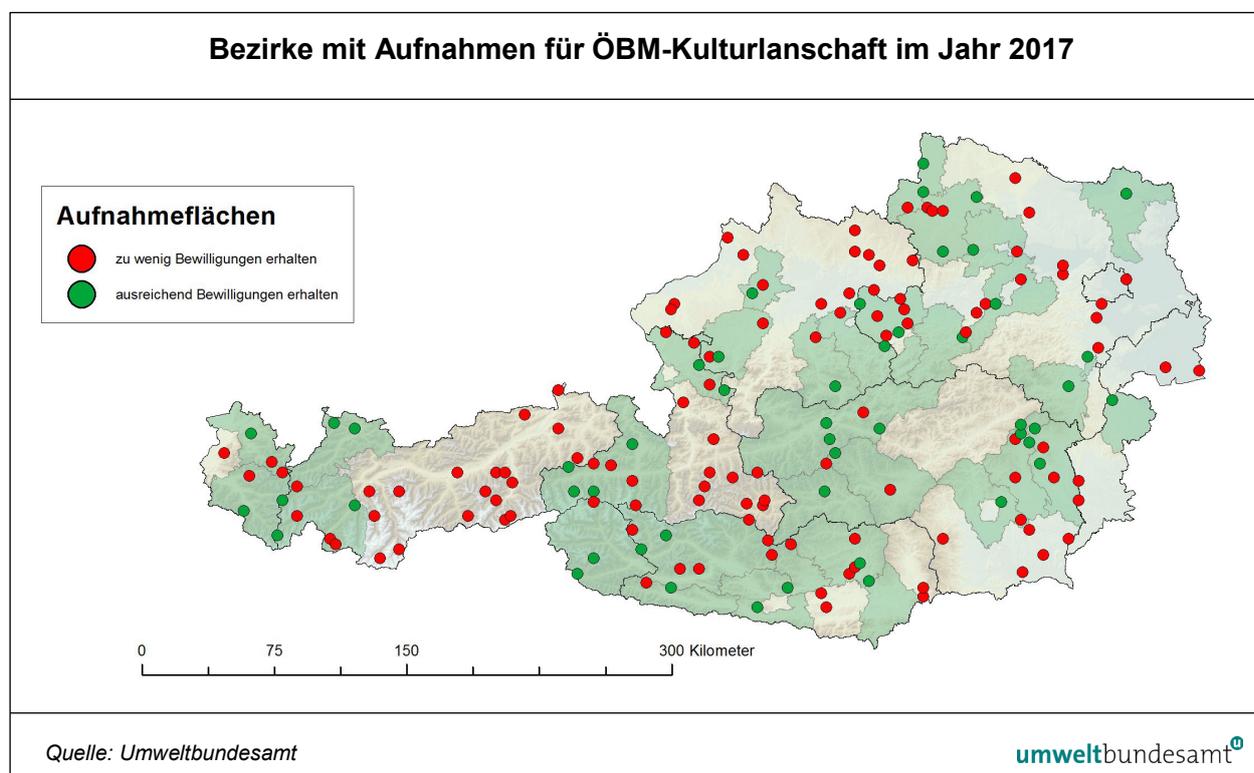


Abbildung 46: 625 m x 625 m Aufnahmeflächen mit ausreichenden Betrittsbewilligungen, um die Erhebungen 2017 durchzuführen (grüne Punkte) sowie Aufnahmeflächen, für die die Betrittsbewilligungen nicht ausreichend waren (rote Punkte).

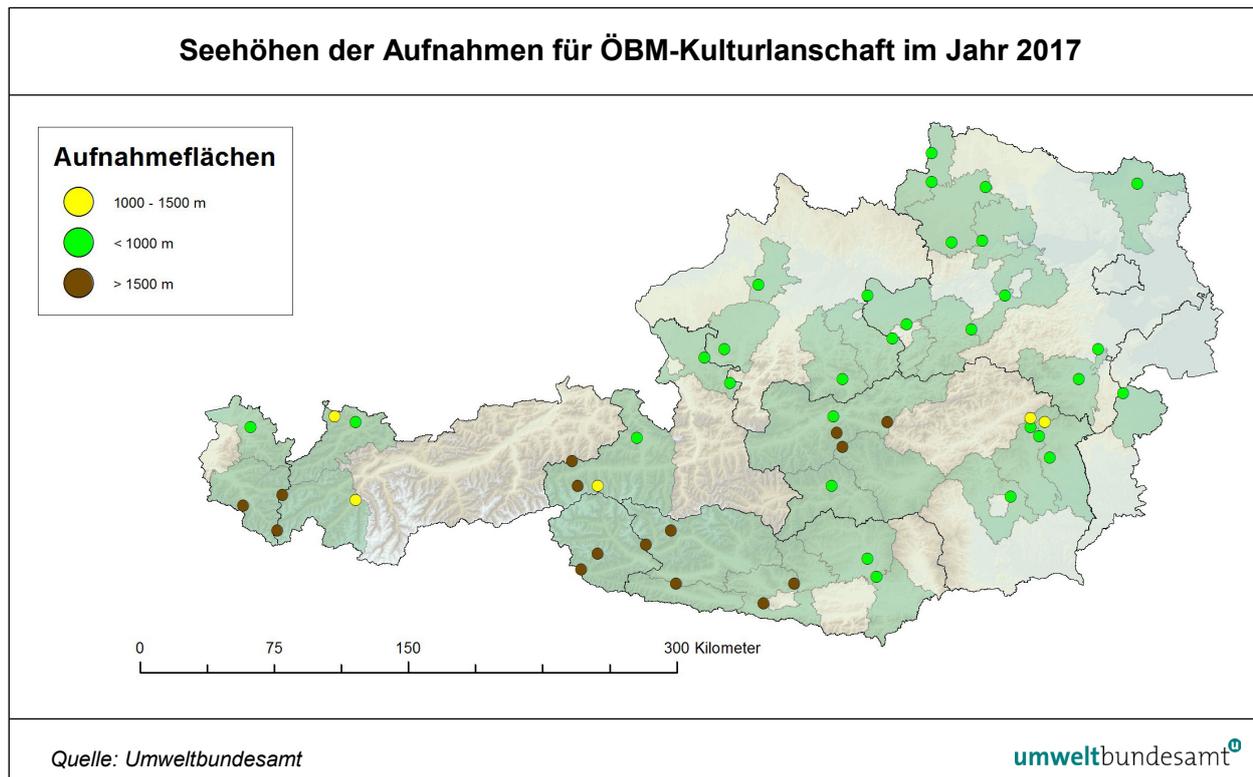


Abbildung 47: Seehöhenverteilung der 50 Aufnahmeflächen der Erhebungen 2017.

Tabelle 27: 50 Quadranten, die für die Kartierung 2017 vorgesehen waren. Seehöhen-Kategorien, Gemeinden, Bezirke und Bundesland sind dargestellt. Quelle: Umweltbundesamt.

Name Aufnahmefläche	Seehöhe	Gemeinde	Bezirk	Bundesland
Oberpetersdorf – Kalkgruben	< 1000 m	Kobersdorf	Oberpullendorf	Burgenland
Gerlitzten	> 1500 m	Steindorf am Ossiacher See	Feldkirchen	Kärnten
Jaukenalm	> 1500 m	Dellach	Hermagor	Kärnten
Passering	< 1000 m	Kappel am Krappfeld	Sankt Veit an der Glan	Kärnten
Fragant	> 1500 m	Flattach	Spittal an der Drau	Kärnten
Dobratsch	> 1500 m	Bad Bleiberg	Villach Land	Kärnten
Brückl-Süd	< 1000 m	Völkermarkt	Völkermarkt	Kärnten
Sonntagberg	< 1000 m	Sonntagberg	Amstetten	Niederösterreich
Kronstorf	< 1000 m	Ernsthofen	Amtstetten	Niederösterreich
Brand-W4	< 1000 m	Brand-Nagelberg	Gmünd	Niederösterreich
Gmünd-Süd	< 1000 m	Waldenstein	Gmünd	Niederösterreich
Poysdorf	< 1000 m	Poysdorf	Mistelbach	Niederösterreich
A2 – Neunkirchen	< 1000 m	Wartmannstetten	Neunkirchen	Niederösterreich
Ober-Grafendorf	< 1000 m	Ober-Grafendorf	Sankt Pölten(Land)	Niederösterreich
Puchenstuben	< 1000 m	St. Anton an der Jeßnitz	Scheibbs	Niederösterreich
Flugfeld Wr. Neustadt	< 1000 m	Wiener Neustadt	Wiener Neustadt(Stadt)	Niederösterreich
TÜPL Allentsteig	< 1000 m	Allentsteig	Zwettl	Niederösterreich
Ottenschlag	< 1000 m	Bad Traunstein	Zwettl	Niederösterreich
Himberg/Wachau	< 1000 m	Kottes-Purk	Zwettl	Niederösterreich
Haag-Hausruck	< 1000 m	Rottenbach	Grieskirchen	Oberösterreich
Windischgarsten	< 1000 m	Roßleithen	Kirchdorf an der Krems	Oberösterreich
Großschnaidt	< 1000 m	Gafenz	Steyr-Land	Oberösterreich
Grossenschwandt	< 1000 m	Oberwang	Vöcklabruck	Oberösterreich
Strobl-West	< 1000 m	Strobl	Salzburg-Umgebung	Salzburg
Thalgau	< 1000 m	Thalgau	Salzburg-Umgebung	Salzburg
Grundalm	> 1500 m	Bramberg am Wildkogel	Zell am See	Salzburg
Kesselalm	> 1500 m	Bramberg am Wildkogel	Zell am See	Salzburg
Leogang	< 1000 m	Leogang	Zell am See	Salzburg
Hinterseealm	1000–1500 m	Mittersill	Zell am See	Salzburg
Schaftal bei Graz	< 1000 m	Kainbach bei Graz	Graz-Umgebung	Steiermark
Pöllau/Joglland	< 1000 m	Pöllau	Hartberg-Fürstenfeld	Steiermark
St. Jakob im Walde/Joglland	1000–1500 m	Sankt Jakob im Walde	Hartberg-Fürstenfeld	Steiermark
Johnsbach	> 1500 m	Admont	Liezen	Steiermark
Lassing	< 1000 m	Lassing	Liezen	Steiermark
Hochgrößen	> 1500 m	Rottenmann	Liezen	Steiermark
St. Peter/Kammersberg	< 1000 m	St. Peter am Kammersberg	Murau	Steiermark
Schrattnerkogel	> 1500 m	Pölstal	Murtal	Steiermark
Falkenstein/Joglland	< 1000 m	Fischbach	Weiz	Steiermark
Hauereck/Waldheimat	1000–1500 m	St. Kathrein am Hauenstein	Weiz	Steiermark
Toter Mann/Joglland	< 1000 m	Strallegg	Weiz	Steiermark
Bielerhöhe	> 1500 m	Galtür	Landeck	Tirol
Kaunertal	1000–1500 m	Kaunerberg	Landeck	Tirol
Kaltenberg/Arlberg	> 1500 m	St. Anton am Arlberg	Landeck	Tirol
Oberarnalm	> 1500 m	Außervillgraten	Lienz	Tirol
Straßkopf	> 1500 m	Iselsberg-Stronach	Lienz	Tirol
Parggenalm	> 1500 m	Sillian	Lienz	Tirol
Reutte	< 1000 m	Reutte	Reutte	Tirol
Tannenheim	1000–1500 m	Tannheim	Reutte	Tirol
Walseralpe	> 1500 m	Tschagguns	Bludenz	Vorarlberg
Egg	< 1000 m	Egg	Bregenz	Vorarlberg

Tabelle 28: Erhebungsphänologie 2017 (n = 49 Aufnahmeflächen; die Aufnahmefläche am TÜPL Allentsteig konnte letztendlich aus Sicherheitsgründen im Jahr 2017 nicht kartiert werden). Quelle: Umweltbundesamt.

Schutzgut	Durchgang	Seehöhe	Start	Ende
Lebensraumtypen	einziger Durchgang	< 1000 m	17.05.2017	07.07.2017
		1000–1500 m	09.06.2017	09.07.2017
		> 1500 m	18.07.2017	05.09.2017
Gefäßpflanzen	Frühling	< 1000 m	17.05.2017	07.07.2017
		1000–1500 m	09.06.2017	09.07.2017
		> 1500 m	18.07.2017	05.09.2017
	Herbst	< 1000 m	22.07.2017	5.10.2017
		1000–1500 m	15.08.2017	22.09.2017
		> 1500 m	k.A.	k.A.
Heuschrecken	einziger Durchgang	< 1000 m	14.07.2017	29.08.2017
		1000–1500 m	02.08.2017	28.08.2017
		> 1500 m	14.08.2017	28.09.2017
Tagfalter	einziger Durchgang	< 1000 m	01.07.2017	27.08.2017
		1000–1500 m	04.07.2017	09.08.2017
		> 1500 m	11.07.2017	30.08.2017

## 9 AUSBLICK

### 9.1 Vorschläge zur Datenanalyse

Konkrete Vorschläge zur Datenanalyse stellen einen sehr wesentlichen Faktor für Erhebungsdesign und Durchführung des Monitorings dar und werden deshalb im Folgenden grob dargestellt. Als Langzeitprojekt muss ein Monitoring grundsätzlich offen sein für neue Wertungssysteme und Auswertungsmöglichkeiten (LINDENMAYER & LIKENS 2009, KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Laut neuesten Simulationen sind unterschiedliche Biodiversitätsmaße zur Detektion von verschiedenartigen Biodiversitätstrends (Veränderungen von seltenen Arten, Veränderungen von häufigen Arten, Häufung von invasive Arten etc.) optimal geeignet (SANTINI et al. 2017). Die Feldmethoden sollten deshalb möglichst unabhängig von späteren Bewertungen sein. Im Gegensatz zu Erfolgskontrollen stehen analytische Fragen bei einem Monitoring nicht im Vordergrund. Ergebnisse nach den ersten Durchgängen können jedoch zu relevanten Fragen führen (z. B. nach den Ursachen von Trends in spezifischen Lebensräumen), die eventuell eine zukünftige Modifizierung oder Erweiterung des Monitorings rechtfertigen (vgl. LINDENMAYER & LIKENS 2009 zu Adaptive Monitoring).

***unterschiedliche  
Biodiversitätsmaße***

Eine Dauerbeobachtung erfasst die langfristige Entwicklung eines Stratum oder einer Organismengruppe, unabhängig von möglichen kausalen Zusammenhängen (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Das grundlegende Prinzip der Datenanalyse von ÖBM-Kulturlandschaft ist die Erfassung von Biodiversitätstrends als Änderungen im Reichtum an Lebensräumen und Arten in den 625 m x 625 m Aufnahmeflächen. Zeitreihenanalysen sind dafür das probate Mittel und werden grundsätzlich für den gesamten Datensatz aller Aufnahmeflächen durchgeführt und auf die gesamte offene Kulturlandschaft Österreichs als Grundgesamtheit umgelegt. Da jedoch große Unterschiede zwischen manchen Kulturlandschaftstypen sowohl in den Artenzahlen (z. B. Pflanzenreichtum in intensiven Ackerbaulandschaften im Vergleich zu heterogenen Almen) als auch hinsichtlich der Einflussfaktoren und Trends zu erwarten sind, sind zusätzlich Trendanalysen für einzelne Straten durchzuführen. Diese Zeitreihenanalysen sind in vollem Umfang nach dem dritten Erhebungsdurchgang möglich.

***Zeitreihenanalysen***

Bereits nach dem zweiten Erhebungsdurchgang sind schon erste Biodiversitätstrends beschreibbar. Mit lediglich zwei Punkten entlang der Zeitachse sind diese allerdings mit der Unsicherheit behaftet, dass es sich bei einem der beiden Erhebungsjahre um einen Ausreißer (d. h. um ein aus dem langjährigen Trend fallendes besonders gutes oder schlechtes Jahr) handeln kann.

Nach einem ersten Erhebungsdurchgang (und in geringerem Umfang bereits nach dem ersten Erhebungsjahr) kann jedenfalls bereits eine deskriptive Auswertung der österreichischen Biodiversität durchgeführt werden, in der Artenlisten und Verbreitungsmuster präsentiert werden und Biodiversitäts-Hotspots der einzelnen Organismengruppen durch räumlichen Vergleich des Artenreichtums ermittelt werden (vgl. PASCHER et al. 2011). Des Weiteren sind erste Vergleiche mit den Vorerhebungen von SINUS (PETERSEIL et al. 2004) und daraus erste vorläufige Abschätzungen von zeitlichen Unterschieden möglich. Im Falle der angestrebten Wiederholung der Erhebungen im BINATS-Stratum sind für dieses Stratum Vergleiche mit den BINATS-Erhebungen aus 2007/2008 (PASCHER et al. 2010) möglich.

Weitere potenzielle Analysemöglichkeiten inkludieren Auswertungen

- zur Veränderung der Frequenz besetzter Rasterzellen ausgewählter, weit verbreiteter Arten;
- zur Berücksichtigung der Teilpräsenzen an den 10 Aufnahmepunkten jedes Standortes (vgl. KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014; VAN STRIEN et al. 2013, 2015);
- von Analysen zu Abundanzen (Individuenzahlen): Derzeit nicht geplant, da die Erfassung von Abundanzen mit dem gegenständlichen Erhebungsdesign (z. B. nur eine Erhebung pro Jahr für die einzelnen Tiergruppen) zu ungenau ist, um zielgerichtete Analysen zu ermöglichen (KOORDINATIONSSTELLE BDM 2014). Allerdings stellt die Erhebung von Abundanzen für Tiergruppen wie Schmetterlinge, Spinnen, Ameisen und Laufkäfer keinen erheblichen Mehraufwand dar und sollte zwecks Reproduzierbarkeit durchgeführt werden.
- zur Verwendung von Biodiversitätsindizes, die nicht nur den Artenreichtum sondern auch die Äquität (evenness) berücksichtigen.
- zur Verwendung von Maßzahlen zur Beschreibung der Landschaftsstruktur (z. B. Anzahl der Schläge pro Aufnahme­fläche, Länge der Grenzlinien pro Aufnahme­fläche, vgl. MOSER et al. 2002, SCHINDLER et al. 2008, SCHINDLER 2010, ZULKA et al. 2014), um ergänzend zur Anzahl der Lebensraumtypen und deren Diversität noch weitere Aussagen zu Trends in der Landschaftsstruktur tätigen zu können. Die Landschaftsstruktur steht in engem Zusammenhang mit der Habitatdiversität, ist aber auch ein guter Indikator des Artenreichtums (MOSER et al. 2002; SCHINDLER et al. 2013, 2015).
- zu Sentinel SRS-EBV-Daten (vgl. Kapitel 5.2);
- zur Entwicklung von Analysemethoden, um aus den erhaltenen Monitoringdaten die Effekte des Klimawandels auf Artenreichtum, Verbreitung von Einzelarten und Änderung von Artengemeinschaften herauszufiltern (vgl. STEPHENS et al. 2016; im Juni 2016 wurde S. Schindler zu diesem Thema ein STARCLIM-Projekt bewilligt).
- zu gezielten Analysen zu CBD und SEBI-Indikatoren nach Vorgaben der CBD und anderer internationaler Konventionen.

## 9.2 Aufbereitung und Integration von Daten aus anderen Quellen

Die durch ÖBM-Kulturlandschaft erzielten Ergebnisse können im Rahmen anderer, das Bundesgebiet abdeckender Stichprobenerhebungen, wie etwa der Waldinventur, dem Brutvogelmonitoring, dem FFH-Monitoring und BINATS dargestellt und erörtert werden. Dabei können rezente Ergebnisse der anderen Programme im Rahmen der Diskussion der Monitoringergebnisse erörtert werden oder man versucht gemeinsam mit den Leitern der anderen Programme, gemeinsame Analysen durchzuführen und gemeinsame Berichte zu erstellen.

Neben der Aufbereitung und Integration anderer Status-Daten sind auch die Aufbereitung und Integration von Daten zu anderen Bereichen gemäß des DPISR-Konzepts für Monitoring (wie etwas Gefährdungsfaktoren oder Maßnahmen für den Erhalt der Biodiversität; vgl. MIRTL et al. 2015, UMWELTBUNDESAMT 2016) im Rahmen der Interpretation der Ergebnisse eines Biodiversitäts-

monitorings zielführend. Eine derartige Aufbereitung wurde im Jahr 2015 bereits durch das UMWELTBUNDESAMT (2016) im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft umgesetzt und könnte zum Beispiel nach dem dritten ÖBM-Erhebungsdurchgang aktualisiert werden.

### 9.3 Synergien mit anderen österreichischen Monitoring-Aktivitäten

Auch bei der Datenerhebung könnten sich Synergien mit anderen landesweiten Monitoring-Aktivitäten ergeben. Ein wesentliches Monitoring von Arten und Habitaten, das derzeit in Österreich in größerem Umfang anläuft, ist das FFH-Monitoring. Hier sind Synergien schwierig zu nutzen, da artspezifische Aufnahmeflächen und -methoden angewandt werden, man könnte jedoch für weitverbreitete Arten der Kulturlandschaft (z. B. die Weinbergschnecke *Helix pomatia*) überlegen, ob deren Präsenz in den 625 m x 625 m Aufnahmeflächen im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft festgehalten werden sollte.

#### *FFH-Monitoring*

Des Weiteren ist Österreich im Rahmen der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten (EU 2014) verpflichtet, ein Überwachungssystem einzurichten, das es ermöglichen soll, das Vorhandensein und die Verteilung der gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung zu ermitteln (derzeit sind dies 37<sup>15</sup> Arten; diese Liste soll aber regelmäßig aktualisiert werden). Aus dieser Liste könnten mehrere Arten ausgewählt werden, für die aufgrund der im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft untersuchten Lebensräume eine Miterhebung sinnvoll erscheint. Die Nutzung von Synergien ist im Einklang mit der Verordnung, die empfiehlt, dass das Überwachungssystem vorhandene Systeme nutzt.

#### *Überwachung invasiver gebietsfremder Arten*

Auch mit zukünftigen Evaluierungen des österreichischen Agrar-Umweltprogramms ÖPUL gibt es Synergien. Für ÖPUL-Maßnahmen auf Schlagebene, die in den ÖBM-Aufnahmeflächen in ausreichender Stichprobe enthalten sind, könnten die im Rahmen von ÖBM-Kulturlandschaft erhobenen organismischen Daten zur Analyse der Effekte von ÖPUL-Maßnahmen verwendet werden (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2005b, WRBKA et al. 2008).

#### *ÖPUL-Programm*

### 9.4 Weitere Entwicklungen und zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten

Der wesentlichste Aspekt eines Monitorings ist die Reproduzierbarkeit, die durch präzise Anleitungen und Dokumentation sowie eine simple und robuste Methodik gewährleistet ist. Dennoch sollten neue Entwicklungen beobachtet werden, da es eventuell früher oder später vorteilhaft erscheinen könnte, diese in das Monitoring zu integrieren. Zum Beispiel wurde in Österreich vor kurzem eine Methode zur standardisierten Erfassung der Laub-Dekomposition durch

<sup>15</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R1141&from=EN>

Bodenorganismen mittels käuflich erhältlichen Teebeuteln entwickelt (DIDION et al. 2016), die sinnvoll mit -Kulturlandschaft kombinierbar wäre.

Auch technologische Entwicklungen in der Fernerkundung, in Metagenomics, in sozialen Netzwerken und Citizen Science sind weiter zu beobachten. Sie könnten in Zukunft leistbare Erweiterungen oder kostenreduzierende Änderungen von ÖBM-Kulturlandschaft liefern (HERZOG & FRANKLIN 2016).

## 10 LITERATURVERZEICHNIS

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- ARGE BASISERHEBUNG (2012): Kartieranleitung zur Durchführung von Basiserhebung und Monitoring nach Art. 11 FFH-Richtlinie. Projekt Basiserhebung von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung“. Bearbeitung Revital Integrative Naturraumplanung GmbH, freiland Umweltconsulting ZT GmbH, eb&p Umweltbüro GmbH, Z\_GIS Zentrum für Geoinformatik. Im Auftrag der neun Bundesländer Österreichs. Lienz, Wien, Klagenfurt, Salzburg.
- BANKO, G.; MANSBERGER, R.; GALLAUN, H.; GRILLMAYER, R.; PRÜLLER, R.; RIEDL, M.; STEMBERGER, W.; STEINNOCHER K. & WALLI, A. (2012): Land Use & land cover mapping in Europe: Current practice, trends and future. Examples from national approaches: LISA – the Austrian approach. In: Braun, M. & Manakos, I. (Hrsg.): Land Use & land cover mapping in Europe: Current practice, trends and future. Annual Book Series „Remote Sensing and Digital Image Processing“. Springer.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. The Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society 46: 259–266.
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A. & WILSON, J. D. (2003): Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18: 182–188.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D. & HILL, D. A. (1992): Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- BILLETTER, R.; LIIRA, J.; BAILEY, D.; BUGTER, R.; ARENS, P.; AUGENSTEIN, I.; AVIRON, S.; BAUDRY, J.; BUKACEK, R.; BUREL, F.; CERNY, M.; DE BLUST, G.; DE COCK, R.; DIEKOTTER, T.; DIETZ, H.; DIRKSEN, J.; DORMANN, C.; DURKA, W.; FRENZEL, M.; HAMERSKY, R.; HENDRICKX, F.; HERZOG, F.; KLOTZ, S.; KOOLSTRA, B.; LAUSCH, A.; LE COEUR, D.; MAELFAIT, J. P.; OPDAM, P.; ROUBALOVA, M.; SCHERMANN, A.; SCHERMANN, N.; SCHMIDT, T.; SCHWEIGER, O.; SMULDERS, M. J. M.; SPEELMANS, M.; SIMOVA, P.; VERBOOM, J.; VAN WINGERDEN, W. K. R. E.; ZOBEL, M. & EDWARDS, P. J. (2008): Indicators for bio-diversity in agricultural landscapes: a pan-European study. Journal of Applied Ecology 45: 141–150.
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2014): Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+. Vielfalt erhalten – Lebensqualität für uns und zukünftige Generationen sichern! Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BOGNER, D. & HOLZNER, W. (2005): MOBI-e. Entwicklung eines Konzeptes für ein Biodiversitäts-Monitoring in Österreich. Umweltbüro Klagenfurt, Klagenfurt.
- BRANTON, M. & RICHARDSON, J. S. (2011): Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. Conservation Biology 25: 9–20.
- CARO, T. (2010): Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington, DC.

- CARVALHEIRO, L. G.; VELDTMAN, R.; SHENKUTE, A. G.; TESFAY, G. B.; PIRK, C. W. W.; DONALDSON, J. S. & NICOLSON, S. W. (2011): Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters* 14: 251–259.
- CASTAGNEYROL, B. & JACTEL, H. (2012): Unraveling plant–animal diversity relationships: a meta-regression analysis. *Ecology* 93: S. 2115–2124.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2014): Global Biodiversity Outlook 4. Montréal.
- CHASE, J. M. & KNIGHT, T. M. (2013): Scale-dependent effect sizes of ecological drivers on biodiversity: why standardised sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: 17–26.
- DEFRA – Department for Environment, Food & Rural Affairs (2015): Wild bird populations in the UK, 1970 to 2014. 17.07.2016.  
[https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/471745/UK\\_Wild\\_birds\\_1970-2014\\_2\\_.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/471745/UK_Wild_birds_1970-2014_2_.pdf)
- DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M. & DJUKIC, I. (2016): Towards Harmonizing Leaf Litter Decomposition Studies Using Standard Tea Bags—A Field Study and Model Application. *Forests* 7: 167.
- EEA – European Environment Agency (2007): Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA – European Environment Agency (2010): Assessing biodiversity in Europe – the 2010 report. EEA Report no. 5/2010. EEA, Copenhagen.
- EEA – European Environment Agency (2012): Biata, K.; Condé, S.; Delbaere, B.; Jones-Walters, L. & Torre-Marín, A.: Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. EEA Technical report No 11/2012. European Environment Agency, Luxemburg.
- EEA – European Environment Agency (2015): The European Environment—State and Outlook 2015. 20.09.2015. <http://www.eea.europa.eu/soer>
- EGLINGTON, S. M.; NOBLE, D. G. & FULLER, R. J. (2011): A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *Journal for Nature Conservation* 20: 301–309.
- ESSL, F.; DULLINGER, S.; RABITSCH, W.; HULME, P. E.; PYŠEK, P.; WILSON, J. R. U. & RICHARDSON, D. M. (2015): Historical legacies accumulate to shape future biodiversity in an area of rapid global change. *Diversity and Distributions* 21: 534–542.
- FAUL, F.; ERDFELDER, E.; LANG, A.-G. & BUCHNER, A. (2007): G\*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods* 39: 175–191.
- FAUL, F.; ERDFELDER, E.; BUCHNER, A. & LANG, A.-G. (2009): Statistical power analyses using G\*Power 3.1: Tests for correlation and regression analyses. *Behavior Research Methods* 41: 1149–1160.
- FERRIER, S. (2002): Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology* 51: 331–363.

- GARIBALDI, L. A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KREMEN, C.; MORALES, J. M.; BOMMARCO, R.; CUNNINGHAM, S. A.; CARVALHEIRO, L. G.; CHACOFF, N. P.; DUDENHOFFER, J. H.; GREENLEAF, S. S.; HOLZSCHUH, A.; ISAACS, R.; KREWENKA, K.; MANDELIK, Y.; MAYFIELD, M. M.; MORANDIN, L. A.; POTTS, S. G.; RICKETTS, T. H.; SZENTGYORGYI, H.; VIANA, B. F.; WESTPHAL, C.; WINFREE, R. & KLEIN, A. M. (2011): Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062–1072.
- GASTON, K. J. & WILLIAMS, P. H. (1996): Spatial patterns in taxonomic diversity. In: GASTON, K.J. (Hg.), *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Science, Oxford. pp. 202–229.
- GEIJZENDORFFER, I. R.; REGAN, E. C.; PEREIRA, H. M.; BROTONS, L.; BRUMMITT, N.; GAVISH, Y.; HAASE, P.; MARTIN, C. S.; MIHOUB, J. B.; SECADES, C. & SCHMELLER, D. S. (2016a): Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology* 53: 1341–1350.
- GEIJZENDORFFER, I. R.; TARGETTI, S.; SCHNEIDER, M. K.; BRUS, D. J.; JEANNERET, P.; JONGMAN, R. H.G.; KNOTTERS, M.; VIAGGI, D.; ANGELOVA, S.; ARNDORFER, M.; BAILEY, D.; BALÁZS, K.; BÁLDI, A.; BOGERS, M. M. B.; BUNCE, R. G. H.; CHOISIS, J.-P.; DENNIS, P.; EITER, S.; FJELLSTAD, W.; FRIEDEL, J. K.; GOMIERO, T.; GRIFFIOEN, A.; KAINZ, M.; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A.; LÜSCHER, G.; MORENO, G.; NASCIBENE, J.; PAOLETTI, M. G.; POINTEREAU, P.; SARTHOU, J.-P.; SIEBRECHT, N.; STARITSKY, I.; STOYANOVA, S.; WOLFRUM, S. & HERZOG, F. (2016b): How much would it cost to monitor farmland biodiversity in Europe? *Journal of Applied Ecology* 53: 140–149.
- GRANTHAM, H. S.; PRESSEY, R. L.; WELLS, J. A. & BEATTIE, A. J. (2010): Effectiveness of biodiversity surrogates for conservation planning: Different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. *PLoS ONE* 5(7): e11430.
- GREGORY, R. D.; VAN STRIEN, A.; VORISEK, P.; MEYLING, A. W. G.; NOBLE, D. G.; FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 360: 269–288.
- GRILLMAYER, R.; BANKO, G.; SCHOLZ, J.; PERGER, C.; STEINNOCHER, K.; WALLI, A. & WEICHELBAUM, J. (2010): Land Information System Austria (LISA) – Objektorientiertes Datenmodell zur Abbildung der Landbedeckung und Landnutzung. In: Strobl, J.; Blaschke, T. & Griesebner G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2010 – Beiträge zum 22. AGIT-Symposium, Salzburg*. Wichmann, Berlin/Offenbach, S. 616–621.
- HAINES-YOUNG, R. & POTTSCHIN, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- HEINO, J. (2010): Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators* 10: 112–117.
- HEINO, J. (2014): Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? *Ecological Indicators* 36: 186–194.

- HENLE, K.; BAUCH, B.; AULIYA, M.; KÜLVIK, M.; PE'ER, G.; SCHMELLER, D. S. & FRAMSTAD, E. (2013): Priorities for biodiversity monitoring in Europe: A review of supranational policies and a novel scheme for integrative prioritization. *Ecological Indicators* 33: 5–18.
- HERZOG, F. & FRANKLIN, J. (2016): State-of-the-art practices in farmland biodiversity monitoring for North America and Europe. *Ambio* 45: 857–871.
- HESS, G. R.; BARTEL, R. A.; LEIDNER, A. K.; ROSENFELD, K. M.; RUBINO, M. J.; SNIDER, S. B. & RICKETTS, T. H. (2006): Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* 132: 448–457.
- HICKEL C.; GEREBEN-KRENN B.-A.; ZWEIMÜLLER I. & KRENN, H. W. (2016): Wetterbedingungen für die Erfassung von Tagfaltern (Lepidoptera: Papilionoidea) in alpinen Lebensräumen in Österreich. – *Entomologica Austriaca* 23: 7–18.
- KATI, V.; DEVILLERS, P.; DUFRÉNE, M.; LEGAKIS, A.; VOKOU, D. & LEBRUN, P. (2004): Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667–675.
- KÉRY, M. & SCHMIDT, B. (2008): Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology* 9: 207–216.
- KÉRY, M.; DORAZIO, R. M.; SOLDAAT, L.; VAN STRIEN, A.; ZUIDERWIJK, A. & ROYLE, J. A. (2009): Trend estimation in populations with imperfect detection. *Journal of Applied Ecology* 46: 1163–1172.
- KOORDINATIONSSTELLE BDM (2014): Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Beschreibung der Methoden und Indikatoren. Umwelt-Wissen Nr. 1410. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- LARSEN, F. W.; BLADT, J. & RAHBEK, C. (2009): Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* 15: 70–79.
- LEWANDOWSKI, A. S.; NOSS, R. F. & PARSONS, D. R. (2010): The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology* 24: 1367–1377.
- LINDENMAYER, D. B. & LIKENS, G. E. (2009): Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 482–486.
- MAES, J.; EGOH, B.; WILLEMEN, L.; LIQUETE, C.; VIHervaara, P.; SCHÄGNER, J. P.; GRIZZETTI, B.; DRAKOU, E. G.; LA NOTTE, A.; ZULIAN, G.; BOURAOU, F.; PARACCHINI, M. L.; BRAAT, L. & BIDOGLIO, G. (2012): Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31–39.
- MAGURRAN, A. E. (1988): *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human well-being: multiscale assessment*. Millennium Ecosystem Assessment Series 4. Island Press, Washington, DC.
- MELLIN, C.; DELEAN, S.; CALEY, J.; EDGAR, G.; MEEKAN, M.; PITCHER, R.; PRZESLAWSKI, R.; WILLIAMS, A. & BRADSHAW, C. (2011): Effectiveness of biological surrogates for predicting patterns of marine biodiversity: a global meta-analysis. *PLoS One* 6: e20141.

- MIRTL, M.; BAHN, M.; BATTIN, T.; BORSODORF, A.; DIRNBÖCK, T.; ENGLISCH, M.; ERSCHBAMER, B.; GAUBE, V.; GRABHERR, G.; GRATZER, G.; HABERL, H.; KRUG, H.; KREINER, D.; MAYER, R.; PETERSEIL, J.; RICHTER, A.; SCHINDLER, S.; STOCKER-KISS, A.; TAPPEINER, U.; WEISSE, T.; WINIWARTER, V.; WOHLFAHRT, G. & ZINK, R. (2015): Research for the Future – LTER-Austria White Paper 2015 – On the status and orientation of process oriented ecosystem research, biodiversity and conservation research and socio-ecological research in Austria. LTER-Austria Series, Vol. 2, ISBN 978-3-9503986-1-8. LTER Austria-Austrian Long-Term Ecosystem research Network, Vienna, Austria.
- MOSER, D.; ZECHMEISTER, H.; PLUTZAR, C.; SAUBERER, N.; WRBKA, T. & GRABHERR, G. (2002): Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657–669.
- MUSTERS, C. J. M.; KALKMAN, V. & VAN STRIEN, A. (2013): Predicting rarity and decline in animals, plants, and mushrooms based on species attributes and indicator groups. *Ecology and Evolution* 3: 3401–3414.
- PASCHER, K.; MOSER, D.; SACHSLEHNER, L.; HÖTTINGER, H.; SAUBERER, N.; DULLINGER, S.; TRAXLER, A. & FRANK, T. (2009): Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum: Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- PASCHER, K.; MOSER, D.; DULLINGER, S.; SACHSLEHNER, L.; GROS, P.; SAUBERER, N.; TRAXLER, A. & FRANK, T. (2010): Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (BINATS – Biodiversity-Nature-Safety). Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- PASCHER, K.; MOSER, D.; DULLINGER, S.; SACHSLEHNER, L.; GROS, P.; SAUBERER, N.; TRAXLER, A.; GRABHERR, G. & FRANK, T. (2011): Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants – an Austrian case study for oilseed rape and maize. *Environmental Sciences Europe* 23: 12.
- PAULI, H.; GOTTFRIED, M.; DULLINGER, S.; ABDALADZE, O.; AKHALKATSI, M.; ALONSO, J. L. B.; COLDEA, G.; DICK, J.; ERSCHBAMER, B.; FERNANDEZ CALZADO, R.; GOSHNI, D.; HOLTEN, J. I.; KANKA, R.; KAZAKIS, G.; KOLLÁR, J.; LARSSON, P.; MOISEEV, P.; MOISEEV, D.; MOLAU, U.; MOLERO MESA, J.; NAGY, L.; PELINO, G.; PUSCAS, M.; ROSSI, G.; STANISCI, A.; SYVERHUSET, A. O.; THEURILLAT, J.-P.; THOMASELLI, M.; UNTERLUGGAUER, P.; VILLAR, L.; VITTOZ, P. & GRABHERR, G. (2012): Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science* 336: 353–355.
- PECBMS – Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (2012): Population trends of common European breeding birds 2012. CSO, Prag.
- PEREIRA, H. M.; FERRIER, S.; WALTERS, M.; GELLER, G. N.; JONGMAN, R. H.; SCHOLES, R. J.; BRUFORD, M. W.; BRUMMITT, N.; BUTCHART, S. H.; CARDOSO, A. C. & COOPS, N. C. (2013): Essential biodiversity variables. *Science* 339: S. 277–278.
- PETERSEIL, J.; WRBKA, T.; PLUTZAR, C.; SCHMITZBERGER, I.; KISS, A.; SZERENCSEI, E.; REITER, K.; SCHNEIDER, W.; SUPPAN, F. & BEISSMANN, H. (2004): Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes – The SINUS approach. *Land Use Policy* 21: 307–320.

- PETTORELLI, N.; WEGMANN, M.; SKIDMORE, A.; MÜCHER, C. A.; DAWSON, T. P.; FERNANDEZ, M.; LUCAS, R.; SCHAEPMAN, M. E.; WANG, T.; O'CONNOR, B.; JONGMAN, R. H. G.; KEMPENEERS, P.; SONNENSCHNEIN, R.; LEIDNER, A. K.; BÖHM, M., HE, K. S.; NAGENDRA, H.; DUBOIS, G.; FATOYINBO, T.; HANSEN, M. C.; PAGANINI, M.; DE KLERK, H. M.; ASNER, G.; KERR, J.; ESTES, A. B.; SCHMELLER, D. S.; HEIDEN, U.; ROCCHINI, D.; PEREIRA, H. M.; TURAK, E.; FERNANDEZ, N.; LAUSCH, A.; CHO, M. A.; ALCARAZ-SEGURA, D.; MCGEOCH, M. A.; TURNER, W.; MUELLER, A.; ST-LOUIS, V.; PENNER, J. & GELLER, G. N. (2016): Framing the concept of Satellite Remote Sensing Essential Biodiversity Variables: challenges and future directions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2: 122–131.
- POCOCK, M. J. O.; NEWSON, S. E.; HENDERSON, I. G.; PEYTON, J.; SUTHERLAND, W. J.; NOBLE, D. G.; BALL, S. G.; BECKMANN, B. C.; BIGGS, J.; BRERETON, T.; BULLOCK, D. J.; BUCKLAND, S. T.; EDWARDS, M.; EATON, M. A.; HARVEY, M. C.; HILL, M. O.; HORLOCK, M.; HUBBLE, D. S.; JULIAN, A. M.; MACKAY, E. C.; MANN, D. J.; MARSHALL, M. J.; MEDLOCK, J. M.; O'MAHONY, E. M.; PACHECO, M.; PORTER, K.; PRENTICE, S.; PROCTER, D. A.; ROY, H. E.; SOUTHWAY, S. E.; SHORTALL, C. R.; STEWART, A. J. A.; WEMBRIDGE, D. E.; WRIGHT, M. A. & ROY, D. B. (2015): Developing and enhancing biodiversity monitoring programmes: a collaborative assessment of priorities. *Journal of Applied Ecology* 52: 686–695.
- PROENÇA, V.; MARTIN, L. J.; PEREIRA, H. M.; FERNANDEZ, M.; MCRAE, L.; BELNAP, J.; BÖHM, M.; BRUMMITT, N.; GARCÍA-MORENO, J.; GREGORY, R. D.; HONRADO, J. P.; JÜRGENS, N.; OPIGE, M.; SCHMELLER, D. S.; TIAGO, P. & VAN SWAAY, C. A. M. (2017): Global biodiversity monitoring: From data sources to Essential Biodiversity Variables. *Biological Conservation* 213: 256-263.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2015) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RODRIGUES, A. S. & BROOKS, T. M. (2007): Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 713–737.
- SANTINI, L.; BELMAKER, J.; COSTELLO, M. J.; PEREIRA, H. M.; ROSSBERG, A. G.; SCHIPPER, A. M.; CEAUȘU, S.; DORNELAS, M.; HILBERS, J. P.; HORTAL, J.; HUIJBREGTS, M. A. J.; NAVARRO, L. M.; SCHIFFERS, K. H.; VISCONTI, P. & RONDININI C (2017): Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change. *Biological Conservation* 213: 341–350.
- SARKAR, S.; PRESSEY, R. L.; FAITH, D. P.; MARGULES, C. R.; FULLER, T.; STOMS, D. M.; MOFFETT, A.; WILSON, K. A.; WILLIAMS, K. J.; WILLIAMS, P. H. & ANDELMAN, S. (2006): Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Reviews Environment and Resources* 31: 123–159.
- SAUBERER, N.; ZULKA, K. P.; ABENSPERG-TRAUN, M.; BERG, H. M.; BIERINGER, G.; MILASOWSKY, N.; MOSER, D.; PLUTZAR, C.; POLLHEIMER, M.; STORCH, C.; TROSTL, R.; ZECHMEISTER, H. & GRABHERR, G. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117: 181–190.
- SCHINDLER, S. (2010): Dadia National Park, Greece – an Integrated Study on Landscape, Biodiversity, Raptor Populations and Conservation Management. Doctoral Thesis. Universität Wien.
- SCHINDLER, S.; POIRAZIDIS, K. & WRBKA, T. (2008): Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: a case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators* 8: 502–514.

- SCHINDLER, S.; SEBESVARI, Z.; DAMM, C.; EULLER, K.; MAUERHOFER, V.; HERMANN, A.; BIRÓ, M.; ESSL, F.; KANKA, R.; LAUWAARS, S.G.; SCHULZ-ZUNKEL, C.; VAN DER SLUIS, T.; KROPIK, M.; GASSO, V.; KRUG, A.; PUSCH, M.; ZULKA, K. P.; LAZOWSKI, W.; HAINZ-RENETZEDER, C.; HENLE, K. & WRBKA, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology* 29: 229–244.
- SCHINDLER, S.; VON WEHRDEN, H.; POIRAZIDIS, K.; HOCHACHKA, W. M.; WRBKA, T. & KATI, V. (2015): Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness. *Ecological Modelling* 295: S. 107–112.
- SCHINDLER, S.; O'NEILL, F. H.; BIRÓ, M.; DAMM, C.; GASSO, V.; KANKA, R.; VAN DER SLUIS, T.; LAUWAARS, S.; KRUG, A.; PUSCH, M.; BARANOVSKY, B.; EHLERT, T.; NEUKIRCHEN, B.; MARTIN, J. R.; EULLER, K. & WRBKA, T. (2016): Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25: 1349–1382.
- SCHINDLER, S.; VON WEHRDEN, H.; POIRAZIDIS, K.; WRBKA, T. & KATI, V. (2013): Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators* 31: 41–48.
- SCHMELLER, D. S.; HENLE, K.; LOYAU, A.; BESNARD, A. & HENRY, P.-Y. (2012): Bird-monitoring in Europe – a first overview of practices, motivations and aims. *Nature Conservation* 1: 41–57.
- SETTELE, J.; FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): *Die Tagfalter Deutschlands*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?. *Biological Conservation* 83: 247–257.
- SKIDMORE, A. K.; PETTORELLI, N.; COOPS, N. C.; GELLER, G. N.; HANSEN, M.; LUCAS, R.; MÜCHER, S. A.; O'CONNOR, B.; PAGANINI, M.; PEREIRA, H. M.; SCHAEPMAN, M. E.; TURNER, W.; WANG, T. & WEGMANN, M. (2015): Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature* 523: 403–405.
- STEPHENS, P. A.; MASON, L. R.; GREEN, R. E.; GREGORY, R. D.; SAUER, J. R.; ALISON, J.; AUNINS, A.; BROTONS, L.; BUTCHART, S. H. M.; CAMPEDELLI, T.; CHODKIEWICZ, T.; CHYLARECKI, P.; CROWE, O.; ELTS, J.; ESCANDELL, V.; FOPPEN, R. P. B.; HELDBJERG, H.; HERRANDO, S.; HUSBY, M.; JIGUET, F.; LEHIKONEN, A.; LINDSTRÖM, Å.; NOBLE, D. G.; PAQUET, J.-Y.; REIF, J.; SATTLER, T.; SZÉP, T.; TEUFELBAUER, N.; TRAUTMANN, S.; VAN STRIEN, A. J.; VAN TURNHOUT, C. A. M.; VORISEK, P. & WILLIS, S. G. (2016): Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science* 352(6281): 84–87.
- STOATE, C.; BÁLDI, A.; BEJA, P.; BOATMAN, N. D.; HERZON, I.; VAN DOORN, A.; DE SNOO, G. R.; RAKOSY, L. & RAMWELL, C. (2009): Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91(1): 22–46.
- TARGETTI, S.; HERZOG, F.; GEIJZENDORFFER, I. R.; WOLFRUM, S.; ARNDORFER, M.; BALÁZS, K.; CHOISIS, J. P.; DENNIS, P.; EITER, S.; FJELLSTAD, W.; FRIEDEL, J. K.; JEANNERET, P.; JONGMAN, R. H. G.; KAINZ, M.; LUESCHER, G.; MORENO, G.; ZANETTI, T.; SARTHOU, J. P.; STOYANOVA, S.; BAILEY, D.; PAOLETTI, M. G. & VIAGGI, D. (2014): Estimating the cost of different strategies for measuring farmland biodiversity: evidence from a Europe-wide field evaluation. *Ecological Indicators* 45: 434–443.

- TARGETTI, S.; HERZOG, F.; GEIJZENDORFFER, I. R.; POINTEREAU, P. & VIAGGI, D. (2016): Relating costs to the user value of farmland biodiversity measurements. *Journal of Environmental Management* 165: 286–297.
- TEUFELBAUER, N. (2010): Der Farmland Bird Index für Österreich – erste Ergebnisse zur Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten des Kulturlandes. *Egretta* 51: 35–50.
- TEUFELBAUER, N. (2014): Evaluierung LE07-13: Farmland Bird Index für Österreich – Indikator 2013 und 2014: Teilbericht 1: Farmland Bird Index 2013 für Österreich. Im Auftrag des Lebensministeriums. BirdLife Österreich, Wien.
- TEUFELBAUER, N.; ADAM, M. & NEMETH, E. (2015): Analyse der Bestände überwinternder Wasservögel in Österreich von 1970-2014. BirdLife Österreich mit Unterstützung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 102 S.
- TITTENSOR, D. P.; WALPOLE, M.; HILL, S. L. L.; BOYCE, D. G.; BRITTEN, G. L.; BURGESS, N. D.; LEADLEY, P. W.; REGAN, E. C.; ALKEMADE, R.; BAUMUNG, R.; BELLARD, C.; BOUWMAN, L.; BOWLES-NEWARK, N. J.; CHENERY, A. M.; CHEUNG, W. W. L.; CHRISTENSEN, V.; COOPER, H. D.; CROWTHER, A. R.; DIXON, M. J. R.; GALLI, A.; GAVEAU, V.; GREGORY, R. D.; GUTIERREZ, N. L.; HIRSCH, T. L.; HÖFT, R.; JANUCHOWSKI-HARTLEY, S. R.; KARMANN, M.; KRUG, C. B.; LEVERINGTON, F. J.; LOH, J.; KUTSCH LOJENGA, R.; MALSCH, K.; MARQUES, A.; MORGAN, D. H. W.; MUMBY, P. J.; NEWBOLD, T.; NOONAN-MOONEY, K.; PAGAD, S. N.; PARKS, B. C.; PEREIRA, H. M.; ROBERTSON, T.; RONDININI, C.; SANTINI, L.; SCHARLEMANN, J. P. W.; SCHINDLER, S.; SUMAILA, U. R.; THE, S. L. S.; VAN KOLCK, J.; VISCONTI, P & YE, Y. (2014): A mid-term analysis of progress towards international biodiversity targets. *Science* 346: 241–244.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- TULLOCH, A. I. T.; CHADÈS, I.; DUJARDIN, Y.; WESTGATE, M. J.; LANE, P. W. & LINDENMAYER, D. (2016): Dynamic species co-occurrence networks require dynamic biodiversity surrogates. *Ecography* 39: 1185–1196.
- TURNER, W. (2014): Sensing biodiversity. *Science* 346(6207): 301–302.
- UMWELTBUNDESAMT (2002) Essl, F.; Egger, G. & Ellmauer, T.: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. Monographien, Bd. M-0156. Umweltbundesamt, Wien. 104 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2004) Essl, F.; Egger, G.; Karrer, G.; Theiss, M. & Aigner, S.: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien. Monographien, Bd. M-0167. Umweltbundesamt, Wien. 216 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2005a) Traxler, A.; Minarz, E.; Englisch, T.; Fink, B.; Zechmeister, H. & Essl, F.: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Moore, Sümpfe und Quellfluren, Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien. Monographien, Bd. M-0174. Umweltbundesamt, Wien. 286 S.

- UMWELTBUNDESAMT (2005b) Wrbka, T.; Schmitzberger, I.; Peterseil, J.; Stocker-Kiss, A.; Bartel, A.; Zethner, G.; Pollheimer, M.; Pollheimer, J. & Oberwalder J.: Evaluierung der Effekte des Agrarumweltprogramms auf Biodiversität und Landschaft. Darstellung der „Pilotstudie – Vergleichende Biodiversitätsuntersuchungen in ausgewählten Gebieten zur Evaluierung der Effizienz der Maßnahmen gemäß ÖPUL 2000“. In: Ländlicher Raum. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2008) Essl, F.; Egger, G.; Poppe, M.; Rippel-Katzmaier, I.; Staudinger, M.; Muhar, S.; Unterlercher, M. & Michor, K.: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation. Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien. Reports, Bd. REP-0134. Umweltbundesamt, Wien. 316 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2013): Ellmauer, T.; Moser, D.; Rabitsch, W.; Zulka, K. P. & Berthold, A.: Österreichischer Bericht gemäß Artikel 17 FFH-Richtlinie, Berichtszeitraum 2007–2012 – Kurzfassung. Unveröffentlichter Projektbericht, Umweltbundesamt, Wien. 29 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2016): Schindler, S.; Zulka, K.-P.; Sonderegger, G.; Oberleitner, I.; Peterseil, J.; Essl, F.; Ellmauer, T.; Adam, M & Stejskal-Tiefenbach, M.: Entwicklungen zur biologischen Vielfalt in Österreich – Schutz, Status, Gefährdung. Umweltbundesamt, Wien. 188 S.
- VAN STRIEN, A. J.; VAN SWAAY, C. A. M. & TERMAAT, T. (2013): Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models. *Journal of Applied Ecology* 50:1450–1458.
- VAN STRIEN, A. J.; BEKKER, D. L.; LA HAYE, M. J. J. & VAN DER MEIJ, T. (2015): Trends in small mammals derived from owl pellet data using occupancy modelling. *Mammalian Biology* 80: 340–346.
- VAN STRIEN, A. J.; GMELIG MEYLING A. W.; HERDER, J. E.; HOLLANDER, H.; KALKMAN, V. J.; POOT, M. J. M.; TURNHOUT, S.; VAN DER HOORN, B.; VAN STRIEN-VAN LIEMPT, W. T. F. H.; VAN SWAAY, C. A. M.; VAN TURNHOUT, C. A. M.; VERWEIJ, R. J. T. & OERLEMANS, N. J. (2016): Modest recovery of biodiversity in a western European country: The Living Planet Index for the Netherlands. *Biological Conservation* 200: 44–50.
- VAN SWAAY, C. A. M.; BRERETON, T.; KIRKLAND, P. & WARREN, M. S. (2012): Manual for butterfly monitoring, Rapport VS2012.10. De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK & Butterfly Conservation Europe, Wageningen.
- VAN SWAAY, C. A. M.; NOWICKI, P.; SETTELE, J. & VAN STRIEN, A. J. (2008): Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 17: S. 3455–3469.

- VAN SWAAY, C. A. M.; VAN STRIEN, A. J.; AGHABABYAN, K.; ÅSTRÖM, S.; BOTHAM, M.; BRERETON, T.; CHAMBERS, P.; COLLINS, S.; DOMÈNECH FERRÉS, M.; ESCOBÉS, R.; FELDMANN, R.; FERNÁNDEZ-GARCÍA, J. M.; FONTAINE, B.; GOLOSHCHAPOVA, S.; GRACIANTEPARALUCETA, A.; HARPKE, A.; HELIÖLÄ, J.; KHANAMIRIAN, G.; JULLIARD, R.; KÜHN, E.; LANG, A.; LEOPOLD, P.; LOOS, J.; MAES, D.; MESTDAGH, X.; MONASTERIO, Y.; MUNGUIRA, M. L.; MURRAY, T.; MUSCHE, M.; ÖUNAP, E.; PETERSSON, L. B.; POPOFF, S.; PROKOFEV, I.; ROTH, T.; ROY, D.; SETTELE, J.; STEFANESCU, C.; ŠVITRA, G.; TEIXEIRA, S. M.; TIITSAAR, A.; VEROVNIK, R. & WARREN, M. S. (2015): The European Butterfly Indicator for Grassland species 1990-2013. Report VS2015.009, De Vlinderstichting, Wageningen.
- VELGHE, K. & GREGORY-EAVES, I. (2013): Body Size Is a Significant Predictor of Congruency in Species Richness Patterns: A Meta-Analysis of Aquatic Studies. *PLoS ONE* 8(2): e57019.
- WALLNER, R. M. (2010): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Alte Haustierrassen. Schweine, Rinder, Schafe, Ziegen, Pferde, Esel, Hunde, Geflügel, Fische, Bienen. Grüne Reihe des Lebensministeriums Bd. 14/4. Böhlau Verlag, Wien.
- WATT, A. D.; BRADSHAW, H. W.; YOUNG, J.; ALARD, D.; BOLGER, T.; CHAMBERLAIN, D.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F.; FULLER, R.; GURREA, P.; HENLE, K.; JOHNSON, R.; KORSÓS, Z.; LAVELLE, P.; NIEMELÄ, J.; NOWICKI, P.; REBANE, M.; SCHEIDEGGER, C.; SOUSA, J. P.; VAN SWAAY, C. & VANBERGEN, A. (2007): Trends in biodiversity in Europe and the impact of land-use change. In: HESTER, R. E. & HARRISON, R. M. (Hg.), *Biodiversity Under Threat*. The Royal Society of Chemistry, London, S. 135–160.
- WESTGATE, M. J.; BARTON, P. S.; LANE, P. W. & LINDENMAYER, D. B. (2014): Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications* 5: 3899.
- WESTGATE, M. J.; TULLOCH, A. I. T.; BARTON, P. S.; PIERSON, J. C. & LINDENMAYER, D. B. (2017): Optimal taxonomic groups for biodiversity assessment: A meta-analytic approach. *Ecography* 40: 539–548.
- WOLTERS, V.; BENGTSSON, J. & ZAITSEV, A. S. (2006): Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87: 1886–1895.
- WRBKA, T.; SCHINDLER, S.; POLLHEIMER, M.; SCHMITZBERGER, I. & PETERSEIL, J. (2008): Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscape, plants and birds. *Community Ecology* 9:217–227.
- ZULKA, K. P.; ABENSPERG-TRAUN, M.; MILASOWSZKY, N.; BIERINGER, G.; GEREBEN-KRENN, B.-A.; HOLZINGER, W.; HOLZLER, G.; RABITSCH, W.; REISCHUTZ, A.; QUERNER, P.; SAUBERER, N.; SCHMITZBERGER, I.; WILLNER, W.; WRBKA, T. & ZECHMEISTER, H. (2014): Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: A multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: S. 25–36.
- ZULKA, K. P. & GÖTZL, M. (2015): Ecosystem Services: Pest Control and Pollination. In: Steinger, K.; König, M.; Bednar-Friedl, B.; Kranzl, L.; Loibl, W. & Prettenhaler, F. (Hrsg.): *Economic Evaluation of Climate Change Impacts*. Springer, Cham. S. 169–189.

## Verordnungen, Richtlinien und ÖNORMEN

COM – European Commission (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, Brussels. COM 244, 2011.

[http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/1\\_EN\\_ACT.pdf](http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/1_EN_ACT.pdf)

(abgerufen am 30.07.2015).

COM – European Commission (2015): The mid-term review of the EU Biodiversity Strategy to 2020). COM 478, 2015.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0478&from=EN>

(abgerufen am 30.09.2015)

Copernicus-Verordnung (VO (EU) Nr. 377/2014): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 3. April 2014 zur Einrichtung des Programms Copernicus und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 911/2010.

EU – European Union (2014): Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union 317: S. 35–55.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=EN>

(abgerufen am 30.09.2015)

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL; RL 92/43/EWG): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABI. Nr. L 206.

VO Nr. 1143/2014: Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. ABI. Nr. L 317/35.

Vogelschutzrichtlinie (VS-RL; RL 79/409/EWG): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. ABI. Nr. L 103.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; RL 2000/60/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABI. Nr. L 327. Geändert durch die Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates 2455/2001/EC. ABI. L 331, 15/12/2001.

*Anmerkung: Bitte beachten Sie, dass die Internetadressen von Dokumenten häufig verändert werden. In diesem Fall empfehlen wir, die angegebene Adresse auf die Hauptadresse zu reduzieren und von dort aus das Dokument zu suchen. Die nicht mehr funktionierende, lange Internetadresse kann Ihnen dabei als Orientierungshilfe dienen.*

## ANHANG

*Biotoptypenliste für die Kartierung der Lebensräume und zu verwendenden Geometrietypen. BHL = Biotoptypenhierarchielevel; GT = Geometrietyp des Biotoptyps. N = wird nicht erfasst; BT = wird erfasst auf Hierarchielevels des Biotoptyps; FL = Flächenhafter Biotoptyp (Polygon); LI = Linienhafter Biotoptyp (Linie); P = Punktförmiger Biotoptyp (Punkt).*

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>1 BINNENGEWÄSSER, GEWÄSSERVEGETATION</b>		
<b>1.1 Höhlengewässer</b>	N	
1.1.1 Höhlengewässer		
1.1.2 Eishöhle		
<b>1.2 Grundwasser</b>	N	
1.2.1 Porengrundwasser		
1.2.2 Karstgrundwasser		
1.2.3 Kluftgrundwasser		
<b>1.3 Fließgewässer</b>		
<u>1.3.1 Quellen</u>		
1.3.1.1 Grundquelle	BT	FL/P
1.3.1.2 Sicker- und Sumpfwasser	BT	FL/P
1.3.1.3 Sturzquelle	BT	FL/P
<u>1.3.2 Bäche und Flüsse</u>		
1.3.2.1 Hochgebirgsbäche		
1.3.2.1.1 Gestreckter Hochgebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.1.2 Verzweigter Hochgebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.1.3 Pendelnder Hochgebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.1.4 Mäandrierender Hochgebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2 Gebirgsbäche		
1.3.2.2.1 Gestreckter Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2.2 Verzweigter Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2.3 Pendelnder Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2.4 Mäandrierender Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2.5 Begradigter Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.2.6 Gestauter Gebirgsbach	BT	FL/LI
1.3.2.3 Hügellandbäche		
1.3.2.3.1 Gestreckter Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.3.2 Verzweigter Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.3.3 Pendelnder Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.3.4 Mäandrierender Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.3.5 Begradigter Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.3.6 Gestauter Hügellandbach	BT	FL/LI
1.3.2.4 Tieflandbäche		
1.3.2.4.1 Mäandrierender Tieflandbach	BT	FL/LI
1.3.2.4.2 Begradigter Tieflandbach	BT	FL/LI
1.3.2.4.3 Gestauter Tieflandbach	BT	FL/LI
1.3.2.5 Hochgebirgsflüsse		
1.3.2.5.1 Gestreckter Hochgebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.6 Gebirgsflüsse		
1.3.2.6.1 Gestreckter Gebirgsfluss	BT	FL

1.3.2.6.2 Verzweigter Gebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.6.3 Pendelnder Gebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.6.4 Mäandrierender Gebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.6.5 Begradigter Gebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.6.6 Gestauter Gebirgsfluss	BT	FL
1.3.2.7 Hügellandflüsse		
1.3.2.7.1 Gestreckter Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.7.2 Verzweigter Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.7.3 Pendelnder Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.7.4 Mäandrierender Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.7.5 Begradigter Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.7.6 Gestauter Hügellandfluss	BT	FL
1.3.2.8 Tieflandflüsse		
1.3.2.8.1 Verzweigter Tieflandfluss	BT	FL
1.3.2.8.2 Mäandrierender Tieflandfluss	BT	FL
1.3.2.8.3 Begradigter Tieflandfluss	BT	FL
1.3.2.8.4 Gestauter Tieflandfluss	BT	FL
1.3.2.9 Hügellandströme		
1.3.2.9.1 Gestreckter Hügellandstrom	BT	FL
1.3.2.9.2 Verzweigter Hügellandstrom	BT	FL
1.3.2.9.3 Gestauter Hügellandstrom	BT	FL
1.3.2.10 Tieflandströme		
1.3.2.10.1 Verzweigter Tieflandstrom	BT	FL
1.3.2.10.2 Begradigter Tieflandstrom	BT	FL
1.3.2.10.3 Gestauter Tieflandstrom	BT	FL
<u>1.3.3 Fließgewässersondertypen</u>		
1.3.3.1 Warmwasserbach	BT	FL/LI
1.3.3.2 Seeausfluss	BT	FL/LI
1.3.3.3 Moorbach	BT	FL/LI
1.3.3.4 Kalktuffbach	BT	FL/LI
1.3.3.5 Grundwassergespeister Bach	BT	FL/LI
1.3.3.6 Torrentes Fließgewässer	BT	FL/LI
1.3.3.7 Wasserfall	BT	FL/LI
1.3.3.8 Rieselflur	BT	FL/LI
<u>1.3.4 Alluvionen und Uferpionierstandorte der Fließgewässern</u>		
1.3.4.1 Vegetationslose Schotter- und Sandbank der Fließgewässer	BT	FL/LI
1.3.4.2 Schotter- und Sandbank der Fließgewässer mit Pioniervegetation	BT	FL/LI
1.3.4.3 Vegetationsloses Schlammufer der Fließgewässer	BT	FL/LI
1.3.4.4 Schlammufer der Fließgewässer mit Pioniervegetation	BT	FL/LI
<b>1.4 Stillgewässer</b>		
<u>1.4.1 Naturnahe Seen</u>		
1.4.1.1 Oligotrophe Seen		
1.4.1.1.1 Oligotropher See der Hochlagen	BT	FL
1.4.1.1.2 Oligotropher See tieferer Lagen	BT	FL
1.4.1.2 Meso- bis eutrophe Seen		FL
1.4.1.2.1 Meso- bis eutropher See tieferer Lagen	BT	FL
<u>1.4.2 Naturferne Seen</u>		
1.4.2.1 Speichersee der Hochlagen	BT	FL
1.4.2.2 Speichersee tieferer Lagen	BT	FL
<u>1.4.3 Naturnahe Teiche und Weiher</u>		
1.4.3.1 Dystrophe naturnahe Teiche und Weiher		

1.4.3.1.1 Dystropher naturnaher Teich und Weiher der Hochlagen	BT	FL
1.4.3.1.2 Dystropher naturnaher Teich und Weiher tieferer Lagen	BT	FL
1.4.3.2 Oligotrophe naturnahe Teiche und Weiher		
1.4.3.2.1 Oligotropher naturnaher Teich und Weiher der Hochlagen	BT	FL
1.4.3.2.2 Oligotropher naturnaher Teich und Weiher tieferer Lagen	BT	FL
1.4.3.3 Meso- bis eutrophe Weiher und meso- bis eutrophe naturnahe Teiche		
1.4.3.3.1 Meso- bis eutropher naturnaher Teich und Weiher der Hochlagen	BT	FL
1.4.3.3.2 Meso- bis eutropher Weiher und meso- bis eutropher naturnaher Teich tieferer Lagen	BT	FL
1.4.3.4 Poly- bis hypertrophe Teiche und Weiher		
1.4.3.4.1 Poly- bis hypertropher Teich und Weiher	BT	FL
<u>1.4.4 Naturnaher Tümpel</u>		
1.4.4.1 Naturnaher Tümpel	BT	FL/P
<u>1.4.5 Naturferne Teiche und Tümpel</u>		
1.4.5.1 Naturferner Teich und Tümpel	BT	FL/P
1.4.5.2 Versiegelter Teich und Tümpel	BT	FL/P
<u>1.4.6 Alt- und Totarme</u>		
1.4.6.1 Altarm	BT	FL
1.4.6.2 Totarm	BT	FL
<u>1.4.7 Salzhaltige Stillgewässer</u>		
1.4.7.1 Perennierender salzhaltiger Flachsee	BT	FL
1.4.7.2 Temporärer salzhaltiger Flachsee	BT	FL
<u>1.4.8 Uferpionierstandorte der Stillgewässer</u>		
1.4.8.1 Vegetationsloses Schotter- und Sandufer der Stillgewässer	BT	FL/LI
1.4.8.2 Schotter- und Sandufer der Stillgewässer mit Pioniervegetation	BT	FL/LI
1.4.8.3 Vegetationsloses Schlammufer der Stillgewässer	BT	FL/LI
1.4.8.4 Nährstoffreiches Schlammufer der Stillgewässer mit Pioniervegetation	BT	FL/LI
1.4.8.5 Nährstoffarmes Schlammufer der Stillgewässer mit Pioniervegetation	BT	FL/LI
<u>1.4.9 Gewässervegetation</u>		
1.4.9.1 Unterwasservegetation		
1.4.9.1.1 Submerse Gefäßpflanzenvegetation	BT	FL
1.4.9.1.2 Armelechteralgenvegetation	BT	FL
1.4.9.2 Schwimmblatt- und Schwimmpflanzenvegetation		
1.4.9.2.1 Schwimmpflanzenvegetation meso- und eutropher Gewässer	BT	FL
1.4.9.2.2 Schwimmpflanzenvegetation nährstoffarmer Gewässer	BT	FL
1.4.9.2.3 Schwimmblattvegetation	BT	FL
1.4.9.2.4 Wasserhahnenfußvegetation in Fließgewässern	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>2 MOORE, SÜMPFE UND QUELLFLUREN</b>		
<b>2.1 Quellfluren</b>		
<u>2.1.1 Kalk-Quellfluren</u>		
2.1.1.1 Kalk-Quellflur der tieferen Lagen	BT	FL/P
2.1.1.2 Kalk-Quellflur der Hochlagen	BT	FL/P
2.1.1.3 Kalktuff-Quellflur	BT	FL/P
<u>2.1.2 Basenreiche, kalkarme Quellfluren der Hochlagen</u>		
2.1.2.1 Basenreiche, kalkarme Quellflur der Hochlagen	BT	FL/P
<u>2.1.3 Basenarme-Quellfluren</u>		
2.1.3.1 Basenarme beschattete Quellflur	BT	FL/P
2.1.3.2 Basenarme unbeschattete Quellflur	BT	FL/P
<b>2.2 Waldfreie Sümpfe und Moore</b>		
<u>2.2.1 Großseggenrieder</u>		
2.2.1.1 Horstiges Großseggenried	BT	FL
2.2.1.2 Rasiges Großseggenried	BT	FL
<u>2.2.2 Röhrichte</u>		
2.2.2.1 Großröhrichte an Fließgewässern	Level 4	FL/LI
2.2.2.1.1 Großröhricht an Fließgewässer über Feinsubstrat		
2.2.2.1.2 Großröhricht an Fließgewässer über Grobsubstrat		
2.2.2.2 Großröhrichte an Stillgewässern und Landröhricht	Level 4	FL
2.2.2.2.1 Großröhricht an Stillgewässer und Landröhricht		
2.2.2.3 Kleineröhrichte	Level 4	FL
2.2.2.3.1 Kleineröhricht		
<u>2.2.3 Kleinseggenrieder</u>		
2.2.3.1 Basenreiche Kleinseggenrieder		
2.2.3.1.1 Basenreiches, nährstoffarmes Kleinseggenried	BT	FL
2.2.3.1.2 Montane bis alpine Schwemm- und Rieselflur	BT	FL
2.2.3.2 Basenarme Kleinseggenrieder		
2.2.3.2.1 Basenarmes, nährstoffarmes Kleinseggenried	BT	FL
<u>2.2.4 Übergangsmoore und Schwingrasen</u>	Level 3	FL
2.2.4.1 Übergangsmoor		
2.2.4.2 Schwingrasen		
<u>2.2.5 Hochmoore</u>		
2.2.5.1 Lebendes Hochmoor	BT	FL
2.2.5.2 Pioniervegetation auf Torf	BT	FL
2.2.5.3 Moorheide	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>3 GRÜNLAND, GRÜNLANDBRACHEN UND TROCKENRASEN</b>		
<b>3.1 Grünland feuchter bis nasser Standorte</b>		
<u>3.1.1 Feucht- und Nassgrünland nährstoffarmer Standorte</u>		
3.1.1.1 Basenreiche Pfeifengras-Streuwiese	BT	FL
3.1.1.2 Basenreiche feuchte bis nasse Magerweide	BT	FL
3.1.1.3 Basenarme Pfeifengras-Streuwiese	BT	FL
3.1.1.4 Basenarme feuchte bis nasse Magerweide	BT	FL
<u>3.1.2 Feucht- und Nassgrünland nährstoffreicher Standorte</u>		
3.1.2.1 Feuchte bis nasse Fettwiese	BT	FL
3.1.2.2 Feuchte bis nasse Fettweide	BT	FL
3.1.2.3 Pannonische und illyrische Auwiese	BT	FL
3.1.2.4 Überschwemmungswiese	BT	FL
<u>3.1.3 Grünlandbrachen feuchter bis nasser Standorte</u>		
3.1.3.1 Basenreiche Pfeifengras-Streuweisenbrache	BT	FL
3.1.3.2 Basenarme Pfeifengras-Streuweisenbrache	BT	FL
3.1.3.3 Feuchte bis nasse Grünlandbrache nährstoffreicher Standorte	BT	FL
<b>3.2 Grünland frischer Standorte</b>		
<u>3.2.1 Grünland frischer, nährstoffarmer Standorte</u>		
3.2.1.1 Grünland frischer, nährstoffarmer Standorte der Tieflagen		
3.2.1.1.1 Frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen	BT	FL
3.2.1.1.2 Frische basenarme Magerwiese der Tieflagen	BT	FL
3.2.1.1.3 Frische basenreiche Magerweide der Tieflagen	BT	FL
3.2.1.1.4 Frische basenarme Magerweide der Tieflagen	BT	FL
3.2.1.2 Grünland frischer, nährstoffarmer Standorte der Bergstufe		
3.2.1.2.1 Frische basenreiche Magerwiese der Bergstufe	BT	FL
3.2.1.2.2 Frische basenarme Magerwiese der Bergstufe	BT	FL
3.2.1.2.3 Frische basenreiche Magerweide der Bergstufe	BT	FL
3.2.1.2.4 Frische basenarme Magerweide der Bergstufe	BT	FL
<u>3.2.2 Grünland frischer, nährstoffreicher Standorte</u>		
3.2.2.1 Grünland frischer, nährstoffreicher Standorte der Tieflagen		
3.2.2.1.1 Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	BT	FL
3.2.2.1.2 Intensivwiese der Tieflagen	BT	FL
3.2.2.1.3 Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen	BT	FL
3.2.2.1.4 Intensivweide der Tieflagen	BT	FL
3.2.2.2 Grünland frischer, nährstoffreicher Standorte der Bergstufe		
3.2.2.2.1 Frische, artenreiche Fettwiese der Bergstufe	BT	FL
3.2.2.2.2 Intensivwiese der Bergstufe	BT	FL
3.2.2.2.3 Frische Fettweide und Trittrasen der Bergstufe	BT	FL
<u>3.2.3 Grünlandbrachen frischer Standorte</u>		
3.2.3.1 Grünlandbrachen frischer, nährstoffarmer Standorte		
3.2.3.1.1 Frische basenreiche Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Tieflagen	BT	FL
3.2.3.1.2 Frische basenarme Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Tieflagen	BT	FL
3.2.3.1.3 Frische basenreiche Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Bergstufe	BT	FL
3.2.3.1.4 Frische basenarme Grünlandbrache nährstoffarmer Standorte der Bergstufe	BT	FL
3.2.3.2 Frische Grünlandbrachen nährstoffreicher Standorte		
3.2.3.2.1 Frische Grünlandbrache nährstoffreicher Standorte der Tieflagen	BT	FL
3.2.3.2.2 Frische Grünlandbrache nährstoffreicher Standorte der Bergstufe	BT	FI

<b>3.3 Halbtrocken- und Trockenrasen</b>		
<u>3.3.1 Halbtrockenrasen</u>		
3.3.1.1 Basenreiche Halbtrockenrasen		
3.3.1.1.1 Mitteleuropäischer basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.1.2 Kontinentaler basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.1.3 Mitteleuropäischer basenreicher Weide-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.1.4 Kontinentaler basenreicher Weide-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.2 Basenarme Halbtrockenrasen		
3.3.1.2.1 Mitteleuropäischer basenarmer Mäh-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.2.2 Kontinentaler basenarmer Mäh-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.2.3 Mitteleuropäischer basenarmer Weide-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.2.4 Kontinentaler basenarmer Weide-Halbtrockenrasen	BT	FL
3.3.1.3 Halbtrockenrasenbrachen		
3.3.1.3.1 Mitteleuropäische basenreiche Halbtrockenrasenbrache	BT	FL
3.3.1.3.2 Kontinentale basenreiche Halbtrockenrasenbrache	BT	FL
3.3.1.3.3 Mitteleuropäische basenarme Halbtrockenrasenbrache	BT	FL
3.3.1.3.4 Kontinentale basenarme Halbtrockenrasenbrache	BT	FL
<u>3.3.2 Trockenrasen</u>		
3.3.2.1 Pioniertrockenrasen		
3.3.2.1.1 Karbonat-Pioniertrockenrasen	BT	FL
3.3.2.1.2 Silikat-Pioniertrockenrasen	BT	FL
3.3.2.2 Fels-Trockenrasen		
3.3.2.2.1 Karbonat-Felstrockenrasen	BT	FL
3.3.2.2.2 Silikat-Felstrockenrasen	BT	FL
3.3.2.3 Sandtrockenrasen		
3.3.2.3.1 Karbonat-Sandtrockenrasen	BT	FL
3.3.2.3.2 Silikat-Sandtrockenrasen	BT	FL
3.3.2.4 Schottertrockenrasen		
3.3.2.4.1 Karbonat-Schottertrockenrasen	BT	FL
3.3.2.5 Lössstrockenrasen		
3.3.2.5.1 Lößtrockenrasen	BT	FL
<b>3.4 Salzwiesen und Salzsteppen</b>		
3.4.1 Salzumpfwiese und -weide	BT	FL
3.4.2 Salzumpfbbrache	BT	FL
3.4.3 Therophytenreiche Salzfläche	BT	FL/P
3.4.4 Vegetationslose Salzfläche	BT	FL/P
3.4.5 Salztrockenrasen	BT	FL
<b>3.5 Serpentinrasen und Schwermetallfluren</b>		
3.5.1 Serpentinrasen	BT	FL
3.5.2 Schwermetallflur	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>4 HOCHGEBIRGSRASEN, POLSTERFLUREN UND RASENFRAGMENTE, SCHNEEBÖDEN</b>		
<b>4.1 Hochgebirgsrasen</b>		
4.1.1 Offener Hochgebirgs-Karbonatrasen	BT	FL
4.1.2 Geschlossener Hochgebirgs-Karbonatrasen	BT	FL
4.1.3 Hochgebirgs-Silikatrasen	BT	FL
4.1.4 Staudenreicher Hochgebirgsrasen	BT	FL
4.1.5 Nacktried-Windkantenrasen	BT	FL
<b>4.2 Alpine bis nivale Polsterfluren und Rasenfragmente</b>		
4.2.1 Alpine bis nivale Polsterfluren und Rasenfragmente über Karbonat	BT	FL
4.2.2 Alpine bis nivale Polsterfluren und Rasenfragmente über Silikat	BT	FL
<b>4.3 Schneetälchen und Schneeböden</b>		
<u>4.3.1 Karbonatschneetälchen und -schneeböden</u>	Level 3	FL
4.3.1.1 Karbonat-Schutt Schnee-boden		
4.3.1.2 Karbonat-Rasenschnee-boden		
<u>4.3.2 Silikatschneetälchen und -schneeböden</u>	Level 3	FL
4.3.2.1 Moosdominierter Silikat-Schnee-boden		
4.3.2.2 Gefäßpflanzendominierter Silikat-Schnee-boden		

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>5 ÄCKER, ACKERRAINE, WEINGÄRTEN UND RUDERALFLUREN</b>		
<b>5.1 Äcker</b>		
<u>5.1.1 Intensiv bewirtschaftete Äcker</u>		
5.1.1.1 Intensiv bewirtschafteter Acker	BT	FL
<u>5.1.2 Extensiv bewirtschaftete Äcker</u>		
5.1.2.1 Extensiv bewirtschaftete Äcker durchschnittlicher Standorte		
5.1.2.1.1 Artenreicher Acker auf durchschnittlichem Standort	BT	FL
5.1.2.2 Extensiv bewirtschaftete Äcker extremer Standorte		
5.1.2.2.1 Acker auf trockenem, karbonatreichem Standort	BT	FL
5.1.2.2.2 Acker auf bodensaurem, nährstoffarmem Standort	BT	FL
5.1.2.2.3 Acker auf vernässtem Standort	BT	FL
5.1.2.2.4 Acker auf salzhaltigem Standort	BT	FL
<u>5.1.3 Wildäcker</u>		
5.1.3.1 Wildacker	BT	FL
<u>5.1.4 Ackerbrachen</u>		
5.1.4.1 Artenarme Ackerbrache		
5.1.4.2 Artenreiche Ackerbrache		
<b>5.2 Ackerraine</b>		
<u>5.2.1 Nährstoffreiche Ackerraine</u>		
5.2.1.1 Staudenreicher Ackerrain	BT	FL/LI
5.2.1.2 Grünland-Ackerrain	BT	FL/LI
5.2.1.3 Ruderaler Ackerrain	BT	FL/LI
<u>5.2.2 Nährstoffarme Ackerraine</u>		
5.2.2.1 Nährstoffarmer Ackerrain	BT	FL/LI
<b>5.3 Weingärten und Hopfenkulturen</b>		
5.3.1 Weingarten mit artenarmer Begleitvegetation	BT	FL
5.3.2 Bodenbasischer Weingarten mit artenreicher Begleitvegetation	BT	FL
5.3.3 Bodensaurer Weingarten mit artenreicher Begleitvegetation	BT	FL
5.3.4 Weingartenbrache	BT	FL
5.3.5 Hopfenkultur	BT	FL
<b>5.4 Ruderalfluren</b>		
<u>5.4.1 Ruderalfluren frischer Standorte</u>		
5.4.1.1 Ruderalflur frischer Standorte mit offener Pioniervegetation	BT	FL
5.4.1.2 Ruderalflur frischer Standorte mit geschlossener Vegetation	BT	FL
<u>5.4.2 Ruderalfluren trockener Standorte</u>		
5.4.2.1 Ruderalflur trockener Standorte mit offener Pioniervegetation	BT	FL
5.4.2.2 Ruderalflur trockener Standorte mit geschlossener Vegetation	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>6 HOCHSTAUDEN- UND HOCHGRASFLUREN, SCHLAGFLUREN und WALDSÄUME</b>		
<b>6.1 Hochstauden- und Hochgrasfluren</b>		
<u>6.1.1 Hochstaudenfluren der tieferen Lagen</u>		
6.1.1.1 Pestwurzflur	BT	FL/LI
6.1.1.2 Mädesüßflur	BT	FL/LI
6.1.1.3 Doldenblütlerflur	BT	FL/LI
6.1.1.4 Flussgreiskrautflur	BT	FL/LI
6.1.1.5 Brennesselflur	BT	FL/LI
6.1.1.6 Neophytenflur	BT	FL/LI
<u>6.1.2 Hochstaudenfluren der Hochlagen</u>		
6.1.2.1 Lägerflur	BT	FL
6.1.2.2 Subalpine bis alpine Hochstaudenflur	BT	FL
<u>6.1.3 Hochgrasfluren</u>		
6.1.3.1 Hochgrasflur über Karbonat	BT	FL
6.1.3.2 Hochgrasflur über Silikat	BT	FL
<b>6.2 Schlagfluren</b>	Level 2	FL/LI
6.2.1 Grasdominierte Schlagflur		
6.2.2 Stauden- und farndominierte Schlagflur		
<b>6.3 Waldsäume</b>		
<u>6.3.1 Warm-trockene Waldsäume</u>		
6.3.1.1 Nährstoffarmer trocken-warmer Waldsaum über Karbonat	BT	FL/LI
6.3.1.2 Nährstoffarmer trocken-warmer Waldsaum über Silikat	BT	FL/LI
6.3.1.3 Nährstoffreicher trocken-warmer Waldsaum	BT	FL/LI
<u>6.3.2 Frische bis feuchte Waldsäume</u>		
6.3.2.1 Mäßig nährstoffarmer frischer bis feuchter Waldsaum über Karbonat	BT	FL/LI
6.3.2.2 Nährstoffarmer frischer bis feuchter Waldsaum über Silikat	BT	FL/LI
6.3.2.3 Nährstoffreicher frischer bis feuchter Waldsaum	BT	FL/LI

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>7 ZWERGSTRAUCHHEIDEN</b>		
<b>7.1 Zwergstrauchheiden der tieferen Lagen</b>		
<i>7.1.1 Zwergstrauchheiden der tieferen Lagen auf Karbonat</i>		
7.1.1.1 Bestand der Schneeheide der tieferen Lagen	BT	FL/LI
<i>7.1.2 Zwergstrauchheiden der tieferen Lagen auf Silikat</i>		
7.1.2.1 Bestand der Besenheide und Heidelbeere	BT	FL/LI
7.1.2.2 Ginsterheide	BT	FL/LI
<b>7.2 Zwergstrauchheiden der Hochlagen</b>		
<i>7.2.1 Zwergstrauchheiden der Hochlagen auf Karbonat</i>		
7.2.1.1 Bestand der Bewimperten Alpenrose	BT	FL
7.2.1.2 Subalpiner Bestand der Schneeheide	BT	FL
7.2.1.3 Bestand der Gämsheide über Karbonat	BT	FL
7.2.1.4 Bestand der Silberwurz	BT	FL
<i>7.2.2 Zwergstrauchheiden der Hochlagen auf Silikat</i>		
7.2.2.1 Heidelbeerheide	BT	FL
7.2.2.2 Krähenbeerenheide	BT	FL
7.2.2.3 Bestand der Gämsheide über Silikat	BT	FL
7.2.2.4 Bestand der Rost-Alpenrose	BT	FL
7.2.2.5 Zwergwacholderheide	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>8 GEHÖLZE DES OFFENLANDES UND GEBÜSCHE</b>		
<b>8.1 Hecken</b>		
<u>8.1.1 Naturnahe Hecken</u>		
8.1.1.1 Strauchhecke	BT	FL/LI
8.1.1.2 Baumhecke	BT	FL/LI
<u>8.1.2 Naturferne Hecken</u>		
8.1.2.1 Naturferne Hecke	BT	FL/LI
8.1.2.2 Windschutzstreifen	BT	FL/LI
<b>8.2 Ufergehölzstreifen</b>		
<u>8.2.1 Naturnahe Ufergehölzstreifen</u>		
8.2.1.1 Weichholzdominierter Ufergehölzstreifen	BT	FL/LI
8.2.1.2 Edellaubbaumdominierter Ufergehölzstreifen	BT	FL/LI
<u>8.2.2 Naturferne Ufergehölzstreifen</u>		
8.2.2.1 Ufergehölzstreifen auf anthropogen überformten Standort	BT	FL/LI
8.2.2.2 Ufergehölzstreifen mit naturferner Artenzusammensetzung	BT	FL/LI
<b>8.3 Feldgehölze</b>		
8.3.1 Feldgehölz aus Pionierbaumarten	BT	FL
8.3.2 Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Schlußbaumarten	BT	FL
8.3.3 Nadelbaumfeldgehölz aus standortstypischen Schlußbaumarten	BT	FL
8.3.4 Feldgehölz aus standortsfremden Baumarten	BT	FL
<b>8.4 Einzelbäume und –sträucher, Baumreihen und Alleen, Baumbestände</b>		
<u>8.4.1 Einzelbäume und –sträucher</u>		
8.4.1.1 Obstbaum	BT	FL/P
8.4.1.2 Laubbaum	BT	FL/P
8.4.1.3 Nadelbaum	BT	FL/P
8.4.1.4 Einzelbusch und Strauchgruppe	BT	FL/P
8.4.1.5 Kopfbaum	BT	FL/P
<u>8.4.2 Baumreihen und Alleen</u>		
8.4.2.1 Obstbaumreihe und -allee	BT	FL/LI
8.4.2.2 Laubbaumreihe und -allee	BT	FL/LI
8.4.2.3 Nadelbaumreihe und -allee	BT	FL/LI
8.4.2.4 Kopfbaumreihe und -allee	BT	FL/LI
<u>8.4.3 Baumbestände in Parks und Gärten</u>		
8.4.3.1 Altbaumbestand in Park und Garten	BT	FL
8.4.3.2 Junger Baumbestand in Park und Garten	BT	FL
<u>8.4.4 Kopfbaumbestände</u>		
8.4.4.1 Kopfbaumbestand	BT	FL
<b>8.5 Gebüsche</b>		
<u>8.5.1 Gebüsche nasser bis feuchter Standorte</u>		
8.5.1.1 Feuchtgebüsch	BT	FL/P
<u>8.5.2 Gebüsche frischer Standorte</u>		
8.5.2.1 Holundergebüsch	BT	FL/P
8.5.2.2 Haselgebüsch	BT	FL/P
8.5.2.3 Hartriegelgebüsch	BT	FL/P
8.5.2.4 Schlehengebüsch	BT	FL/P
8.5.2.5 Ginstergebüsch	BT	FL/P
8.5.2.6 Brombeer- und Kratzbeer-Gestrüpp	BT	FL/P
8.5.2.7 Neophytengebüsch	BT	FL/P
<u>8.5.3 Thermophile Gebüsche trockener Standorte</u>		
8.5.3.1 Karbonat-Felstrockengebüsch	BT	FL/P

8.5.3.2 Silikat-Felstrockengebüsch	BT	FL/P
8.5.3.3 Thermophiles Trockengebüsch tiefgründiger Standorte	BT	FL/P
<b>8.6 Waldmäntel</b>		
<u>8.6.1 Strauchmäntel</u>		
8.6.1.1 Strauchmantel feuchter bis nasser Standorte	BT	FL/LI
8.6.1.2 Strauchmantel frischer Standorte	BT	FL/LI
8.6.1.3 Strauchmantel trocken-warmer Standorte	BT	FL/LI
8.6.1.4 Strauchmantel stickstoffreicher, ruderaler Standorte	BT	FL/LI
<u>8.6.2 Baumkulissen</u>		
8.6.2.1 Baumkulisse	BT	FL/LI
<b>8.7 Lärchwiesen und -weiden</b>		
8.7.1 Lärchwiese und -weide	BT	FL
<b>8.8 Weidewälder</b>		
8.8.1 Weidewald	BT	FL
<b>8.9 Gehölzkulturen</b>		
8.9.1 Christbaumkultur	BT	FL
8.9.2 Energiewald	BT	FL
8.9.3 Baumschule	BT	FL
<b>8.10 Obstgehölzbestände</b>		
8.10.1 Streuobstbestand	BT	FL
8.10.2 Intensiv-Obstbaumbestand	BT	FL
8.10.3 Fruchtstrauchkultur	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>9 WÄLDER, FORSTE, VORWÄLDER</b>		
<b>9.1 Hochmontane bis subalpine Buschwälder</b>		
9.1.1 Karbonat-Latschen-Buschwald	BT	FL
9.1.2 Silikat-Latschen-Buschwald	BT	FL
9.1.3 Grünerlen-Buschwald	BT	FL
9.1.4 Hochmontanes bis subalpines Weidengebüsch über Silikat	BT	FL
9.1.5 Hochmontanes bis subalpines Weidengebüsch über Karbonat	BT	FL
<b>9.2 Auwälder</b>		
<u>9.2.1 Strauchweidenau</u>	Level 3	FL/LI
9.2.1.1 Weidenpioniergebüsch		
9.2.1.2 Weiden-Tamarisken-Gebüsch		
9.2.1.3 Lavendelweiden-Sanddorngebüsch		
9.2.1.4 Mandelweiden-Korbweidengebüsch		
<u>9.2.2 Weichholzauwälder</u>	Level 3	FL
9.2.2.1 Weidenauwald		
9.2.2.2 Grauerlenauwald		
9.2.2.3 Schwarzerlen-Eschenauwald		
9.2.2.4 Silberpappelauald		
9.2.2.5 Schwarzpappelauald		
<u>9.2.3 Hartholzauwälder</u>	Level 3	FL
9.2.3.1 Quirl-Eschenauwald		
9.2.3.2 Eichen-Ulmen-Eschen-Auwald		
9.2.3.3 Ahorn-Eschenauwald		
<u>9.2.4 Nadelbaumreiche Auwälder</u>	Level 3	FL
9.2.4.1 Fichtenauwald		
9.2.4.2 Rotföhren-Trockenauwald		
<b>9.3 Bruch- und Sumpfwälder</b>		
9.3.1 Erlenbruch- und -sumpfwald	BT	FL
9.3.2 Strauchweidenbruch- und -sumpfwald	BT	FL
<b>9.4 Moor- und Moorrandwälder</b>	BT	FL
9.4.1 Latschen- und Spirkenhochmoor		
9.4.2 Fichtenmoorwald		
9.4.3 Birkenmoorwald		
9.4.4 Rotföhrenmoorwald		
<b>9.5 Block-, Schutt- und Hangwälder</b>		
9.5.1 Ahorn-Eschen-Edellaubwald	BT	FL
9.5.2 Lindenreicher Edellaubwald	BT	FL
9.5.3 Grauerlen-Hangwald	BT	FL
<b>9.6 Eichenmischwälder und Eichen-Hainbuchenwälder</b>		
<u>9.6.1 Eichen-Hainbuchenwälder</u>	Level 3	FL
9.6.1.1 Subpannonischer bodenfeuchter Eichen-Hainbuchenwald		
9.6.1.2 Subpannonischer bodentrockener Eichen-Hainbuchenwald		
9.6.1.3 Mitteleuropäischer und illyrischer bodenfeuchter Eichen-Hainbuchenwald		
9.6.1.4 Mitteleuropäischer und illyrischer bodentrockener Eichen-Hainbuchenwald		
<u>9.6.2 Eichenmischwälder</u>	Level 3	FL
9.6.2.1 Bodensaurer Eichenwald		
9.6.2.2 Thermophiler bodensaurer Eichenmischwald auf Lockersediment		
9.6.2.3 Thermophiler bodensaurer Eichenmischwald auf Festgestein		
9.6.2.4 Flaumeichenwald		
9.6.2.5 Steppenwald		

<b>9.7 Buchenwälder und Fichten-Tannen-Buchenwälder</b>		
<u>9.7.1 Sub- bis tiefmontane Buchenwälder</u>	Level 3	FL
9.7.1.1 Mullbraunerde-Buchenwald		
9.7.1.2 Mesophiler Kalk-Buchenwald		
9.7.1.3 Thermophiler Kalk-Buchenwald		
9.7.1.4 Sub- bis tiefmontaner bodensaurer Buchenwald		
9.7.1.5 Illyrischer, sub- bis tiefmontaner Buchenwald		
<u>9.7.2 Fichten-Tannen-Buchenwälder</u>	Level 3	FL
9.7.2.1 Karbonatschutt-Fichten-Tannen-Buchenwald		
9.7.2.2 Lehm-Fichten-Tannen-Buchenwald		
9.7.2.3 Bodensaurer Fichten-Tannen-Buchenwald		
<u>9.7.3 Hochmontane Buchenwälder</u>	Level 3	FL
9.7.3.1 Hochmontaner Buchenwald		
9.7.3.2 Legbuchen-Buschwald		
<b>9.8 Edelkastanienreiche Mischwälder</b>		
9.8.1 Edelkastanienreicher Mischwald	BT	FL
<b>9.9 Hopfenbuchenwälder</b>		
9.9.1 Hopfenbuchenmischwald	BT	FL
<b>9.10 Lärchen- und Lärchen-Zirbenwälder</b>		
9.10.1 Karbonat-Lärchen-Zirbenwald	BT	FL
9.10.2 Silikat-Lärchen-Zirbenwald	BT	FL
9.10.3 Karbonat-Lärchenwald	BT	FL
9.10.4 Silikat-Lärchenwald	BT	FL
<b>9.11 Fichtenwälder und Fichten-Tannenwälder</b>	Level 2	FL
<u>9.11.1 Bodensaure Fichten- und Fichten-Tannenwälder</u>		
9.11.1.1 Subalpiner bodensaurer Fichtenwald		
9.11.1.2 Montaner bodensaurer Fichten- und Fichten-Tannenwald der Alpen		
9.11.1.3 Bodensaurer Fichten- und Fichten-Tannenwald der Böhmisches Masse		
9.11.1.4 Fichten-Blockwald über Silikat		
<u>9.11.2 Bodenbasischer trockener Fichten- und Fichten-Tannenwald</u>		
9.11.2.1 Subalpiner bodenbasischer trockener Fichtenwald		
9.11.2.2 Montaner bodenbasischer trockener Fichten- und Fichten-Tannenwald		
<u>9.11.3 Bodenbasischer frischer Fichten- und Fichten-Tannenwald</u>		
9.11.3.1 Subalpiner bodenbasischer frischer Fichtenwald		
9.11.3.2 Montaner bodenbasischer frischer Fichten- und Fichten-Tannenwald		
9.11.3.3 Fichten-Blockwald über Karbonat		
<u>9.11.4 Nasser Fichten- und Fichten-Tannenwald</u>		
9.11.4.1 Nasser bodensaurer Fichten- und Fichten-Tannenwald		
9.11.4.2 Nasser bodenbasischer Fichten- und Fichten-Tannenwald		
<b>9.12 Föhrenwälder</b>		
<u>9.12.1 Rotföhrenwald</u>	Level 3	FL
9.12.1.1 Karbonat-Rotföhrenwald		
9.12.1.2 Serpentin-Rotföhrenwald		
9.12.1.3 Bodensaurer Rotföhrenwald		
<u>9.12.2 Schwarzföhrenwälder</u>	Level 3	FL
9.12.2.1 Südalpiner Mannaeschen-Schwarzföhrenwald		
9.12.2.2 Schwarzföhrenwald des Alpenostrandes		
<u>9.12.3 Spirkenwälder</u>	Level 3	FL
9.12.3.1 Spirkenwald		

<b>9.13 Forste</b>		
<u>9.13.1 Nadelbaumforste</u>		
9.13.1.1 Fichtenforst	BT	FL
9.13.1.2 Rotföhrenforst	BT	FL
9.13.1.3 Schwarzföhrenforst	BT	FL
9.13.1.4 Lärchenforst	BT	FL
9.13.1.5 Nadelbaummischforst aus einheimischen Baumarten	BT	FL
9.13.1.6 Junge Nadelbaumaufforstung	BT	FL
9.13.1.7 Nadelbaumforst aus nichtheimischen Arten	BT	FL
<u>9.13.2 Laubbaumforst</u>		
9.13.2.1 Silberpappel- und Weidenforst	BT	FL
9.13.2.2 Hybridpappelforst	BT	FL
9.13.2.3 Robinienforst	BT	FL
9.13.2.4 Erlenforst	BT	FL
9.13.2.5 Eschenforst	BT	FL
9.13.2.6 Ahornforst	BT	FL
9.13.2.7 Laubbaummischforst aus einheimischen Baumarten	BT	FL
9.13.2.8 Junge Laubbaumaufforstung	BT	FL
9.13.2.9 Laubbaumforst aus sonstigen nichtheimischen Arten	BT	FL
<u>9.13.3 Laub- und Nadelbaummischforst</u>		
9.13.3.1 Mischforst aus Laub- und Nadelbäumen	BT	FL
9.13.3.2 Junge Laub-Nadelbaumaufforstung	BT	FL
<b>9.14 Vorwälder</b>		
9.14.1 Vorwald	BT	FL

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>10 GEOMORPHOLOGISCH GEPRÄGTE BIOTOPTYPEN</b>		
<b>10.1 Gletscher und Firnfelder</b>	<b>Level 2</b>	<b>FL</b>
10.1.1 Gletscher		
10.1.2 Firn- und Altschneefeld		
<b>10.2 Karst- und Verwitterungsformen</b>	<b>Level 2</b>	<b>FL</b>
10.2.1 Vegetationsarme Doline		
10.2.2 Vegetationsarmes Karrenfeld		
10.2.3 Scherbenkarst		
10.2.4 Sonstige Verwitterungsform (Strudellöcher, Gletschertöpfe, Gletscherschliffe, Opferkessel)		
<b>10.3 Höhlen</b>	<b>Level 2</b>	<b>P</b>
10.3.1 Naturhöhle		
10.3.2 Halbhöhle und Balme		
<b>10.4 Fels</b>		
<u>10.4.1 Karbonatfelswände</u>		
10.4.1.1 Karbonatfelswände mit Felsspaltenvegetation	Level 4	FL
10.4.1.1.1 Karbonatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation		
10.4.1.1.2 Karbonatfelswand der Hochlagen mit Felsspaltenvegetation		
10.4.1.2 Karbonatfelswände ohne Felsspaltenvegetation	Level 4	FL
10.4.1.2.1 Karbonatfelswand der tieferen Lagen ohne Felsspaltenvegetation		
10.4.1.2.2 Karbonatfelswand der Hochlagen ohne Felsspaltenvegetation		
<u>10.4.2 Silikatfelswände</u>		
10.4.2.1 Silikatfelswände mit Felsspaltenvegetation	Level 4	FL
10.4.2.1.1 Silikatfelswand der tieferen Lagen mit Felsspaltenvegetation		
10.4.2.1.2 Silikatfelswand der Hochlagen mit Felsspaltenvegetation		
10.4.2.1.3 Serpentinfelswand mit Felsspaltenvegetation		
10.4.2.2 Silikatfelswände ohne Felsspaltenvegetation	Level 4	FL
10.4.2.2.1 Silikatfelswand der tieferen Lagen ohne Felsspaltenvegetation		
10.4.2.2.2 Silikatfelswand der Hochlagen ohne Felsspaltenvegetation		
10.4.2.2.3 Serpentinfelswand ohne Felsspaltenvegetation		
<u>10.4.3 Sonstige Felsformen</u>	Level 3	FL
10.4.3.1 Felsblock, Restling und Findling		
<b>10.5 Block- und Schutthalden</b>		
<u>10.5.1 Block- und Schutthalden der tieferen Lagen</u>		
10.5.1.1 Karbonatschutthalden der tieferen Lagen	Level 4	FL
10.5.1.1.1 Karbonatruhschutthalde der tieferen Lagen		
10.5.1.1.2 Karbonatregschutthalde der tieferen Lagen		
10.5.1.2 Silikatschutthalden der tieferen Lagen	Level 4	FL
10.5.1.2.1 Silikatruhschutthalde der tieferen Lagen		
10.5.1.2.2 Silikatregschutthalde der tieferen Lagen		
10.5.1.3 Blockschutthalden der tieferen Lagen	Level 4	FL
10.5.1.3.1 Karbonatblockschutthalde der tieferen Lagen		
10.5.1.3.2 Silikatblockschutthalde der tieferen Lagen		
<u>10.5.2 Block- und Schutthalden der Hochlagen</u>		
10.5.2.1 Karbonatschutthalden der Hochlagen	Level 4	FL
10.5.2.1.1 Karbonatruhschutthalde der Hochlagen		
10.5.2.1.2 Karbonatregschutthalde der Hochlagen		
10.5.2.2 Silikatschutthalden der Hochlagen	Level 4	FL
10.5.2.2.1 Silikatruhschutthalde der Hochlagen		
10.5.2.2.2 Silikatregschutthalde der Hochlagen		

10.5.2.3 Blockschutthalden der Hochlagen und Blockgletscher	Level 4	FL
10.5.2.3.1 Karbonatblockschutthalde der Hochlagen		
10.5.2.3.2 Silikatblockschutthalde der Hochlagen		
10.5.2.3.3 Blockgletscher		
<b>10.6 Steilwände aus Lockersubstrat</b>		
10.6.1 Sandsteilwand	BT	FL/LI
10.6.2 Lösssteilwand	BT	FL/LI
10.6.3 Erdsteilwand	BT	FL/LI
10.6.4 Kies- und Schottersteilwand	BT	FL/LI
<b>10.7 Lesesteinriegel und Trockenmauern</b>		
<u>10.7.1 Lesesteinriegel</u>		
10.7.1.1 Karbonat-Lesesteinriegel	BT	LI
10.7.1.2 Silikat-Lesesteinriegel	BT	LI
<u>10.7.2 Trockenmauern</u>		
10.7.2.1 Trockenmauer aus Karbonatgestein	BT	FL/LI
10.7.2.2 Trockenmauer aus Silikatgestein	BT	FL/LI
<b>10.8 Binnendünen</b>	Level 2	FL
10.8.1 Bodensaure Binnendüne		
10.8.2 Bodenbaisische Binnendüne		

BIOTOPTYP	BHL	GT
<b>11. TECHNISCHE BIOTOPTYPEN, SIEDLUNGSBIOTOPTYPEN</b>		
<b>11.1 Abbaubereiche in Abbau</b>		
11.1.1 Tongrube in Abbau	BT	FL
11.1.2 Sandgrube in Abbau	BT	FL
11.1.3 Kiesgrube in Abbau	BT	FL
11.1.4 Steinbruch in Abbau	BT	FL
11.1.5 Erztagbau in Abbau	BT	FL
11.1.6 Maschinelle Abtorfungsfläche in Abbau	BT	FL
11.1.7 Handtorfstich in Abbau	BT	FL
<b>11.2 Aufschüttungsflächen und Halden</b>		
11.2.1 Ton- und Erdhalde	BT	FL
11.2.2 Sand- und Kieshalde	BT	FL
11.2.3 Künstliche Blockhalde	BT	FL
11.2.4 Kohlehalde	BT	FL
11.2.5 Abraumhalde	BT	FL
11.2.6 Schlacken- und Aschenhalde	BT	FL
11.2.7 Torfhalde	BT	FL
<b>11.3 Freizeit-, Erholungs- und Grünflächen</b>		
11.3.1 Sport-, Park- und Gartenrasen	BT	FL
11.3.2 Skipiste	BT	FL
11.3.3 Vegetationslose Freizeit- und Sportanlage	BT	FL
<b>11.4 Kleine, unbefestigte Freiflächen des besiedelten Raumes</b>		
11.4.1 Kleine, vegetationsfreie Freifläche	BT	FL/LI/P
11.4.2 Kleine Freifläche mit Spontanvegetation	BT	FL/LI/P
11.4.3 Anpflanzung und Rabatte	BT	FL/LI/P
11.4.4 Gemüsegarten	BT	FL/LI/P
11.4.5 Friedhof	BT	FL
<b>11.5 Verkehrsanlagen und Plätze</b>		
<u>11.5.1 Straßen und Bahnstrecken</u>		
11.5.1.1 Unbefestigte Straße	BT	FL/LI
11.5.1.2 Befestigte Straße	BT	FL/LI
11.5.1.3 Bahnstrecke	BT	FL/LI
<u>11.5.2 Rad- und Fußwege</u>		
11.5.2.1 Unbefestigter Rad- und Fußweg	BT	FL/LI
11.5.2.2 Befestigter Rad- und Fußweg	BT	FL/LI
<u>11.5.3 Freiflächen und Bahnhofsgelände</u>		
11.5.3.1 Befestigte Freifläche	BT	FL
11.5.3.2 Unbefestigte Freifläche	BT	FL
11.5.3.3 Bahnhofsgelände	BT	FL
<b>11.6 Bauwerke</b>		
<u>11.6.1 Gebäude</u>		
11.6.1.1 Kirche und Kapelle	BT	FL
11.6.1.2 Schloss, Burg, Kloster	BT	FL
11.6.1.3 Einzel- und Reihenhäuser	BT	FL
11.6.1.4 Lager- und Depotgebäude	BT	FL
11.6.1.5 Gewerbe- und Industriegebäude	BT	FL
11.6.1.6 Hochhaus und Wohnblock	BT	FL
11.6.1.7 Kraftwerk und Umspannwerk	BT	FL
11.6.1.8 Scheune und Speichergebäude	BT	FL/P
11.6.1.9 Stall	BT	FL

11.6.1.10 Bauernhof	BT	FL
11.6.1.11 Gewächshaus	BT	FL
11.6.1.12 Kleingebäude und Schuppen	BT	FL/P
11.6.1.13 Ruine	BT	FL
11.6.1.14 Sonstiges Gebäude	BT	FL/P
<u>11.6.2 Sonstige Bauwerke</u>		
11.6.2.1 Windenergieanlage	BT	FL/P
11.6.2.2 Masten und Sender	BT	FL/P
11.6.2.3 Wehr und Sohlstufe	BT	FL/LI
11.6.2.4 Kleinarchitektur	BT	FL/P
<u>11.6.3 Mauern und Zäune</u>		
11.6.3.1 Mauer mit Vegetation	BT	FL/LI
11.6.3.2 Mauer ohne Vegetation	BT	FL/LI
11.6.3.3 Zaun	BT	LI
<b>11.7 Flächen der Abfallwirtschaft</b>		
11.7.1 Deponie und Kompostieranlage	BT	FL
11.7.2 Absetzbecken und Schlammdeponie	BT	FL
11.7.3 Kläranlage	BT	FL



**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

[office@umweltbundesamt.at](mailto:office@umweltbundesamt.at)

[www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)

Die biologische Vielfalt ist die Grundlage alles Lebens und wird durch eine Vielzahl von abiotischen, biotischen und anthropogenen Faktoren beeinflusst. Derzeit ist die Datenlage in Österreich jedoch zu schwach, um repräsentative und robuste Biodiversitätstrends abzuleiten.

In der vorliegenden Studie wird ein Konzept für ein Österreichisches Biodiversitätsmonitoring der offenen Kulturlandschaft (ÖBM-Kulturlandschaft) – außerhalb des Waldes und außerhalb von Siedlungsgebieten – entwickelt. Die Daten ermöglichen die Erfassung von Status und Trends der österreichischen Biodiversität im Freiland.

Der Fokus liegt dabei auf einem Monitoring der Lebensraum- und Artenvielfalt im gesamten Bundesgebiet. Die Fernerkundung liefert weitere wichtige, biodiversitätsrelevante Variablen.

Das Konzept der ÖBM-Kulturlandschaft wurde im Jahr 2017 in den ersten 49 Aufnahmeflächen erfolgreich eingesetzt.