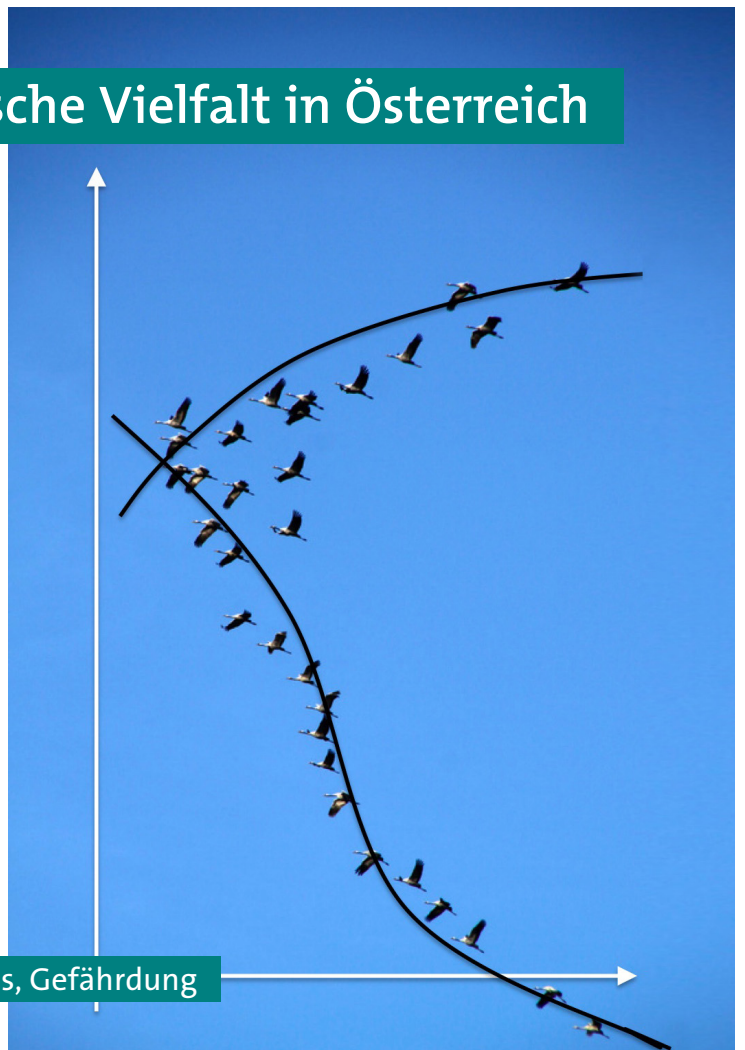


Biologische Vielfalt in Österreich



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

Schutz, Status, Gefährdung



ENTWICKLUNGEN ZUR BIOLOGISCHEN VIELFALT IN ÖSTERREICH

Schutz, Status, Gefährdung

Stefan Schindler,
Klaus Peter Zulka,
Gabriele Sonderegger,
Irene Oberleitner,
Johannes Peterseil,
Franz Essl,
Thomas Ellmayer,
Mildren Adam,
Maria Stejskal-Tiefenbach



REPORT
REP-0542

Wien 2016

Projektleitung

Stefan Schindler

Autoren

Stefan Schindler
Klaus Peter Zulka
Gabriele Sonderegger
Irene Oberleitner
Johannes Peterseil
Franz Essl
Thomas Ellmayer
Mildren Adam
Maria Stejskal-Tiefenbach

Mit Unterstützung von

Harald Loishandl-Weisz, Elisabeth Schwaiger, Gerald Hochedlinger, Bernhard Schwarzl, Robert Konecny, Martin Götzl, Wolfgang Rabitsch, Sonja Völler, Gebhard Banko, Dietmar Moser, Ulrike Lamb

Übersetzung

Stefan Schindler, Klaus Peter Zulka

Lektorat

Irene Oberleitner, Maria Deweis

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Umschlagfoto

© Martina Berg – Fotolia.com; Ergänzung der Trendlinien durch Klaus Peter Zulka.

Dank

Rainer Raab stellte Trendsdaten zu Großtrappen zur Verfügung.
Norbert Teufelbauer, Harald Grabenhofer, Martin Fliegenschnee-Jagsch, Matthias Schmidt und Manfred Ganekind gaben wertvolle Hinweise auf und Erklärungen zu Trendsdaten.
Die burgenländische Landesregierung erteilte eine Ausnahmegewilligung zur Besammlung des Seewinkels.

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft erstellt (Datenstand Juli 2015).

Hinweis: In der ersten Auflage waren (bis 31.1.2017) in Abbildung 8 („Trend der Fläche der Straßenanlagen in Österreich von 1995 bis 2012“; Seite 54) versehentlich die Daten der Eisenbahnanlagen statt jenen der Straßenanlagen dargestellt.

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, 2016
Korrigierte Auflage
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004-353-0

INHALT

	SUMMARY	7
	ZUSAMMENFASSUNG	11
1	BEDEUTUNG VERSCHIEDENER GEFÄHRDUNGSFAKTOREN FÜR ARTEN UND BIOTOPTYPEN	15
1.1	Summary.....	15
1.2	Zusammenfassung	15
1.3	Einleitung.....	16
1.4	Methoden	17
1.5	Ergebnisse.....	19
1.6	Diskussion.....	22
2	FRÜHERE, AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE TRENDS BEI BIOTOPTYPEN	26
2.1	Summary.....	26
2.2	Zusammenfassung	26
2.3	Einleitung.....	27
2.4	Methoden	27
2.4.1	Biotoptypenzuordnung	27
2.4.2	Trendzuordnung	29
2.4.3	Ausweisung früherer Trends.....	29
2.4.4	Ausweisung aktueller Trends.....	31
2.4.5	Ausweisung zukünftiger Trends	31
2.5	Ergebnisse.....	32
2.6	Diskussion.....	44
3	TRENDS ÖSTERREICHISCHER BIODIVERSITÄTSINDIKATOREN	46
3.1	Summary.....	46
3.2	Zusammenfassung	46
3.3	Einleitung.....	47
3.4	Trends der Biodiversitätsindikatoren zu Gefährdungsursachen	48
3.4.1	Factsheet düngewürdige Agrarfläche.....	48
3.4.2	Factsheet Herbizideinsatz in der Landwirtschaft.....	49
3.4.3	Factsheet Insektizideinsatz in der Landwirtschaft	51
3.4.4	Factsheet Nitrat im Grundwasser	53
3.4.5	Factsheet Straßenanlagen	54
3.4.6	Factsheet Bahnanlagen.....	55
3.4.7	Factsheet Windkraftanlagen	56
3.4.8	Factsheet Stauraumlänge Donau	58
3.4.9	Factsheet Stickstoffemissionen	59
3.4.10	Factsheet Lufttemperatur.....	60

3.4.11	Factsheet Gletscherlängenverlust	62
3.4.12	Factsheet Neophyten.....	63
3.4.13	Factsheet Aquatische Neozoen.....	64
3.4.14	Factsheet Fließgewässerverunreinigung – DOC	65
3.4.15	Factsheet Fließgewässerverunreinigung – BSB5 ohne Nitrifikationshemmung	66
3.4.16	Factsheet Fließgewässerverunreinigung – Nitratstickstoff.....	67
3.4.17	Factsheet Fließgewässerverunreinigung – Orthophosphat.....	68
3.5	Trends der Zustandsindikatoren.....	69
3.5.1	Factsheet Farmland Bird Index	69
3.5.2	Factsheet Ackerfläche	71
3.5.3	Factsheet Brachen.....	73
3.5.4	Factsheet Almfläche	75
3.5.5	Factsheet Waldfläche	77
3.5.6	Factsheet Laubholz in Ertragswäldern	78
3.5.7	Factsheet Totholzvorrat	79
3.6	Trends der Biodiversitätsindikatoren zu Schutzbemühungen	80
3.6.1	Factsheet Nationalparks	80
3.6.2	Factsheet Europaschutzgebiete (gesetzlich verordnete Natura-2000-Gebiete)	82
3.6.3	Factsheet Naturschutzgebiete	83
3.6.4	Factsheet Biosphärenparks.....	84
3.6.5	Factsheet Landschaftsschutzgebiete	85
3.6.6	Factsheet Geschützte Landschaftsteile.....	86
3.6.7	Factsheet Naturparks	87
3.6.8	Factsheet Sonstige Schutzgebiete	88
3.6.9	Factsheet Bio-Ackerfläche.....	89
3.6.10	Factsheet ÖPUL-Flächen	90
3.6.11	Factsheet Biodiversitätsforschung.....	92
3.6.12	Factsheet Datensätze GBIF Austria	93
3.7	Synthese der einzelnen Trendindikatoren	94
4	FALLSTUDIE GROSSTRAPPE (OTIS TARDA) IN OSTÖSTERREICH	101
4.1	Summary	101
4.2	Zusammenfassung	101
4.3	Einleitung	102
4.4	Bestandstrends.....	105
4.5	Schutzmaßnahmen	108
4.5.1	Trend bei den Trappenschutzflächen	108
4.5.2	Gefährdungsursache Leitungskollision und diesbezügliche Schutzmaßnahmen.....	110
4.6	Zusammenfassende Gegenüberstellung von Populationstrends, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen	112
4.7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	114

5	FALLSTUDIE SALZLAUFKÄFER IM SEEWINKEL	115
5.1	Summary	115
5.2	Zusammenfassung	115
5.3	Einleitung	116
5.4	Zustand ausgewählter Salzlacken und dessen Trend	117
5.4.1	Lacke 39: Albersee	118
5.4.2	Lacke 41: Kirchsee	119
5.4.3	Lacke 54: Lacke südlich Unterstinkersee (Südlicher Stinkersee gemäß UMWELTBUNDESAMT 1994)	120
5.4.4	Lacke 36: Unterstinkersee	121
5.4.5	Lacke 62: Lacke südlich Oberstinkersee (Mittlerer Stinkersee in UMWELTBUNDESAMT 1994)	122
5.4.6	Lacke 35: Oberstinkersee	123
5.4.7	Lacke 34: Hölllacke (Obere Hölllacke und Untere Hölllacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)	124
5.4.8	Lacke 28: Birnbaumlacke	125
5.4.9	Lacke 29: Lacke südlich Birnbaumlacke (Lacke südwestlich Birnbaumlacke bei UMWELTBUNDESAMT 1994)	126
5.4.10	Lacke 30: Ochsenbrunnlacke	127
5.4.11	Lacke 26a: Obere Fuchslochlacke	128
5.4.12	Lacke 26b: Untere Fuchslochlacke	129
5.4.13	Lacke 25: Große Neubruchlacke (Obere Halbjochlacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)	130
5.4.14	Lacke 74: Kleine Neubruchlacke	131
5.4.15	Lacke 31: Freiflecklacke	132
5.4.16	Lacke 22: Darscho	133
5.4.17	Lacke 23: Wörthenlacke (Westliche Wörthenlacke nach UMWELTBUNDESAMT 1994)	134
5.4.18	Lacke 16: Martinhoflacke	135
5.4.19	Lacke 12: Moschadolacke	136
5.4.20	Lacke 2: Lacke südlich St. Andrä (Baderlacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)	137
5.4.21	Gesamtübersicht zur Lackenentwicklung	138
5.5	Trends in der Abundanz von salzstandortstypischen Laufkäfern des Seewinkels	139
5.5.1	<i>Calomera littoralis nemoralis</i>	139
5.5.2	<i>Pogonus peisonis</i>	139
5.5.3	<i>Pogonus luridipennis</i>	140
5.5.4	<i>Scarites terricola</i>	141
5.5.5	<i>Bembidion ephippium</i>	141
5.5.6	<i>Dyschirius gibbifrons</i>	142
5.5.7	<i>Dyschirius salinus</i>	142
5.5.8	<i>Acupalpus elegans</i>	143
5.5.9	<i>Bembidion tenellum</i>	143
5.6	Maßnahmen zum Schutz der Salzlacken	145
5.7	Gesamtbetrachtung und Diskussion	145
6	LITERATURVERZEICHNIS	148

ANNEX	158
Anhang 1: Anzahl der Arten, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor der Ebene 1 in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind	158
Anhang 2: Anzahl der Lebensraumtypen, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor (Ebene 1) in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind	160
Anhang 3: Anzahl der Arten, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor der Ebene 2 in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind	161
Anhang 4: Anzahl der Lebensraumtypen, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor (Ebene 2) in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind	164
Anhang 5: Liste der Gefährdungsfaktoren und ihre hierarchische Struktur	165
Anhang 6: Biotoptypentrends	175

SUMMARY

Introduction

Biodiversity trends are increasingly discussed at the national and the international level due to the importance of biodiversity for human well-being and economic activities. Within the framework of the Convention of Biological Diversity, a comprehensive set of conservation targets was defined in 2010, the so-called Aichi targets. (CBD 2014, TITTENSOR et al., 2014). For Europe, status and trends of the environment including biodiversity and progress towards the achievement of EU's biodiversity targets 2020 were evaluated in 2015 (COM 2015, EEA 2015). In Austria, targets for the conservation of biological diversity were defined by the Biodiversity Strategy Austria 2020+ in 2014 (BMFLUW 2014). Against the global and European background, the present study was commissioned, which, on the basis of already published data, provides an overview of the status and trends of biodiversity in Austria.

For the main overview, 37 indicators were used, 12 of which dealt with conservation efforts, eight provided status information and the remaining indicators were related to biodiversity pressures. The indicators were presented for varying periods of time, depending on data availability; mostly in decades from 1970 to 2010. Additionally, an analysis of the pressures associated with species and habitats listed in the annexes of the Habitats Directive was conducted as well as an assessment of the trends in biotope types. One case study on the Great Bustard (*Otis tarda*) and one on the salt carabids in Seewinkel (Burgenland) were used to explore and demonstrate threats, status and conservation measures at the local level.

Conservation

The twelve indicators related to conservation measures showed clearly positive trends. The proportion of land covered by protected areas has never been as high as present; even for protected areas of the strictest categories. Beginning in the 1980s with an area of approximately 500 km², national parks now occupy an area of approximately 2,400 km². The area covered by Natura 2000 sites currently comprises approximately 15 % of the total area of Austria, with other nature reserves covering approximately 3,000 km² (3.6%). Coverage of other protected areas such as biosphere reserves, landscape protection areas, and natural parks has likewise increased over the decades.

Arable land under organic farming has also increased; from insignificant areas in the 1990s to approximately 2,000 km² in 2014. The implementation of measures within the framework of the Austrian Agri-Environment Programme ÖPUL can be seen as positive, but the proportion of cultivated area covered by the programme has remained virtually the same since its start in the 1990s.

The data records digitally available in GBIF Austria and the number of Austrian publications on biodiversity research have also significantly increased.

Status

The indicators on the status of biodiversity show a declining trend. The Farmland Bird Index shows a steady decline in farmland bird populations except for the Tree Sparrow (*Passer montanus*). There is also a decline in the area of important habitat types in the agricultural landscape (arable land, fallow land, mountain pastures). Agricultural fields can provide valuable habitats for some specialised open land species, but for a variety of other species they are not suitable; the importance of agricultural fields for biodiversity is strongly dependent on the nature and intensity of management. Forest area, an indicator for potentially available habitat of forest species, is increasing, as is the share of hardwood in managed forests. The proportion of deadwood, a resource particularly important for many species of animals and fungi, has increased by 87% to around 8 m³/ha since the mid-1990s.

Another status indicator describes the spatial trends of biotope types. Coverage has decreased for all biotope types related to extensive grassland. Changes in these trends are unlikely, unless land abandonment and atmospheric nitrogen deposition are strongly reduced. A similar picture is apparent in bog types, here, climate change adds up to other pressures. In the case of deciduous and mixed forests, a slight increase in cover can be assumed for the future due to conversion of grassland. Some conifer biotope types have declined since 1950, but the most common ones are stable. Coverage of agrarian biotope types has decreased in periurban areas due to urbanisation, in remote areas due to land abandonment.

Pressures

The pressure indicators showed varying trends. Water contamination, shown by the indicators DOC (dissolved organic carbon), BOD₅ (biochemical oxygen demand after five days), nitrate and orthophosphate has decreased. Also herbicide use is slightly declining, but the efficacy of the substances has increased, so negative biodiversity impacts may have remained the same or even increased despite decreasing quantity. The application of insecticides has increased since 1998, whereas it was declining before. The area covered by road infrastructure and its fragmentation effects have been increasing since 1995, while the area covered by railways has been declining. The number of wind generators has risen to about 1,200 turbines since 1994, when they first appeared in Austria. While being important as a renewable source of energy, they represent a pressure for local and migrating populations of birds and bats. The proportion of the river Danube that has been used for hydropower has increased steadily since the construction of the first hydropower plants in 1955; the free flowing sections are restricted to the Wachau valley and the Donau-Auen National Park. The number of alien species has increased since the 1990s; 1,309 species of neophytes and 74 species of aquatic neozoa have been detected until 2009 and 2012, respectively.

The analysis of the pressures impinging on the species and habitats of the Habitats Directive showed that among the most important threats were hydrological changes, followed by pressures from forestry such as extraction of deadwood, reforestation and clear-cutting. In agriculture, land abandonment is a highly relevant pressure for habitat types of the Habitats Directive annex, while intensification is a major threat for a large number of species from the annexes. Landscape fragmentation by transport infrastructure also showed to be a key threat to many species.

Case study Great Bustard (*Otis tarda*)

The Great Bustard is a globally threatened bird species with a remnant population in Austria that strongly decreased during the 20th century until a minimum of 55 individuals was reached in 1997. The population recovered to 320 individuals by 2014 through a number of conservation measures, such as conservation areas, nest protection, power line marking and underground cabling. The continuation of these measures is essential for maintaining the population.

Case study salt carabids in the Seewinkel

The Seewinkel (Burgenland) is an area characterised by a mosaic of salt pans and is one of the most important areas for biodiversity conservation in Austria. A survey of the salt beetle habitats in 2014 showed that the management of the national park effectively prevented the deterioration of some of the salt pans and thus led in those salt pans to a habitat improvement for the salt carabid populations. Overall, however, habitat conditions in the Seewinkel have deteriorated in recent decades, because the management does not cover all valuable salt pans and some of the large ones have been lost as a habitat for the species. A better management of the hydrological conditions is urgently required for the Seewinkel region to maintain its role as a unique habitat for salt carabids and other species specialized in salt pans and salt steppes.

Conclusions and recommendations

Overall, despite some remarkable improvements with some indicators, conservation measures are still insufficient to adequately compensate for the effects of pressures and to improve the state of biodiversity. Although some negative trends such as river pollution have been stopped and reversed, other pressures continue to have negative impacts on the biodiversity of Austria. There is a risk that the negative biodiversity trends will continue if intensity and extent of conservation measures don't increase and intensity and extent of pressures don't decrease. In the case studies it was shown that conservation measures had obvious effects at the local scale and can lead to an improvement of the status of species and habitats when getting implemented at larger extents.

With these patterns of pressures, status and conservation efforts, Austria is in line with the European (COM 2015, EEA 2015) and global (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014) trends. The mid-term evaluation of the progress achieved in the implementation of the EU biodiversity strategy has shown that it is likely that only one¹ of the six EU biodiversity targets for 2020 can be achieved and that implementation and enforcement of measures need to be more vigorous. At the current rate of implementation, biodiversity loss and the decline of ecosystem services cannot be halted; neither in the EU nor at a global scale, which has serious impacts on the ability of biodiversity to continue to meet human needs (COM 2015). At a global scale, the increase of societal efforts responding to biodiversity loss by conservation measures is an important first step towards tackling the biodiversity crisis, but several global biodiversity targets for 2020 will clearly be missed (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014).

¹ Target 5: By 2020, Invasive Alien Species (IAS) and their pathways are identified and prioritised, priority species are controlled or eradicated, and pathways are managed to prevent the introduction and establishment of new IAS.

In order to halt the loss of biodiversity, it is crucial to identify pressures that simultaneously affect a large number of species and habitat types. Comprehensive monitoring of pressures, conservation measures and the status of species and habitats is indispensable for a better assessment of the effects of the individual factors and their interaction. In particular, a monitoring of selected groups of plant and animal species should be implemented quickly. Based on that, measures can be developed that have positive effects for as many species and habitats as possible. The current conservation measures show partially satisfactory effects, but are often too restricted in their spatial extent and too ineffective in targeting all major pressures. They should be supplemented by additional comprehensive, targeted and rapidly effective measures which should be launched as fast as possible in order to allow a reversal of negative biodiversity trends.

The Austrian Biodiversity Strategy 2020+ (Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+) defined five fields of action and twelve objectives. While the implementation of the measures laid down in the strategy has already begun, further consistent efforts and joint decisive action of all societal players is urgently needed to conserve Austrian biodiversity. Urgency is required, because of the time delays characteristic of ecological systems, i.e. pressures and measures often show a response only after a time lag (ESSL et al. 2015). Thus, the impact of current pressures is not necessarily fully visible, but could lead to additional biodiversity loss during the next decades.

ZUSAMMENFASSUNG

Einleitung

Die Entwicklung der biologischen Vielfalt wird auf internationaler sowie auf nationaler Ebene aufgrund der Bedeutung der Biodiversität für das menschliche Wohlergehen und Wirtschaften verstärkt thematisiert. Umfassende Schutzziele wurden im Jahr 2010 auf globaler Ebene im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt als „Aichi-Ziele“ definiert und darauf aufbauend im Jahre 2014 globale Biodiversitätsentwicklungen evaluiert (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014). Für Europa wurden im Jahr 2015 Status und Trends der Umwelt evaluiert, einschließlich der Biodiversität und des Fortschritts im Erreichen der EU-Biodiversitätsziele 2020 (COM 2015, EEA 2015). 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 (BMFLUW 2014). Vor diesem globalen und europäischen Hintergrund wurde die folgende Studie beauftragt, die großteils auf Basis bereits publizierter Daten einen Überblick über Situation und Entwicklung der Biodiversität in Österreich gibt.

Für diese Beschreibung wurden 37 Indikatoren verwendet; davon behandeln zwölf Indikatoren Schutzbemühungen, acht Indikatoren den Status, die restlichen Indikatoren beziehen sich auf die Gefährdungsursachen. Die Darstellung der Entwicklung der Indikatoren erfolgte abhängig von der Datenlage über verschiedene Zeiträume; meist in Dekaden beginnend von 1970 bis 2010. Weiters erfolgte eine Auswertung der Gefährdungsfaktoren, die Arten und Lebensräumen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Zuge der Beurteilung der Erhaltungszustände zugeordnet wurden sowie eine Beurteilung der Trends bei den Biotoptypen. Eine Fallstudie zur Großtrappe (*Otis tarda*) und eine zu den Salzlaufkäfern des Seewinkels dienten der Gegenüberstellung von Gefährdungsursachen, Status und Schutzmaßnahmen auf lokaler Ebene.

Schutzmaßnahmen

Die zwölf Indikatoren zu den Schutzmaßnahmen zeigten eindeutig positive Trends. Noch nie stand ein so hoher Anteil der Landesfläche unter Schutz wie derzeit, was auch bei den strengsten Schutzgebietskategorien deutlich sichtbar wird: Beginnend in den 1980er-Jahren mit einer Fläche von rund 500 km² haben Nationalparks heute ein Ausmaß von rund 2.400 km². Die Europaschutzgebiete (Natura-2000-Gebiete) umfassen aktuell ca. 15 % der Fläche Österreichs, Naturschutzgebiete etwa 3.000 km² (3,6%). Auch die Flächen der Schutzgebietskategorien Biosphärenpark, Landschaftsschutzgebiet, geschützter Landschaftsteil und Naturpark haben über die Jahrzehnte deutlich zugenommen.

Auch die biologisch bewirtschaftete Ackerfläche hat zugenommen; ausgehend von minimalen Flächen in den 1990er-Jahren werden heute rund 2.000 km² Ackerfläche biologisch bewirtschaftet. Positiv ist jedenfalls die Einführung der Biodiversitätsmaßnahmen im Rahmen des Österreichischen Programms für die Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) in den 1990er-Jahren, seither ist diese Fläche in Relation zur bewirtschafteten Fläche allerdings nahezu gleich geblieben.

Deutlich zugenommen haben auch die digital zur Verfügung stehenden Datensätze aus GBIF Austria und die Anzahl der österreichischen Publikationen zur Biodiversitätsforschung.

Status

Die Indikatoren zum Status der biologischen Vielfalt weisen mehrheitlich einen abnehmenden Trend aus. Der Farmland Bird Index zeigt außer beim Feldsperling (*Passer montanus*) einen steten Rückgang der Feldvogel-Populationen. Bei den landwirtschaftlichen Habitatindikatoren (Ackerland, Brachen, Almen) ist ein Rückgang in der Fläche zu verzeichnen. Die Bedeutung von Äckern für die Biodiversität ist stark von Art und Intensität der Bewirtschaftung abhängig; Äcker können wertvolles Habitat für manche spezialisierte Offenlandarten bieten, für eine Vielzahl von Arten sind Äcker aber als Lebensraum nicht nutzbar. Die Waldfläche, ein Indikator für das potenziell verfügbare Habitat für Waldarten, nimmt wie auch der Flächenanteil von Laubholz in Ertragswäldern zu. Totholz stellt ein bedeutendes Habitat für viele Tier- und Pilzarten dar. Seit Mitte der 1990er Jahre hat sich der Totholzanteil um 87 % auf rund 8 Vfm/ha erhöht.

Ein weiterer Statusindikator beschreibt die Flächenentwicklung der Biotoptypen. Bei allen Biotoptypen des extensiv bewirtschafteten Grünlandes hat die Fläche abgenommen. Eine Änderung dieses Trends ist wohl auch in Zukunft nicht zu erwarten, es sei denn Nutzungsaufgabe als auch Nährstoffeintrag über den Luftpfad können verringert werden. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Moor-Biotoptypen; hier wird der Klimawandel zukünftig eine dominante Rolle spielen. Bei den Laub- und Mischwäldern ist für die Zukunft aufgrund der Nutzungsaufgabe von Grünland ein leichter Flächenzuwachs anzunehmen. Manche Nadelwaldbiotoptypen nahmen seit 1950 ab, die verbreitetsten Nadelwaldtypen sind flächenmäßig aber stabil. Agrarbiotoptypen nahmen flächenmäßig ab; in der Nähe von Ballungsgebieten wegen des Flächenbedarfs für Siedlungsbau, in entlegeneren Gebieten durch Nutzungsaufgabe.

Gefährdungsursachen

Die Indikatoren zu Gefährdungsursachen zeigen unterschiedliche Trends. Positiv ist zu werten, dass die Fließgewässerverschmutzung, gezeigt mit den Indikatoren DOC (gelöster organischer Kohlenstoff), BSB5 (biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen), Nitrat und Orthophosphat abgenommen hat. Auch der Herbizideinsatz ist leicht rückläufig. Es ist aber zu beachten, dass die Wirksamkeit der Substanzen zugenommen hat; das bedeutet, dass bei geringer werdender Menge die Effekte auf Biodiversität gleich sind oder sich sogar erhöhen können. Bei den Insektiziden ist die eingesetzte Wirkstoffmenge seit 1998 angestiegen, davor war sie seit 1991 rückläufig. Die Fläche der Straßenanlagen und damit auch ihr Lebensraum-fragmentierender Effekt nehmen seit 1995 stetig zu, während die Fläche der Bahnanlagen abnimmt. Die Anzahl der Windkraftanlagen ist seit der Errichtung erster Anlagen 1994 auf rund 1.200 Anlagen gestiegen. Wichtig als erneuerbare Energiequelle stellen sie bei Vögeln und Fledermäusen für lokale Populationen genauso wie für Durchzügler eine Gefahr dar. Die Stauraumlänge der Donau hat seit der Errichtung des ersten Kraftwerks 1955 kontinuierlich zugenommen; die freie Fließstrecke beschränkt sich auf die Abschnitte in der Wachau und im Bereich des Nationalparks Donau-

Auen. Die Anzahl der Neobiota hat seit den 1990er-Jahren verstärkt zugenommen; 2009 wurden 1.309 Neophyten, 2012 74 aquatische Neozoenarten nachgewiesen.

Als die wichtigsten Gefährdungsfaktoren, die auf Arten und Lebensräume der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie wirken, erwiesen sich hydrologische Veränderungen, gefolgt von bestimmten Gefährdungen durch die Forstwirtschaft wie Totholzentnahme, Aufforstung und Kahlhieb. Im Agrarland ist die Aufgabe der Beweidung oder Mahd für mehr FFH-Lebensräume bedeutsam als die Nutzungsintensivierung, welche jedoch für eine hohe Anzahl von FFH-Arten eine wesentliche Gefährdungsursache darstellt. Ferner ist die Landschaftsfragmentierung durch Transportinfrastruktur ein entscheidender Gefährdungsfaktor für zahlreiche Arten.

Fallstudie Großtrappe

Die Großtrappe ist eine weltweit gefährdete Vogelart mit einer bedeutenden Population in Ostösterreich. Die Bestände waren Ende des 20. Jahrhunderts einem starken Rückgang unterworfen und hatten 1997 mit 55 Individuen einen absoluten Tiefstand erreicht. Durch eine Vielzahl von Schutzmaßnahmen, Ausweisung von Trappenschutzflächen, Gelegeschutz, Leitungsmarkierung und Leitungsverkabelung, konnte die Population auf 320 Individuen im Jahr 2014 angehoben werden. Die Fortsetzung dieser Maßnahmen ist für den Erhalt des Bestands unbedingt erforderlich.

Fallstudie Salzlaufkäfer im Seewinkel

Der Seewinkel stellt mit seinem Mosaik von Salzstandorten eine der für den Biodiversitätserhalt bedeutendsten Regionen Österreichs dar. Eine Untersuchung der Salzlaufkäfer im Jahr 2014 zeigte, dass das Beweidungsmanagement des Nationalparks die Verschilfung von Salzlacken wirkungsvoll hintanhaltet und für die uferbewohnenden Käferpopulationen eine Statusverbesserung einleiten kann. Insgesamt haben sich jedoch die Bedingungen im Seewinkel in den letzten Jahrzehnten verschlechtert, weil das Beweidungs-Management nicht alle wertvollen Salzlacken abdeckt und dadurch einige der großen Lacken als Lebensraum für diese Arten verloren gegangen sind. Ein Management der hydrologischen Bedingungen ist dringend erforderlich, wenn der Seewinkel seine Bedeutung als Lebensraum für Salzkäfer und andere auf Salzlacken und -steppen spezialisierte Arten weiterhin erfüllen soll.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Zusammenfassend sei festgestellt, dass das Ausmaß der Schutzmaßnahmen bis dato nicht ausreicht, um alle Gefährdungsursachen ausreichend einzudämmen und den Zustand der biologischen Vielfalt zu verbessern. Zwar konnten manche negative Trends gestoppt und umgekehrt werden – wie etwa die Verschmutzung der Fließgewässer; andere Gefährdungsfaktoren wirken aber weiterhin negativ auf die Biodiversität Österreichs. Es besteht die Gefahr, dass bei gleichbleibender Intensität von Schutzmaßnahmen und Gefährdungen die negativen Trends der Biodiversität anhalten werden. In den Fallstudien konnte gezeigt werden, dass Naturschutzmaßnahmen lokal wirken und zu einer Statusverbesserung führen.

Österreich liegt damit im europäischen (COM 2015, EEA 2015) und globalen (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014) Trend. Die Halbzeitbewertung der bei der Verwirklichung der EU-Biodiversitätsstrategie erzielten Fortschritte ergab, dass wahrscheinlich nur eines² der sechs EU-Biodiversitätsziele für 2020 erreicht werden kann, und dass Umsetzung und Durchsetzung von Maßnahmen mit erheblich mehr Nachdruck angegangen werden sollte. 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). Auch auf globalen Maßstab wurde erkannt, dass der Anstieg an gesellschaftlichen Schutzbemühungen einen wichtigen ersten Schritt zur Bewältigung der Biodiversitätskrise darstellt, mehrere globale Biodiversitätsziele für 2020 aber dennoch klar verfehlt werden könnten (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014).

Für das Aufhalten des Verlustes der biologischen Vielfalt ist es entscheidend, jene Gefährdungsursachen zu kennen, die auf eine große Zahl von Arten und Lebensraumtypen wirken. Umfassendes Monitoring von Gefährdungsursachen, Schutzmaßnahmen und des Status von Arten und Lebensräumen ist jedenfalls unabdingbar, um die Effekte der einzelnen Faktoren sowie deren Zusammenspiels noch besser zu erfassen. Insbesondere ist ein Monitoring ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen rasch zu implementieren. Darauf aufbauend können Maßnahmen entwickelt werden, die für möglichst viele Arten und Lebensraumtypen positive Effekte zeigen. Die derzeitigen Schutzmaßnahmen zeigen teilweise zufriedenstellende Wirkungen, sind jedoch in ihrem Ausmaß oft zu gering und nicht für alle wesentlichen Gefährdungsfaktoren wirksam. Sie sollten durch weitere Maßnahmen im Naturschutz und in anderen Sektoren ergänzt werden. Derlei zusätzliche umfassende, gezielte und rasch wirksame Maßnahmen sind unbedingt und rasch erforderlich, um eine baldige Trendumkehr zu bewirken.

Die Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+ enthält fünf Handlungsfelder und zwölf Ziele. Mit der Umsetzung der in der Strategie definierten Maßnahmen wurde bereits begonnen. Eine konsequente weitere Implementierung gemeinsam mit allen Akteuren ist zum Schutz der biologischen Vielfalt erforderlich. Eile ist insbesondere wegen der für ökologische Systeme charakteristischen Zeitverzögerungen geboten, da Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen nicht sofort sondern erst nach einer Vorlaufzeit ihre Effekte zeigen (ESSL et al. 2015). Die Auswirkungen derzeitiger Gefährdungsursachen kommen aktuell noch nicht vollständig zum Tragen, können aber zusätzliche Biodiversitätsverluste in kommenden Jahrzehnten bewirken.

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.

1 BEDEUTUNG VERSCHIEDENER GEFÄHRDUNGSFAKTOREN FÜR ARTEN UND BIOTOPTYPEN

***Klaus Peter Zulka, Stefan Schindler, Irene Oberleitner,
Maria Stejskal-Tiefenbach***

1.1 Summary

Using the assignment of pressures to species and habitats in the reporting tool for the Habitats Directive reporting according to Article 17 (UMWELTBUNDESAMT 2013a), the importance of threat factors was analysed. „Human-induced changes in hydrological conditions” emerged as the most important threat factor; it affects the highest number of species and habitats. Other important factors were related to agricultural land use intensity, with cessation of use being even more important than intensification. Many species and biotopes are negatively affected by forestry activities, in particular, the removal of dead wood. The following rank on the table of important threat factors is occupied by fragmentation effects, in particular roads, paths and railroads.

1.2 Zusammenfassung

Anhand der Zuweisung der Gefährdungsfaktoren im Bericht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie (UMWELTBUNDESAMT 2013a) wurde ermittelt, welche Gefährdungsfaktoren die größte Bedeutung für die Arten und Lebensräume der FFH-Anhänge haben. Als konsistent bedeutendster Gefährdungsfaktor erwies sich die hydrogische Veränderung; davon sind die meisten Arten und Lebensräume betroffen. Weitere wichtige Gefährdungsfaktoren umfassen die landwirtschaftliche Nutzungsintensität, wobei sich Nutzungsaufgabe bei noch mehr Schutzgütern als bedeutend erwies als Nutzungsintensivierung. Zahlreiche Arten und Lebensräume sind auch von forstwirtschaftlichen Aktivitäten negativ betroffen; hier ist der bedeutendste Faktor die Entnahme von Totholz. In der Rangfolge der wichtigsten Gefährdungsfaktoren folgen an der nächsten Stelle Fragmentationseffekte, insbesondere die Zerschneidung von Lebensräumen durch Straßen, Wege und Eisenbahnen.

1.3 Einleitung

Das DPSIR-Modell ist ein grundlegendes Werkzeug zur Beschreibung von Umweltbelastungen und Gegenmaßnahmen. Es unterscheidet zwischen **D**iving Forces (treibenden Kräften), **P**ressures (Belastungen), **S**tate (aktueller Zustand), **I**mpact (Auswirkung) und **R**esponses (Gegenmaßnahmen). Im hier beschriebenen Arbeitspaket stehen die Pressures (Belastungen) im Vordergrund. Wenn es darum geht, die zeitliche Dynamik zwischen Pressures, State und Responses zu analysieren, dann ist zunächst zu klären, welche Pressures auf Arten und Biotoptypen wirken und hinsichtlich der Gefährdung die höchste Relevanz haben. Im Folgenden werden die Pressures, die auf Arten und Lebensraumtypen wirken, als Gefährdungsfaktoren bezeichnet.

Gefährdungsfaktoren sind dadurch gekennzeichnet, dass sie inmitten der Fülle von Umweltparametern eine Wirkung auf bestimmte Arten und Lebensräume in einer Weise auslösen, dass ein negativer Bestandstrend ausgelöst wird. Bei Arten können sich diese Gefährdungsfaktoren auf verschiedenen Ebenen manifestieren: Auf Metapopulationsebene führen sie dazu, dass Einzelpopulationen verlorengehen und/oder die Rekolonisationsrate durch Verlust von Ausbreitungskorridoren und Trittsteinbiotopen absinkt, was die Überlebenswahrscheinlichkeit von Metapopulationen reduziert (HANSKI 1999). Auf Populationsebene reduzieren Gefährdungsfaktoren die Reproduktionsrate, erhöhen die Mortalitätsrate oder verstärken umweltstochastische Schwankungen. Diese Gefährdungsfaktoren agieren oft unspektakulär und im Verborgenen. Weniger subtil sind diejenigen Gefährdungsfaktoren, die den Lebensraum der Art vernichten oder in Mitleidenenschaft ziehen. Alle diese Effekte bewirken eine Reduktion der Populationsgröße und, mitunter verstärkt durch die populationsökologischen Prozesse genetischer und demografischer Stochastizität, eine Erhöhung der Aussterbenswahrscheinlichkeit der einzelnen Population.

Trotz ihrer grundlegenden Position am Anfang der Artenverlust-Kausalkette sind Gefährdungsfaktoren wenig untersucht und in ihrer Wirkung insgesamt und speziell in Österreich nur unzureichend analysiert. Aus der Perspektive der einzelnen Art betrachtet können Aussterbensprozesse oder Bestandsreduktionen auch oft nur mit Schwierigkeiten einem bestimmten Gefährdungsfaktor zugeschrieben werden; zu komplex und undurchschaubar sind oft die Faktorengefüge, die zu Verlusten an Individuen, Genen und Arten führen können (BLACKBURN & GASTON 2002).

Allerdings sind Gefährdungsfaktoren die entscheidenden Stellschrauben, wenn es darum geht, den Artenverlust zu stoppen. Ein noch so aufwendig konzipiertes Artenschutzprojekt wird kaum erfolgreich sein können, wenn die ursprünglich wirkenden Gefährdungsfaktoren, die das Artenschutzproblem verursacht haben, weiter fortbestehen. Erfolgreicher Naturschutz fängt also damit an, die wirkenden Gefährdungsfaktoren insgesamt und für jedes einzelne Schutzgut zu erfassen, die kausalen Wirkmechanismen zu verstehen und die zeitlichen Verzögerungseffekte („time lags“) ins Kalkül zu ziehen. Der nächste Schritt bestünde darin, eine Trendumkehr bei den entscheidenden Gefährdungsfaktoren, die viele Arten in ähnlicher Weise negativ beeinflussen, zu erreichen.

Welche sind nun diese entscheidenden übergreifenden Gefährdungsfaktoren?

1.4 Methoden

Verschiedene Systeme von hierarchischen Gefährdungsursachen-Klassifikationen standen zur Verfügung (BFN 2006, EIONET 2011). Weit verbreitet, rechtlich verbindlich und europaweit einheitlich ist das System von EIONET (2011), das auch den Stufeneinstufungen gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie zugrunde lag. Induktionsbasis waren die Datengrundlagen zum Bericht nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie (UMWELTBUNDESAMT 2013a). Die BearbeiterInnen hatten in der Datenbank zu diesem Bericht die wesentlichen Gefährdungsfaktoren aus einer hierarchischen Liste von Gefährdungsursachen auszuwählen (siehe Abbildung 1), die für den jeweiligen Organismus oder den jeweiligen Lebensraumtyp entscheidend sind. In der Nomenklatur der Artikel-17-Berichtsformulare waren „Pressures“ die aktuell wirkenden Gefährdungsfaktoren, „Threats“ die zukünftig zu erwartenden Faktoren. Ferner sollte die Bedeutung der jeweiligen Gefährdungsfaktoren in drei Stufen (hoch, mittel, gering) klassifiziert werden (im Formular „Ranking“ genannt).

Screenshot Eingabemaske Pressures

Species report on Biogeographical level

0.1 Member State	Species code	Species name	Region	Presence
AT	1202	Bufo calamita	CON	Present

2.1 - 2.2 2.3 2.4 2.5 2.6 2.7 2.8 2.9

2.6 Main pressures

a) Pressure	b) Ranking	c) Pollution qualifier
K01.03 - Drying out	H	!
A07 - use of biocides, hormones and chemicals	M	!
D01.01 - paths, tracks, cycling tracks	M	!
D01.02 - roads, motorways	M	!
H01.05 - diffuse pollution to surface waters due to agricultural and	M	!
J02.01.03 - infilling of ditches, dykes, ponds, pools, marshes or pits	M	!
J02.05.02 - modifying structures of inland water courses	M	!
J02.07 - Water abstractions from groundwater	M	!
K02.01 - species composition change (succession)	M	!
*		!

Datensatz: 1 von 9 | Kein Filter | Suchen

2.6.1 Method used - pressures: 1 - based only on expert judgements

Notes report | Validate Report | Validate Region | Close

Quelle: UMWELTBUNDESAMT 2015

Abbildung 1:
Screenshot der
Auswahlmaske des
Artikel-17-Berichts-
formulars für die
jeweiligen
Gefährdungsfaktoren
(„Pressures“ in der
Nomenklatur des
Berichtsformulars) und
das „Ranking“ der
Bedeutung des
Gefährdungsfaktors für
das jeweilige Schutzgut,
im gegenständlichen
Fall für die Kreuzkröte
(Bufo calamita) in der
kontinentalen Region
in Österreich.

Für diese Analyse wurden nur die Angaben zu den aktuell wirkenden Gefährdungsfaktoren („Pressures“ im Sinne des Artikel-17-Berichtsformulars, siehe Annex) verwendet. In der Analyse zu berücksichtigen war dabei die hierarchische Struktur der vorgelegten Gefährdungsfaktorenliste: Faktoren einer niedrigen Hierarchieebene mussten für die Analyse auf einer höheren Ebene den Faktoren der höheren Hierarchieebene zugerechnet werden. Wenn beispielsweise bei einer bestimmten Art A der Faktor „A04.01.01 Intensive cattle grazing“ ausgewählt wor-

den war, bei Art B der Faktor „A04.01 Intensive grazing“ und bei Art C der Faktor „A04 Grazing“, dann mussten alle drei Zuordnungen bei einer Analyse über die höchste Ebene mitgezählt werden, gleichzeitig mussten aber Doppelzählungen vermieden werden. Zur Vereinfachung wurden dabei nur die obersten beiden Hierarchieebenen berücksichtigt und die Gefährdungsfaktoren der dritten Ebene den jeweils einschließenden Gefährdungsfaktoren der zweiten Ebene zugeordnet (siehe Annex).

In einer ersten Analyse (siehe Tabelle 1, Tabelle 2) wurde die Anzahl der Arten in der alpinen und in der kontinentalen Region berechnet, für die der Gefährdungsfaktor als relevant eingeschätzt wurde: Diese Werte wurden zunächst ohne Berücksichtigung der Wirkungsintensität des Gefährdungsfaktors summiert. Die Anzahl der in den beiden Regionen betroffenen Arten wurde in Rangwerte (Funktion „Rang.Gleich()“ in Microsoft Excel) umgerechnet. Bei mehreren Werten mit derselben Zahl wurde dabei der oberste Rang verwendet.

In einer zweiten Analyse wurde zusätzlich die Bedeutung der Gefährdungsfaktoren berücksichtigt (siehe Tabelle 1, Tabelle 2) und dafür wurden die Bedeutungsstufen in Zahlenwerte umgerechnet: hoch = 3, mittel = 2, niedrig = 1. Wenn bei einer Analyse auf Hierarchieebene 1 mehrere Gefährdungsfaktoren niedriger Ebenen dem jeweiligen Faktor zugeordnet waren, dann wurde mit dem jeweiligen Maximum der Bedeutung der inkludierten Gefährdungsfaktoren gerechnet. Wenn also beispielsweise unterhalb des übergeordneten Gefährdungsfaktors „Änderungen der Anbauweise“ („Modification of cultivation practices“) der untergeordnete Gefährdungsfaktor „Landnutzungsintensivierung“ („Agricultural intensification“) für eine bestimmte Art in der alpinen oder kontinentalen Region mit der Bedeutung „hoch“ eingestuft wurde, dann wurde der maximale Bedeutungswert „3“ für den übergeordneten Gefährdungsfaktor und die jeweilige Art gewertet. Über alle Arten, für die die jeweilige Gefährdungsfaktor-Überkategorie zutraf, wurde dieser Wert dann summiert.

Es wurden einerseits nach Bedeutung gewichtete und andererseits ungewichtete Analysen für alle Arten und für alle Lebensraumtypen und für Gefährdungsfaktoren der ersten und der zweiten Ebene berechnet (siehe Tabelle 1). In einem zweiten Schritt wurden die vier erhaltenen Rangzahlen der ersten Ebene der Gefährdungsfaktoren und die vier Rangzahlen der zweiten Ebene in Rangmittelwertzahlen aggregiert (siehe Tabelle 2 und Tabelle 3). In die Analyse gingen 206 Arten und 63 Biotypen der FFH-Anhänge ein.

*Tabelle 1: Überblick über die 8 berechneten Analysen
zur Bedeutung von Gefährdungsfaktoren für Arten und Lebensraumtypen.*

Analysen-Nr.	Hierarchieebene des Gefährdungsfaktors	Schutzgut	Berücksichtigung der Bedeutung des Gefährdungsfaktors	Ergebnis siehe
1	1	Arten	Nein	Tabelle 2
2	1	Arten	Ja	Tabelle 2
3	1	Lebensraumtypen	Nein	Tabelle 2
4	1	Lebensraumtypen	Ja	Tabelle 2
5	2	Arten	Nein	Tabelle 3
6	2	Arten	Ja	Tabelle 3
7	2	Lebensraumtypen	Nein	Tabelle 3
8	2	Lebensraumtypen	Ja	Tabelle 3

1.5 Ergebnisse

Hydrologie

Als Haupt-Gefährdungsfaktor für Arten wiesen die Analysen auf der höheren Ebene 1 den Faktor „Änderung in den hydraulischen Bedingungen“ aus (J02 – „Human-induced changes in hydraulic conditions“, siehe Tabelle 2). In der alpinen Region waren 73 von insgesamt 180 Taxa von diesem Faktor betroffen, in der kontinentalen Region 85 von insgesamt 178 Taxa (siehe Anhang 1). Wichtigster Gefährdungsfaktor innerhalb dieser Hauptrubrik war auf Ebene 2 (siehe Tabelle 3) der Faktor „Hydrographische Veränderung“ (J02.05 – „modification of hydrographic functioning, general“), gefolgt vom Gefährdungsfaktor „Trockenlegung“ (J02.01 – „landfill, land reclamation and drying out, general“). Auch hinsichtlich der betroffenen Lebensraumtypen (gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie) stehen Änderungen der hydrologischen Bedingungen an erster Stelle der Tabelle (Ebene 1, siehe Tabelle 2). Innerhalb der Faktoren der Hierarchieebene 2 sind hydrologische Änderungen ebenfalls der Gefährdungsfaktor mit dem höchsten Rangmittel (siehe Tabelle 3).

Tabelle 2: Rangzahlen der Gefährdungsfaktoren der Hierarchieebene 1 für Arten und Lebensräume der FFH-Richtlinie; je kleiner die Rangzahl, desto wichtiger ist der jeweilige Gefährdungsfaktor für die Arten und Lebensraumtypen. Gemäß der Anzahl der Arten/Lebensraumtypen, die vom Faktor betroffen sind, wurden die Gefährdungsfaktoren in eine Rangfolge gebracht; diese Rangzahlen (einmal ohne und einmal mit Gewichtungsfaktor berechnet) sind hier dargestellt. In der letzten Spalte wird der Mittelwert dieser Ränge berechnet, bei mehreren Werten mit derselben Zahl wird dabei der oberste Rang verwendet.

Gefährdungsfaktoren der Hierarchieebene 1		Ränge				
Code	Bezeichnung	Arten		Lebensraumtypen		Rangmittelwert
		ungewichtet	gewichtet	ungewichtet	gewichtet	
J02	Human-induced changes in hydraulic conditions	1	1	1	1	1,0
B02	Forest and Plantation management & use	3	2	4	3	3,0
A04	Grazing	9	8	2	4	5,8
K02	Biocenotic evolution, succession	14	9	3	2	7,0
A03	Mowing/cutting of grassland	8	5	11	8	8,0
A02	Modification of cultivation practices	4	4	13	12	8,3
D01	Roads, paths and railroads	6	9	10	10	8,8
G01	Outdoor sports and leisure activities, recreational activities	10	12	8	11	10,3
H04	Air pollution, air-borne pollutants	17	14	4	6	10,3
B01	Forest planting on open ground	10	15	8	9	10,5
I01	Invasive non-native species	19	16	7	4	11,5
H01	Pollution to surface waters (limnic & terrestrial, marine & brackish)	5	6	18	18	11,8
F03	Hunting and collection of wild animals (terrestrial)	16	17	12	12	14,3
A08	Fertilisation	13	13	15	17	14,5
C01	Mining and quarrying	24	31	6	6	16,8

Gefährdungsfaktoren der Ebene 1		Ränge				
Code	Bezeichnung	Arten		Lebensraumtypen		Rangmittelwert
		ungewichtet	gewichtet	ungewichtet	gewichtet	
E01	Urbanised areas, human habitation	18	20	14	15	16,8
A07	Use of biocides, hormones and chemicals	2	3	35	35	18,8
A10	Restructuring agricultural land holding	15	18	25	23	20,3
J03	Other ecosystem modifications	7	7	35	35	21,0
G02	Sport and leisure structures	31	24	17	15	21,8
B07	Forestry activities not referred to above	27	26	20	20	23,3
E06	Other urbanisation, industrial and similar activities	12	11	35	35	23,3
G05	Other human intrusions and disturbances	27	24	20	23	23,5
B03	Forest exploitation without replanting or natural regrowth	20	19	27	29	23,8

Forstwirtschaft

An zweiter Stelle der Ebene-1-Gefährdungsfaktoren steht das forstwirtschaftliche Management (B02 – „Forest and Plantation management & use“; siehe Tabelle 2); innerhalb dieser übergeordneten Kategorie sind vor allem die Ebene-2-Faktoren Totholzmanagement (B02.04 – „removal of dead and dying trees“), Aufforstung (B02.01 – „forest replanting“) und Kahlhieb (B02.02 – „forestry clearance“) von hoher Relevanz (siehe Tabelle 3). Die Ergebnisse gewichteter und ungewichteter Berechnung unterschieden sich dabei nur geringfügig; für Arten und Lebensräume divergierte die Relevanz dieser Gefährdungsfaktoren dagegen in stärkerem Maße (siehe Tabelle 3).

Landwirtschaftliche Extensivierung und Intensivierung

An nächster Stelle auf der Liste der Gefährdungsfaktoren stehen Beweidung, Sukzession, Mahd und Landnutzungsänderungen (siehe Tabelle 2). Nach den Faktoren der Ebene 2 zu urteilen, ist hier Extensivierung durch Beweidungs- und Mahdaufgabe (A03.03 – „abandonment/lack of mowing“) schwerer wiegend als Intensivierung der Agrarnutzung (A02.01 – „agricultural intensification“) oder spezifische Intensivierung der Mahd (A03.01 – „intensive mowing“) und Weidewirtschaft (A04.01 – „intensive grazing“). Insgesamt gesehen rangieren Faktoren geänderter Landnutzungsintensität an sehr prominenten Stellen beider Tabellen (siehe Tabelle 2 und Tabelle 3) und betreffen zusammengekommen einen großen Teil der Arten und Lebensraumtypen der FFH-Anhänge.

Lebensraum-Fragmentierung

Der nächste Gefährdungsfaktor ist die Landschaftsfragmentierung durch Straßen, Wege und Eisenbahnlinien (D01 – „Roads, paths and railroads“) mit einem Rangmittelwert von 8,8 (siehe Tabelle 2).

Tabelle 3: Rangzahlen der Gefährdungsfaktoren der Hierarchieebene 2 für Arten und Lebensräume der FFH-Richtlinie; je kleiner die Rangzahl, desto wichtiger ist der jeweilige Gefährdungsfaktor für die Arten und Lebensraumtypen. Gemäß der Anzahl der Arten/Lebensraumtypen, die vom Faktor betroffen sind, wurden die Gefährdungsfaktoren in eine Rangfolge gebracht; diese Rangzahlen (einmal ohne und einmal mit Gewichtungsfaktor berechnet) sind hier dargestellt. In der letzten Spalte wird der Mittelwert dieser Ränge berechnet, bei mehreren Werten mit derselben Zahl wird dabei der oberste Rang verwendet.

Gefährdungsfaktoren der Hierarchieebene 2		Ränge				
		Arten		Lebensraumtypen		Rangmittelwert
		ungewichtet	gewichtet	ungewichtet	gewichtet	
Code	Bezeichnung					
J02.05	Modification of hydrographic functioning, general	1	1	2	3	1,8
A03.03	Abandonment/lack of mowing	9	4	4	4	5,3
B02.04	Removal of dead and dying trees	10	8	2	1	5,3
A04.03	Abandonment of pastoral systems, lack of grazing	11	7	5	5	7,0
K02.01	Species composition change (succession)	13	5	6	6	7,5
J02.01	Landfill, land reclamation and drying out, general	2	2	15	17	9,0
B02.01	Forest replanting	16	19	1	2	9,5
A02.01	Agricultural intensification	3	3	21	17	11,0
B02.02	Forestry clearance	18	14	10	10	13,0
J02.07	Water abstractions from groundwater	12	13	18	17	15,0
H04.02	Nitrogen-input	24	20	9	12	16,3
A03.01	Intensive mowing or intensification	20	17	15	14	16,5
A04.01	Intensive grazing	21	28	8	9	16,5
G01.04	Mountaineering, rock climbing, speleology	15	15	18	24	18,0
D01.01	Paths, tracks, cycling tracks	7	11	26	29	18,3
J02.03	Canalisation & water deviation	24	24	12	13	18,3
G02.02	Skiing complex	33	26	12	8	19,8
J03.02	Anthropogenic reduction of habitat connectivity	4	5	38	38	21,3
D01.02	Roads, motorways	6	10	38	38	23,0
E06.02	Reconstruction, renovation of buildings	8	8	38	38	23,0
H01.05	Diffuse pollution to surface waters due to agricultural and forestry activities	5	12	38	38	23,3
B01.01	Forest planting on open ground (native trees)	22	22	26	29	24,8

Gesamtbetrachtung

Die Korrelation zwischen ungewichteten und gewichteten Rangzahlen ist für Arten und Lebensraumtypen auf beiden Hierarchieebenen sehr hoch (siehe Tabelle 4) und liegt durchwegs oberhalb von 97 %. Demgegenüber liegt die Korrelation zwischen Arten und Lebensraumtypen für Gefährdungsfaktoren der Ebene 1 bei 49 %, für Gefährdungsfaktoren der Ebene 2 nur bei 35 %. Diese mäßige Diskrepanz zwischen Arten und Lebensraumtypen spiegelt sich in den Rangwerten für manche Gefährdungsindikatoren wider. Auf Ebene 1 ist der Gefährdungsfaktor Sukzession (K02 – „Biocenotic evolution, succession“) der zweitwichtigste Faktor für die Lebensraumtypen (gewichtet), steht aber nur an neunter Stelle für die Arten. Luftverschmutzung (H04 – „Air pollution, air-borne pollutants“), invasive Arten (I01 – „Invasive non-native species“) und Mineralabbau (C01 – „Mining and quarrying“) werden für Lebensraumtypen ebenfalls als größere Gefahr angesehen als für einzelne Arten (siehe Tabelle 2). Dagegen ist die Verschmutzung der Oberflächengewässer (H01 – „Pollution to surface waters“) ein besonders wichtiger Gefährdungsfaktor für Arten, weniger für die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie.

Auf der zweiten Ebene der Gefährdungsfaktoren sind die Ränge des Hauptgefährdungsfaktors Hydrographische Änderungen (J02.05 – „Modification of hydrographic functioning, general“) bei Arten und Lebensraumtypen sehr ähnlich. Die Faktoren Totholzentnahme (B02.04 – „Removal of dead and dying trees“), Anpflanzungen (B02.01 – „Forest replanting“), sowie Intensivbeweidung (A04.01 – „Intensive grazing“) erschienen jedoch den Artikel-17-EinstufungsexpertInnen für die Lebensraumtypen bedeutsamer als für die Arten. Dagegen sind Trockenlegung (J02.01 – „Landfill, land reclamation and drying out, general“), Agrar-Intensivierung (A02.01 – „Agricultural intensification“) sowie Fragmentierung (J03.02 – „Anthropogenic reduction of habitat connectivity“) für Arten wichtiger als für die Lebensraumtypen.

1.6 Diskussion

Seit vielen Jahren werden bestimmte Gefährdungsursachen als hauptverantwortlich für die Artgefährdung und das Artensterben diskutiert. Mitunter werden in diesem Zusammenhang land- und forstwirtschaftliche Nutzungsarten als Ursachen genannt; eine formale Analyse, welche Faktoren in Österreich aber tatsächlich für die meisten Arten und Lebensräume als bedrohlich eingeschätzt werden, war bisher nicht dokumentiert. Viele der bisherigen Ansichten zu den Ursachen der Gefährdung von Arten und Lebensräume beruhten somit eher auf Folklore und auf generalisierten Einzelbeobachtungen als auf nachvollziehbaren quantifizierenden Befunden. Mit der vorliegenden Auswertung sollte diese Lücke geschlossen werden. Ohne Kenntnis der Ursachen von Art- und Lebensraumgefährdung sind landesweite übergreifende Arten- und Biotopschutzstrategien kaum zielführend und nur wenig sinnvoll. Jede Naturschutzmaßnahme muss berücksichtigen, welche übergeordneten Gefährdungsfaktoren wirksam sind. Neben der individuellen Analyse des Faktorengeflechts, das für jede einzelne Art von Bedeutung ist, ist es entscheidend, Gefährdungsfaktoren herauszuarbeiten, die auf eine große Zahl von Arten und Lebensraumtypen wirken.

Tabelle 4: Korrelationskoeffizienten der Rangzahlen.

Korrelationskoeffizienten der Rangzahlen zwischen gewichteten und ungewichteten Werten		
Ebene	Schutzgut	Korrelationskoeffizient r
1	Arten	0,976
1	Lebensraumtypen	0,983
2	Arten	0,974
2	Lebensraumtypen	0,985
Korrelationskoeffizienten der Rangzahlen zwischen Arten und Lebensraumtypen		
Ebene		Korrelationskoeffizient r
1		0,491
2		0,353

Als kleine Überraschung musste die herausragende Bedeutung der **hydrologischen Veränderungen** im Spektrum der Gefährdungsursachen empfunden werden. Dass die Hydrodynamik für die Arten und Lebensräume an Donau, March, vielen Alpenflüssen und Seewinkel einen entscheidenden Ökofaktor darstellt, ist freilich bereits des Öfteren dokumentiert worden (UMWELTBUNDESAMT et al. 1994, EGGER et al. 2009). Die natürlichen landschaftsformenden hydrographischen Prozesse Anlandung und Erosion sind durch die Stauhaltungen an der Donau nahezu über die ganze Fließstrecke zum Erliegen gekommen; natürliche Uferstrukturen, Pionierstandorte, überflutungsabhängige Arten und dynamische, von Pegelschwankungen abhängige Lebensräume sind mittlerweile nahezu ausnahmslos auf den Nationalpark Donau-Auen beschränkt. Auch dort werden diese Lebensräume derzeit erst wiederhergestellt. Auflandung und Verlandung haben viele österreichische Augewässer ihrer natürlichen Dynamik beraubt. An naturnahen Alpenflusssystemen mit intakter Erosions- und Geschiebedynamik und ursprünglichen hydrologischen Verhältnissen ist nur noch ein größerer Abschnitt des Lechs zu nennen. An den meisten anderen Flüssen sind Umlagerungsstrecken, Sand- und Schotterbänke nur noch vereinzelt anzutreffen; sie bilden kein System mehr, das je nach Pegelstand unterschiedlichen Arten Lebensraum bietet.

Im Seewinkel hat der Bau des Einserkanals Anfang des 20. Jahrhunderts eine Austrocknungs- und Aussüßungstendenz in Gang gesetzt, welche den typischen Arten dieser Salzlackenlebensräume seither den Lebensraum nimmt. Im Lichte dieser Entwicklungen wird verständlich, dass dieser Gefährdungsfaktor die Tabellenspitzen beider Auswertungstabellen besetzt (siehe Tabelle 2 und Tabelle 3). Eine Abmilderung des Einflusses ist nur im Bereich der Nationalparke zu erwarten; an bislang unverbauten Strecken der österreichischen Fließgewässer fängt die Umgestaltung der natürlichen hydrodynamischen Verhältnisse im Zuge der Erschließung der Wasserkraft als erneuerbarer Energiequelle derzeit erst an. Im Lichte der vorliegenden Analyse ist bei der Erschließung derzeit noch ungenutzter Wasserkraftpotenziale zweifellos besondere Vorsicht geboten.

Seit langem diskutiert werden dagegen Gefährdungsfaktoren der **Landnutzungsintensivierung und Landnutzungsextensivierung**. VAN BUSKIRK & WILLI (2004, 2005) finden gemäß ihrer Metaanalyse eine Nutzungsreduktion in Agrarlandschaften durch Brachenprogramme generell biodiversitätsfördernd; KLEIJN & BÁLDI (2005) halten dagegen, dass das Ausgangsniveau agrikultureller Nutzung in entscheidendem Maße beeinflusst, ob sich Extensivierung positiv oder negativ auswirkt. In schwach und extensiv genutzten Landschaften kann die Nutzungs-

aufgabe zu großen Naturschutzproblemen führen. Viele der seltenen und gefährdeten Offenland-Arten benötigen eine bestimmte Dosis der Störung, sie vertragen weder extreme Intensivagrikultur noch Verwaldung.

In der vorliegenden Analyse wurde die Nutzungsaufgabe als noch bedeutenderer Gefährdungsfaktor gegenüber der Nutzungsintensivierung identifiziert. Betrachtet man dagegen ausschließlich die Arten, dann ist Intensivierung der wichtigere Gefährdungsfaktor. Zusammengefasst aber betreffen Änderungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis (in beide Richtungen) die meisten Schutzgüter der FFH-Richtlinie. In Tabelle 2 nehmen solche Faktoren, die in Zusammenhang mit Bewirtschaftungsaufgabe oder Bewirtschaftungsänderung stehen, die Rangplätze 3, 4, 5 und 6 ein. Das steht in Einklang mit der Erfahrung, dass sich die landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraxis in großen Teilen Österreichs seit den 1950er-Jahren grundlegend gewandelt hat, von einer kleinteiligen diversen Extensivbewirtschaftung hin zu einer Intensivbewirtschaftung auf besseren Standorten und gänzlicher Nutzungsaufgabe auf schlechteren Böden. Insbesondere die extensive Weidenutzung der Trockenrasen (WAITZBAUER 1990) und Feuchtwiesen (UMWELTBUNDESAMT 1993) des Wiener Beckens wurde praktisch völlig aufgegeben. Die vielen wertvollen Trockenrasen Ostösterreichs (HOLZNER 1986) sind heute entweder von Verbuschung bedroht oder Gegenstand von Naturschutz-Weidemanagement, wobei aber die gegenwärtige Intensität dieses Managements offenbar die grundsätzliche Bedrohung allenfalls vermindern, aber nicht aufheben konnte. Da alle hier einzuordnenden Schutzgüter die menschliche Bewirtschaftungstätigkeit in unterschiedlichem, aber meist extensivem Ausmaß brauchen, wäre ein rein konservierender Naturschutz, der menschlichen Einfluss gänzlich ausschließt, für die betroffenen Schutzgüter nicht zielführend.

Ein weiteres Feld von Gefährdungsfaktoren ist **forstwirtschaftliche Nutzung**; hier ist vor allem die Totholzbewirtschaftung ein Gefährdungsfaktor für Lebensräume, aber auch für Arten. Die Zerfallsphase eines Waldes kann sich in bewirtschafteten Forsten nicht ausbilden, was Arten, die totes Holz als Ressource, Lebensraum oder Überwinterungsquartier benötigen, mit fragmentierten Beständen, negativen Bestandstrends, Reliktvorkommen und Aussterbensgefahr quittieren. Aber auch andere Gefährdungsfaktoren im Umkreis der Forstwirtschaft sind auf der Rangliste der Gefährdungsfaktoren auf hohen Rängen zu finden.

Wenig überraschend ist ferner die prominente Position des Gefährdungsfaktors Trassen (Code D01 – „Roads, paths and railroads“) in Tabelle 2 und die damit assoziierte hohe Bedeutung des Faktors Konnektivitätsreduktion (Code J03.02 – „Anthropogenic reduction of habitat connectivity“) für Arten in Tabelle 3. Die zunehmende Isolierung von Lebensräumen durch Verkehrsbauten hat die Durchlässigkeit der Landschaft insgesamt reduziert. Auf diese Weise können geeignete Lebensrauminseln nicht mehr wiederbesiedelt werden. Im Zuge des Klimawandels sind viele Arten zur Migration gezwungen; ihr Überleben ist aber nur gewährleistet, wenn sie den veränderten Klimabedingungen auch folgen können. Die **Fragmentation der Landschaft** verhindert solche Wanderungsbewegungen und erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass lokales Aussterben durch Wetterextreme nicht mehr durch Neubesiedlung und Zuwanderung kompensiert werden kann.

In Tabelle 3 sind Spitzenplätze (mit niedrigen Rangmittelwertzahlen) ausnahmslos den geschilderten vier Faktorenkomplexen Hydrologie, Landbewirtschaftungsintensität, Forstbewirtschaftung und Landschaftsfragmentierung zuzuordnen. Trends bei diesen Faktorenkomplexen sind für die weitere Prognose der Biodiversitätsentwicklung in Österreich von prominenter Bedeutung. Eine genaue Beobachtung dieser Trends erscheint nötig. Eine Trendwende ins Positive bei allen vier Faktoren würde den Erhaltungszustand von vielen Arten und Lebensraumtypen begünstigen, die Aussterbensgefahr für viele Arten abwenden und den Gesamtzustand des österreichische Naturschutzes entscheidend verbessern.

2 FRÜHERE, AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE TRENDS BEI BIOTOPTYPEN

*Klaus Peter Zulka, Stefan Schindler, Johannes Peterseil,
Franz Essl, Thomas Ellmauer, Maria Stejskal-Tiefenbach*

2.1 Summary

In this chapter, trends in area (and partly also quality) of Austrian habitat types were analysed. For this purpose, former trends (1950 to 2000), current trends (2001 to 2012) and future trends (2015 to 2050) were distinguished. Existing data for Austria were compiled, mapped onto the unified EUNIS habitat type system, and searched for over-arching patterns in this common picture. Consistently negative trends were found for nearly all types of extensively used grassland. For these habitat types, former area and quality loss have been observed, current losses are documented and future losses can be expected to the driving economic forces impinging upon them. A similar picture emerged for bogs and fens; in these cases, climate change plays a major role in the future. Inconsistent and divergent patterns were observed for woodland habitat types, where conflicting driving forces have acted and continue to act in the future. A consistently negative trend can be expected for habitat types of arable land. The cover of built-up area and settlement habitat types is expected to further increase in the future. Generally, many small-scale habitat types show a negative trend, which leads to further overall loss of habitat type diversity and associated landscape heterogeneity.

2.2 Zusammenfassung

Bei der Analyse der Trends in der Fläche (und teilweise auch Qualität) von österreichischen Biotoptypen wurden frühere Trends (1950 bis 2000), aktuelle Trends (2001 bis 2012) und zukünftige Trends (2015 bis 2050) unterschieden. Das Ziel bestand darin, Trendmuster aus verschiedenen Quellen und für verschiedene Biotoptypensysteme abzuleiten. Dafür wurden die Informationen gesammelt und einheitlich dargestellt. Konsistent negative Trends fanden sich für praktisch alle Biotoptypen von extensiv genutztem Grünland. Für diese Typen sind frühere Flächen- und Qualitätsverluste beobachtet und dokumentiert worden, aktuelle Flächenverluste ausgewiesen und aufgrund der ökonomisch vorherrschenden Triebkräfte auch zukünftig zu erwarten. Ein ähnliches Bild zeigt sich für Moor-Biotoptypen, hier wird allerdings der Klimawandel in Zukunft eine beherrschende Rolle spielen. Unterschiedliche und divergierende Muster zeigten sich bei den Waldbiotoptypen, wo verschiedene Triebkräfte wirkten und auch in Zukunft wirken werden. Ein einheitlich negativer Trend ist bei Agrarbiotoptypen zu erwarten. Siedlungsbioptypen werden an Fläche weiter zunehmen. Allgemein ist zu beobachten, dass viele kleinräumige Biotoptypen einen deutlich negativen Trend zeigen, was in der Folge zu weiterem Gesamtverlust an Biotoptypendiversität und damit einhergehender Landschaftsheterogenität führt.

2.3 Einleitung

Ein wichtiger Statusindikator in unserem Projekt sind die Trends der österreichischen Biotoptypen. Die Gefährdungsfaktoren (siehe Kapitel 1) wirken einerseits direkt auf die Biotoptypen und verursachen Änderungen in deren Flächengröße, andererseits wird die Wirkung auf die Arten ebenfalls oft über die Biotoptypen vermittelt. Mehr noch als einzelne Arten spiegeln die Biotoptypen bestimmte Umweltbelastungen und Gefährdungsfaktoren systematisch wider. Ferner sind von Änderungen der Biotopqualität und vom Verlust an Biotopfläche alle an diesen Biotoptyp gebundenen Arten unmittelbar betroffen. Es ist also von zentralem Interesse, die Trends der Biotoptypen näher zu analysieren.

Im Bericht über das Österreichische Biodiversitätsmonitoring-Programm MoBi (FIALA et al. 2013) werden Trends für extensiv und intensiv bewirtschaftetes Grünland angegeben. In diese beiden Kategorien fallen aber verschiedene Biotoptypen. Projektionen, wie sich bestimmte treibende Kräfte wie der Klimawandel auswirken werden, sind nur für Moorbiotoptypen modelliert worden (ESSL et al. 2012). Ein umfassendes quantitatives Monitoring aller Biotoptypenflächen (zum Beispiel über Luftbilder und Ground Truthing) ist derzeit nicht verfügbar.

In diesem Arbeitspaket wird daher versucht, aus den Rote Listen gefährdeter Biotoptypen (UMWELTBUNDESAMT 2002a, 2004, 2005, 2008) den **früheren Trend** (1950 bis etwa 2000) der Biotoptypen zu erschließen. Aus dem vom UMWELTBUNDESAMT (2013a) publizierten Bericht gemäß Artikel 17 der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie wurden die **aktuellen Trends** entnommen. Der **zukünftige Trend** wird teils aus Klimasimulationen abgeleitet (ESSL et al. 2012); wo diese nicht verfügbar sind, werden die bisherigen Trends extrapoliert, es sei denn, es bestehen Anhaltspunkte dafür, dass diese Trends gebrochen wurden und andere Triebkräfte inzwischen das Regiment übernommen haben oder in naher Zukunft übernehmen werden.

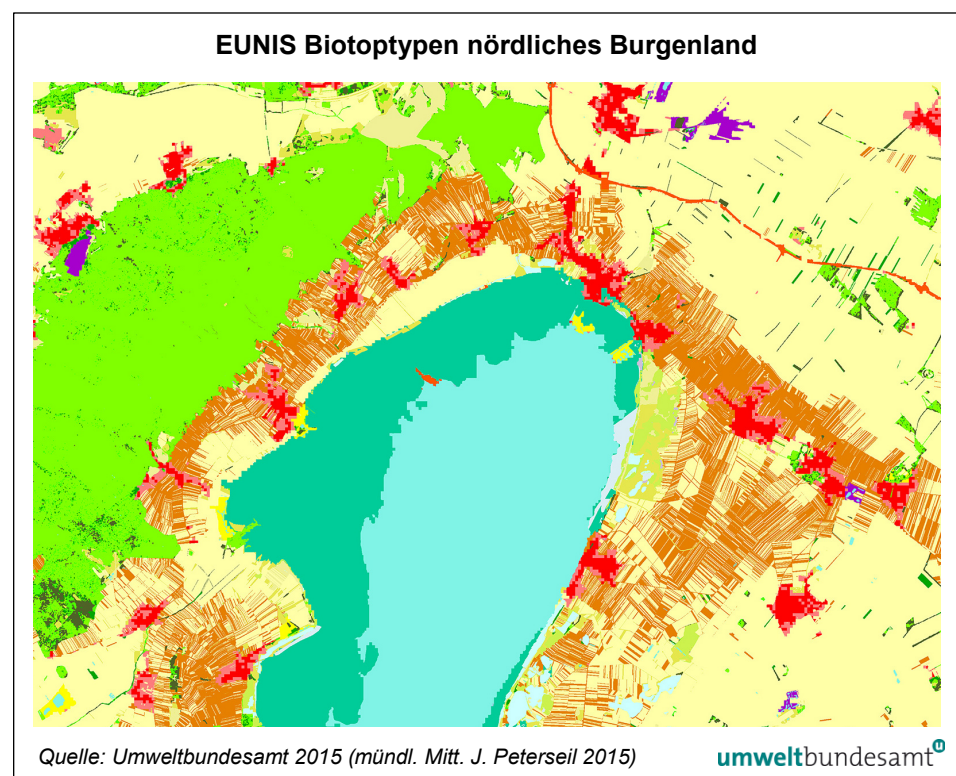
2.4 Methoden

2.4.1 Biotoptypenzuordnung

Während Arten biologisch konstituierte Einheiten sind, die sich – abgesehen von wenigen Zweifelsfällen – auch unter verschiedenen Artkonzepten (TEMPLETON 1981, MAYR 1982, PATERSON 1985) in der großen Mehrzahl der Fälle als abgeschlossene Einheiten erkennen lassen, sind Biotoptypen aus menschlicher Perspektive abgegrenzte Einheiten. Im Idealfall fangen diese Abgrenzungen die Artengemeinschaften in sinnvoller Weise ein; beispielsweise ist mit der Charakterisierung „Buchenwald“ eine feststehende Zönose an Tier- und Pflanzenarten verbunden. Dabei sind aber verschiedene Abgrenzungen auf verschiedenen hierarchischen Ebenen möglich. Eine besondere Komplikation von Biotoptypenstudien liegt folglich darin begründet, dass mehrere Biotoptypensysteme nebeneinander existieren, die für sich genommen alle ihre Bedeutung und ihre Daseinsberechtigung haben, aber den Zugang mit Komplexität befrachten. Für integrierende Studien sind deswegen zunächst Umrechnungs- und Relationen-Tabellen erforderlich. Die Rote Liste Biotoptypen (UMWELTBUNDESAMT 2002a, 2004, 2005, 2008) verwendet einen eigenen Biotoptypenkatalog, der 701 Biotoptypen auf ver-

schiedenen hierarchischen Ebenen unterscheidet. Parallel dazu existiert das Biotoptypensystem, das für den Anhang I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie Verwendung fand. Am aussichtsreichsten für eine vereinheitlichte Bewertung erschien allerdings das EUNIS-Biotoptypensystem der Europäischen Umweltagentur EEA (DAVIES et al. 2004; EUNIS ist dabei das Akronym für European Nature Information System, vgl. EEA 2014). Es ist mit nur 114 Biotoptypen in Österreich bedeutend weniger komplex und weniger stark aus pflanzensoziologischer Perspektive betrachtet als die anderen Systeme, was die Einordnung zoologischer Daten einfacher macht. Insbesondere existiert für dieses Biotoptypensystem seit 2014 eine Karte für ganz Österreich. Diese wurde aus allen verfügbaren Informationen kompiliert, ist allerdings mit Unsicherheiten in jenen Bundesländern behaftet, für die keine räumlich explizite Biotoptypenkartierung vorliegt. Das EUNIS-Biotoptypensystem ist hierarchisch strukturiert; in vielen Fällen konnten die jeweiligen Flächen nur einer hohen Ebene (beispielsweise „Laubwald“) grob zugeordnet werden (mündl. Mitt. J. Peterseil 2015). Nichtsdestotrotz offeriert dieses Biotoptypensystem explizite Zuweisungen und numerische Flächendaten für ganz Österreich; es ist daher zur Standardisierung der Trendbefunde am besten geeignet. Zur besseren Vergleichbarkeit und Übersichtlichkeit wurden alle Trendbetrachtungen (Vergangenheit, Gegenwart, Zukunft) auf dieses EUNIS-Biotoptypensystem (siehe Abbildung 2) bezogen.

Abbildung 2:
Ausschnitt aus der
österreichweiten
Biotopkarte.



Für die Trendanalysen mussten die verschiedenen Biotoptypensysteme aber zunächst miteinander in Beziehung gebracht werden und die jeweilige Relation zwischen einem Biotoptyp im Rote-Liste-System und im EUNIS-Biotoptypensystem musste explizit niedergelegt werden, wenn die Befunde auf ein einheitliches System von Biotoptypen bezogen werden sollen. Mit wenigen Ausnahmen umfasst die EUNIS-Biotoptypenebene auf niedrigster Hierarchieebene jeweils einen

oder mehrere Biotoptypen des Rote-Liste-Systems. In mathematischer Diktion ist die Zuordnung also in fast allen Fällen rechtseindeutig oder funktional, eine Ausnahme wäre allerdings die Zuordnung des Biotoptyps 2.2.2.2.1.1 (Süßwasser-Großröhricht an Stillgewässer und Landröhricht) im Rote-Liste-System (UMWELTBUNDESAMT 2005), dem zwei Entsprechungen, nämlich die Biotoptypen C3.2 und D5.1, im EUNIS-System gegenüberstehen. Demzufolge wurden alle Biotoptypen des Rote-Liste-Systems (UMWELTBUNDESAMT 2002a, 2004, 2005, 2008) einem bestimmten EUNIS-Biotoptyp zugeordnet; der Biotoptyp 2.2.2.2.1.1 wurde dem EUNIS-Typ C3.2 (Water-fringing reedbeds and tall helophytes other than canes) zugeschlagen.

Ein Zuordnung zwischen den Biotoptypen des Anhangs 1 der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und den EUNIS-Biotoptypen ist als Excel-Tabelle auf der Homepage der European Environment Agency (EEA 2014) verfügbar und wurde in die Biotoptypen-Arbeitsdatenbank importiert.

2.4.2 Trendzuordnung

Es wurde zwischen früheren, aktuellen und zukünftigen Trends unterschieden. Alle drei Trends stammen aus unterschiedlichen Quellen, werden aber der Übersichtlichkeit und Vergleichbarkeit halber auf dieselbe dekadische Skala (–10 bis +10) projiziert, die auch den Roten Listen gefährdeter Tiere zugrunde lag (UMWELTBUNDESAMT 2001, ZULKA & EDER 2007).

2.4.3 Ausweisung früherer Trends

Das Ziel besteht darin, die frühere Flächen- und Qualitätsentwicklung der jeweiligen Biotoptypen für ganz Österreich aus den Roten Listen gefährdeter Biotoptypen abzuleiten und in EUNIS-Typen darzustellen. Da die meisten EUNIS-Biotoptypen mehrere Rote-Liste Biotoptypen umfassen und die Flächenentwicklung und Qualitätsentwicklung auf der räumlichen Skala von 8 naturräumlichen Regionen (siehe Tabelle 5, vgl. UMWELTBUNDESAMT 2002b) eingestuft wurde, ist eine Zusammenfassung der Daten notwendig. Die Indikator-Kategorien 0 bis 4 sind in der Roten Liste der Biotoptypen zwar mit Zahlen bezeichnet, diese Zahlen repräsentieren aber keine Intervallskala; es ist daher nicht zulässig, diese Zahlen zu mitteln. Überdies erforderte ein Mittelwert die Gewichtung nach Flächengröße, numerische Flächengrößenangaben sind aber in den Roten Listen nicht enthalten. Es wurden daher für jeden EUNIS-Biotoptyp die Maxima und Minima für die Flächenverluste und die Qualitätsverluste angegeben. Die Tabelle illustriert somit die Bandbreite der Trends innerhalb des EUNIS-Biotoptyps.

Die Dezimalskala ermöglicht dabei eine unmittelbar anschauliche Interpretation der Flächenverluste (–9 entspricht 90 %igem Flächenverlust). Die positive Achse der Skala fehlt de facto, weil in den Roten Listen der Biotoptypen nur Flächenverluste, aber keine -gewinne ausgewiesen sind. Biotoptypen mit Flächengewinnen wurden in der Roten Liste entweder der Indikator-Kategorie 4 zugewiesen oder gar nicht eingestuft (siehe Tabelle 6). Analog wurde mit den Qualitätsverlusten verfahren (siehe Tabelle 6), allerdings sind die Qualitätsverluste der einzelnen Biotoptypen auf der Dezimalskala nicht quantitativ interpretierbar.

Tabelle 5:
Naturräumliche
Regionen.

Region	Erklärung
Nordalpen	Nördliches Alpengebiet mit Einschluss der Flyschzone
Zentralalpen	Zentrales Alpengebiet, Zentralalpen
Südalpen	Südliches Alpengebiet
Klagenfurter Becken	Kärntner Becken- und Tallandschaften
Nördliches Granit- und Gneishochland	Böhmische Masse
Nördliches Alpenvorland	Vorland nördlich der Alpen unter Ausschluss der Flyschzone
Pannonische Flach- und Hügelländer	Pannonische Flach- und Hügelländer Ostösterreichs
Südöstliches Alpenvorland	Grazer Bucht, Hügelländer im mittleren und südlichen Burgenland.

Tabelle 6:
Skalierung der
Flächenverlustzahlen.

Flächenverlust Stufe	Interpretation (UMWELTBUNDESAMT 2002b, p. 25)	Skala
0	vollständiger Flächenverlust	–10
1	sehr starker Rückgang von mehr als 90 % (Referenzzustand: in der Regel seit 1950 gerechnet, aber fallweise auch unter Berücksichtigung historischer Flächenverluste vor 1950)	–9
1–2		–8
2	Rückgang von 50–90 % der Ausgangsfläche (Referenzzustand wie oben)	–7
2–3		–5
3	erheblicher Rückgang, aber wahrscheinlich unter 50 % der Ausgangsfläche (Referenzzustand wie oben)	–3
3–4		–2
4	geringer Rückgang, gleichbleibend oder Zunahme (Referenzzustand wie oben)	0

Tabelle 7:
Skalierung der
Qualitätsverluststufen.

Qualitätsverlust Stufe	Interpretation (UMWELTBUNDESAMT 2002b, p. 26)	Skala
0	vollständige Vernichtung	–10
1	von vollständiger Vernichtung bedroht	–9
1–2		–8
2	qualitativ stark gefährdet	–7
2–3		–5
3	qualitativ gefährdet	–3
3–4		–2
4	qualitativ ungefährdet	0

2.4.4 Ausweisung aktueller Trends

Die aktuellen Trends (2001 bis 2012) wurden aus dem Bericht nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie (UMWELTBUNDESAMT 2013a) abgeleitet. Hierin wurden die Flächentrends („Coverage“) der Lebensraumtypen des Anhang I abgeschätzt (zunehmend, abnehmend, gleichbleibend oder unbekannt). Die Übersetzung auf eine Dezimalskala erfolgte gemäß Tabelle 8 (aktueller Trend). Wenn mehrere Biotoptypen unter dem jeweiligen EUNIS-Biotoptyp subsumiert waren, wurde der am ehesten charakteristische Wert verwendet. Wenn der Trend für alle zugeordneten Biotoptypen unbekannt war, wurde auch für den ausgewiesenen EUNIS-Biotoptyp „NA“ (Not Available) vergeben, wie auch in jenen Fällen, in denen überhaupt kein Biotoptyp der jeweiligen EUNIS-Biotoptypenkategorie zugeordnet war.

Angabe	Bedeutung	Skala
+	Zunehmend	3
–	Abnehmend	–3
0	Gleichbleibend	0
X	Unbekannt	NA

NA ... Daten nicht verfügbar

*Tabelle 8:
Aktuelle Trends
(UMWELTBUNDESAMT
et al. 2013) und
Übersetzung auf die
Dezimalskala.*

2.4.5 Ausweisung zukünftiger Trends

Zukünftigen Trends können nur aus Projektionen oder Szenarien abgeleitet werden. Die wirkenden Triebkräfte des globalen Wandels (z. B. ökonomische Gegebenheiten, Klimawandel) sind gut bekannt und können zu einer solchen Extrapolation verwendet werden. Tatsächlich sind die verfügbaren Studien zu solchen Abschätzungen aber rar (z. B. ESSL et al. 2012, TÖTZER et al. 2009) und informieren nur über einen Teil der Biotoptypen. Für in diesen Studien nicht behandelte Biotoptypen wurden deshalb für zukünftige Trends abgeschätzt, indem die existierenden Trends fortgeschrieben wurden. Wo Trendbrüche zu erwarten waren, wurden diese begründet und die Abschätzungen entsprechend angepasst. In jedem Fall wurde kurz argumentiert, wie die zukünftige Trenderwartung zu rechtfertigen sei. Alle Auswertungen beziehen sich nur auf die Fläche der Biotoptypen, nicht auf die Qualität.

Österreich verfügt derzeit über eine gesamtösterreichische Biotopzuordnung, basierend auf den EUNIS-Biotoptypen. Diese Biotoptypenzuordnung beruht im Kern auf den Biotopkartierungen der Bundesländer, dem Moorschutzkatalog (STEINER 1992), dem Trockenrasenkatalog (HOLZNER 1986) dem Aueninventar (LAZOWSKI et al. 2011), der Karte der Baumartenmischungen (BAUERHANSL et al. 2008), der INVEKOS-Datenbank (Herbstantrag 2012) und der OpenStreetMap. Die aktuellen Flächen der 114 in Österreich befindlichen EUNIS-Biotoptypen addieren sich zu 8.409.271 ha, das entspricht der Gesamtfläche Österreichs (8.387.899 ha) plus einem kleinen Areal, das durch die Korngröße der 10 x 10 m-Rasterfelder an den Staatsgrenzen bedingt ist. Die zukünftigen Trends sind wieder in der dekadischen Skala ausgewiesen (–10 bis +10), die für prozentuelle Verluste und Gewinne steht (–3 entspräche dabei 30 %igem Flächenverlust bis 2050). Angesichts der Unsicherheiten wurde die Skala allerdings vereinfacht (–9, –6, –3, –1,

0, 1, 3, 6, 9, vgl. Tabelle 10). Daraus errechnen sich prognostizierte Flächen für die einzelnen Biotoptypen im Jahr 2050; man kann also der aktuell verfügbaren Gesamtflächenbilanz die zugehörige wahrscheinliche zukünftige Flächenbilanz im Jahr 2050 zuordnen, die beobachtet wird, wenn die Trendvorhersagen eintreffen. Bei Unsicherheiten über die zukünftige Entwicklung von bestimmten Biotoptypen wurde nun die Trendkategorie so gewählt, dass die Gesamtfläche der Biotoptypen im Jahr 2050 wieder möglichst nahe bei der aktuell berechneten Gesamtfläche der Biotoptypen (8.409.271 ha) liegen sollte. Während also für die früheren Trends methodisch bedingt die Spannweite angegeben wird, wird für die zukünftigen Biotoptrends durch diese strenge Rahmenbedingung ein Middle-of-the-Road-Szenario prognostiziert. Diese Rahmenbedingung bedeutet auch, dass für alle EUNIS-Biotoptypen eine Trendstufe gewählt werden muss, auch wenn die Daten dafür defizitär erscheinen mögen.

2.5 Ergebnisse

Ein breites Spektrum unterschiedlicher Trends war seit 1950 bei **Gewässertypen** zu beobachten (siehe Tabelle 9). Während weit verbreitete Gewässertypen kaum Flächen- und Qualitätsverluste zeigten, erlitten weniger weit verbreitete nahezu Totalverluste. Die Uferlebensräume zeigten unterschiedliches Verhalten; konsistente Verluste waren bei Biotoptyp C3.5 – „Periodically inundated shores“ zu beobachten, die auch für die aktuelle Periode (siehe Tabelle 9) diagnostiziert wurden und angesichts von fortschreitender Nutzung der Wasserkraft auch in Zukunft (siehe Tabelle 10) andauern werden.

Tabelle 9: Frühere (1950 bis 2000) Flächen- und Qualitätstrends (Skala jeweils –10 bis 0, siehe Tabelle 6 und Tabelle 7) sowie aktuelle (2001 bis 2012) Flächentrends (Skala von –3 bis +3 siehe Tabelle 8) für die 114 in Österreich vorkommenden EUNIS-Biotoptypen (DAVIES et al. 2004).

EUNIS Biotoptypen		Frühere Trends				Flächentrend aktuell
		Fläche		Qualität		
Code	Name	von	bis	von	bis	
C1	Surface standing waters	−9	0	0	−7	NA
C1.3	Permanent eutrophic lakes, ponds and pools	−9	0	0	−7	NA
C1.4	Permanent dystrophic lakes, ponds and pools	−7	0	0	−5	0
C2	Surface running waters	−9	0	0	−7	NA
C2.1	Springs, spring brooks and geysers	−9	0	−3	−7	NA
C3	Littoral zone of inland surface waterbodies	−10	0	−2	−10	NA
C3.2	Water-fringing reedbeds and tall helophytes other than canes	−10	0	−2	−10	NA
C3.5	Periodically inundated shores with pioneer and ephemeral vegetation	−9	−3	−4	−7	−3
D1	Raised and blanket bogs	−7	−3	−3	−7	NA
D1.1	Raised bogs	−7	−3	−3	−5	0
D1.12	Damaged, inactive bogs	−7	−3	−3	−5	NA
D1.2	Blanket bogs					0

EUNIS Biotoptypen		Frühere Trends				Flächentrend aktuell
Code	Name	Fläche		Qualität		
		von	bis	von	bis	
D2	Valley mires, poor fens and transition mires	−8	0	0	−5	NA
D2.3	Transition mires and quaking bogs	−7	0	0	−5	−3
D4	Base-rich fens and calcareous spring mires	−10	0	0	−10	NA
D4.1	Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks					NA
D4.2	Basic mountain flushes and streamsides, with a rich arctic-montane flora	−10	0	0	−10	−3
D4.22	Alpine riverine [<i>Carex maritima</i>] ([<i>Carex incurva</i>]) swards	−3	−3	−3	−3	−3
D5	Sedge and reedbeds, normally without free-standing water	−7	0	−2	−5	NA
D5.1	Reedbeds normally without free-standing water					NA
D5.2	Beds of large sedges normally without free-standing water	−7	0	−2	−5	0
E1	Dry grasslands	−10	0	0	−10	NA
E1.1	Inland sand and rock with open vegetation	−5	0	0	−5	0
E1.12	Euro-Siberian pioneer calcareous sand swards	−9	−9	−7	−7	NA
E1.2	Perennial calcareous grassland and basic steppes	−10	−3	−4	−10	0
E1.22	Arid subcontinental steppic grassland ([<i>Festucion valesiaca</i>])	−5	0	0	−4	−3
E1.23	Meso-xerophile subcontinental meadow-steppes ([<i>Cirsio-Brachypodium</i>])	−7	−3	−4	−5	−3
E1.24	Central alpine arid grassland ([<i>Stipo-Poion</i>])					0
E1.26	Sub-Atlantic semi-dry calcareous grassland					0
E1.27	Sub-Atlantic very dry calcareous grassland	−5	−3	−3	−4	0
E1.29	[<i>Festuca pallens</i>] grassland					NA
E1.2B	Serpentine steppes	−7	−3	−3	−5	NA
E1.2C	Pannonic loess steppic grassland	−7	−7	−6	−6	0
E1.7	Closed non-Mediterranean dry acid and neutral grassland					-3
E1.76	Dry sub-continental acid steppic grasslands					NA
E1.831	Iberian montane [<i>Nardus stricta</i>] swards					NA
E1.9	Open non-Mediterranean dry acid and neutral grassland, including inland dune grassland	−5	−3	−3	−4	−3
E1.99	Pannonic inland dunes	−10	−9	−7	−10	−3
E1.D	Unmanaged xeric grassland					NA
E2	Mesic grasslands	−10	0	0	−10	NA
E2.1	Permanent mesotrophic pastures and aftermath-grazed meadows					NA
E2.2	Low and medium altitude hay meadows	−10	−3	−3	−10	−3
E2.3	Mountain hay meadows	−9	0	0	−7	−3
E2.6	Agriculturally-improved, re-seeded and heavily fertilised grassland, including sports fields and grass lawns	−7	0	0	−5	NA
E3	Seasonally wet and wet grasslands	−9	−3	−3	−7	NV
E3.4	Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland	−8	−3	−3	−5	0
E3.5	Moist or wet oligotrophic grassland	−9	−3	−3	−6	−3

EUNIS Biotoptypen		Frühere Trends				Flächentrend aktuell
Code	Name	Fläche		Qualität		
		von	bis	von	bis	
E4	Alpine and subalpine grasslands	−7	0	0	−3	NA
E4.3	Acid alpine and subalpine grassland	−2	0	0	−2	−3
E4.5	Alpine and subalpine enriched grassland	−2	0	0	−3	NA
E5.4	Moist or wet tall-herb and fern fringes and meadows	−7	0	0	−4	0
E5.5	Subalpine moist or wet tall-herb and fern stands	0	0	0	0	0
E6.2	Continental inland salt steppes	−7	−3	−3	−5	−3
E7	Sparsely wooded grasslands					NA
F2	Arctic, alpine and subalpine scrub	−3	0	0	−3	0
F2.2	Evergreen alpine and subalpine heath and scrub	−3	0	0	−3	0
F2.3	Subalpine deciduous scrub	−3	0	0	−3	NA
F2.4	Conifer scrub close to the tree limit	0	0	0	0	0
F3	Temperate and mediterranean-montane scrub	−7	0	0	−5	NA
F3.1	Temperate thickets and scrub	−7	−2	−3	−5	NA
F3.2	Submediterranean deciduous thickets and brushes					NA
F4.2	Dry heaths	−9	0	0	−7	NA
F8	Thermo-Atlantic xerophytic scrub					NA
F9	Riverine and fen scrubs	−10	0	0	−10	NA
F9.1	Riverine scrub	−10	0	0	−10	−3
FB	Shrub plantations	−10	0	0	−10	NA
FB.3	Shrub plantations for ornamental purposes or for fruit, other than vineyards	0	0	0	0	NA
FB.4	Vineyards	−10	0	0	−10	NA
G1	Broadleaved deciduous woodland	−9	0	0	−7	NA
G1.2	Mixed riparian floodplain and gallery woodland	−9	0	0	−7	0
G1.4	Broadleaved swamp woodland not on acid peat	−9	0	0	−7	0
G1.5	Broadleaved swamp woodland on acid peat	−5	0	−3	−5	+3
G1.6	[Fagus] woodland	−9	0	0	−5	+3
G1.7	Thermophilous deciduous woodland	−7	0	0	−7	+3
G1.8	Acidophilous [Quercus]-dominated woodland	−9	−3	−3	−5	NA
G1.A	Meso- and eutrophic [Quercus], [Carpinus], [Fraxinus], [Acer], [Tilia], [Ulmus] and related woodland	−9	0	0	−5	+3
G3	Coniferous woodland	−9	0	0	−5	NA
G3.1	[Abies] and [Picea] woodland	−9	0	0	−5	−3
G3.2	Alpine [Larix] – [Pinus cembra] woodland	−3	0	0	−3	+3
G3.3	[Pinus uncinata] woodland	0	0	−2	−2	0
G3.4	[Pinus sylvestris] woodland south of the taiga	−7	0	0	−5	NA
G3.5	[Pinus nigra] woodland	−3	0	0	−3	0
G3.D	Boreal bog conifer woodland	−9	−2	−2	−4	+3
G3.E	Nemoral bog conifer woodland					+3

EUNIS Biotoptypen		Frühere Trends				Flächentrend aktuell
		Fläche		Qualität		
Code	Name	von	bis	von	bis	
G3.F	Highly artificial coniferous plantations	0	0	0	0	NA
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland					NA
G5	Lines of trees, small anthropogenic woodlands, recently felled woodland, early-stage woodland and coppice	−7	0	0	−5	0
G5.1	Lines of trees	−7	0	0	−5	NA
G5.7	Coppice and early-stage plantations	0	0	0	0	NA
H1.2	Cave interiors	−3	0	0	−3	0
H2.3	Temperate-montane acid siliceous screes	−3	0	0	−2	0
H2.4	Temperate-montane calcareous and ultra-basic screes	0	0	0	0	0
H2.6	Calcareous and ultra-basic screes of warm exposures	−5	−2	0	−2	0
H3	Inland cliffs, rock pavements and outcrops	−5	0	0	−4	NA
H3.1	Acid siliceous inland cliffs	−3	0	0	−3	0
H3.2	Basic and ultra-basic inland cliffs	−3	0	0	−3	0
H3.5	Almost bare rock pavements, including limestone pavements	−2	0	0	0	0
H3.6	Weathered rock and outcrop habitats	0	0	0	0	NA
H4	Snow or ice-dominated habitats	−7	−3	−3	−3	NA
H4.2	Ice caps and true glaciers	−7	−3	−3	−3	−3
H5	Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation	−7	0	0	−5	NA
I1	Arable land and market gardens	−10	0	0	−10	NA
I1.1	Intensive unmixed crops	−10	0	0	−10	NA
I1.2	Mixed crops of market gardens and horticulture	−2	0	0	0	NA
I2	Cultivated areas of gardens and parks	−2	0	0	−2	NA
I2.2	Small-scale ornamental and domestic garden areas	0	0	0	0	NA
J1	Buildings of cities, towns and villages					NA
J2	Low density buildings	−3	−3	−3	−3	NA
J3	Extractive industrial sites	0	0	−2	−2	NA
J4	Transport networks and other constructed hard-surfaced areas	−3	−3	−3	−3	NA
J5	Highly artificial man-made waters and associated structures					NA
J6	Waste deposits					0
X04	Raised bog complexes					NA
X09	Pasture woods (with a tree layer overlying pasture)	−7	−3	−3	−5	NA

NA ... Daten nicht verfügbar

Die Trend-Spanne bei den **Hochmoortypen** war weitaus geringer: Alle zeigten 1950 bis 2000 einen deutlichen Flächen- und Qualitätsverlust. Aktuell sind keine Anzeichen für einen weiteren Verlust zu erkennen, aber für die Zukunft prognostizieren ESSL et al. (2012) je nach Prognosemodell Flächenverluste jenseits der 50 %. Bedeutend geringer waren die früheren Verluste bei manchen Niedermoortypen und auch für die Zukunft werden viel niedrigere Verlustraten prognostiziert als bei den Hochmooren.

Bei fast allen **Trocken- und Halbtrockenrasen** waren in der Vergangenheit (1950 bis 2000) konsistente Verluste zu beobachten, die sich in vielen Fällen in die Gegenwart (2001 bis 2012) fortgesetzt haben. Anders als bei den Moortypen (ESSL et al. 2012) wurde der Einfluss des Klimawandels auf Trocken- und Halbtrockenrasen-Biotoptypen nie simuliert, weshalb die zukünftigen Trends nur durch Fortschreibung erschlossen werden konnten. Da aber die Ursachen der Verluste – Nutzungsaufgabe und Aufdüngung über den Luftpfad – in den meisten Fällen fortwirken und ein flächendeckendes großräumiges Programm zur Beweidung dieser Flächen nicht in Sicht ist, ist die Annahme begründet, dass die Flächenverluste in ähnlichem Ausmaß weitergehen werden.

Ähnliches gilt auch für **Feuchtwiesen-Grenzertragsbiotoptypen**.

Relativ gering fielen die Verluste bei **alpinem Grünland** aus; auch hier wurden aber aktuell Flächenverluste diagnostiziert, die sich wegen Nutzungsaufgabe und Klimawandel-bestimmtem Anstieg der Waldgrenze weiter fortsetzen werden.

Einen Sonderfall stellen **Salzgrünland-Biotoptypen** dar. Hier zeigt sich ein deutlich negativer Trend über alle Zeitphasen.

Bei den **Gebüschbiotoptypen** zeigten Buschwälder an der Baumgrenze bisher fallweise einen leicht negativen Trend oder waren stabil. In Zukunft ist zwar von einer langsamen Ausdehnung gipfelwärts auszugehen (DULLINGER 2004), aber auch andere Straten rücken höher, was die Gesamtflächenbilanz dieses Typs unsicher macht. Grünerlen- und Legföhrengebüsche ersetzen Almen auch dort, wo die Bewirtschaftung nicht mehr lohnt.

Unter den **Waldbiotoptypen** hatten manche Laubwaldtypen starke Verluste zu verzeichnen, andere waren seit 1950 weitgehend stabil. Aktuell sind nur wenige Änderungen zu beobachten. Da jedoch der Trend einer zunehmenden Verwaldung fortbesteht, ist bei diesen Laubwaldbiotoptypen ein leichter Flächenzuwachs anzunehmen.

Manche **Nadelwaldbiotoptypen** verzeichneten starke Verluste seit 1950, die flächenmäßig größten Nadelwaldtypen zeigten aber keinen negativen Trend. Die zukünftige Entwicklung ist aus den Daten nicht schlüssig ableitbar. Für die zukünftige Zunahme von Fichtenwäldern spricht die ansteigende Verwaldung von Grünland und die Klimawandel-bedingte Erhöhung der Waldgrenze; dagegen spricht die Anfälligkeit der Fichte gegenüber Klimawandel-bedingtem Borkenkäferbefall (LEXER et al. 2015) und die langsame Abkehr von Fichtenanpflanzungen im Wirtschaftswald. Zunahmen, zum Teil deutlichen Ausmaßes, sind bei Mischwäldern und Vorwäldern zu erwarten, die in die von Nutzungsaufgabe betroffenen Grünlandflächen vordringen.

Deutliche Verluste waren bei **Gletscher und Firnbiotoptypen** zu beobachten; sie werden sich aufgrund des Klimawandels weiter fortsetzen.

Agrarbiotoptypen nehmen weiterhin flächenmäßig ab: in der Nähe von Ballungsgebieten wegen des Flächenbedarfs für Siedlungsbau, weit abseits der Ballungsgebiete durch Nutzungsaufgabe (KÖNIG et al. 2015).

Hinsichtlich der Zunahme von **Siedlungsfläche** ist kein Bruch des Flächenzunahmetrends absehbar; auch die Versiegelung schreitet weiter voran.

Tabelle 10: Zukünftige Trends der EUNIS-Biotoptypen, ermittelt durch Simulation (ESSL et al. 2012) oder Fortschreibung bisheriger Trends (siehe Kapitel 2.4). Die Trend-Indikatorzahlen reichen von –10 bis +10, wobei jede Stufe 10 % Änderung entspricht; +5 entspräche also 50 %igem Flächenzuwachs (siehe Text).

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
C1	Surface standing waters	54.599	0	0	Kein Anhaltspunkt für erhebliche Flächenänderung.
C1.3	Permanent eutrophic lakes, ponds and pools	2.430	0	0	Hier sind viele verschiedene Biotoptypen inkludiert; Abnahme ist nur bei speziellen Typen zu erwarten, insgesamt keine Abnahme.
C1.4	Permanent dystrophic lakes, ponds and pools	68	0	0	Eutrophierung durch Nährstoffeintrag über Luftpfad zu erwarten, aber keine Flächenänderung.
C2	Surface running waters	21.036	0	0	Verbreitet Qualitätsverluste durch Aufstau, allerdings Verbesserung der Wasserqualität, in toto Fläche stabil.
C2.1	Springs, spring brooks and geysers	75	–3	–22	Weitere Verluste durch Verbau zu erwarten.
C3	Littoral zone of inland surface waterbodies	3.266	0	0	Weitere Degradation der Ufer im Zuge des Ausbaus erneuerbarer Energien zu erwarten, allerdings nur bei einzelnen Typen in einem Ausmaß, der den Kriterien genügt.
C3.2	Water-fringing reedbeds and tall helophytes other than canes	8.963	0	0	Geringe Verluste, Zuwachs an den Seewinkel-Lacken, Änderung nicht im einem Ausmaß, das die Kriterien erfüllen würde.
C3.5	Periodically inundated shores with pioneer and ephemeral vegetation	1.709	–3	–513	Weiterer Verbau der Alpenflüsse und Bäche zu erwarten (Gewinnung erneuerbarer Energie).
D1	Raised and blanket bogs	181	–6	–109	Weitere Flächenverluste durch Klimawandel (Austrocknung der <i>Sphagnum</i> -Moose in Trockenperioden im Sommer) und Drainagierung; prognostizierte Verluste bis 2060 durchwegs größer als 50 % (ESSL et al. 2012).
D1.1	Raised bogs	3.594	–6	–2.156	Weitere Flächenverluste durch Klimawandel (Austrocknung der <i>Sphagnum</i> -Moose in Trockenperioden im Sommer) und Drainagierung; prognostizierte Verluste bis 2060 durchwegs größer als 50 % (ESSL et al. 2012).
D1.12	Damaged, inactive bogs	302	–9	–272	Fast-Totalverlust durch Klimawandel (Austrocknung der <i>Sphagnum</i> -Moose in Trockenperioden im Sommer) wurde prognostiziert; der seit 1950 beobachtete Trend verstärkt sich (ESSL et al. 2012).
D1.2	Blanket bogs	26	–6	–16	Weitere Flächenverluste durch Klimawandel und Drainagierung zu erwarten.
D2	Valley mires, poor fens and transition mires	1.283	–1	–128	Bei einigen Typen starke Rückgänge prognostiziert, bei anderen wenig Änderung (ESSL et al. 2012).
D2.3	Transition mires and quaking bogs	1.634	–3	–490	Laut ESSL et al. (2012) deutliche Verluste prognostiziert; unter 50 % bei Schwinggrasen, über 50 % bei Übergangsmooren durch den Klimawandel.

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
D4	Base-rich fens and calcareous spring mires	1.414	0	0	Nach ESSL et al. (2012) sind in den inkludierten Moortypen die geringsten Verluste zu erwarten (unter 10 % bis 2060).
D4.1	Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks	1.480	0	0	Laut ESSL et al. (2012) bewegen sich die voraussichtlichen Verluste für den Zeitraum 2015 bis 2060 gegenüber heute im Bereich von unter 10 %.
D4.2	Basic mountain flushes and streamsides, with a rich arctic-montane flora	4.063	-3	-1.219	Weitere deutliche Verluste manch inkludierter Biotoptypen zu erwarten.
D4.22	Alpine riverine [<i>Carex maritima</i>] (<i>[Carex incurva]</i>) swards	13	-3	-4	Gletscherrückgänge führen auch weiterhin zu verstärktem Flächenverlust.
D5	Sedge and reedbeds, normally without free-standing water	3.166	0	0	Weitere Verluste in mäßigem Ausmaß möglich, erfüllen jedoch nicht die Kriterien.
D5.1	Reedbeds normally without free-standing water	25	0	0	Kein deutlicher Trend ableitbar, stellenweise sind Zunahmen zu beobachten, beispielsweise im Seewinkel.
D5.2	Beds of large sedges normally without free-standing water	491	0	0	Aus historischen Biotoptypentwicklungen wären weitere Abnahmen zu extrapolieren, allerdings prognostizieren ESSL et al. (2012) für wassergesättigte Feuchtstandorte eher geringe Abnahmen.
E1	Dry grasslands	844	-3	-253	Aufgrund ungebrochener Trends (Nutzungsaufgabe, Sukzession) sind weitere Verluste zu erwarten.
E1.1	Inland sand and rock with open vegetation	86	-3	-26	Weitere Sukzession und Aufgabe der Flächennutzung zu erwarten.
E1.12	Euro-Siberian pioneer calcareous sand swards	316	-9	-285	Keine Anzeichen für einen Bruch des andauernden Trends, ein Totalverlust durch Sukzession bis 2050 scheint möglich.
E1.2	Perennial calcareous grassland and basic steppes	9.033	-3	-2.710	Weitere Rückgänge sind zu erwarten.
E1.22	Arid subcontinental steppic grassland (<i>[Festucion valesiaca]</i>)	235	-3	-71	Es gibt keine Anhaltspunkte für einen Trendbruch.
E1.23	Meso-xerophile sub-continental meadow-steppes (<i>[Cirsio-Brachypodion]</i>)	504	-3	-151	Es gibt keine Anhaltspunkte für einen Trendbruch.
E1.24	Central alpine arid grassland (<i>[Stipo-Poion]</i>)	9	-3	-3	Aufgabe der Bewirtschaftung führt zu weiterer Sukzession.
E1.26	Sub-Atlantic semi-dry calcareous grassland	1.068	-3	-320	Aufgabe der Bewirtschaftung führt zu weiterer Sukzession.
E1.27	Sub-Atlantic very dry calcareous grassland	373	-3	-112	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten.
E1.29	<i>[Festuca pallens]</i> grassland	223	-3	-67	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten.
E1.2B	Serpentine steppes	49	-3	-15	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten.

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
E1.2C	Pannonic loess steppic grassland	34	-6	-20	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin deutliche Abnahmen zu erwarten.
E1.7	Closed non-Mediterranean dry acid and neutral grassland	3.003	-3	-901	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten.
E1.76	Dry sub-continental acid steppic grasslands	100	-3	-30	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten.
E1.831	Iberian montane [<i>Nardus stricta</i>] swards	3	-3	-1	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten.
E1.9	Open non-Mediterranean dry acid and neutral grassland, including inland dune grassland	40	-3	-12	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten.
E1.99	Pannonic inland dunes	179	-9	-161	Totalverlust bis 2050 ziemlich wahrscheinlich.
E1.D	Unmanaged xeric grassland	20	-3	-6	Verbuschung, Überdüngung, weiterhin negativer Trend.
E2	Mesic grasslands	175.868	-1	-17.587	Aufgabe der Weidewirtschaft und weiter andauernde Sukzession.
E2.1	Permanent mesotrophic pastures and aftermath-grazed meadows	57.807	-1	-5.781	Aufgabe der Weidewirtschaft und weiter andauernde Sukzession.
E2.2	Low and medium altitude hay meadows	255.459	-3	-76.638	Fortsetzung der Trends ist zu erwarten.
E2.3	Mountain hay meadows	3.318	-3	-996	Fortsetzung der Trends ist zu erwarten.
E2.6	Agriculturally-improved, re-seeded and heavily fertilised grassland, including sports fields and grass lawns	465.085	1	46.508	Mehrmähdige Intensivwiesen nehmen österreichweit zu (RÜDISSE et al. 2011, KÖNIG et al. 2015).
E3	Seasonally wet and wet grasslands	1.820	-3	-546	Weitere Abnahmen durch Nutzungsaufgabe und Verbrachung zu erwarten.
E3.4	Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland	1.410	-3	-423	Nutzungsaufgabe, Trockenlegung, Sukzession, daher sind weiterhin Verluste zu erwarten.
E3.5	Moist or wet oligotrophic grassland	4.745	-3	-1.423	Nutzungsaufgabe, Trockenlegung, Sukzession, daher sind weiterhin Verluste zu erwarten.
E4	Alpine and subalpine grasslands	44.219	-1	-4.422	Verwaldung, Ansteigen der Baumgrenze, Nutzungsaufgabe von Almen werden zu Rückgang beitragen.
E4.3	Acid alpine and subalpine grassland	404.748	-1	-40.475	Abnahme durch Verwaldung und Nutzungsaufgabe zu erwarten, aber durch die enorme aktuelle Fläche prozentuell nicht sehr bedeutsam.
E4.5	Alpine and subalpine enriched grassland	186.589	-1	-18.659	Beweidungsaufgabe, Klimawandel führt zu Flächenrückgängen.
E5.4	Moist or wet tall-herb and fern fringes and meadows	878	-1	-88	Abnahme bei natürlichen Biotoptypen, Zunahme bei Neophytenfluren.

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
E5.5	Subalpine moist or wet tall-herb and fern stands	370	3	111	Im Zuge des Klimawandels und der Verwaltung von Almen sind mäßige Zunahmen zu erwarten.
E6.2	Continental inland salt steppes	3.279	-6	-1.967	Der Rückgang der Flächen wird sich verschärfen. Ein WWF-Projekt zur Stabilisierung des Grundwasserpegels im Seewinkel konnte nicht realisiert werden. Die Verschilfung schreitet dort voran, wo keine Beweidungsprogramme implementiert werden konnten. Beweidungsprogramme und Nationalpark-Pflege verhindern einen Totalverlust, allerdings sind weiter substanzielle Flächenverluste bis 2050 deutlich absehbar.
E7	Sparsely wooded grasslands	3	-3	-1	Verwaltung, Nutzungsaufgabe.
F2	Arctic, alpine and subalpine scrub	291.290	1	29.129	Verbuschung der alpinen Zwergstrauchheiden und Aufwärtswanderung der Waldgrenze als Folge des Klimawandels, allerdings ist die Rate, mit der <i>Pinus mugo</i> in diese Lebensräume vordringt, sehr gering (DULLINGER et al. 2004).
F2.2	Evergreen alpine and subalpine heath and scrub	85.845	1	8.584	Verbuschung der alpinen Zwergstrauchheiden und Aufwärtswanderung der Waldgrenze als Folge des Klimawandels, allerdings ist die Rate, mit der <i>Pinus mugo</i> in diese Lebensräume vordringt, sehr gering (DULLINGER et al. 2004).
F2.3	Subalpine deciduous scrub	10	0	0	Klimawandel führt einerseits zu Verdrängung durch Wald, andererseits zu Flächenzunahme in alpinen Zwergstrauchheiden und alpinen Rasen; kein eindeutiger Trend absehbar.
F2.4	Conifer scrub close to the tree limit	5.259	1	526	Laut DULLINGER et al. (2004) langsame Expansion nach oben.
F3	Temperate and mediterranean-montane scrub	24.412	3	7.324	Bei den meisten inkludierten Typen sind Zunahmen zu erwarten, da inzwischen überwiegend mit Laubwald aufgeforstet wird.
F3.1	Temperate thickets and scrub	41	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar: widerstreitende Triebkräfte.
F3.2	Submediterranean deciduous thickets and brushes	1	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar.
F4.2	Dry heaths	6	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar.
F8	Thermo-Atlantic xerophytic scrub	6	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar.
F9	Riverine and fen scrubs	2	-1	0	In Summe geringe Verluste, bei manchen inkludierten Biotoptypen werden weiter starke Verluste prognostiziert.
F9.1	Riverine scrub	269	-1	-27	Durch Flussverbau zur Energiegewinnung sind weitere Verluste bei empfindlichen Biotoptypen zu erwarten.

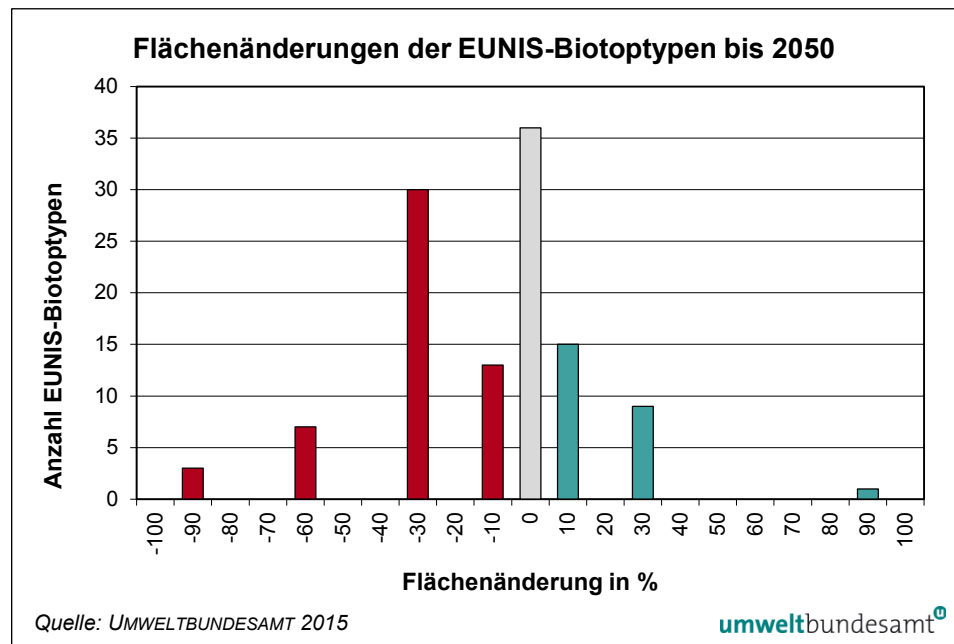
EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
FB	Shrub plantations	16.173	3	4.852	Ausbau der Kurzumtriebsplantagen zur Energiegewinnung auf vielen Flächen zu erwarten.
FB.3	Shrub plantations for ornamental purposes or for fruit, other than vineyards	12.498	0	0	Keine Daten verfügbar, die einen Trend signalisieren.
FB.4	Vineyards	41.785	0	0	In Summe wenig Änderungen.
G1	Broadleaved deciduous woodland	475.558	1	47.556	Flächenzunahme durch zunehmende Umstellung von Nadelholzanbau auf Laubholzanbau; Verwaltung ehemals genutzter Agrargebiete (RÜDISSE et al. 2011, KÖNIG et al. 2015, TÖTZER et al. 2009).
G1.2	Mixed riparian floodplain and gallery woodland	45.696	0	0	Eine Tendenz zur Energieholznutzung in der Au ist zu beobachten; dadurch Verluste bei autochthonen Waldbiotoptypen; im Nationalpark Donauauen Umwandlung der Plantagen in naturnahe Waldgesellschaften.
G1.4	Broadleaved swamp woodland not on acid peat	305	-1	-30	Weitere Verschlechterung durch Klimawandel, allerdings aufgrund der guten Durchfeuchtung vermutlich weniger folgenschwer als bei Hochmooren (ESSL et al. 2012).
G1.5	Broadleaved swamp woodland on acid peat	10	-3	-3	Möglicherweise kurzfristige Zunahmen durch Verwaltung von Mooren; Rückgänge wie bei anderen Hochmoortypen sind langfristig insgesamt zu erwarten (ESSL et al. 2012).
G1.6	[Fagus] woodland	42.512	1	4.251	Neupflanzung überwiegend Laubwälder, seit vielen Jahren Verwaltung von Bergwiesen; angesichts großer Fläche allerdings kein bedeutender Zuwachs.
G1.7	Thermophilous deciduous woodland	3.070	1	307	Zunehmende Verwaltung infolge von Nutzungsaufgabe.
G1.8	Acidophilous [Quercus]-dominated woodland	31	-3	-9	Keine Anzeichen für einen Trendbruch bei den Rückgängen.
G1.A	Meso- and eutrophic [Quercus], [Carpinus], [Fraxinus], [Acer], [Tilia], [Ulmus] and related woodland	15.255	1	1.526	Tendenziell Zunahme bei den meisten Typen, dem entgegenwirkend Trend zu vermehrter Holznutzung, die manchen Biotoptyp flächenmäßig beschneiden kann.
G3	Coniferous woodland	275.3571	0	0	Verschiedene gegenläufige Trends: (1) weitere Verwaltung von Grünland durch Nutzungsaufgabe, (2) Tendenz zur Umwandlung von Fichtenforsten in Laubwald, (3) Klimawandel verschiebt die Waldgrenze nach oben. Vermutlich keine deutliche Flächenänderung in einer bestimmten Richtung, gegen Ende des 21. Jahrhunderts Rückgang der Fichte wegen Intoleranz gegen Klimaänderung und Borkenkäferbefall (LEXER et al. 2015).

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
G3.1	[Abies] and [Picea] woodland	17.462	0	0	Verschiedene gegenläufige Trends: (1) weitere Verwaldung von Grünland durch Nutzungsaufgabe, (2) Tendenz zur Umwandlung von Fichtenforsten in Laubwald, (3) Klimawandel verschiebt die Waldgrenze nach oben. Vermutlich keine deutliche Flächenänderung in einer bestimmten Richtung, gegen Ende des 21. Jahrhunderts Rückgang der Fichte wegen Intoleranz gegen Klimaänderung und Borkenkäferbefall (LEXER et al. 2015).
G3.2	Alpine [Larix] – [Pinus cembra] woodland	15.896	3	4.769	Zunahme durch Verschiebung der Waldgrenze.
G3.3	[Pinus uncinata] woodland	540	0	0	Keine Anhaltspunkte für Änderung; möglicherweise Beeinträchtigung in Mooren.
G3.4	[Pinus sylvestris] woodland south of the taiga	155	0	0	Kein Trend abseh- oder begründbar.
G3.5	[Pinus nigra] woodland	708	0	0	Kein Trend abseh- oder begründbar.
G3.D	Boreal bog conifer woodland	1.052	1	105	Zunahme durch Moorverwaldung, Ausmaß und Dauerhaftigkeit des Trends unklar.
G3.E	Nemoral bog conifer woodland	96	1	10	Zunahme durch Moorverwaldung, Ausmaß und Dauerhaftigkeit des Trends unklar.
G3.F	Highly artificial coniferous plantations	49.479	0	0	Kein Trend ableitbar.
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland	513.236	1	51.324	Wegen der Borkenkäferanfälligkeit der Fichte mittelfristig Tendenz zur Mischwald-Zunahme (LEXER et al. 2015).
G5	Lines of trees, small anthropogenic woodlands, recently felled woodland, early-stage woodland and coppice	71.141	3	21.342	Infolge des Trends zu Kurzumtriebsplantagen ist eine deutliche Zunahme in Zukunft zu erwarten.
G5.1	Lines of trees	669	-1	-67	Kein Trendbruch erkennbar, aber Verluste begrenzt.
G5.7	Coppice and early-stage plantations	962	9	865	Tendenz zum Energieholzanbau, Verwaldung von Grünland.
H1.2	Cave interiors	12	0	0	Keine Anhaltspunkte für Änderungen.
H2.3	Temperate-montane acid siliceous screes	9.096	0	0	Keine Anhaltspunkte für Flächenveränderungen.
H2.4	Temperate-montane calcareous and ultra-basic screes	12.858	0	0	Keine Anhaltspunkte für Flächenveränderungen.
H2.6	Calcareous and ultra-basic screes of warm exposures	405	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen.
H3	Inland cliffs, rock pavements and outcrops	202.027	0	0	Keine Indizien für einen Trend.
H3.1	Acid siliceous inland cliffs	2.891	0	0	Kein Trend ableitbar.
H3.2	Basic and ultra-basic inland cliffs	13.721	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen.

EUNIS-Biotoptyp					
Code	Bezeichnung	aktuelle Fläche (in ha)	Trend	Änderung (in ha)	Kommentar
H3.5	Almost bare rock pavements, including limestone pavements	6.643	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen.
H3.6	Weathered rock and outcrop habitats	137	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen.
H4	Snow or ice-dominated habitats	2.472	-3	-742	Weitere Gletscherabnahme durch den Klimawandel.
H4.2	Ice caps and true glaciers	35.192	-6	-21.115	Starke Flächenverluste bis 2050, regional Totalverlust.
H5	Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation	3.967	1	397	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen, aber wohl Zunahme wegen ungebrochenem Trend beim Siedlungsbau.
I1	Arable land and market gardens	274.986	-1	-27.499	Von einer weiteren Abnahme der Agrarfläche ist insbesondere durch Versiegelung auszugehen.
I1.1	Intensive unmixed crops	1.252.852	-1	-125.285	Abnahme der Fläche durch Versiegelung, Nutzungsaufgabe (KÖNIG et al. 2015).
I1.2	Mixed crops of market gardens and horticulture	609	0	0	Keine Tendenz erkennbar.
I2	Cultivated areas of gardens and parks	7.866	3	2.360	Keine Tendenz unmittelbar erkennbar, als Folge weiterer Siedlungstätigkeit aber Zunahme dieses Biotoptyps.
I2.2	Small-scale ornamental and domestic garden areas	28	1	3	Keine Tendenz unmittelbar erkennbar, als Folge weiterer Siedlungstätigkeit vermutlich Zunahme dieses Biotoptyps.
J1	Buildings of cities, towns and villages	148.307	3	44.492	Klarer Trend zu weiterer Flächenzunahme für Siedlungen und Flächenversiegelung.
J2	Low density buildings	151.148	3	45.344	Klarer Trend zu weiterem Siedlungsbau und Flächenversiegelung.
J3	Extractive industrial sites	6.353	1	635	Trend zu weiterer Rohstoffentnahme.
J4	Transport networks and other constructed hard-surfaced areas	21.913	3	6.574	Trend zu weiterem Verkehrswegbau und ungebrochener Trend der Versiegelung (20 ha/d).
J5	Highly artificial man-made waters and associated structures	5	1	1	Klar positiver Trend, der wohl anhalten wird (Wasserkraftausbau für die Energiewende), im Ausmaß aber wohl nicht die höhere Stufe erreichend, da das diesbezügliche Ausbaupotenzial begrenzt ist.
J6	Waste deposits	216	0	0	Keine Daten verfügbar, die auf eine Veränderung schließen lassen.
X04	Raised bog complexes	149	-6	-89	Laut Essl. et al. (2012) deutliche Verluste prognostiziert.
X09	Pasture woods (with a tree layer overlying pasture)	38.882	-3	-11.665	Ein Trendbruch ist nicht erkennbar, infolge Aufgabe der extensiven Beweidung sind weitere deutliche Verluste zu erwarten.

Insgesamt betrachtet werden für 36 der 114 EUNIS-Biotoptypen keine (deutlichen) Flächenänderungen angenommen, 43 Biotoptypen werden in der Zukunft schwach bis mäßig (Trend –1 bis –3 entsprechend 10 bis 30 % Verlust) an Fläche einbüßen, 19 Biotoptypen werden stark an Fläche einbüßen, 25 Biotoptypen werden flächenmäßig zunehmen (siehe Abbildung 3).

Abbildung 3:
Verteilung der
voraussichtlichen
Flächenänderungen der
jeweiligen EUNIS-
Biotoptypen bis 2050.
Grün markiert sind
Biotoptypen mit
Zuwächsen, rot markiert
sind Biotoptypen mit
Flächenverlusten;
die dunkle Säule
repräsentiert die Anzahl
der Biotoptypen ohne
deutliche
Flächenänderung.



2.6 Diskussion

Die beobachteten, prognostizierten und fortgeschriebenen Trends in der Biotoptypenfläche reflektieren manche Gefährdungsfaktoren aus Kapitel 1. So spiegeln die Rückgänge bei den **Trockenrasen- und Halbtrockenrasen**-Biotoptypen die überragende Bedeutung des Gefährdungsfaktors „landwirtschaftliche Nutzungsänderung“ wider. Wo im pannonischen Osten Österreichs noch um 1950 große Flächen extensiv mit gemischten Herden genutzt wurden, sind die Flächen entweder für Intensivlandwirtschaft umgebrochen worden oder sie verbuschen und wachsen durch Nutzungsaufgabe langsam zu. So ist der ungebrochen negative Flächen- und Qualitätstrend bei Trockenrasen- und Halbtrockenrasenbiotoptypen verständlich. Bis 2050 sind weitere Flächenverluste anzunehmen, obwohl der Klimawandel mit langen Extremphasen möglicherweise manchen südexponierten Trockenrasen vor Konkurrenten und Überwachsen zeitweise bewahrt. Mit dem Flächenverlust bei Trockenrasen steigt auch der Fragmentierungsgrad dieses Biotoptyps weiter an. Der Befund von Kapitel 1, dass landwirtschaftliche Nutzungsaufgabe gegenüber der landwirtschaftlichen Intensivierung der noch bedeutendere Gefährdungsfaktor sei, wird durch die Ergebnisse des vorliegenden Kapitels insofern unterstrichen, als viele Biotoptypen mit extensiver Nutzung einem besonders deutlich negativen Trend unterliegen. Zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass die EUNIS-Biotoptypenklassifikation die Biotoptypen in der Agrarlandschaft nicht ausreichend auflöst, weshalb eine Flächenbilanzierung von extensiv versus intensiv genutzter Landschaftselemente in einer Agrarlandschaft damit nicht erreicht werden kann.

Die überragende Bedeutung des Gefährdungsfaktors „Hydrologische Änderungen“, der die meisten Arten und Lebensraumtypen betraf (siehe Kapitel 1), äußert sich bei Lebensraumtypen-Trends in fortgesetzt und konsistent negativen Trends bei offenen Uferbiotopen (C 3.5 – „Periodically inundated shores“), aber auch bei Salzlebensräumen (E 6.2 – „Continental inland salt steppes“) und verschiedenen Typen von Extensivfeuchtgrünland. Flussverbau zur Energiegewinnung und die damit verbundenen hydrologischen Veränderungen, wie etwa Grundwasserabsenkung, betreffen in erster Linie die Ufer-Lebensraumtypen, daneben aber auch flussnahe **Feuchtgebiete**. Entwässerungen durch den Einserkanal haben über die Jahrzehnte den Flächen- und Qualitätsverlust bei Salzstandorten im Seewinkel bewirkt.

Schwieriger sind die Trends bei **Waldlebensräumen** einzuordnen. Was die Gesamtwaldfläche Österreichs anbelangt, so ist deren Zunahme seit Jahrzehnten ein ungebrochener Trend. Seit 1950 haben nur einzelne Waldbiototypen an Fläche und Qualität verloren. Wie die Waldinventur belegt (<http://bfw.ac.at/rz/wi.home>), wird neuerdings vermehrt Laubwald nachgepflanzt. Bis diese Flächen aber Hochwaldqualität erlangt haben, werden noch viele Jahrzehnte vergehen. Gleichzeitig wird neuerdings auf höhere Totholzausstattung geachtet. Die tatsächliche Flächenbilanz und der Flächentrend sind aus den vorhandenen Daten nur unvollständig ableitbar. Eine Tendenz zur Flächenzunahme bei Laub- und Mischwaldtypen ist wahrscheinlich. Bei Nadelwaldtypen wirken verschiedene Triebkräfte in unterschiedliche Richtung, der resultierende Flächentrend ist unklar.

Seit Jahrzehnten beobachtbare Trends sind die Abnahme der Ackerfläche und die darin subsumierten Biotoptypen. Gemäß Projektionen (TÖTZER et al. 2009, KÖNIG et al. 2015) werden diese Entwicklungen auch weiter anhalten.

Die beobachteten und prognostizierten Trends sind mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet. Die früheren Trends (1950 bis 2000) beruhen größtenteils auf ExpertInneneinschätzungen und nur zu einem Teil auf dokumentierten Flächenmessungen. Nicht für alle österreichischen Bundesländer existieren Biotopkartierungen. Satelliten-Fernerkundung hat mittlerweile eine Qualität erreicht, die gestattet, dass Flächenveränderungen überwacht werden können. Bestimmte Qualitätsänderungen und Umwandlungen von einem in einen anderen Flächentyp zu erkennen erfordert allerdings zusätzliches Ground Truthing³. Eine Überwachung zumindest der sensibelsten und am stärksten von Flächenverlust betroffenen Biotoptypen erschiene als eine probate und wirkungsvolle Maßnahme, wenn es darum geht, Biotoptypen-Trends in weiterer Folge zu dokumentieren. Das betrifft insbesondere die extensiv genutzten Offenland-Biotoptypen (Trockenrasen, Halbtrockenrasen, Feuchtwiesen, Pfeifengraswiesen und Salzwiesen), die von Verlusten in starkem Maße betroffen waren und auch in Zukunft weiter betroffen sein werden, da wirksame alternative Nutzungsformen nicht in Sicht sind. Das beobachtete Muster, dass kleinflächige Biotoptypen teilweise starke Verluste erlitten und erleiden, während großflächige Biotoptypen tendenziell oft zunehmen, bewirkt einen Gesamtverlust an Biotoptypendiversität und damit einhergehender Landschaftsheterogenität. Diese Homogenisierung und der Habitatsdiversitätsverlust stellen weitere Faktoren für den Rückgang der Artendiversität und der genetischen Diversität dar.

³ Als Ground Truth werden in der **Fernerkundung** und **Kartografie** direkt durch Geländeerkundung am Boden aufgenommene Informationen bezeichnet. Sie können zur Analyse von **Satellitenbildern** oder Luftaufnahmen genutzt werden.

3 TRENDS ÖSTERREICHISCHER BIODIVERSITÄTSINDIKATOREN

*Stefan Schindler, Klaus Peter Zulka, Gabriele Sonderegger,
Irene Oberleitner, Maria Stejskal-Tiefenbach*

3.1 Summary

In this chapter, the trend of Austrian biodiversity indicators is shown, in relation to pressures, status and conservation response. Based on recent global studies on the same subject, the following criteria were used for the selection of indicators:

- (i) high relevance to political biodiversity targets and a clear link to the status of biodiversity,
- (ii) scientific or institutional credibility,
- (iii) long and preferably continuous time series,
- (iv) at least ten data points,
- (v) broad geographical coverage (here preferably covering all Austria).

Applying these criteria, 37 biodiversity indicators were finally selected. Most but not all of these indicators fulfilled all five criteria. 17 indicators dealt with pressures (related to agriculture, fragmentation by transport systems, energy and industry, climate change, alien species, and river pollution), eight with status (related to groups of organisms, agriculture, and forestry), and twelve with response (i.e. conservation efforts; related to protected areas, agriculture and biodiversity knowledge). Indicators on conservation efforts show a strong increase in societal response to the biodiversity crises, while for state indicators negative trends prevail. For pressure indicators positive and negative trends are balanced. These results indicate that the extent and effect of the conservation efforts are still not enough to compensate and reduce the environmental pressures and to achieve an improvement of the status of biological diversity. Additional comprehensive, targeted and fast-acting conservation efforts are therefore urgently necessary to obtain a turnaround.

3.2 Zusammenfassung

In diesem Kapitel ist der Trend österreichischer Biodiversitätsindikatoren zu Gefährdungsursachen, Zustand und Schutzbemühungen dargestellt. In Anlehnung an rezente globale Studien zum selben Thema wurden folgende Kriterien zur Indikatorauswahl verwendet:

- (i) Hohe Relevanz für die politische Biodiversitätsziele und klarer Zusammenhang mit Biodiversität,
- (ii) Glaubwürdigkeit der Daten und der DatenlieferantInnen,
- (iii) lange und möglichst durchgehende Zeitreihen,
- (iv) zumindest zehn Datenpunkte,
- (v) breite geografische Abdeckung, bevorzugterweise von ganz Österreich.

37 Biodiversitätsindikatoren wurden ausgewählt, die meisten davon erfüllten alle Kriterien; 17 davon handelten von Gefährdungsfaktoren (bzgl. Landwirtschaft, Fragmentierung durch Verkehrsanlagen, Energie und Industrie, Klimawandel, gebietsfremde Arten und Fließgewässerverschmutzung), 8 waren Zustandsindikatoren (bzgl. Organismengruppen, Land- und Forstwirtschaft) und 12 Indikatoren betrafen Schutzbemühungen (bzgl. Schutzgebiete, Landwirtschaft sowie Biodiversitätsinformation). Letztere zeigten einen eindeutigen Anstieg, während bei Zustandsindikatoren negative Trends überwogen und bei den Gefährdungsfaktoren sich negative und positive Trends die Waage hielten. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass Ausmaß und Wirkung der Schutzmaßnahmen noch immer nicht ausreichen, um die Gefährdungsursachen stark genug einzudämmen und eine Verbesserung des Zustands der biologischen Vielfalt zu erreichen. Zusätzliche umfassende, gezielte und rasch wirksame Schutzbemühungen sind daher eiligst notwendig, um eine baldige Trendumkehr zu erwirken.

3.3 Einleitung

Die Factsheets in diesem Kapitel zeigen die Trends von 37 Biodiversitätsindikatoren. In Anlehnung an eine rezente globale Studie zu Trends in Biodiversitätsindikatoren (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014), wurden die folgenden Kriterien zur Indikatorauswahl verwendet:

- (i) hohe Relevanz für die CBD-Ziele und klarer Zusammenhang mit Biodiversität,
- (ii) Glaubwürdigkeit der Daten und der Datenlieferanten,
- (iii) eine möglichst lange und möglichst durchgehende Zeitreihe, die zumindest 10 Jahre und wenn möglich den gesamten Zeitraum 2000 bis 2010 abdecken soll;
- (iv) zumindest zehn Datenpunkte (d. h. abgedeckte Jahre): für 4 der 37 Indikatoren konnte diese Regel aber nicht befolgt werden, und
- (v) breite geografische Abdeckung, bevorzugterweise von ganz Österreich.

Ebenfalls in Anlehnung an Tittensor et al. (2014) beinhalten alle Factsheets

- (i) eine Einleitung, die den Indikator erläutert und seine Biodiversitätsrelevanz darstellt,
- (ii) eine Abbildung, die den Trend der jährlichen Datenpunkte darstellt,
- (iii) eine Interpretation der Trendkurve sowie wo möglich auch eine Interpretation hinsichtlich der möglichen Gründe, die die Trendkurve verursachten,
- (iv) Information zu Stärken und Limitationen des Indikators sowie die Angabe der Datenquelle.

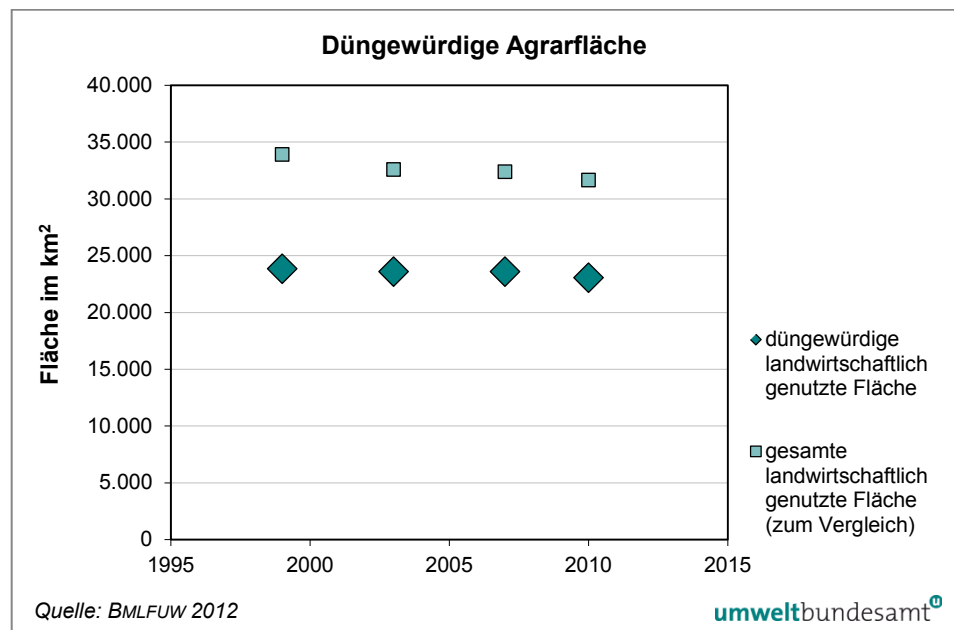
Die 37 Indikatoren wurden in Indikatoren zu Gefährdungsfaktoren, Zustandsindikatoren und Indikatoren der Schutzbemühungen eingeteilt.

3.4 Trends der Biodiversitätsindikatoren zu Gefährdungsursachen

3.4.1 Factsheet düngewürdige Agrarfläche

Die potenziell gedüngte (= düngewürdige) Agrarfläche ist ein Indikator zur Abschätzung des Gesamtdüngereinsatzes und für die daraus resultierende Nitratbelastung in Grundwasser und Vorflutern. Er ist auch ein Maß für die intensiv genutzte landwirtschaftliche Fläche. Da extensive Nutzung biodiversitätsfördernd ist und auch die Eutrophierung umliegender Lebensräume Biodiversitätsverlust bewirken kann, wäre eine Verringerung der gedüngten Flächen erstrebenswert.

Abbildung 4:
Trend der
düngewürdigen
Agrarfläche (d. h.
landwirtschaftlich
genutzte Fläche
abzüglich extensiv
genutzten Grünlandes)
in Österreich von
1999 bis 2010.



Interpretation Während die Gesamtagrarfläche im Beobachtungszeitraum von 1999 und 2010 um mehr als 2.000 km² zurückgegangen ist, blieb die gedüngte Fläche sehr konstant zwischen 23.000 und 24.000 km² (siehe Abbildung 4). Der Indikator reflektiert somit den generellen Trend, dass fast ausschließlich extensiv genutzte Agrarflächen aufgelassen werden und der Düngemiteleinsatz hoch bleibt. Beides bringt negative Folgen für die Agrobiodiversität, aber auch für die Biodiversität von umliegenden Lebensräumen (inkl. Gewässern) mit sich.

Stärken Während die Nitratkonzentrationen im Boden zeitlich stark schwanken können, ist die gedüngte Fläche ein Indikator, der langfristige Trends anzeigt

Limitationen Die gedüngte Fläche sagt nichts über die Düngemittelintensität aus. Die Zeitreihe besteht aus nur vier Datenpunkten und umfasst nur 11 Jahre.

Datenquelle BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012): EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG. Österreichischer Bericht 2012. http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-eu-international/europaeische_wasserpolitik/Nitratbericht_2012.html p. 27 (Tabelle 19), basierend auf Statistik Austria 2001, 2005, 2012.

3.4.2 Factsheet Herbizideinsatz in der Landwirtschaft

Der Einsatz von Chemikalien in der Landwirtschaft wird generell als Gefährdungsfaktor für viele Arten angesehen. Es handelt sich überdies um ein Maß der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensität. Bei der großflächigen und dauerhaften Anwendung von Herbiziden können sich das Pflanzenartenspektrum in der Agrarlandschaft und damit gleichzeitig der Reichtum an Nahrungsnischen in der Agrarlandschaft stark verringern. Viele heimische Wildkräuter sind eine wichtige Nahrungsquelle für Insekten, Kleinsäugetiere oder Vögel. Samen und Triebe von Wegerich, Knöterich und Feldrittersporn sind z. B. eine wichtige Nahrung für Rebhühner. Der Rückgang von Beikräutern ist auch für Bestäuber problematisch, manche Herbizide wirken außerdem unmittelbar toxisch auf Tiere.

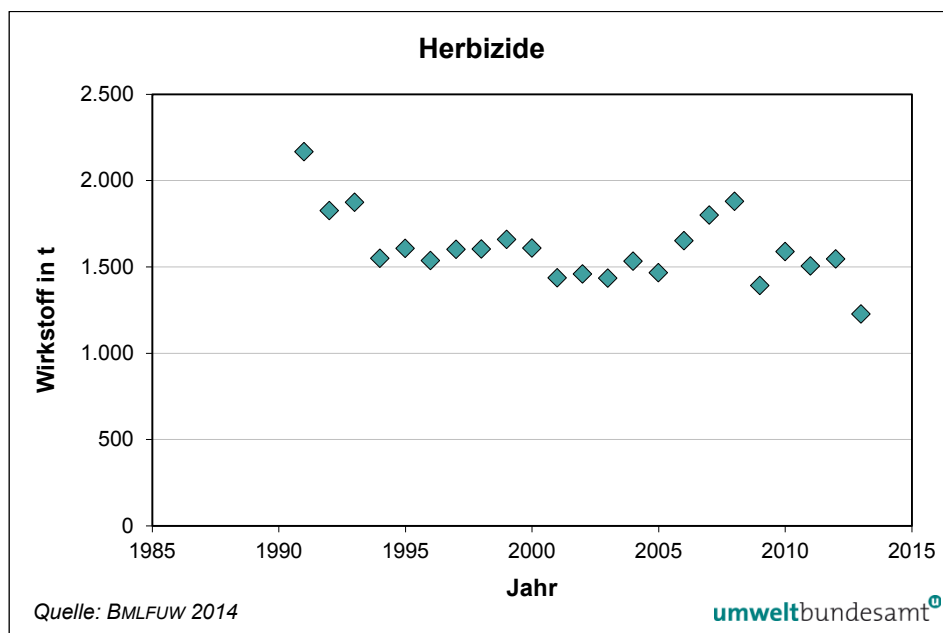


Abbildung 5:
Trend des
Herbizideinsatzes
in Österreich von
1991 bis 2013.

Der Trend des Herbizideinsatzes ist über längere Zeit gesehen leicht rückläufig (siehe Abbildung 5). Der Rückgang ist jedoch nicht kontinuierlich; in manchen Jahren (2006 bis 2008) wurde der Herbizideinsatz gegenüber früheren Jahren deutlich intensiviert. Bei der Interpretation des Trends ist zu berücksichtigen, dass die Wirksamkeit der Substanzen im Allgemeinen zugenommen hat; das heißt, dass geringer werdende Herbizidmengen eventuell gleichbleibende oder stärkere Biodiversitätseffekte bedingen können.

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Die Zeitreihe ist seit 25 Jahren verfügbar.

Herbizidauswirkungen sind vielfältig. Die exakten Auswirkungen sind von der Art der verwendeten Herbizide abhängig; generell ist aber eine Zunahme der Wirksamkeit über die Jahre anzunehmen, weshalb Trends mit Vorsicht zu interpretieren sind.

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquellen

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014. <http://www.agraroeconomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_10205_Pflanzenschutzmittel_Wirkstoffmengen.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

3.4.3 Factsheet Insektizideinsatz in der Landwirtschaft

Der Einsatz von Chemikalien in der Landwirtschaft wird generell als Gefährdungsfaktor für viele Arten angesehen. Es handelt sich überdies um ein Maß der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensität. Der Einsatz von Insektiziden vermindert die Artenvielfalt der Insekten direkt und untergräbt damit die Ökosystemleistungen Bestäubung und natürliche Schädlingskontrolle. Insektizide vergiften über die Nahrungskette die Insektenfresser unter den Wirbeltieren oder eliminieren deren Nahrungsgrundlage. Viele ansonsten herbivore Vögel der Agrarlandschaft benötigen als Jungvögel Eiweißnahrung in Form von Insekten.

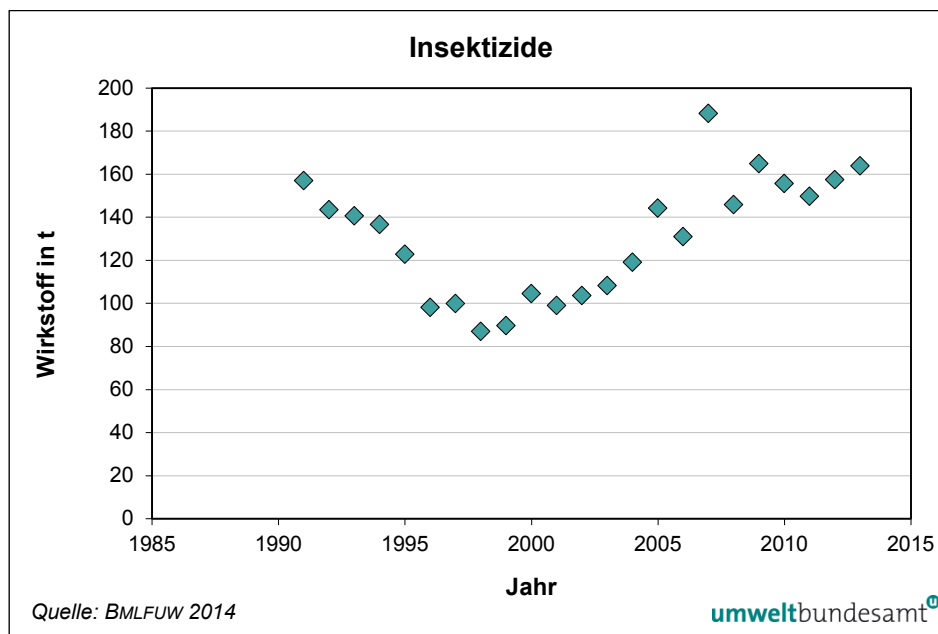


Abbildung 6:
Trend des
Insektizideinsatzes
in Österreich von
1991 bis 2013.

Der Insektizideinsatz steigt seit 1998 kontinuierlich an, mit einzelnen Ausreißern nach oben, wie im Jahr 2007 (siehe Abbildung 6). Davor war er von 1991, dem Anfangsjahr der Datenreihe, bis 1998 rückläufig. In vier der letzten fünf Jahre war der Insektizideinsatz höher als 1991. Es ist zu berücksichtigen, dass die Wirksamkeit der Substanzen im Allgemeinen zugenommen hat; das heißt, dass gleiche Insektizidmengen in rezenten Jahren eventuell stärkere Biodiversitätseffekte bedingen.

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Es ist eine Zeitreihe seit 25 Jahren verfügbar.

Insektizidauswirkungen sind vielfältig. Es ist anzunehmen, dass es neben der Zunahme der Menge auch eine Zunahme der Wirksamkeit über die Jahre gibt, weshalb die Insektizideffekte eventuell stärker zunehmen als die Mengentrends.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquelle

Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014.

<http://www.agraroeconomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_10205_Pflanzenschutzmittel_Wirkstoffmengen.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

3.4.4 Factsheet Nitrat im Grundwasser

Nitrat ist einer der wesentlichsten grundwasserbelastenden Schadstoffe. Für fünf der 136 österreichischen Grundwasserkörper sollen konkrete Maßnahmen zur Nitratreduktion durchgeführt werden; für sieben Grundwasserkörper soll ein intensives Monitoring als Beobachtungsgebiet für Nitrat ausgewiesen werden (PHILIPPITSCH & GRATH 2014). Nitrat im Grundwasser hat direkte Biodiversitätsauswirkungen, ist aber gleichzeitig ein Indikator für Eutrophierung im Einzugsgebiet.

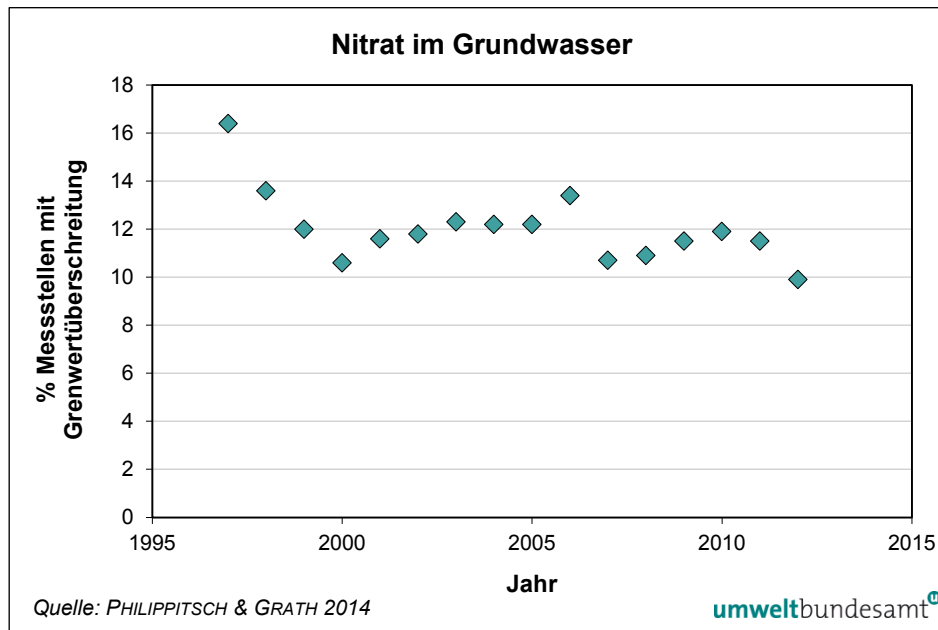


Abbildung 7:
Trend des Nitratgehalts
im Grundwasser
(dargestellt in %
Messstellen mit
Überschreitung des
Grenzwertes von 45 mg
Nitrat/Liter im
Jahresmittel) in
Österreich von
1997 bis 2012.

Über ganz Österreich gemittelt geht der Anteil der Messstellen mit Überschreitung des Grenzwerts (d. h. 45 mg Nitrat/Liter) leicht zurück (siehe Abbildung 7). Im Osten Österreichs kommt es aber noch immer zu sehr hohen Anteilen der Messstellen mit Grenzwertüberschreitung (z. B. Wien: 52,3 %; Burgenland: 24,8 %; Niederösterreich 22,0 %; PHILIPPITSCH & GRATH 2014).

Während der Nitratgehalt in Oberflächengewässern je nach Wasserstand und Düngezeitpunkt stark schwanken kann und somit der Messzeitpunkt den Wert entscheidet, verändert sich der Nitratgehalt im Grundwasser in stetiger Weise. Daher ist eine Integration der Stickstoffbelastung über größere Flächen (Grundwassereinzugsgebiete) und längere Zeiträume möglich.

Die Anteilsberechnung über ganz Österreich führt zu relativ geringen Prozentsätzen der Schwellenwertüberschreitung, da die Nitratproblematik auf wenige Intensivagrargebiete konzentriert ist (wo diese Anteile entsprechend viel höher sind). Gleichwohl zeichnet sich eine leichte Entspannung ab.

PHILIPPITSCH, R. & GRATH, J. (Hrsg., 2014): Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2013. Wien, Bundesministerium für land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. <http://www.bmlfuw.gv.at/publikationen/wasser/Wasserguete-in-Oesterreich-Jahresbericht-2013.html> (abgerufen am 29.10.2014)

Interpretation

Stärken

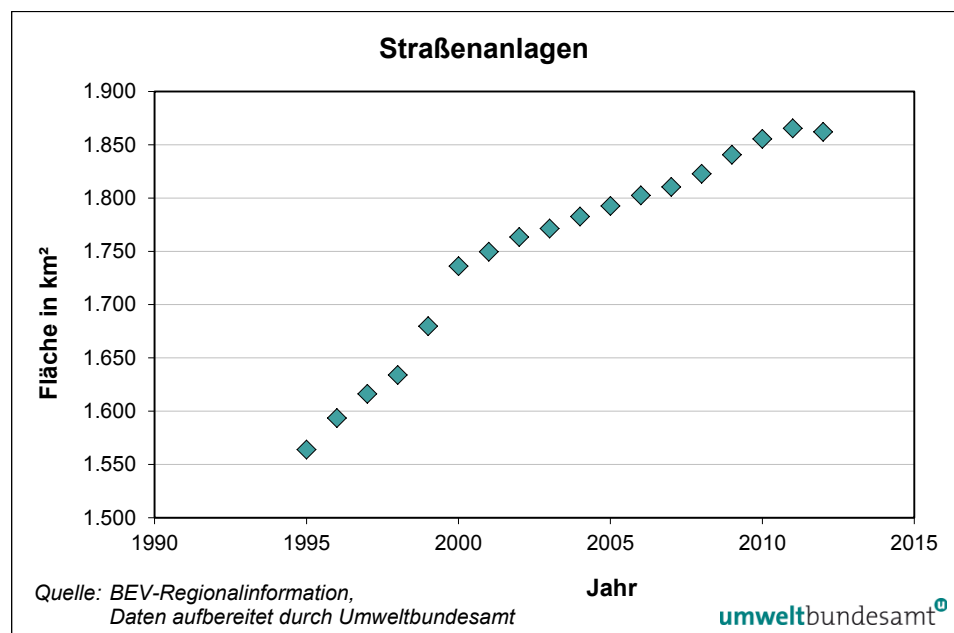
Limitationen

Datenquelle

3.4.5 Factsheet Straßenanlagen

Straßen generieren nicht nur neuen Verkehr und zusätzliche Kohlendioxidemissionen, sie isolieren auch Populationen und wirken Wanderungsbewegungen entgegen. Selbst schmale Straßen und geteerte Wege sind für viele Organismen unüberwindliche Hindernisse (MADER 1984, FORMAN et al. 2003, LAURANCE et al. 2014). Breitere Trassen sind auch für größere Tiere ohne geeignete Biotopbrücken und Querungshilfen nicht lebend zu überqueren. Straßentod wird beispielsweise für viele Amphibien als eine populationsbeeinflussende Gefährdungsursache gesehen. Die Fragmentierung der österreichischen Landschaften wurde im Rahmen dieser Studie als wesentliche Gefährdungsursache heimischer Biodiversität bestätigt (siehe Kapitel 1).

Abbildung 8:
Trend der Fläche der
Straßenanlagen in
Österreich von
1995 bis 2012.



Interpretation Die Fläche der Straßenanlagen und damit ihr Lebensraum-fragmentierender Effekt nehmen seit 1995 stetig zu (siehe Abbildung 8). Allerdings war der Anstieg zwischen 1995 und 2000 steiler als im neuen Jahrtausend.

Stärken Die Fläche der Straßenanlagen Österreichs ist ein wichtiger Habitatfragmentationsindikator, gut zu messen und leicht zu interpretieren. Die Fläche ist ein besseres Maß für die Fragmentationswirkung als die Lauflänge der Straßen, da mit zunehmender Straßenbreite die Isolationswirkung ansteigt.

Limitationen Eine weiter zurückreichende Zeitreihe wäre wünschenswert, es ist jedoch von einer kontinuierlichen Zunahme mit variierenden Steigungskoeffizienten auch vor 1995 auszugehen.

Datenquelle Daten der BEV-Regionalinformation, aufbereitet durch Umweltbundesamt.
Datenstand: 1. Jänner des jeweiligen Jahres.

3.4.6 Factsheet Bahnanlagen

Bahnanlagen tragen wie Straßen zur Fragmentierung von Lebensräumen bei. Für Tiere sind Bahnanlagen aber meist leichter überwindbar als hochfrequentierte Straßen, weil der Verkehr intermittierend auftritt und lange verkehrsfreie Perioden eine Querung leichter möglich machen.

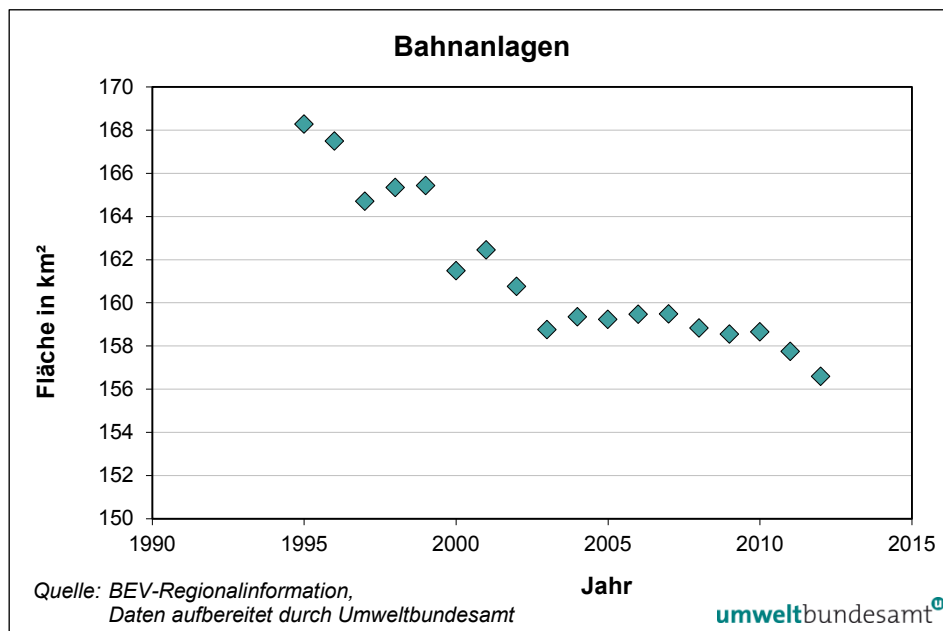


Abbildung 9:
Trend der Fläche
der Bahnanlagen in
Österreich von
1995 bis 2012.

Entgegengesetzt zur Fläche der Straßen nahm die Fläche der Bahnanlagen in Österreich von 1995 bis 2003 kontinuierlich ab (siehe Abbildung 9); von 2003 bis 2010 blieb die Fläche etwa konstant, seither geht die Abnahme weiter. Die generelle Abnahme der Verkehrsfläche an Bahnanlagen ist vor allem durch die Stilllegung von Nebenbahnen bedingt. Gleichzeitig werden jedoch Hochgeschwindigkeitstrassen errichtet und viele Bahnanlagen von Lärmschutzwänden eingefriedet, was den Fragmentationseffekt verstärkt.

Wichtiger Habitatfragmentationsindikator, gut zu messen und leicht zu interpretieren. Die Fläche ist ein besseres Maß für die Fragmentationswirkung als die Lauflänge der Bahntrassen, da mit zunehmender Trassenbreite die Isolationswirkung ansteigt.

Bei Bahnanlagen spielen Zugfrequenz und Lärmschutzwände eine entscheidende Rolle, die Fragmentationswirkung betreffend. Von fast ungenutzten Nebenbahnen geht nahezu keine Fragmentierungswirkung aus, während Hochgeschwindigkeitstrassen mit Lärmschutzwänden die Isolationswirkung einer Autobahn haben. Diese Faktoren sind im Indikator nicht berücksichtigt. Der Indikator hat deswegen nur begrenzte Aussagekraft.

Daten der BEV-Regionalinformation, aufbereitet durch Umweltbundesamt.
Datenstand: 1. Jänner des jeweiligen Jahres.

Interpretation

Stärken

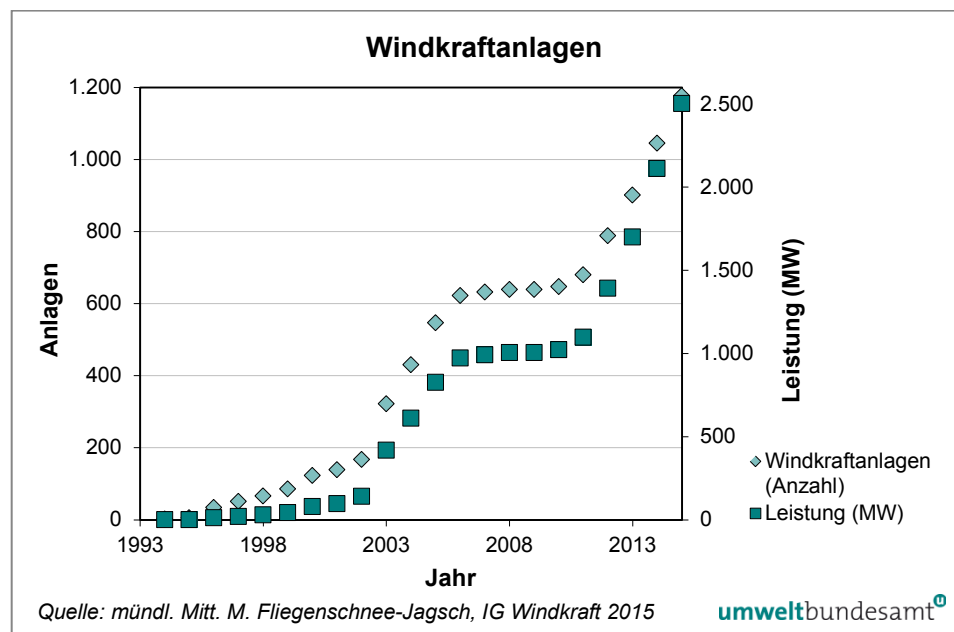
Limitationen

Datenquelle

3.4.7 Factsheet Windkraftanlagen

Die Windkraft wird seit Ende des 20. Jahrhunderts als erneuerbare Energiequelle forciert. Windkraftanlagen wurden aufgrund der günstigen Windverhältnisse vor allem in Ebenen und auf Bergkämmen errichtet. Erhöhte Mortalität durch Kollisionen mit Rotorblättern und Säulen stellt für Vögel und Fledermäuse einen wesentlichen Gefährdungsfaktor dar; sowohl für lokale Populationen als auch für Durchzügler. Habitatverlust und -fragmentierung durch von Windkraftanlagen und Zufahrtsstraßen bedingte Scheueffekte können auch Populationen anderer Organismengruppen gefährden.

Abbildung 10:
Trend der
Windkraftanlagen
(Anzahl der Anlagen
sowie Leistung) von
1994 bis 2015
[für 2015 Prognose].



Interpretation

In Österreich wurden die ersten Windkraftanlagen im Jahr 1994 errichtet; größere Zuwächse fanden zwischen 2003 und 2006 sowie ab 2012 statt (siehe Abbildung 10). Während die Windkraftanlagen der 1990er-Jahre kleiner waren und im Durchschnitt nur 0,5 MW an Leistung erbrachten, sind die rezent errichteten Anlagen wesentlich größer und leisten durchschnittlich 3 MW (mündl. Mitt. M. Fliegenschnee-Jagsch, IG Windkraft 2015). Der Flächenbedarf für Windparks nahm und nimmt im ostösterreichischen Tieflandgebieten stark zu; mittlerweile wurden aber schon erste Windkraftanlagen in steirischen und oberösterreichischen Berg- und Hügellandschaften errichtet (mündl. Mitt. IG Windkraft 2015). Bis 2030 ist ein Ausbau für Gesamtösterreich auf 2.300 Windkraftanlagen und 6.600 MW Leistung angedacht (ENERGIEWERKSTATT 2014). Erhebliche Effekte sind im lokalen Maßstab vor allem für Großvögel und Fledermäuse zu erwarten. Besonders in den bereits stark fragmentierten Agrarlebensräumen sind zusätzliche kumulative Effekte auf regionaler Ebene (sowohl Gesamteffekte mehrerer Windkraftanlagen als auch Gesamteffekte mehrerer Windkraftanlagen gemeinsam mit anderen Gefährdungsursachen) zu beachten.

Stärken

Die Trend-Daten zu Anzahl und Leistung der Windkraftanlagen sind sehr aktuell, österreichweit gültig und verlässlich. Die Zeitreihe ist komplett.

Die Biodiversitätsauswirkungen von Windkraftanlagen sind stark von den Standorten und deren Lebensgemeinschaften abhängig. Kumulative Effekte sind schwer messbar oder abschätzbar.

IG Windkraft, persönliche Mitteilung.

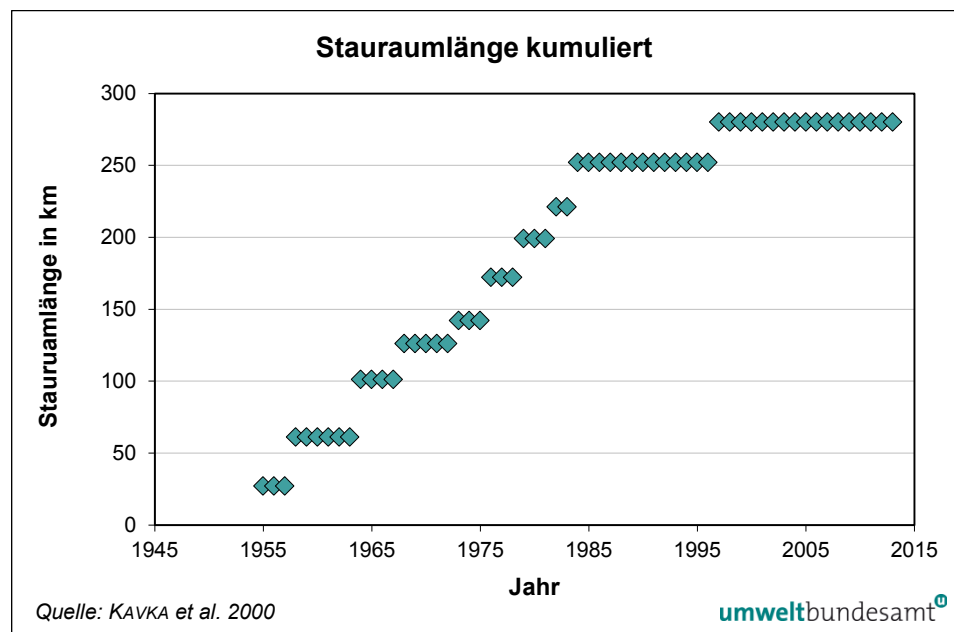
Limitationen

Datenquelle

3.4.8 Factsheet Staurauflänge Donau

Hydrologische Änderungen am größten Fluss Österreichs sind in erster Linie durch den Bau einer Reihe von Flusskraftwerken entstanden. Der Indikator beschreibt das Anwachsen der veränderten Flusslaufstrecken entlang des Donau-Laufwegs von Passau bis zur ungarischen Grenze. Entlang der Staustrecken werden das Fluss-Umland-Kontinuum zerrissen, die Wasserstandsdynamik entkoppelt und die natürlichen Uferstrukturen durch Blockwürfe ersetzt – mit negativen Folgen für Biodiversität und Ökosystemleistungen (SCHINDLER et al. 2014). Der Indikator ist somit ein relevanter Pressure-Indikator für die Donaulandschaften.

Abbildung 11:
Trend der Donau-Staurauflänge in Österreich von 1955 bis 2013.
Die Datenreihe konnte bis 2013 fortgeführt werden, da seit 1997 kein weiteres Donaukraftwerk gebaut wurde.



Interpretation

Die Staurauflänge der Donau nimmt seit der Errichtung des ersten Kraftwerks in Jochenstein im Jahr 1955 kontinuierlich zu (siehe Abbildung 11). Seit der Errichtung des Kraftwerks Wien-Freudenau im Jahr 1998 kam es zwar zu keiner weiteren Zunahme der Staurauflänge, allerdings sind die noch existierenden Fließstrecken mittlerweile ohnehin auf den Nationalpark Donau-Auen und die Wachau begrenzt. In knapp 50 Jahren wurden somit fast 300 km Donaufließstrecke verbaut. Die Auswirkungen auf die Biodiversität sind groß, da vielerorts wertvoller Lebensraum (v. a. Flussauen) verloren ging und die geschaffenen Stauräume für viele Tier- und Pflanzenarten gänzlich ungeeignet sind (DANUBEPARKS 2012).

Stärken

Die Daten sind präzise und vollständig. Der Indikator ist sehr biodiversitätsrelevant, denn die freien Fließstrecken der Donau und deren umliegende Auengebiete sind Lebensräume von herausragender Bedeutung für die österreichische Biodiversität.

Limitationen

Die Daten beziehen sich nur auf die Donau, andere österreichische Flüsse sind nicht berücksichtigt.

Datenquelle

KAVKA, G.; KRÄMER, D.; KREITNER, P.; MAUTHNER-WEBER, R.; OFENBÖECK, G. & RAUCHBÜCHL, A. (2000): Wasserbeschaffenheit und Güte der österreichischen Donau. Schiftenreihe Bundesamt für Wasserwirtschaft Band 10, Wien, Bundesamt für Wasserwirtschaft, 273 pp.

3.4.9 Factsheet Stickstoffemissionen

Zahlreiche bedrohte Lebensräume Österreichs sind durch eine geringe Nährstoffversorgung charakterisiert, beispielweise Magerrasen oder Moore mit ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften. Ein wesentlicher Bedrohungsfaktor ist Stickstoff, der über die Luft verfrachtet in den Lebensraum eingebracht wird. Die NO_x -Emissionen stellen daher einen wichtigen Pressure-Indikator dar.

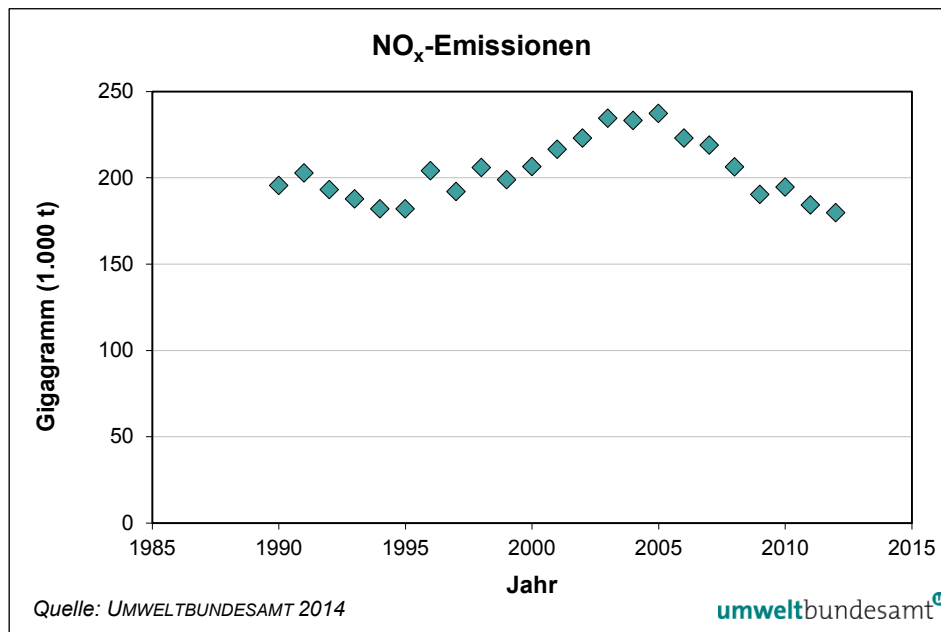


Abbildung 12:
Trend der Stickstoffemissionen in Österreich (Verkehr, Industrie und Energieversorgung) von 1990 bis 2012. Stickstoffemissionen aus dem Verkehrssektor sind um Kraftstoffexporte rechnerisch bereinigt.

Die Stickstoffemissionen aus Verkehr, Industrie und Energieversorgung nahmen bis 2005 zu und zeigen seither wieder eine leichte Abnahme (siehe Abbildung 12). Seit 2005 sind insbesondere die Verkehrsemissionen rückläufig; das Emissionsniveau ist jedoch ähnlich hoch wie 1990 oder 1995. Österreichische Emissionen tragen also weiterhin wesentlich zum Stickstoffeintrag in sensible Lebensräume bei.

Die Daten sind gut abgesichert und reichen mittlerweile 25 Jahre zurück.

Ökologisch entscheidender als die Emissionen sind die Immissionen. Dafür liegen aber noch keine langen Zeitreihen mit großer geografischer Abdeckung vor. Die österreichischen Emissionen sind ein sehr wesentlicher Faktor der Immissionen.

UMWELTBUNDESAMT (2014): Pazdernik, K.; Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Jobstmann, H.; Moosmann, L.; Poupa, S.; Schieder, W.; Schmid, C.; Stranner, G.; Tista, M. & Zechmeister, A.: Emissionstrends 1990–2012. Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2014). Reports, Bd. REP-0489. Umweltbundesamt, Wien. S. 124.

Interpretation

Stärken

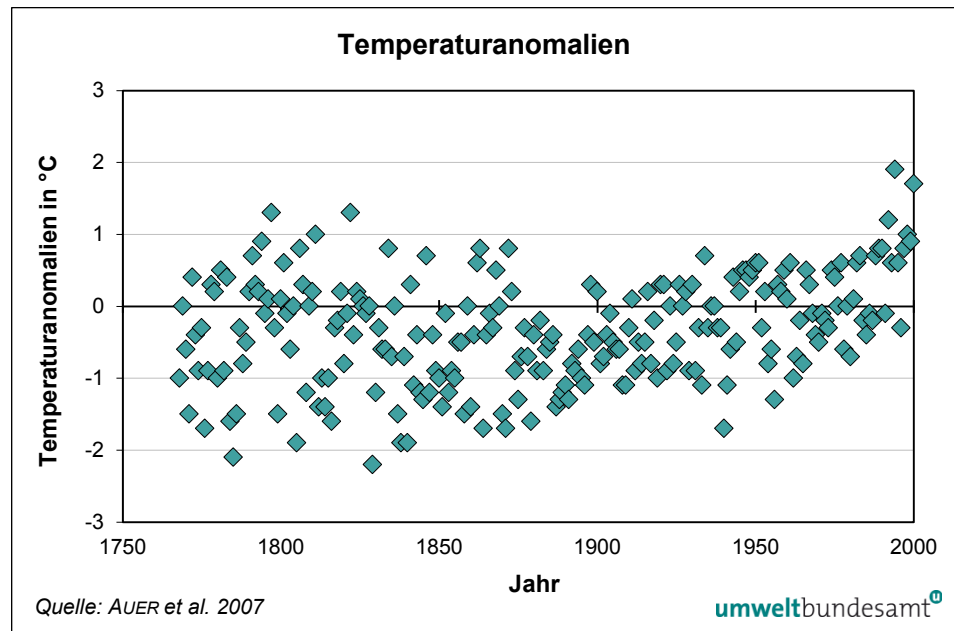
Limitationen

Datenquelle

3.4.10 Factsheet Lufttemperatur

Das Klima ist hauptverantwortlich für die Ausbildung unterschiedlicher Biozöno-
sen und die Temperatur spielt eine herausragende Rolle für das Überleben und
die Verbreitung der Organismen. Während Extremwerte infolge des Überschrei-
tens von physiologischen Toleranzgrenzen zu höherer Mortalität führen können,
wirken Mittelwerte vor allem indirekt über Änderungen in physiologischen Pro-
zessen sowie über Fitness und Konkurrenzphänomene (RABITSCH & ESSL 2013,
siehe auch PAULI et al. 2012).

Abbildung 13:
Trend der
österreichischen
Temperaturanomalien
(in °C) von 1800 bis
2014. Dargestellt sind
die Anomalien der
Jahresmittel im Tiefland
im Vergleich zur Periode
1961 bis 1990.



Interpretation

Die Jahresmittelwerte der Lufttemperatur liegen zwischen 1800 und 1960 durchschnittlich um ca. 0,5 °C niedriger als jene im Vergleichszeitraum 1961–1990. Die größere Streuung dieser Werte im 19. Jahrhundert (siehe Abbildung 13) ist wahrscheinlich auf die geringere Genauigkeit, Abdeckung und Standardisierung der Erhebungsverfahren im Vergleich zu heute zurückzuführen. Die durchschnittliche Jahrestemperatur steigt an, wobei eine Beschleunigung der Erwärmung erkennbar ist. Dies veranschaulicht der Vergleich der drei Zeiträume 1961–1990, 1991–2000, 2001–2010 und 2011–2014: Die Jahresmittelwerte der Lufttemperatur liegen im Zeitraum von 1990 bis 2000 um 0,8 °C höher als die des Referenzzeitraums 1961–1990; jene von 2001 bis 2010 liegen bereits um 1,1 °C höher. Während der vier Jahre von 2011 und 2014 liegt die mittlere Anomalie im Vergleich zum Referenzzeitraum bei 1,7 °C. Im letzten Jahr der Messreihe weist der Jahresmittelwert die höchste Abweichung aller 215 dargestellten Jahre auf (+ 2,4 °C im Vergleich zu 1961–1990). Die Datenreihe stellt eine Evidenz für Klimaerwärmung in Österreich dar, wobei diese scheinbar schon während des Vergleichszeitraums 1961–1990 begonnen hat, und seither stark zunimmt.

Stärken

Der Indikator beruht auf durchgehenden Zeitreihen und deckt 215 Jahre ab. Die Daten sind verlässlich.

Limitationen

Jahresmittelwerte über ganz Österreich bilden weder lokale Wetterphänomene noch kurze Extremereignisse ab. Diese können jedoch wesentliche Biodiversitätsauswirkungen haben.

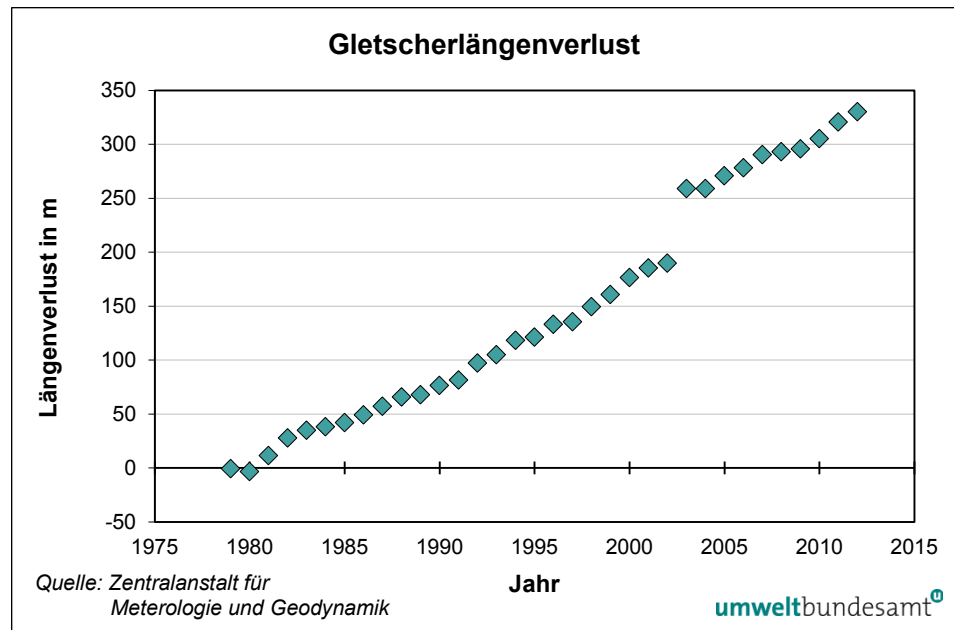
Auer, I.; Böhm, R.; Jurkovic, A.; Lipa, W.; Orlik, A.; Potzmann, R.; Schöner, W.; Ungersböck, M.; Matulla, C.; Briffa, K.; Jones, P.D.; Efthymiadis, D.; Brunetti, M.; Nanni, T.; Maugeri, M.; Mercalli, L.; Mestre, O.; Moisselin, J.-M.; Begert, M.; Müller-Westermeier, G.; Kveton, V.; Bochnicek, O.; Stastny, P.; Lapin, M.; Szalai, S.; Szentimrey, T.; Cegnar, T.; Dolinar, M.; Gajic-Capka, M.; Zaninovic, K.; Majstorovic, Z. & Nieplova, E. (2007): HISTALP – Historical instrumental climatological surface time series of the greater Alpine region 1760–2003. *International Journal of Climatology* 27: 17–46.
<http://www.zamg.ac.at/histalp/>

Datenquelle

3.4.11 Factsheet Gletscherlängenverlust

Der Verlust an Gletschervolumen und -länge ist durch geänderte Klimabedingungen im Jahreslauf verursacht. Die Änderung der Gletscherlebensräume kann direkte Auswirkungen auf Lebensraumspezialisten haben. Die den Gletscherrückgängen zugrundeliegenden Klimaveränderungen stellen eine Gefahrenquelle für ein viel breiteres Spektrum an alpinen Tier- und Pflanzenarten dar (GOTTFRIED et al. 2012, PAULI et al. 2012).

Abbildung 14:
Trend des Verlusts an
Gletscherlänge
(kumuliert in Metern seit
1978). Dargestellt sind
die Mittelwerte für drei
österreichische
Gletscher
(Goldbergkees,
Kleinfleisskees und
Wurtenkees) mit
durchgehenden
Datenreihen von
1978 bis 2012.



Interpretation

Der Trend zeigt den kontinuierlichen Rückzug der drei Gletscher Goldbergkees, Kleinfleisskees und Wurtenkees im Ausmaß von durchschnittlich 330 m in 25 Jahren (1978–2012; siehe Abbildung 14). Der abrupte Anstieg im Jahr 2003 kommt dadurch zustande, dass beim Kleinfleißkees im September 2002 der gesamte untere Gletscherteil abriss und im Jahr 2003 bei der Gesamtlängenmessung nicht mehr berücksichtigt wurde. Der starke Rückgang der Gletscher ist ein eindeutiger Indikator für den Klimawandel im Alpenraum.

Stärken

Der Indikator beruht auf drei durchgehenden Zeitreihen und deckt 25 Jahre ab. Die Daten sind verlässlich. Gletscherrückgang glättet schwankende Temperatur-Zeitreihen gut aus. Die Gletscherrückgänge illustrieren deutlich und auf augenfällige Weise, dass sich das Klima derzeit in einem massiven Wandlungsprozess befindet.

Limitationen

Die Längenmessung ist ein schwierig zu interpretierender Wert, der stark von der Gletscherbett-Geometrie abhängt. In Bezug auf Klimadaten ist zum Beispiel die Massenbilanz ein besserer Wert, dafür stehen aber nicht so lange Zeitreihen zur Verfügung. Die Größe der Stichprobe ($n = 3$ Gletscher) ist klein.

Datenquelle

Website der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik:

<http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/daten-download/gletscherdaten>

3.4.12 Factsheet Neophyten

Gebietsfremde Tier- und Pflanzenarten sind eine wesentliche Gefahrenquelle für Biodiversität. Akkumulationskurven von gebietsfremden Arten stellen einen wesentlichen Pressure-Indikator dar, der auch für europäische und globale Zusammenstellungen verwendet wird (TITTENSOR et al. 2014).

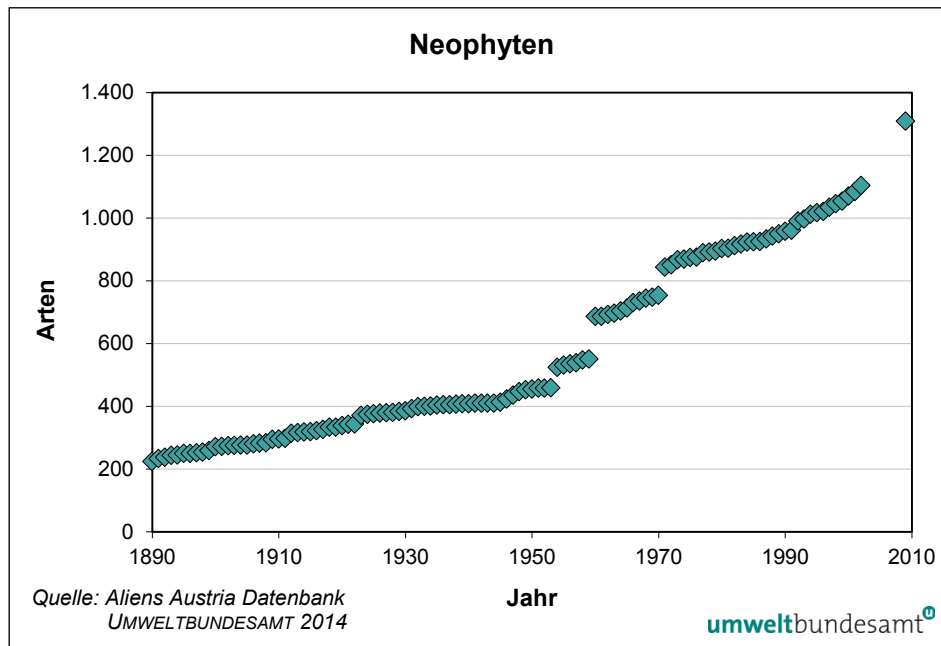


Abbildung 15:
Trend der Neophyten
in Österreich (Jahr des
Erstnachweises –
kumulative Darstellung)
von 1890 bis 2009.

In Österreich wurden im Jahr 2009 mindestens 1.309 Neophyten nachgewiesen. Der steigende Trend wurde seit dem Zweiten Weltkrieg durch Handel und Globalisierung stark beschleunigt (siehe Abbildung 15).

Die Daten sind österreichweit gültig. Die Artenliste ist sehr umfassend und für alle Arten wird eine Jahreszahl des Erstnachweises angeführt. Die Zeitreihe ist lang, sie reicht zurück bis zum ersten Auftreten des Gemeinen Stechapfels (*Datura stramonium*) im Jahre 1583.

Die Anzahl der Neophytenarten ist kein Parameter der durch „Messungen“ erhalten werden kann. Einzelne Arten könnten in nicht untersuchten Gewässerabschnitten existieren und noch nicht oder mit erheblicher Verspätung entdeckt worden sein. Die Datenreihe endet bereits 2009; ein Update wäre erstrebenswert. Die möglichen negativen Biodiversitäts-Auswirkungen der einzelnen Arten reichen von eher gering bis zu sehr hoch.

Aliens Austria Datenbank Umweltbundesamt 2014

Interpretation

Stärken

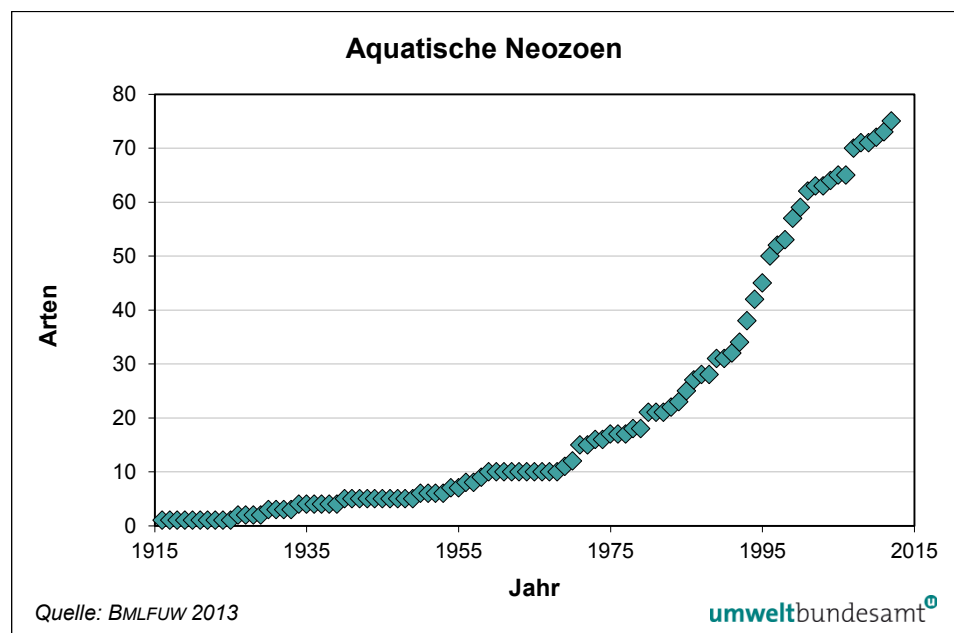
Limitationen

Datenquelle

3.4.13 Factsheet Aquatische Neozoen

Gebietsfremde Tier- und Pflanzenarten sind eine wesentliche Gefahrenquelle für Biodiversität. Aquatische Neozoen stellen durch ihre große Mobilität eine besondere Gefahr dar, noch dazu sind die österreichischen Gewässerlebensräume durch hohe Sensibilität charakterisiert und wurden durch andere Gefahrenquellen teilweise bereits aus dem ökologischen Gleichgewicht gebracht. Aquatische Neozoen können einheimische Arten durch Konkurrenz, Krankheitsübertragung oder Hybridisierung gefährden, manche Arten sind Parasiten. Akkumulationskurven von invasiven Arten stellen einen wesentlichen Pressure-Indikator dar, der auch für europäische und globale Zusammenstellungen verwendet wird (RABITSCH et al. 2012, TITTENSOR et al. 2014).

Abbildung 16:
Trend der aquatischen
Neozoen in Österreich
(Jahr des
Erstnachweises –
kumulative Darstellung)
von 1916 bis 2012.



Interpretation	In Österreich wurden 2012 74 aquatische Neozoenarten nachgewiesen (siehe Abbildung 16), ca. 60 davon auch im Freiland (BMLFUW 2013). Die Rate der Neuankünfte stieg seit den 1970er-Jahren an, in den 1990er-Jahren war sie am stärksten mit durchschnittlich 2,5 Arten pro Jahr. Seit der Jahrtausendwende kam es wieder zu einer Abflachung, in den Jahren 2003–2012 kamen 12 Arten dazu.
Stärken	Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Die Zeitreihe ist sehr lang, es sind 75 Arten aufgelistet, für alle wurde eine Jahreszahl des Erstnachweises angeführt, für eine davon ist der Bestand mittlerweile erloschen.
Limitationen	Die Anzahl der Neozoen ist kein Parameter, der durch „Messungen“ erhalten werden kann; einzelne Arten könnten in nicht untersuchten Gewässerabschnitten existieren und noch nicht oder mit erheblicher Verspätung entdeckt worden sein. Die möglichen negativen Auswirkungen reichen von eher gering bis zu sehr hoch (z. B. Krebspest-Übertragung durch amerikanische Flusskrebse).
Datenquelle	BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2013): Aquatische Neobiota in Österreich. Stand 2013. (Tabelle 4 – Seiten 55–57)

3.4.14 Factsheet Fließgewässerverunreinigung – DOC

Der DOC (dissolved organic carbon – gelöster organischer Kohlenstoff) ist ein Indikator für die Abwasserüberwachung und den Gewässerzustand. Er ist ein Maß für die Gesamtheit aller gelösten organischen Verbindungen. Durch anthropogene Einflüsse können erhebliche DOC-Frachten in Oberflächengewässer gelangen, die dort zu Sauerstoffzehrung mit beträchtlichen Biodiversitätsauswirkungen führen. Kommunale Abwässer sowie Abwässer aus Lebensmittelbetrieben weisen hohe DOC-Konzentrationen auf.

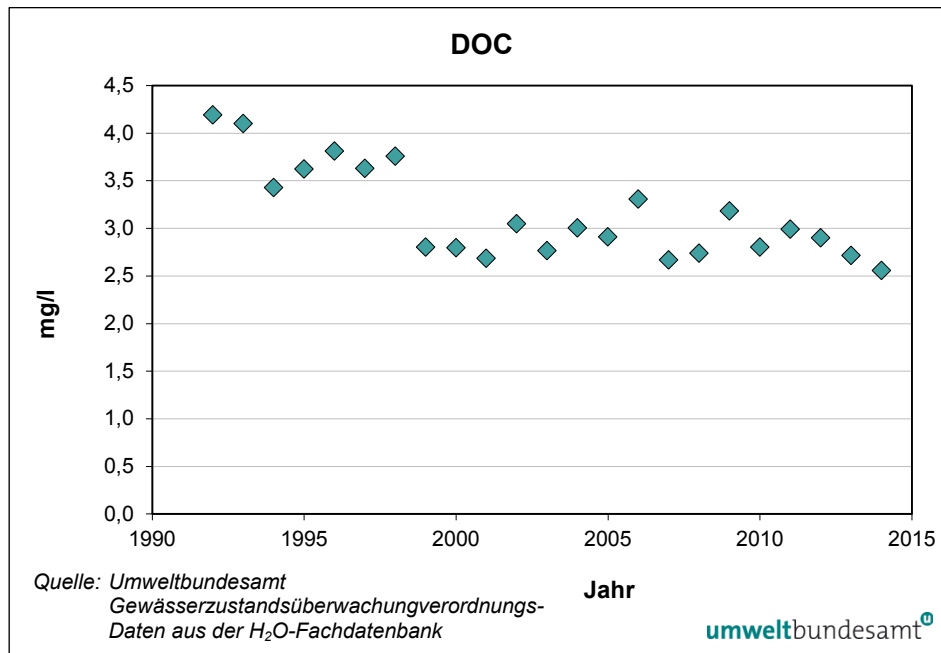


Abbildung 17: Trend des DOC (in mg C/l). Dargestellt sind die gesamtösterreichischen Mittelwerte der 90 % Perzentilen für jährlich 34 bis 44 Fließgewässer-Einzelstandorte mit annähernd durchgehenden Zeitreihen von 1992–2014.

Der Indikatorwert verringerte sich im Laufe der 1990er-Jahre von ca. 4 mg/l auf beinahe die Hälfte; seit dem Jahr 2000 bleibt der Indikatorwert sehr konstant (siehe Abbildung 17). Der Indikator reflektiert somit die Verbesserungen im österreichischen Abwassersystem in den 1990er-Jahren.

Jährliche Perzentile wurden nur für jene Standorte berechnet, die mindestens 3 Messwerte pro Jahr aufwiesen. Für 44 Standorte ergaben sich daraus Zeitreihen, bei denen zumindest 19 der 23 Jahre von 1992 bis 2014 abgedeckt waren. Die Daten wurden daraufhin kontrolliert, ob sie – bedingt durch sich verringern- de Nachweisgrenzen – Pseudotrends ergeben könnten; dies war nicht der Fall.

Da manche der 44 Standorte nur 19–22 der 23 Jahre abdeckten, gibt es für manche Jahre Angaben von weniger als 44 Standorten. Der Minimalwert an berücksichtigten Standorten ist 34, die Variation in der Anzahl der Standorte und in der Anzahl der jährlichen Messwerte pro Standort (n = 3 bis 26) ist nicht optimal, sollte aber keine Beeinträchtigung der Robustheit des Indikators darstellen.

Umweltbundesamt, Gewässerzustandsüberwachungsverordnungs-Daten aus der H₂O-Fachdatenbank.

Interpretation

Stärken

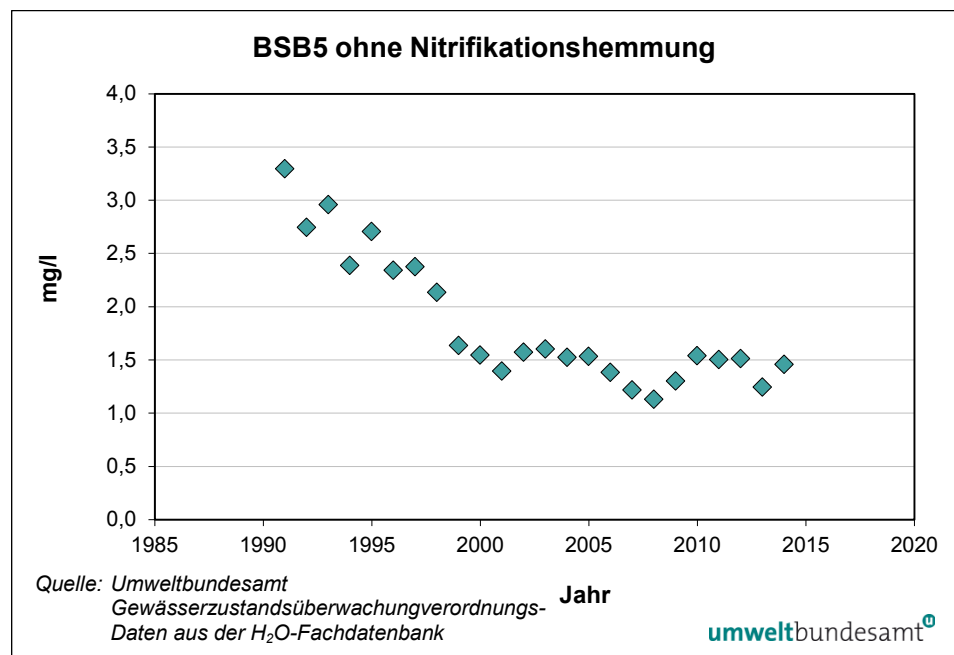
Limitationen

Datenquelle

3.4.15 Factsheet Fließgewässerverunreinigung – BSB5 ohne Nitrifikationshemmung

Der BSB5 (biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen) ist ein Indikator für die Abwasserüberwachung und den Gewässerzustand. Er gibt die Menge an gelöstem Sauerstoff in mg/l an, die von Bakterien und anderen Kleinstlebewesen in einer Wasserprobe im Zeitraum von 5 Tagen bei einer Temperatur von 20 °C verbraucht wird, um die Wasserinhaltsstoffe aerob abzubauen. Der BSB-Wert ist ein indirektes Maß für die Summe aller biologisch abbaubaren organischen Stoffe im Wasser.

Abbildung 18:
Trend des BSB5 ohne
Nitrifikationshemmung.
Dargestellt sind die
gesamtösterreichischen
Mittelwerte der 90 %
Perzentilen für jene
36 Fließgewässer-
Einzelstandorte mit
durchgehenden
Zeitreihen von
1992–2014.



Interpretation Der Indikatorwert verringerte sich im Laufe der 1990er-Jahre von ca. 4 mg/l auf die Hälfte, seit dem Jahr 2000 bleibt der Indikatorwert konstant (siehe Abbildung 18). Der Indikator reflektiert somit die Verbesserungen im österreichischen Abwassersystem in den 1990er-Jahren.

Stärken Jährliche Perzentile wurden nur für jene Standorte berechnet, die mindestens drei Messwerte pro Jahr aufwiesen. Für 36 Standorte ergaben sich daraus durchgehende Zeitreihen von 1992 bis 20 zu allen diesen 36 Standorten standen jährlich je 23 Messwerte zur Verfügung. Die Daten wurden daraufhin kontrolliert, ob sie – bedingt durch sich verringernde Nachweisgrenzen – Pseudotrends ergeben könnten; dies war nicht der Fall.

Limitationen Keine Limitationen bekannt. Der Indikator beruht stets auf jährlich 23 Messwerten für 36 Standorte.

Datenquelle Umweltbundesamt, Gewässerzustandsüberwachungsverordnungs-Daten aus der H₂O-Fachdatenbank.

3.4.16 Factsheet Fließgewässerverunreinigung – Nitratstickstoff

Nitratstickstoff ist ein Indikator für den Gewässerzustand. Die Einträge stammen vor allem aus der Landwirtschaft und zu einem geringeren Anteil von Abwässern. In Fließgewässern, in denen Stickstoff als limitierender Faktor anzusehen ist, kann Eutrophierung durch Nitrat ein übermäßiges Pflanzenwachstum während der Vegetationsperiode bewirken.

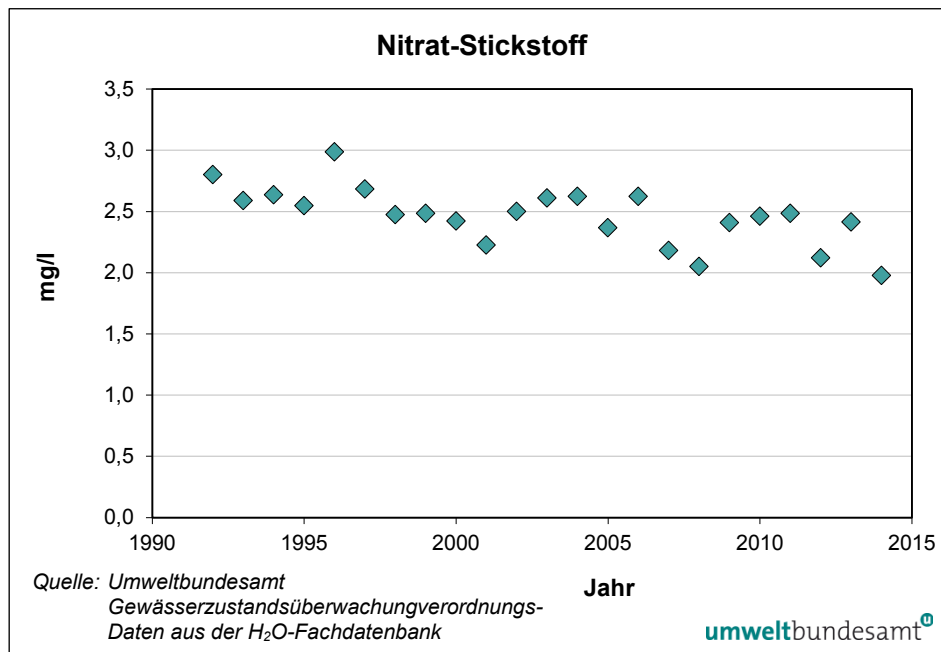


Abbildung 19:
Trend des Nitratstickstoffs (in mg N/l).
Dargestellt sind die gesamtösterreichischen Mittelwerte der 90 % Perzentilen für jährlich 34 bis 44 Fließgewässer-Einzelstandorte mit annähernd durchgehenden Zeitreihen von 1992–2014.

Der Indikatorwert lag im Untersuchungszeitraum stets zwischen 2,0 und 3,0 mg Nitrat-N/l (siehe Abbildung 19). Er verringerte sich geringfügig und äußerst langsam seit Beginn der Zeitreihe im Jahr 1992. Der Indikator reflektiert somit eine mäßige Nitratbelastung, die für die einbezogenen Einzelstandorte im Vergleich zu anderen Indikatoren außerordentlich konstant war. Einzelwerte lagen wesentlich höher als 2–3 mg Nitrat-N/l, der Maximalwert lag bei 15,9 mg Nitrat-N/l an einem Standort im Dezember 1992.

Jährliche Perzentile wurden nur für jene Standorte berechnet, die mindestens drei Messwerte pro Jahr aufwiesen. Für 44 Standorte ergaben sich daraus Zeitreihen, bei denen zumindest 19 der 23 Jahre von 1992 bis 2014 abgedeckt waren. Die Daten wurden daraufhin kontrolliert, ob sie – bedingt durch sich verringernde Nachweisgrenzen – Pseudotrends ergeben könnten; dies war nicht der Fall.

Da manche der 44 Standorte nur 19–22 der 23 Jahre abdeckten, gibt es für manche Jahre Angaben von weniger als 44 Standorten. Der Minimalwert an berücksichtigten Standorten ist 34, die Variation in der Anzahl der Standorte und in der Anzahl der jährlichen Messwerte pro Standorten (n = 3 bis 26) ist nicht optimal, sollte aber keine Beeinträchtigung der Robustheit des Indikators darstellen.

Umweltbundesamt, Gewässerzustandsüberwachungsverordnungs-Daten aus der H₂O-Fachdatenbank.

Interpretation

Stärken

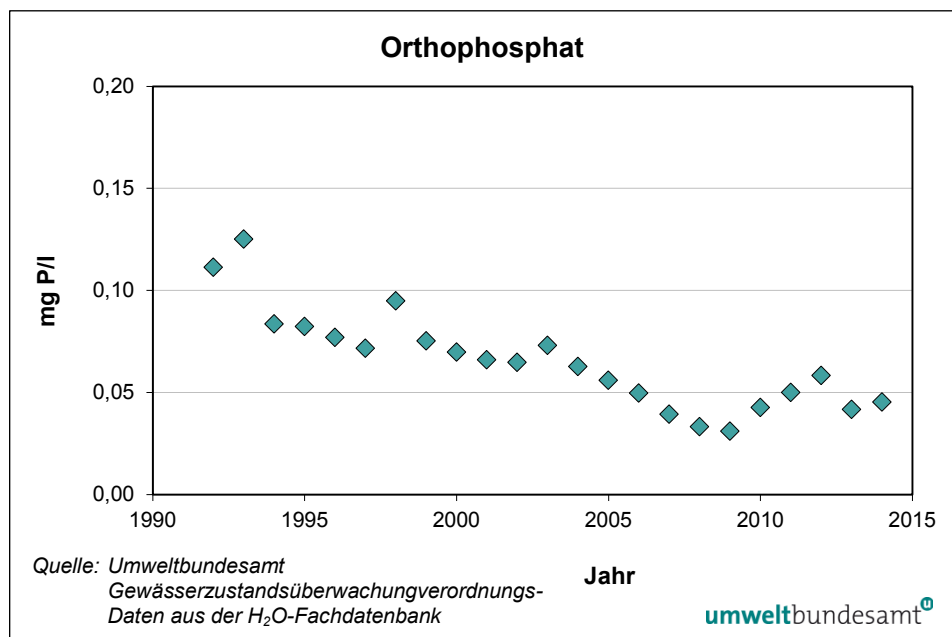
Limitationen

Datenquelle

3.4.17 Factsheet Fließgewässerverunreinigung – Orthophosphat

Orthophosphat ist ein Indikator für den Gewässerzustand. In Fließgewässer gelangt Phosphor über punktförmige und diffuse, in erster Linie anthropogene Quellen. Phosphor wird in Form anorganischer Verbindungen in Düngemitteln und in Form phosphororganischer Verbindungen in Schädlingsbekämpfungsmitteln verwendet, ist aber auch in Exkrementen enthalten. Eutrophierung durch natürlicherweise in sehr geringen Konzentrationen vorhandenes Orthophosphat kann ein übermäßiges Pflanzenwachstum in Gewässern bewirken. Folgeerscheinungen bei ausreichender Lichtzufuhr sind starke Verkrautungen durch höhere submerse und emerse Wasserpflanzen sowie Fadenalgen oder eine massenhafte Vermehrung des Phytoplanktons (Algenblüten).

Abbildung 20:
Trend des Orthophosphats (in mg P/l).
Dargestellt sind die gesamtösterreichischen Mittelwerte der 90 % Perzentile für jährlich 33 bis 39 Fließgewässer-Einzelstandorte mit annähernd durchgehenden Zeitreihen von 1992–2014.



Interpretation

Der Indikatorwert zeigt einen langsamen aber stetigen Rückgang der Phosphatbelastung von 1992 (0,11 mg P/l) bis zum Jahr 2009 (0,03 mg P/l). Danach kam es wieder zu leichten Zunahmen. Im Jahr 2014 betrug der Indikatorwert 0,05 mg P/l (siehe Abbildung 20). In nicht verunreinigten Gewässern wird Orthophosphat nur in sehr geringen Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,05 mg/L P vorgefunden; in abwasserbelasteten Gewässern kann sie auf mehrere mg/L ansteigen.

Stärken

Jährliche Perzentile wurden nur für jene Standorte berechnet, die mindestens 3 Messwerte pro Jahr aufwiesen. Für 39 Standorte ergaben sich daraus Zeitreihen, bei denen zumindest 19 der 23 Jahre von 1992 bis 2014 abgedeckt waren. Die Daten wurden daraufhin kontrolliert, ob sie – bedingt durch sich verringernde Nachweisgrenzen – Pseudotrends ergeben könnten; dies war nicht der Fall.

Limitationen

Da manche der 39 Standorte nur 19–22 der 23 Jahre abdeckten, gibt es für manche Jahre Angaben von weniger als 39 Standorten. Der Minimalwert an berücksichtigten Standorten ist 33, die Variation in der Anzahl der Standorte und in der Anzahl der jährlichen Messwerte pro Standort ($n = 3$ bis 26) ist nicht optimal, sollte aber keine Beeinträchtigung der Robustheit des Indikators darstellen.

Datenquelle

Umweltbundesamt, Gewässerzustandsüberwachungsverordnungs-Daten aus der H₂O-Fachdatenbank.

3.5 Trends der Zustandsindikatoren

3.5.1 Factsheet Farmland Bird Index

Der Biodiversitätsindikator „Bestand der Feldvögel“, im Folgenden als „Farmland Bird Index“ (VOŘÍŠEK et al. 2008) bezeichnet, ist der wichtigste flächendeckende Indikator zu Populationstrends von Organismen in Österreich und gehört zum „Gemeinsamen Begleitungs- und Bewertungsrahmen zur Evaluierung der Maßnahmen für die Entwicklung des ländlichen Raumes“ (TEUFELBAUER 2014). Der Farmland Bird Index setzt sich aus den Bestandstrends typischer, überwiegend im Kulturland vorkommender Arten zusammen und berücksichtigt die verschiedenen Lebensräume innerhalb des Kulturlandes (TEUFELBAUER 2014). Er hat sich für ganz Europa etabliert (VOŘÍŠEK et al. 2008) und findet auch Anwendung als globaler Biodiversitätsindikator (TITTENSOR et al. 2014).

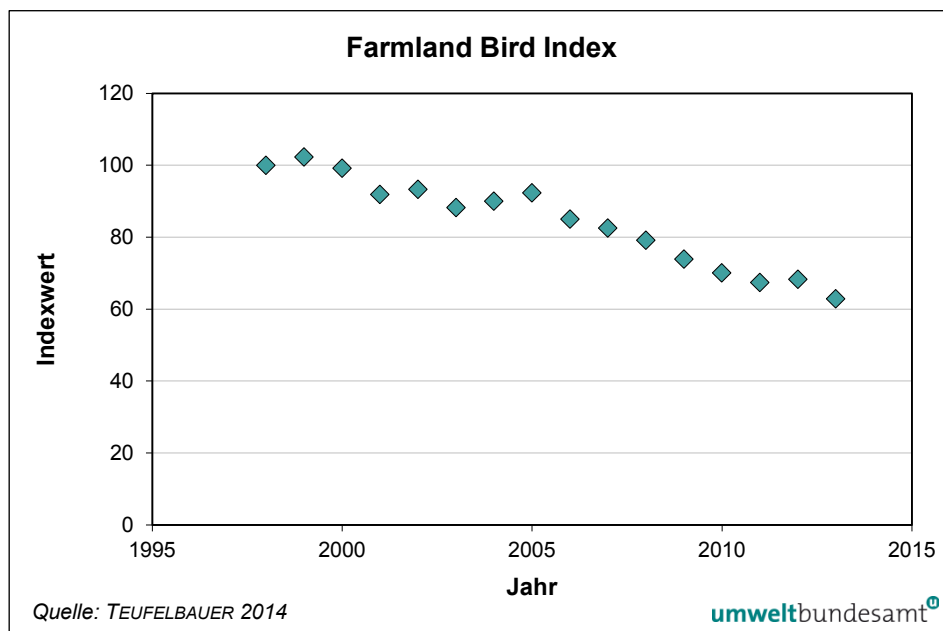


Abbildung 21:
Trend des Farmland
Bird Index in Österreich
von 1998 bis 2013.
Der Indikator beruht
auf standardisierten
österreichweiten
Zählungen für
22 Indikatorarten.

Der Farmland Bird Index zeigt eine eindeutige Verschlechterung der Bedingungen für Feldvögel in der Kulturlandschaft im Zeitraum 1998 bis 2013 (siehe Abbildung 21). Trotz leichter Schwankungen, wie etwa einer stabilen Phase in den Jahren 2001 bis 2005, kam es im Gesamtuntersuchungszeitraum 1998 bis 2013 zu einem steten Rückgang der österreichischen Feldvogel-Populationen. Von den 22 Indikatorarten kam es in diesem Zeitraum bei 16 Arten zu statistisch signifikanten Rückgängen (Bandbreite: – 22,7 % bei der Goldammer *Emberiza citrinella*; – 80,2 % bei der Grauammer *E. calandra*); hingegen nur bei einer Art zu einem statistisch signifikanten Anstieg (Feldsperling *Passer montanus*: + 34,2 %) (TEUFELBAUER 2014). Die Gründe dafür liegen vor allem in der andauernden Intensivierung der Landwirtschaft bei gleichzeitiger Nutzungsaufgabe von biologisch wertvollen Agrarflächen (WRBKA et al. 2008, STOATE et al. 2009).

Interpretation

- Stärken** Datengrundlage für den österreichischen Farmland Bird Index ist das „Monitoring der Brutvögel Österreichs“, ein Bestandserfassungsprogramm für häufige Vogelarten, das von BirdLife Österreich durchgeführt wird. Die Vogelzählungen erfolgen standardisiert nach genau vorgegebener und europaweit erprobter Methode (TEUFELBAUER 2009, 2010). Die Stichprobe der Zählstrecken ist für die Trendaussagen ausreichend.
- Limitationen** Es werden nicht jedes Jahr die exakt selben Zählstrecken verwendet.
- Datenquelle** TEUFELBAUER, N. (2014): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich: Datenerhebung und -aufbereitung 2008. Bericht im Auftrag des Lebensministeriums, Zahl: BMLFUW-LE.1.3.7/0013-II/5/2008. BirdLife Österreich, Wien. 31pp.

3.5.2 Factsheet Ackerfläche

Ackerfläche ist für manche Offenlandarten ein wichtiger Lebensraum. Andererseits wirken Äcker auch für viele Arten als lebensfeindliche Matrix und unüberwindliche Barrieren. Die Art und die Intensität der Bewirtschaftung ist selbstverständlich ein entscheidender Faktor.

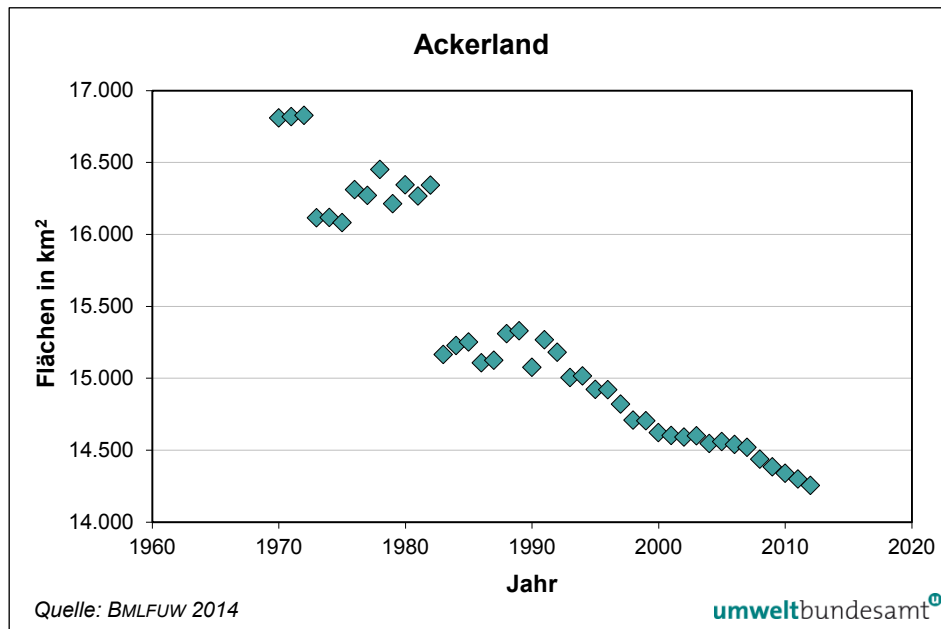


Abbildung 22:
Trend der Ackerflächen
in Österreich von
1970 bis 2012.

Die Ackerfläche nimmt seit den 1970er-Jahren kontinuierlich ab (siehe Abbildung 22). Große Sprünge gab es 1973 und vor allem 1983, der Abwärtstrend verlangsamte sich etwas mit der Jahrtausendwende.

Die Verluste an Ackerfläche sind nur teilweise auf die Nutzungsaufgabe zurückzuführen, was auch daran deutlich wird, dass die Brachfläche gleichfalls immer weiter absinkt. Der größte Teil des Ackerverlustes ist auf Versiegelung und die Umwandlung in Siedlungs- und Verkehrsflächen zurückzuführen. So wird ein Biotoptyp, der für Organismen wegen der vielfältigen Störungstätigkeit nur sehr eingeschränkt nutzbar ist, durch Biotoptypen verdrängt, die noch weniger nutzbar sind.

Der Indikator gibt Auskunft über den Trend eines flächenmäßig bedeutenden Vegetationstyps mit erheblicher Fragmentationswirkung.

Die Ackerfläche allein ohne Angabe zur Bewirtschaftungsart und -intensität ist nur von geringer Aussagekraft (siehe Kapitel 3.4.1, 3.4.2, 3.4.3, 3.5.3, 3.6.9, 3.6.10). Es ist jedoch davon auszugehen, dass zumeist die extensiver genutzten Flächen angegeben wurden.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquellen

Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014. <http://www.agraroekonomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_20101_Anbau_Ackerland_Oe.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

3.5.3 Factsheet Brachen

Mehr als 80 % der Landesfläche Österreichs sind Kulturlandschaft, etwa ein Drittel wird landwirtschaftlich genutzt. Die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst daher wesentlich die Vielfalt von Arten und Lebensräumen. Durch veränderte Bewirtschaftungsformen und Nutzungsintensivierung ist die biologische Vielfalt auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen in den letzten 50 Jahren stark zurückgegangen. Brachen sind ein wesentlicher Indikator der agrikulturellen Nutzungsintensität und stellen einen wichtigen Lebensraum für Offenlandarten dar. Sie dienen vielen Tierarten als Nahrungsquellen und Überwinterungsorte und sind Rückzugsgebiete während landwirtschaftlichen Störungen. Die Brachfläche ist somit einer der wichtigsten Biodiversitätsindikatoren in der Agrarlandschaft.

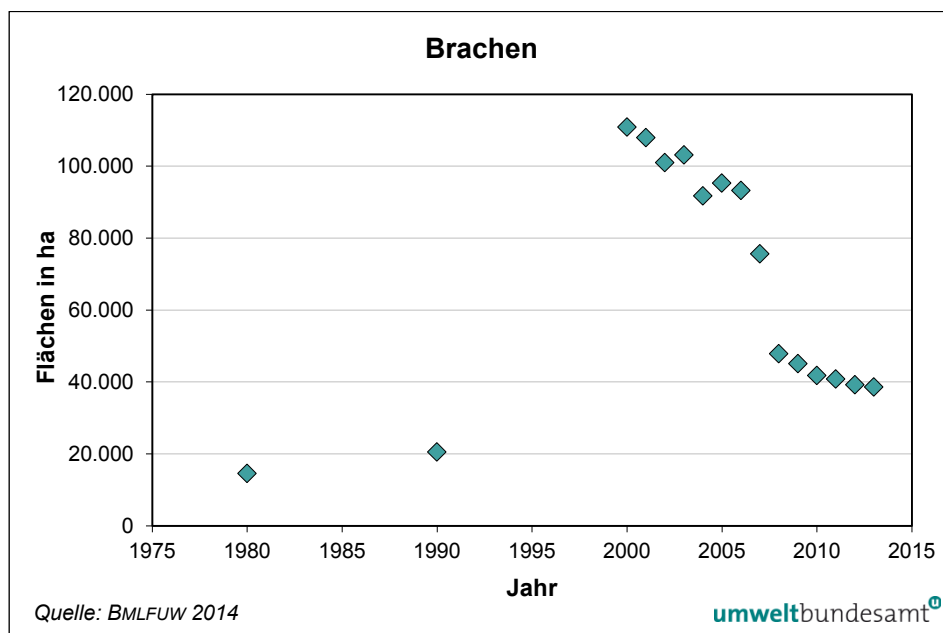


Abbildung 23:
Trend der Brachflächen
in Österreich von
1980 bis 2013.

Gegenüber den Zeiträumen vor der Jahrtausendwende gab es seit dem Jahr 2000 einen größeren Anteil an Brachflächen, seither ist jedoch ein kontinuierlicher Rückgang zu verzeichnen (siehe Abbildung 23). Die Halbierung der Brachfläche 2008 wurde durch die EU-Stilllegungsflächenverordnung ausgelöst (UMWELTBUNDESAMT 2013b). Seither nimmt die Brachfläche trotz der Auflagen bezüglich des guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands und der Blühstreifenförderung weiter kontinuierlich ab, womit auch der negative Trend von 2000 bis 2005 fortgesetzt wird.

Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Brachen sind ein Schlüsselement der Agrobiodiversität, die Brachfläche daher ein wesentlicher Indikator.

Die Zeitreihenauflösung von 1980 bis 2000 ist sehr schwach, der Brachflächenanstieg durch die Stilllegungsflächenverordnung ist aufgrund dieser schwachen zeitlichen Auflösung nicht erfasst.

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquellen BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014. <http://www.agraroeconomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_20101_Anbau_Ackerland_Oe.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

3.5.4 Factsheet Almfläche

Almen sind charakteristische extensiv genutzte Lebensräume in einem von alpinem Bergland geprägten Land wie Österreich. Sie sind durch eine hohe Artenvielfalt gekennzeichnet, die durch Nutzungsänderungen verloren gehen kann.

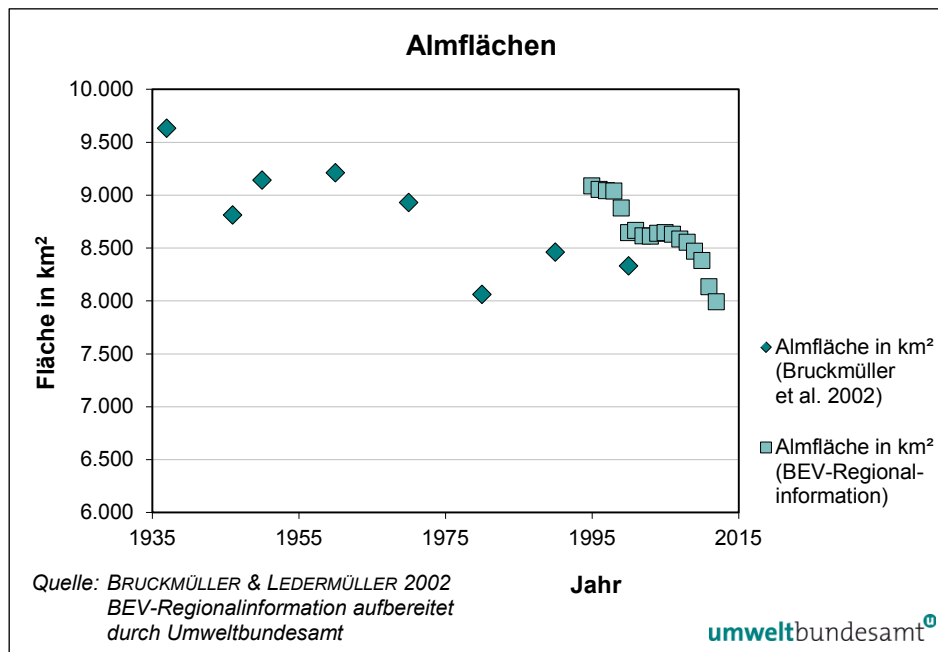


Abbildung 24:
Trend der Almflächen
in Österreich von
1937 bis 201.

Laut der Zeitreihe aus BRUCKMÜLLER & LEDERMÜLLER (2002) nimmt die Almfläche seit 1930 stetig ab, wobei es auch Perioden relativ geringer Almnutzung in der Nachkriegszeit und um 1980 gab (siehe Abbildung 24). Auch die rezenten Daten der BEV-Regionalinformation zeigen einen Rückgang, der kurz vor der Jahrtausendwende besonders stark ausgefallen ist. Der starke Rückgang von 2010 bis 2012 ist auf eine neue Erfassungsmethode der Almflächen zurückzuführen, bei der die Almfutterflächen erhoben, unproduktive Flächen hingegen herausgerechnet wurden. Insgesamt ist der Trend deutlich negativ und größtenteils auf Nutzungsaufgabe und Verwaldung zurückzuführen. Der erste Tiefstand der Almbewirtschaftung ist auf Arbeitskräftemangel in der Nachkriegszeit zurückzuführen.

Mit der Klimaerwärmung steigt die Waldgrenze zusehends an. Außerdem wird der Klimawandel die Gefährdungsprozesse verschärfen, da viele Arten der Almlbensräume auf ihrem Bergen inselartig gefangen sind und die Berglandschaft somit natürlicherweise zu einer hohen Populationsfragmentierung beiträgt.

Der Indikator gibt über einen langen Zeitraum Auskunft über den Trend eines flächenmäßig bedeutenden Vegetationstyps von erheblichem Naturschutzwert in höheren Berglagen.

Die Qualität der Almfläche und die Bewirtschaftungsintensität sind wichtige Parameter der Biotopeignung; sie gehen in diese Bewertung nicht ein. „Almflächen“ können auf verschiedene Weise berechnet werden, mangelnde Standardisierung stellt ein Problem dar.

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquellen

Daten der BEV-Regionalinformation, aufbereitet durch Umweltbundesamt. Datenstand: 1 Jänner des jeweiligen Jahres.

http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/raumplanung/auswirkungen/Landwirtschaft/bodennutzung_lw_1910_2000_tabelle.gif

Basierend auf:

BRUCKMÜLLER, E. & LEDERMÜLLER, F. (Hg., 2002): Geschichte der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im 20. Jahrhundert: Politik, Gesellschaft, Wirtschaft. Wien, Ueberreuter.

3.5.5 Factsheet Waldfläche

Wald ist der wichtigste Vegetationstyp Österreichs und nimmt die größte Fläche aller Vegetationstypen ein. Die Waldfläche ist ein geeigneter Indikator für das potenziell verfügbare Habitat für Waldarten, von denen Österreich eine Vielzahl besitzt.

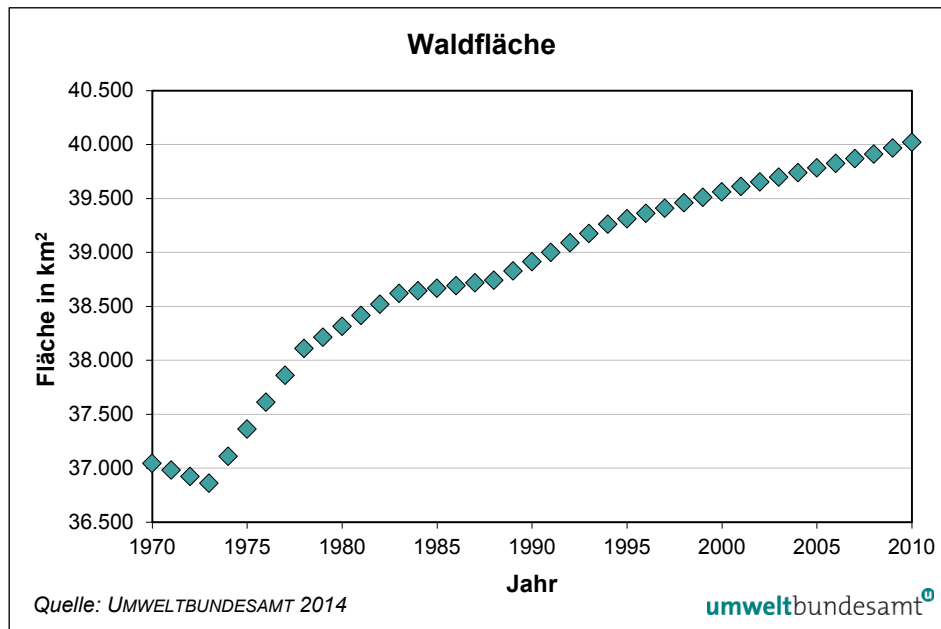


Abbildung 25:
Trend der Waldfläche
in Österreich von
1970 bis 2012.

Ein genereller Verwaltungstrend ist in Österreich seit geraumer Zeit zu beobachten. Nach einem kurzen Abfall am Anfang der 1970er-Jahre nimmt die Waldfläche in Österreich kontinuierlich zu (siehe Abbildung 25). Die neue Waldfläche rekrutiert sich einerseits aus brachfallenden Äckern, insbesondere aber aus verwaldendem Grünland. Davon profitieren Organismen, die Schatten bevorzugen. Mit der globalen Erwärmung wird auch die Waldgrenze in den Alpen ansteigen.

Der Indikator gibt Auskunft über den Trend des flächenmäßig größten Vegetationstyps.

Die Aussagekraft des Indikators für die Biodiversitätsbilanz Österreichs ist begrenzt, weil die Waldfläche noch nichts über die Qualität des Lebensraums und die Bewirtschaftungsintensität aussagt. Die meisten Jungwälder besitzen noch nicht die Charakteristika von wertgebenden Waldbiototypen. Totholz akkumuliert erst in späteren Waldstadien. Außerdem ist Waldhabitat nur für Waldarten positiv zu sehen, für einige Offenlandarten stellt Verwaldung und Aufforstung eine der wesentlichsten Gefährdungsursachen dar (siehe Kapitel 1). Zuletzt ist darauf hinzuweisen, dass die jährliche Auflösung des Indikators teilweise auf Interpolationen zurückzuführen ist.

UMWELTBUNDESAMT (2014): Pazdernik, K.; Anderl, M.; Freudenschuß, A.; Haider, S.; Jobstmann, H.; Kohlbach, M.; Köther, T.; Kriech, M.; Lampert, C.; Moosmann, L.; Pinterits, M.; Poupá, S.; Schmid, C.; Stranner, G.; Schwaiger, E.; Schwarzl, B.; Weiss, P. & Zechmeister, A.: Austria's National Inventory. Report 2014. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Report, Bd. Nr. REP-0475. Umweltbundesamt, Wien. S. 840.

Interpretation

Stärken

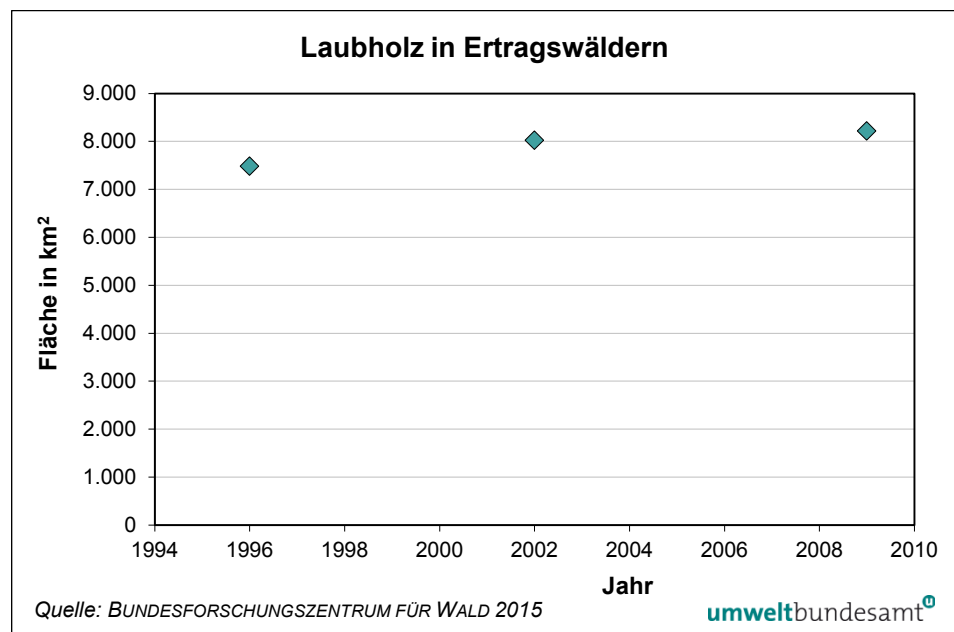
Limitationen

Datenquelle

3.5.6 Factsheet Laubholz in Ertragswäldern

Naturferne reine Nadelholzbestände und Fichtenreinbestände, aber auch gebietsfremde Baumarten stellen minderwertigen Lebensraum für viele europäische Waldarten dar. Standortangepasste Laubhölzer (z. B. Buche, Ahorn, Esche) und Mischbestände wären aus Sicht des Biodiversitätserhalts für viele österreichische Waldgebiete erstrebenswert. Trendangaben variieren zwischen den unterschiedlichen EUNIS-Laubwaldtypen und zwischen Ende des 20. Jahrhunderts und Beginn des 21. Jahrhunderts (siehe Kapitel 2, Tabelle 9). Die Gesamtfläche der Ertragswälder mit Laubholz ist daher ein relevanter Statusindikator.

Abbildung 26:
Trend der Fläche der
Ertragswälder mit
Laubholz in Österreich
1996, 2002 und 2009.



- Interpretation** Laubholz im Ertragswald nahm von 1996 bis 2009 um 9,8 % zu (siehe Abbildung 26).
- Stärken** Die Waldinventur baut auf einem breiten Datensatz auf. Standortgerechte Laubhölzer sind ein wesentlicher Schritt zu naturnäherer Bewirtschaftung.
- Limitationen** Der Datensatz besteht aus nur drei Datenpunkten (1996, 2002 und 2009). Die Fläche an Laubholz sagt nur wenig über die Natürlichkeit der Artenzusammensetzung und die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung aus.
- Datenquelle** Quelle: Bundesforschungszentrum für Wald 2015 www.waldinventur.at (abgerufen am 13.12.2014)

3.5.7 Factsheet Totholzvorrat

Totholz ist ein wesentliches Element von Waldökosystemen, von hervorragender Bedeutung für Nährstoffzyklen und ein bedeutendes Habitat für viele Pflanzen, Tier- und Pilzarten. Totholz trägt auch zu höherer Struktur- und Habitatvielfalt in Wäldern bei und kann Nährstoffe und Wasser speichern. Es stellt somit einen wesentlichen Indikator für mehrere ökologische Prozesse in Waldökosystemen dar.

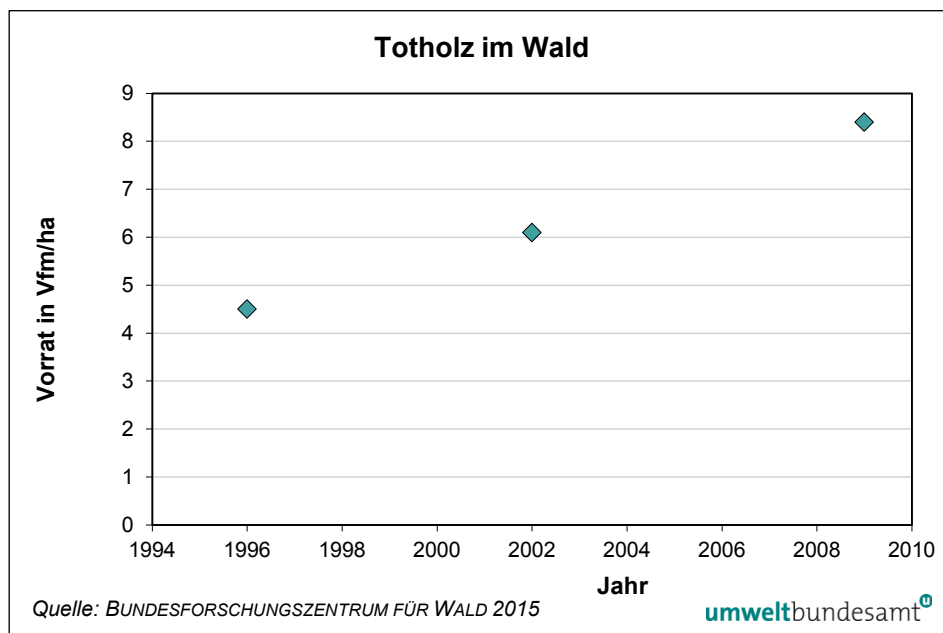


Abbildung 27:
Trend des
Totholzvorrats im Wald
(dargestellt in
Volumsfestmetern/ha)
in Österreich 1996,
2002 und 2009.

Der Totholzvorrat im Wald nahm von 1996 bis 2009 um 87 % zu (siehe Abbildung 27).

Die Waldinventur baut auf einem breiten Datensatz auf. Totholz ist zweifellos ein wichtiger Indikator für strukturreiche Wälder und gleichzeitig unabdingbarer Lebensraum für viele Totholzspezialisten.

Der Datensatz besteht aus nur drei Datenpunkten (1996, 2002 und 2009). Zwischen den letzten beiden Waldinventuren kam es zu einer Änderung in den Totholz-Aufnahmekriterien, was bei der Interpretation des Trends zu berücksichtigen ist.

Quelle: Bundesforschungszentrum für Wald 2015 www.waldinventur.at (abgerufen am 13.12.2014)

Interpretation

Stärken

Limitationen

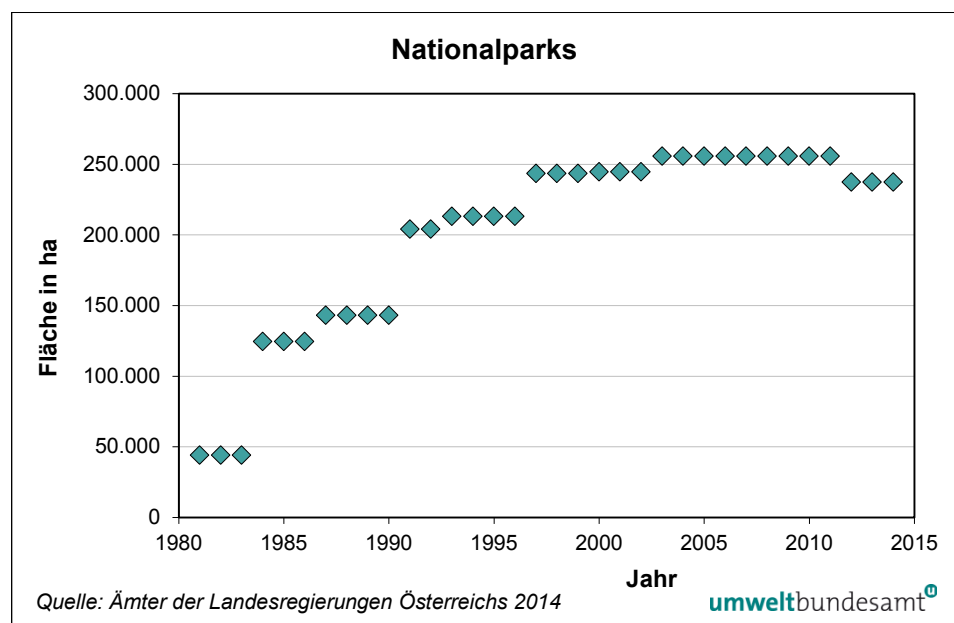
Datenquelle

3.6 Trends der Biodiversitätsindikatoren zu Schutzbemühungen

3.6.1 Factsheet Nationalparks

Nationalparks sind aus ökologischer Sicht besonders wertvolle Schutzgebiete. Sechs der ökologisch wertvollsten Regionen Österreichs sind anerkannt nach den Kriterien der Welt-Naturschutzunion IUCN für Kategorie II („Nationalpark“): „Ein Nationalpark ist ein natürliches Landgebiet oder marines Gebiet, das ausgewiesen wurde, um die ökologische Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme im Interesse der heutigen und kommenden Generationen zu schützen, um Nutzungen oder Inanspruchnahmen, die den Zielen der Ausweisung abträglich sind, auszuschließen, und um eine Basis für geistig-seelische Erfahrung sowie Forschungs-, Bildungs- und Erholungsangebote für Besucher zu schaffen. Sie alle müssen umwelt- und kulturverträglich sein.“ In einem Nationalpark sollen natürliche Entwicklungen möglichst ungestört ablaufen. Sie sind dadurch bestens geeignete Forschungsräume für Bestandsaufnahmen, ökologische Langzeituntersuchungen und Dauerbeobachtung (Monitoring).

Abbildung 28:
Trend der Fläche
der österreichischen
Nationalparks in ha.



Interpretation

Die teils sprunghaften Zunahmen der Nationalparkflächen (siehe Abbildung 28) spiegeln hauptsächlich die chronologische Reihenfolge der Errichtung der einzelnen Nationalparks in Österreich wider: Hohe Tauern (1981–1991), Neusiedler See-Seewinkel (1993), Donau-Auen (1997), Oberösterreichische Kalkalpen (1997), Thayatal (2000) und Gesäuse (2003).

Der in der Abbildung ersichtliche Datenknick im Jahr 2012 erklärt sich dadurch, dass der Nationalpark Nockberge zwar eingerichtet, aber von der IUCN (International Union for Conservation of Nature) nicht als IUCN-Kategorie II (d. h. als Nationalpark) anerkannt wurde, sondern lediglich als Geschützte Landschaft der Kategorie V eingestuft wurde. Daher fasste das zuständige Nationalparkkomitee den Beschluss, den Nationalpark in einen Biosphärenpark nach dem Konzept der UNESCO umzuwandeln; die gesetzlichen Grundlagen dazu wurden im Jahr 2012 wirksam.

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Nationalparks haben einen besonders hohen Wert für den Biodiversitätserhalt. **Stärken**

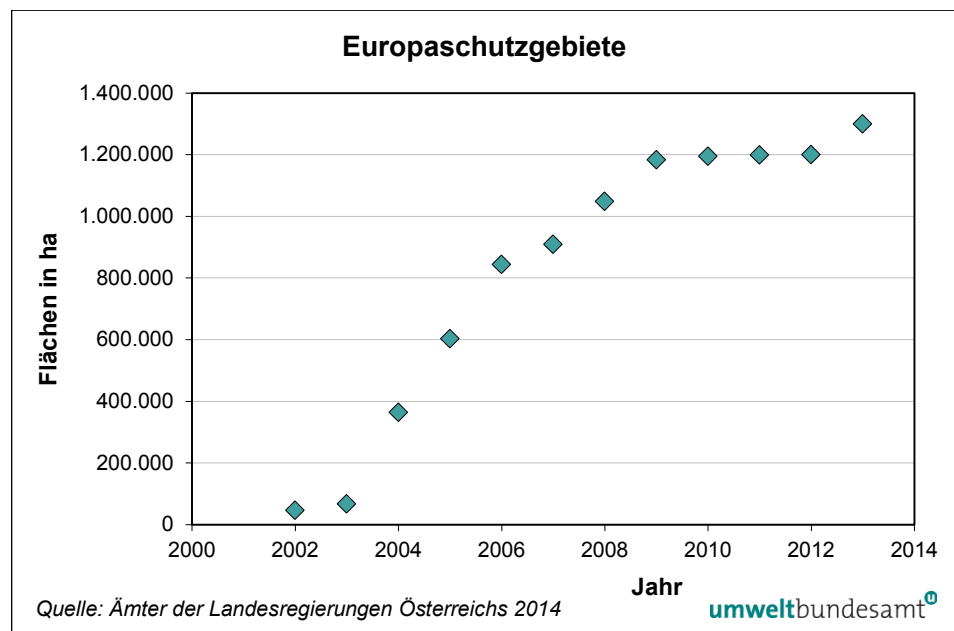
Die Daten beziehen sich auf die Errichtung von Nationalparks, reflektieren aber nur indirekt die dort getätigten Schutzmaßnahmen. **Limitationen**

Ämter der Landesregierungen Österreichs; Nationalparkverwaltungen Österreichs, (2014). **Datenquellen**

3.6.2 Factsheet Europaschutzgebiete (gesetzlich verordnete Natura-2000-Gebiete)

Wesentliche rechtliche Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes innerhalb der Europäischen Union sind die Vogelschutzrichtlinie sowie die Fauna-Flora-Habitat-(FFH)-Richtlinie. Hauptziel der FFH-Richtlinie ist die Bewahrung des gemeinsamen Naturerbes und das Erreichen eines guten Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlichem Interesse. Das soll u. a. mittels Aufbau des europaweiten Schutzgebietsnetzes „Natura 2000“ gelingen. Die im Rahmen der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesenen Schutzgebiete werden in das Schutzgebietsnetz „Natura 2000“ integriert. Für alle Schutzgebiete des Natura-2000-Netzwerkes müssen die Mitgliedstaaten Erhaltungsmaßnahmen festlegen und im Rahmen der Berichtspflichten ein Monitoring zu den Auswirkungen der Erhaltungsmaßnahmen durchführen. Natura-2000-Gebiete werden von den Bundesländern Österreichs sukzessive als Europaschutzgebiete verordnet, um sie damit im österreichischen Rechtssystem zu verankern und für rechtlich verbindliche Umsetzung auf nationaler Ebene zu sorgen.

Abbildung 29:
Trend der Fläche
der österreichischen
Europaschutzgebiete,
der rechtlich verordneten
Natura-2000-Gebiete.



Interpretation Erste Verordnungen von Natura-2000-Gebieten als Europaschutzgebiete erfolgten 2002 (siehe Abbildung 29). Die Integration von Natura-2000-Gebieten ins österreichische Rechtssystem erreichte in den Jahren von 2003 bis 2009 ihren Höhepunkt. Im Jahr 2013 betrug die Gesamtfläche der bereits verordneten Europaschutzgebiete 1.299.000 ha (15 % der österreichischen Landesfläche).

Stärken Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Es handelt sich um die gezielte Ausweisung für die Wahrung des günstigen Erhaltungszustandes der zu schützenden Biodiversität (= Arten und Lebensräume). Deshalb, sowie aufgrund ihres großen Flächenanteils, stellen Europaschutzgebiete eine sehr wesentliche Schutzbemühung dar.

Limitationen Nicht alle Natura-2000-Gebiete sind rechtlich verordnet.

Datenquelle Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

3.6.3 Factsheet Naturschutzgebiete

Ein Naturschutzgebiet ist ein weitgehend natürliches oder naturnahes Gebiet, das sich durch das Vorhandensein schützenswerter Lebensräume und/oder das Vorkommen seltener bzw. gefährdeter Tier- und Pflanzenarten auszeichnet. Der Schutz dieser Naturgüter steht im Vordergrund und die mit dem Schutzziel unvereinbaren Eingriffe sollen verhindert werden. Naturschutzgebiete zählen zu den wichtigsten Kategorien des Flächenschutzes in Österreich; bezogen auf die Anzahl der Gebiete sind sie der häufigste Schutzgebietstyp.

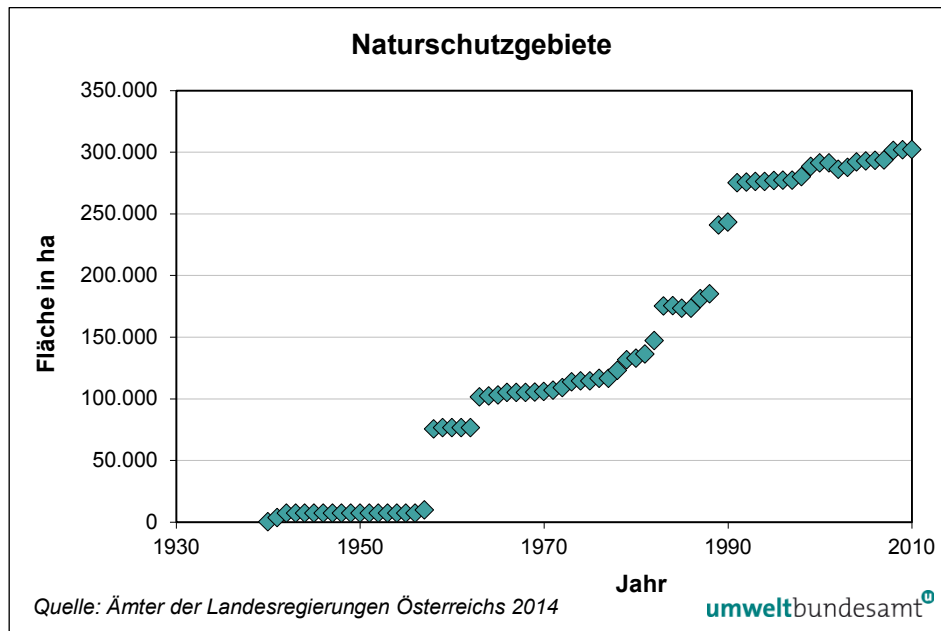


Abbildung 30:
Trend der Fläche
der österreichischen
Naturschutzgebiete
in ha.

Erste Ausweisungen erfolgten während des Zweiten Weltkriegs (siehe Abbildung 30). Von 1957 (10.000 ha) bis 1991 (275.000 ha) kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg der Fläche der Naturschutzgebiete, seither ist der Anstieg stark verlangsamt (2013: 303.000 ha).

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Die Naturschutzgebiete stellen bis zum EU-Beitritt Österreichs das wesentlichste Element des österreichischen Flächenschutzes dar.

Land- und forstwirtschaftliche Nutzungen „im bisherigen Umfang“ sind in der Regel gestattet. Das kann zur Beeinträchtigung der Biodiversität trotz Schutzstatus führen.

Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

Interpretation

Stärken

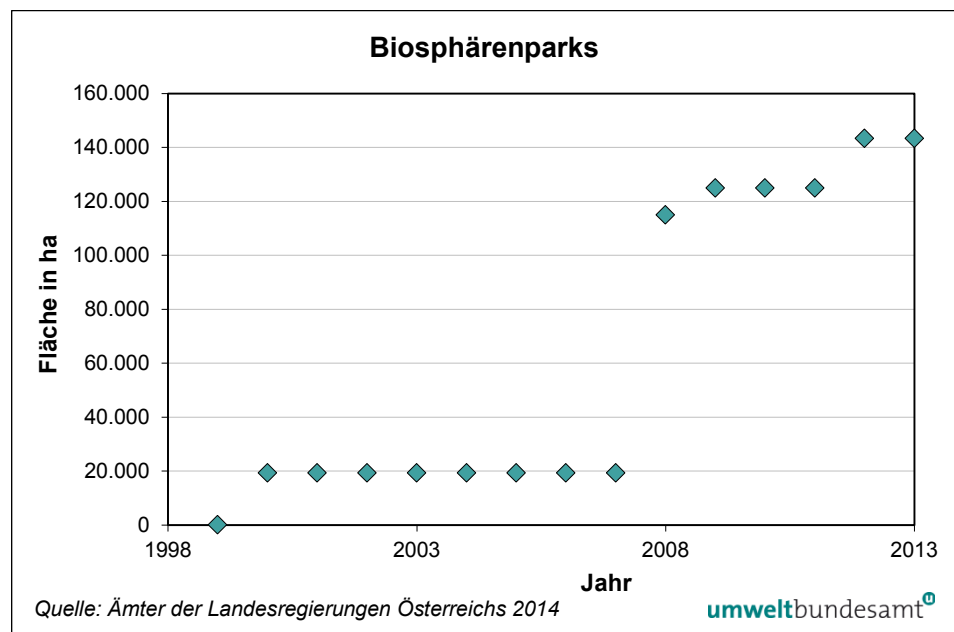
Limitationen

Datenquelle

3.6.4 Factsheet Biosphärenparks

Biosphärenparks wurden von der UNESCO 1976 eingeführt. Sie dienen einerseits dem Schutz von großflächigen Ökosystemen und Landschaften sowie der Erhaltung der biologischen und kulturellen Vielfalt und der genetischen Ressourcen. Andererseits haben sie große Bedeutung hinsichtlich der Entwicklung und Förderung von ökologisch, wirtschaftlich und sozio-kulturell nachhaltigen Formen der Landnutzung und der Unterstützung von Forschung, Umweltbeobachtung und Bildungsaktivitäten für ein besseres Verstehen der Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur. In Österreich gibt es derzeit sieben Biosphärenparks.

Abbildung 31:
Trend der Fläche
der österreichischen
Biosphärenparks in ha.



Interpretation Die rechtliche Verordnung der bestehenden sieben Biosphärenparks erfolgt ebenso wie bei den Natura-2000-Gebieten sukzessive durch die Bundesländer Österreichs. Drei der sieben Biosphärenparks wurden rechtlich verordnet (Biosphärenpark Großes Walsertal im Jahr 2000, Biosphärenpark Wienerwald im Jahr 2008, Biosphärenpark Nockberge im Jahr 2012; siehe auch Factsheet Nationalpark).

Stärken Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich.

Limitationen Aktuell sind von der UNESCO sieben Biosphärenparks anerkannt. Bislang sind nur drei der sieben Biosphärenparks rechtlich verordnet, wobei der Biosphärenpark Lungau-Nockberge nur durch eine Verordnung der Nockberge durch die Kärntner Landesregierung im österreichischen Rechtssystem verankert ist.

Datenquelle Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

3.6.5 Factsheet Landschaftsschutzgebiete

Landschaftsschutzgebiete sind in Österreich unter den Schutzkategorien flächenmäßig am weitesten verbreitet. Ein Landschaftsschutzgebiet ist ein Gebiet mit besonderem Charakter, hohem ästhetischen Wert oder Erholungswert der Landschaft. Die Durchführung von Maßnahmen, die eine erhebliche Beeinträchtigung der Landschaft bewirken, können in einem behördlichen Verfahren verhindert werden. Der primäre Schutzzweck dieser Kategorie liegt in der Erhaltung des Landschaftsbildes. In der Regel werden mit der Schutzverordnung bestimmte Vorhaben verboten oder einer Bewilligung unterworfen. Damit können negative Effekte für die Biodiversität verhindert werden.

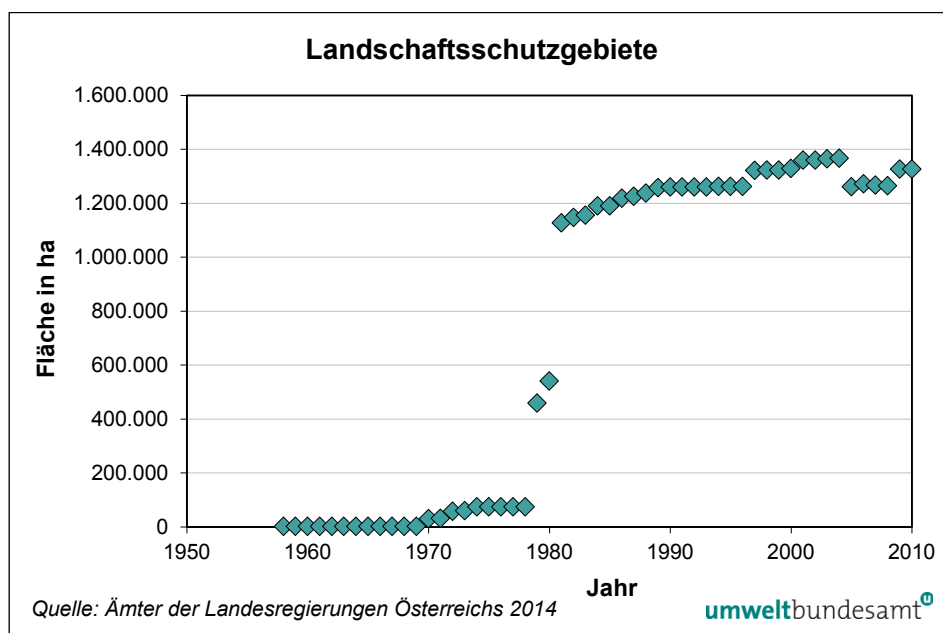


Abbildung 32:
Trend der Fläche
der österreichischen
Landschaftsschutz-
gebiete in ha.

Nach den ersten Ausweisungen von Landschaftsschutzgebieten im Jahr 1958 (siehe Abbildung 32) kam es zu einem sprunghaften Anstieg dieser geschützten Flächen in den Jahren 1979 (von 74.000 ha auf 458.000 ha) und 1981 (von 540.000 ha auf 1.127.000 ha). Seither blieb die Fläche der österreichischen Landschaftsschutzgebiete nahezu konstant und betrug im Jahr 2013 1.326.000 ha (16 % der österreichischen Landesfläche).

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Landschaftsschutzgebiete decken große Flächen ab, deshalb ist ihr Gesamtrend ein wichtiger Indikator für die österreichischen Biodiversitäts-Schutzbemühungen.

Landschaftsschutzgebiete unterliegen relativ schwachen Auflagen

Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

Interpretation

Stärken

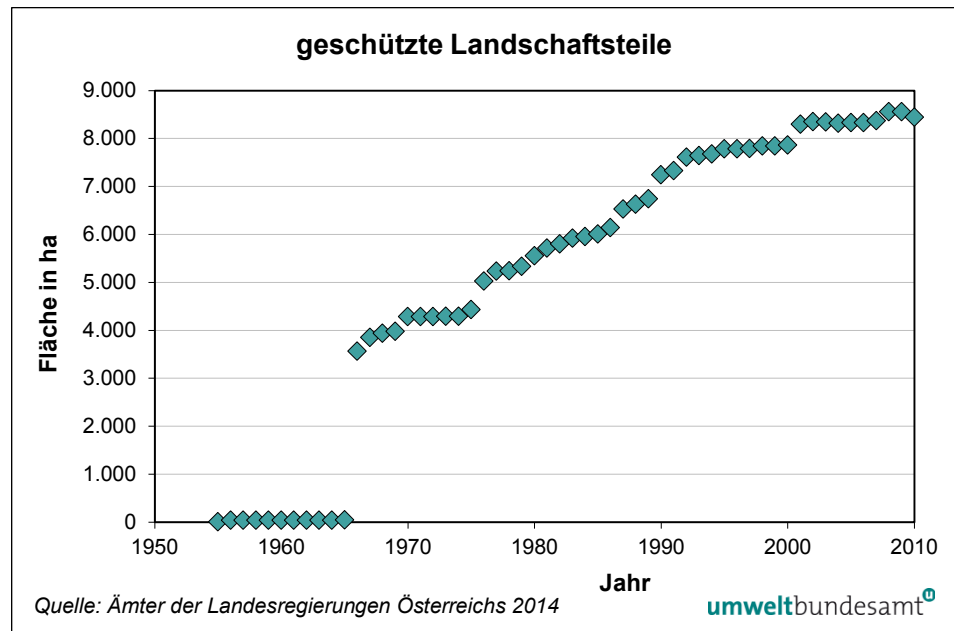
Limitationen

Datenquelle

3.6.6 Factsheet Geschützte Landschaftsteile

Ein Geschützter Landschaftsteil ist – im Gegensatz zu den in der Regel meist großflächigen Landschaftsschutzgebieten – ein kleinräumiger, geschützter Ausschnitt der Landschaft. Der Schutz von Teilen von Natur und Landschaft erfolgte aus wissenschaftlichen Gründen oder zur Erhaltung der Seltenheit, Eigenart oder Schönheit dieser Gebiete. Aber auch bei dieser Kategorie spielen der Schutz des Landschaftsbildes sowie der Erhalt des Erholungspotenzials eine Rolle. 2014 gab es in Österreich 337 Geschützte Landschaftsteile.

Abbildung 33:
Trend der Fläche
der „Geschützten
Landschaftsteile“ in ha.



Interpretation Nach den ersten nennenswerten Ausweisungen im Jahr 1966 (siehe Abbildung 33) kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg der Fläche der „Geschützten Landschaftsteile“ bis ins Jahr 2000 (7.858 ha). Seither war der Trend fast konstant (2013: 8.454 ha).

Stärken Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich.

Limitationen Wegen der geringen Fläche der einzelnen Gebiete und der geringen Gesamtfläche in Österreich sind die geschützten Landschaftsteile im Vergleich zu den anderen Schutzgebietskategorien für den österreichischen Biodiversitätserhalt weniger relevant. Einzelne Gebiete sind freilich dennoch von hoher lokaler Relevanz.

Datenquelle Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

3.6.7 Factsheet Naturparks

Naturparks umfassen Landschaftsräume, die sich aufgrund ihrer landschaftlichen Voraussetzungen für die Erholung oder für die Vermittlung von Wissen über die Natur besonders gut eignen. Die 50 Naturparks Österreichs repräsentieren eine Vielfalt charakteristischer Landschaften, die sich durch ihre Naturnähe, ihre natürlichen und kulturellen Höhepunkte sowie ein breites Angebot an Möglichkeiten des Naturerlebens und Naturbegreifens auszeichnen.

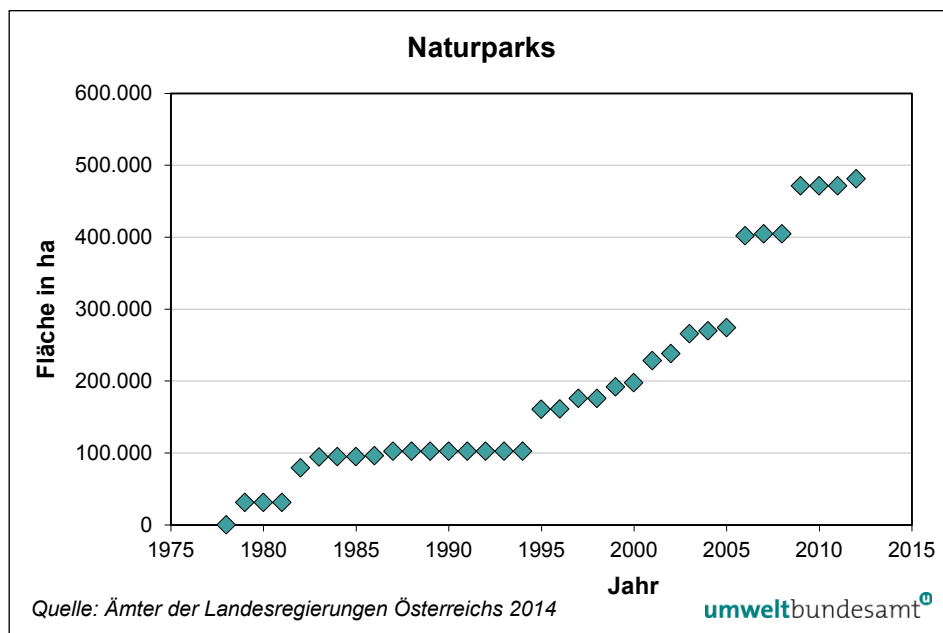


Abbildung 34:
Trend der Fläche
der österreichischen
Naturparks in ha.

In den Jahren 1979 bis 1987 kam es zu ersten Ausweisungen (siehe Abbildung 34). Von 1994 (102.000 ha) bis 2009 (471.000 ha) kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg; seither ist der Trend der Naturparkfläche konstant.

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Naturparks stellen wegen ihrer besonderen Rolle in der Naturvermittlung ein wesentliches Element des Naturschutzes dar.

Naturparks sind mit keinen spezifischen Naturschutzauflagen verbunden.

Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

Interpretation

Stärken

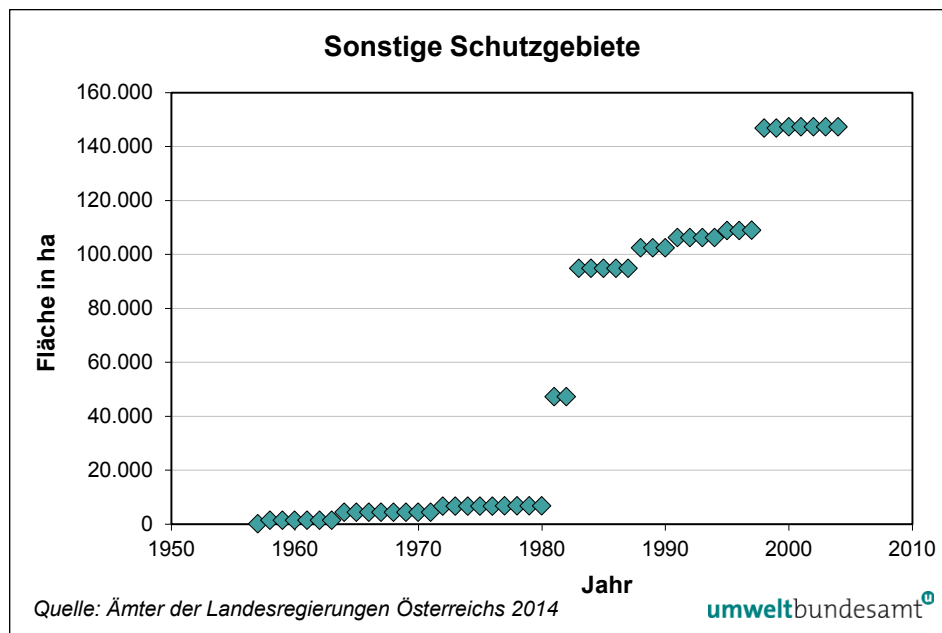
Limitationen

Datenquelle

3.6.8 Factsheet Sonstige Schutzgebiete

Sonstige Schutzgebietskategorien, die nur in einzelnen Bundesländern vorkommen, beinhalten folgende rechtlich verankerte Schutzgebietskategorien: „Geschützter Lebensraum“ (Burgenland), „Pflanzenschutzgebiet“ (Salzburg, Vorarlberg), „Geschütztes Naturgebilde von örtlicher Bedeutung“ (Salzburg), „Geschütztes Biotop“ (Wien), „Ökologische Entwicklungsfläche“ (Wien), „Sonderschutzgebiet“ (Tirol/Ruhegebiet) (Tirol), „Ruhezone“ (Vorarlberg), „Örtliches Schutzgebiet“ (Vorarlberg), „Schutzgebiet nach dem Ortsbildgesetz (Steiermark)“.

Abbildung 35:
Trend der Fläche
aller Sonstigen
Schutzgebiete in ha.



Interpretation In den Jahren 1981, 1983 und 1998 kam es zu starken Anstiegen (siehe Abbildung 35) in dieser Schutzgebietskategorie. Im Jahr 2013 betrug die Gesamtfläche aller Sonstigen Schutzgebiete 149.000 ha (1,8 % der österreichischen Landesfläche).

Stärken Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich. Die Sonstigen Schutzgebiete decken einen beträchtlichen Teil der Landesfläche ab.

Limitationen Unter den Sonstigen Schutzgebieten sind regionale, sehr heterogene Kategorien subsumiert. Die Biodiversitäts-Auswirkungen sind demnach nur schwer abschätzbar.

Datenquelle Ämter der Landesregierungen Österreichs (2014).

3.6.9 Factsheet Bio-Ackerfläche

Biologischer Landbau hat das Ziel der Reduzierung der Umweltauswirkungen der Landwirtschaft; die Fläche des Biolandbaus wird als globaler Biodiversitäts-Response-Indikator verwendet (TITTENSOR et al. 2014). Rezente Forschungsergebnisse einer groß angelegten Studie in zwölf unterschiedlichen Regionen Europas und Afrikas (inklusive des Marchfelds) belegen, dass positive Biodiversitätsauswirkungen des Biolandbaus vor allem in ansonsten intensiv bewirtschafteten Ackerflächen zu erwarten sind. Biolandbau bedeutet aber nicht per se einen Biodiversitätsgewinn und sollte mit spezifischen weiteren Maßnahmen gekoppelt werden (SCHNEIDER et al. 2014).

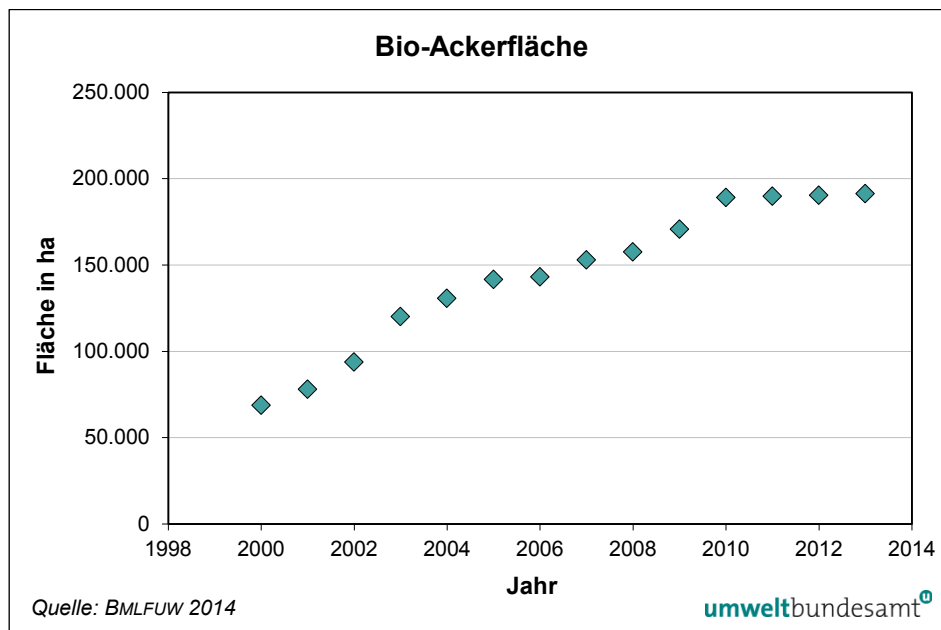


Abbildung 36:
Trend der Ackerfläche
unter biologischer
Bewirtschaftung (in ha)
in Österreich von
2000 bis 2013.

Der Trend der Ackerfläche unter biologischer Bewirtschaftung war bis 2010 ansteigend und blieb in den Jahren 2010 bis 2013 bei ca. 190.000 ha konstant (siehe Abbildung 36).

Die Daten sind österreichweit gültig und verlässlich.

Die Zeitreihe ist relativ kurz. Die Art der biologischen Bewirtschaftung variiert stark (BMLFUW 2014); demnach unterliegen die Biodiversitätsauswirkungen des Biolandbaus einer vergleichsweise hohen Ungewissheit.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014. <http://www.agraroeconomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_10205_Pflanzenschutzmittel_Wirkstoffmengen.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

Interpretation

Stärken

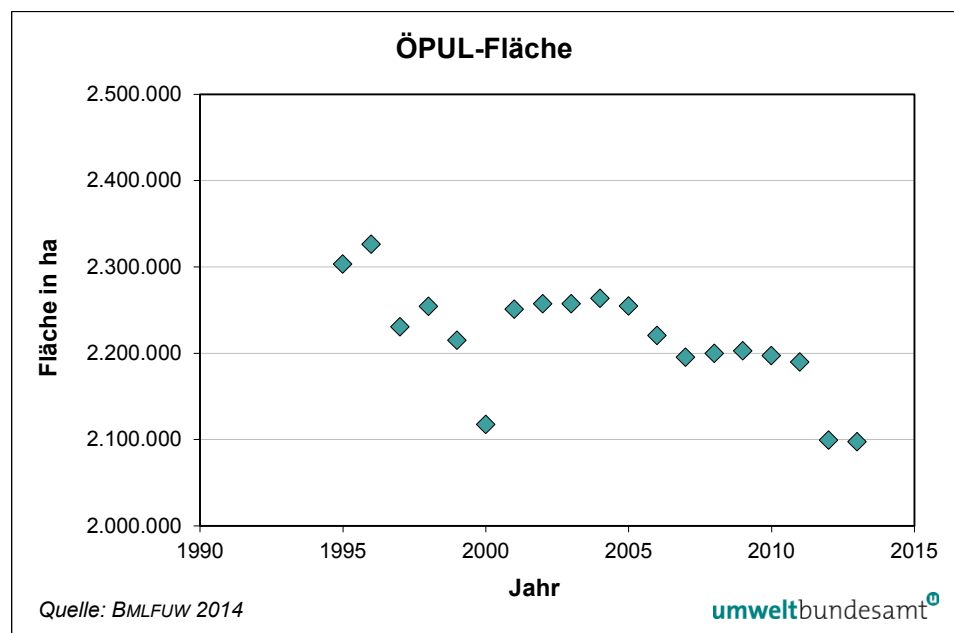
Limitationen

Datenquelle

3.6.10 Factsheet ÖPUL-Flächen

Die europäischen Agrarumweltprogramme inklusive dem österreichischen Programm zur umweltgerechten Landwirtschaft (ÖPUL) haben das Ziel der Reduzierung der Umweltauswirkungen der Landwirtschaft. Etliche Maßnahmen haben nicht das spezifische Ziel, die Biodiversität zu fördern; spezifische Biodiversitätsmaßnahmen für Feldraine und Hecken können sich jedoch biodiversitätsfördernd auswirken (BATÁRY et al. 2015). Die positiven Effekte der großflächigen europäischen Agrarumweltprogramme auf die Biodiversität sind jedoch im Allgemeinen schwächer als erhofft (KLEIJN et al. 2001, KLEIJN & SUTHERLAND 2003, WRBKA et al. 2008, BATÁRY et al. 2010) und nach der Neuregelung der Programme im Jahr 2007 schwächer als zuvor (BATÁRY et al. 2015).

Abbildung 37:
Trend der Fläche
(in ha) unter dem
Österreichischen
Programm für
Umweltgerechte
Landwirtschaft (ÖPUL)
von 1995 bis 2013.



Interpretation

Nach anfänglichen Schwankungen (1995–2000) pendelte sich die ÖPUL-Fläche ab 2001 bei ca. 2.250.000 ha ein, ab 2006 lag sie dann nach einem leichten Rückgang bei ca. 2.200.000 ha, bevor sie im Jahr 2012 auf 2.100.000 ha zurückging (siehe Abbildung 37). Da die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche Österreichs im gleichen Zeitraum auch geringfügig zurückging, blieb der Anteil an ÖPUL-Flächen fast konstant. Die Effektivität (Kosten-Nutzen-Verhältnis) von ÖPUL ist verbesserungswürdig (z. B. WRBKA et al. 2008), innovative Ansätze zur Effizienzsteigerung (z. B. DE SNOO et al. 2013) sollten angewandt werden.

Stärken

Der Indikator der ÖPUL-Fläche unterliegt im Gegensatz zum Indikator der für ÖPUL aufgewendeten finanziellen Mittel keiner Inflation, die trotz derzeit niedriger Inflationsrate bei einer Zeitspanne von 19 Jahren den Indikator substantiell verfälschen könnte.

Limitationen

Der Biodiversitätserhalt in ÖPUL-Flächen ist sehr stark von den umgesetzten Maßnahmen abhängig. Des Weiteren bildet der Indikator nur ungenügend ab, dass der Rückgang der ÖPUL-Flächen vor allem durch einen Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche bewirkt wird, während der prozentuelle Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche unter ÖPUL relativ konstant ist (BMLFUW 2014).

Datenquellen

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. <http://www.gruenerbericht.at/cm3/download/summary/82-gruener-bericht-oesterreich/1392-gruener-bericht-2014.html>, abgerufen am 17.10.2014.

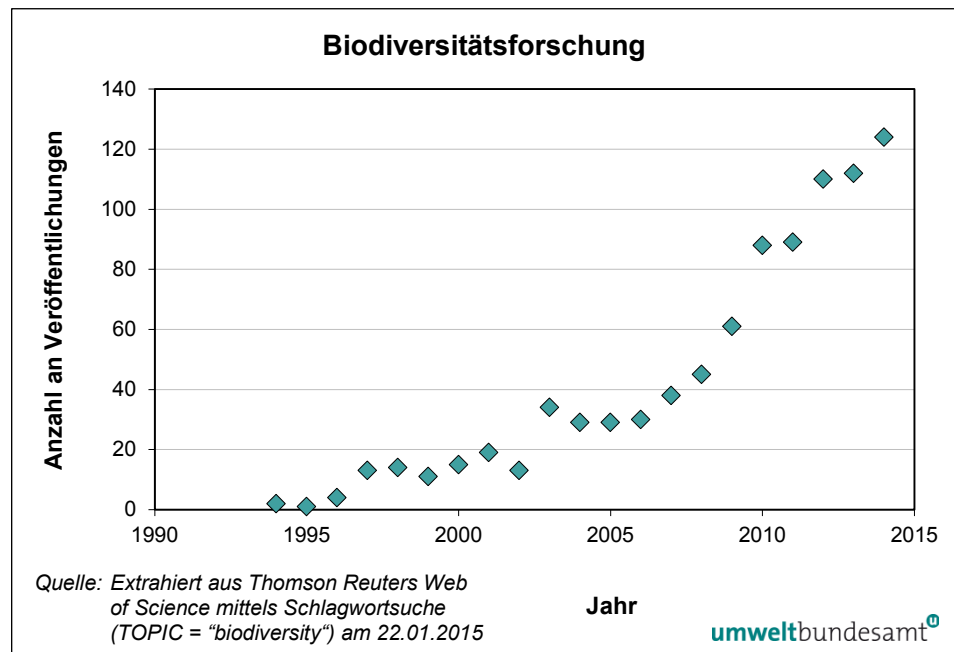
Dazu gehörig:

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Vollständiger Tabellenteil Grüner Bericht 2014. <http://www.agraroeconomik.at/index.php?id=gruenerbericht>, Tabelle „Tab_2014_10205_Pflanzenschutzmittel_Wirkstoffmengen.xlsx“, abgerufen am 20.10.2014.

3.6.11 Factsheet Biodiversitätsforschung

Die Anzahl der Publikationen zur Biodiversität ist ein Maß für den Wissenstransfer zu Biodiversität und wird als Biodiversitätsindikator in globalem Maßstab verwendet, vor allem für „Aichi-Target 19“ der CBD (d. h. für das Wissen über Biodiversität, ihren Wert, ihre Funktion, ihren Status und ihren Trend; TITTENSOR et al. 2014).

Abbildung 38:
Trend der Biodiversitäts-
Publikationen in
„ISI-Zeitschriften“ unter
Beteiligung von in
Österreich tätigen
AutorInnen.



Interpretation Die ersten beiden österreichischen Publikationen unter Verwendung des Schlagwortes „Biodiversity“ wurden im Jahr 1994 veröffentlicht, in den Folgejahren kam es zu einer stetigen Zunahme (siehe Abbildung 38). Seit dem Jahr 2008 (45 Publikationen) kam es zu einem starken Anstieg, im Jahr 2014 wurden bereits 124 Publikationen mit österreichischer Beteiligung veröffentlicht.

Stärken Thomson Reuters Web of Science ist die größte Datenbank biologischer Veröffentlichungen. Sie beinhaltet in Summe (nicht nur bezüglich Biologie) 90 Millionen Fachartikel aus über 12.000 Fachzeitschriften, 50.000 Fachbüchern und 160.000 Konferenzbänden.

Limitationen Bei der Suche blieb unberücksichtigt, dass Veröffentlichungen sehr wohl Biodiversität zum Thema haben können, aber das Wort „Biodiversität“ eventuell dennoch nicht anführen. Dies kann vor allem bei älteren Veröffentlichungen der Fall sein.

Datenquelle Thomson Reuters Web of Science
<http://thomsonreuters.com/web-of-science-core-collection/>, abgerufen am 22.01.2015.

3.6.12 Factsheet Datensätze GBIF Austria

Die internationale Initiative Global Biodiversity Information Facility (GBIF) stellt Daten zur weltweiten Artenvielfalt über das Internet zur Verfügung. Ziel des globalen Netzwerks von Biodiversitäts-Datenbanken ist der freie Zugang zu möglichst vielen der auf globaler Ebene erfassten wissenschaftlichen Informationen zum Vorkommen unterschiedlichster Arten. Diese biodiversitätsrelevanten Informationen dienen primär der Beantwortung wissenschaftlicher Fragestellungen, haben aber auch große Bedeutung als Grundlage für die Planung effizienter Maßnahmen im Naturschutz und sind Voraussetzung für eine fundierte biologische Lehre. Das GBIF-Austria Datenbanken-Netzwerk setzt sich derzeit aus 16 verschiedenen Datenbanken zusammen. Über GBIF-International können derzeit mehr als 526 Millionen Datensätze aufgerufen werden. Die Anzahl der GBIF-Datensätze ist ein Maß für das Wissen und den Wissenstransfer über Biodiversität und wird als Biodiversitätsindikator in globalem Maßstab verwendet (TITTENSOR et al. 2014).

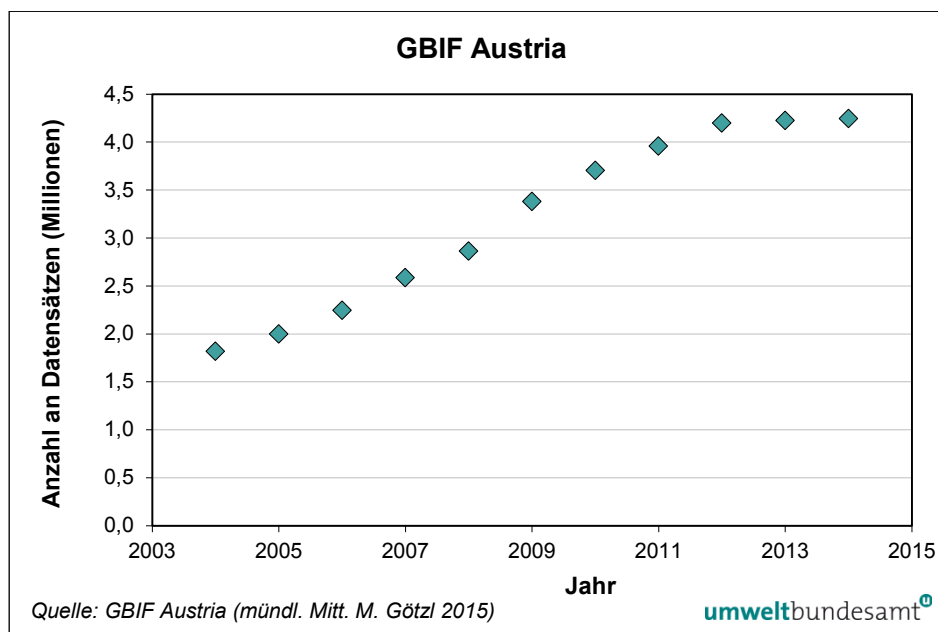


Abbildung 39:
Trend der von österreichischen Institutionen zur Verfügung gestellten GBIF-Datensätze von 2004 bis 2014. Die Datensätze beziehen sich zu ca. 90 % auf das Bundesgebiet Österreich, der Rest auf weltweite Vorkommen.

Nach den ersten zwei Millionen Datensätzen in den Jahren 2004 und 2005 kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg bis 2012 (siehe Abbildung 39). In den Jahren 2013 und 2014 gab es aufgrund finanzieller Engpässe nur einen geringen Zuwachs an Datensätzen.

GBIF stellt die wichtigste globale Biodiversitäts-Datensammlung dar. Der Indikator beruht auf einer kontinuierlichen Zeitreihe von zuverlässigen Daten.

Die Datenbank enthält auch Datensätze außerhalb Österreichs (sofern sie von österreichischen Institutionen zur Verfügung gestellt wurden). Der Indikator ignoriert eventuelle Ungleichgewichte bezüglich der taxonomischen und geografischen Abdeckung der GBIF-Daten.

GBIF Austria (mündl. Mitt. M. Götzl 2015).

Interpretation

Stärken

Limitationen

Datenquelle

3.7 Synthese der einzelnen Trendindikatoren

Für jene Indikatoren, deren Datenlage ausreichend war, wurden die Trends für die Dekaden 1970–1980, 1980–1990, 1990–2000 und 2000–2010 berechnet (siehe Tabelle 11). Dabei wurden nicht die Rohwerte der Einzeljahre verwendet, sondern – zwecks Vermeidung potenzieller Auswirkungen von Ausreißern – die Mittelwerte der Jahre 1968–1972 (statt 1970), 1978–1982 (statt 1980), 1988–1992 (statt 1990), 1998–2002 (statt 2000) und 2008–2012 (statt 2010). Positive oder negative Änderungen von > 200 % werden im Folgenden als „sehr stark“ bezeichnet, jene von 50–200 % als „stark“, jene von 10–50 % als „beträchtlich“ und jene von 2–10 % als „leicht“ (Letztere werden nicht immer erwähnt).

Trends 1970–1980

Bei den **Gefährdungsfaktoren** war ein Trend für drei Indikatoren berechenbar. Es gab einen starken Anstieg für den Donaustauraum (+ 57 %) und bei den aquatischen Neozoen (+ 57 %) sowie einen beträchtlichen Anstieg bei den Neophyten (+ 14 %).

Bei den **Zustandsindikatoren** war ein Trend für drei Parameter berechenbar. Es kam zu einem leichten Rückgang der Alm- (– 9,7 %) und Ackerfläche (– 3 %) sowie zu einer leichten Zunahme der Waldfläche (+ 4 %).

Bei den **Schutzbemühungen** war ein Trend für vier Indikatoren berechenbar. Ein sehr starker Anstieg wurde für die Landschaftsschutzgebiete (+ 2.670 %) und die „Sonstigen Schutzgebiete“ (+ 380 %) verzeichnet, geschützte Landschaftsteile (+ 33 %) und Naturschutzgebiete (+ 26 %) erfuhren einen beträchtlichen Anstieg. Im Jahr 1979 kam es außerdem zur Einrichtung der ersten Naturparks.

Trends 1980–1990

Bei den **Gefährdungsfaktoren** war ein Trend für vier Indikatoren berechenbar. Es gab einen sehr starken Anstieg (+ 784 %) beim „Gletscherlängenverlust seit 1978“ sowie einen starken Anstieg für die aquatischen Neozoen (+ 58 %) und einen beträchtlichen für den Donaustauraum (+ 27 %). Die Neophyten verzeichneten mit 7 % einen leichten Anstieg.

Bei den **Zustandsindikatoren** war ein Trend für vier Parameter berechenbar. Es kam zu einem beträchtlichen Anstieg (+ 41 %) bei den Brachflächen, zu einem leichten Anstieg bei den Alm- (+ 5 %) und Waldflächen (+ 2 %) sowie zu einem leichten Rückgang bei den Ackerflächen (– 7 %).

Bei den **Schutzbemühungen** war ein Trend für sechs Indikatoren berechenbar. Ein sehr starker Anstieg wurde für die Fläche der Nationalparks (+ 851 %) und die „Sonstigen Schutzgebiete“ (+ 354 %) verzeichnet. Naturparks (+ 196 %), Landschaftsschutzgebiete (+ 87 %) und Naturschutzgebiete (+ 82 %) erfuhren einen starken Anstieg, geschützte Landschaftsteile (+ 29 %) einen beträchtlichen.

Trends 1990–2000

Bei den **Gefährdungsfaktoren** war ein Trend für elf Indikatoren berechenbar. Es gab einen starken Anstieg beim „Gletscherlängenverlust seit 1978“ (+ 122 %) und den aquatischen Neozoen (+ 88 %) sowie einen beträchtlichen Anstieg bei den Neophyten (+ 12 %) und beim Donaustauraum (+ 11 %). Beträchtliche Rückgänge gab es bei Insektiziden (– 36 %) und Herbiziden (– 22 %) sowie bei den Fließgewässerparametern BSB5 (– 35 %), Orthophosphat (– 33 %), DOC (– 28 %) und Nitrat (– 14 %). Im Jahr 1994 kam es außerdem zur Einrichtung der ersten Windkraftanlagen.

Bei den **Zustandsindikatoren** war ein Trend für vier Parameter berechenbar. Es kam zu einem sehr starken Anstieg (+ 419 %) bei den Brachflächen sowie zu einem leichten Anstieg bei den Wald- (+ 2 %) und einem leichten Rückgang bei den Acker- (– 4 %) und Almflächen (– 2 %).

Bei den **Schutzbemühungen** war ein Trend für sechs Indikatoren berechenbar. Ein starker Anstieg wurde für die Fläche der Naturparks (+ 102 %) verzeichnet, für Nationalparks (+ 46 %) „sonstige Schutzgebiete“ (+ 42 %), Naturschutzgebiete (+ 18 %) und geschützte Landschaftsteile (+ 13 %) kam es zu beträchtlichen Zuwächsen. Im Jahr 2000 kam es außerdem zur Einrichtung der ersten Biosphärenparks, im Jahr 1994 zu den ersten österreichischen Publikationen unter Verwendung des Begriffs „Biodiversity“.

Trends 2000–2010

Für den Zeitraum 2000 bis 2010 waren Trends für fast alle Indikatoren berechenbar.

Bei den **Gefährdungsfaktoren** kam es zu einem sehr starken Anstieg (+ 485 %) bei Windkraftanlagen. Ein starker Anstieg war des Weiteren beim Gletscherlängenverlust (+ 79 %) und bei den Insektiziden (+ 60 %) zu verzeichnen. Zu beträchtlichen Rückgängen kam es vor allem bei Orthophosphat (– 42 %) in Fließgewässern sowie in geringerem Umfang auch bei den anderen Fließgewässerparametern.

Bei den **Zustandsindikatoren** gab es einen beträchtlichen Anstieg beim Totholz im Wald (+ 38 %) und starke Rückgänge bei der Brachfläche (– 60 %) sowie beträchtliche Rückgänge beim Farmland Bird Index (– 26 %).

Bei den **Schutzbemühungen** kam es zur ersten Verordnung von Europaschutzgebieten im Jahr 2002 und demnach zu sehr starken Anstiegen bei deren Fläche (+ 12.670 %). Zur Einrichtung von Biosphärenparks kam es ab 2000 und somit ebenfalls zu einer sehr starken Zunahme bis 2010 (+ 997 %). Auch bei der Anzahl der österreichischen Biodiversitätspublikationen im Thomson Reuters Web of Science kam es zu einem sehr starken Anstieg (+ 446 %). GBIF Austria startete 2004 mit der Bereitstellung von Datensätzen zum heimischen Vorkommen von Arten und konnte bis 2014 die zur Verfügung gestellten Datensätze mehr als verdoppeln. Stark angestiegen sind des Weiteren die Bio-Ackerfläche (+ 124 %) und die Fläche der Naturparks (+ 123 %). Rückgänge fielen leicht aus und kamen nur bei Landschaftsschutzgebieten (– 2 %) und ÖPUL-Flächen (– 2 %) zustande.

Gesamtrends

Die Trends der 17 Indikatoren zu **Gefährdungsursachen** sind sehr unterschiedlich. Während der ersten Dekade des 21. Jahrhunderts gab es für acht Indikatoren einen Rückgang und für sieben Indikatoren einen Anstieg. Ein Indikator, der Donaustauraum, blieb von 2000–2010 konstant. Die wenigen verbliebenen freien Fließstrecken (NP Donau-Auen und Wachau) wurden nicht angetastet, allerdings kam es auch zu keinen Rückbauten von Stauräumen. Zu den eindeutig rückläufigen Gefährdungsursachen gehören die Indikatoren der Fließgewässerverschmutzung DOC, BSB5, Nitrat und Orthophosphat. Hier gab es 1990–2000 Rückgänge von 14 % (Nitrat) bis 35 % (BSB5) und 2000–2010 Rückgänge von 3 % (DOC) bis 42 % (Orthophosphat). Weitere, durchwegs geringfügige Rückgänge waren von 2000 bis 2010 für NO_x-Emissionen, Nitrat im Grundwasser, düngewürdige Agrarfläche und Fläche der Eisenbahnanlagen zu verzeichnen. Den stärksten Anstieg aller Gefährdungsfaktoren gab es von 2000 bis 2010 bei der Windkraft. Kontinuierliche Anstiege gab es bei den Indikatoren zu invasiven Arten und zum Klimawandel zumindest seit den 1980er-Jahren, bei den Straßenanlagen gibt es zwar erst Daten seit 1995, allerdings ist auch deren derzeitiger Anstieg die Fortschreibung eines lang anhaltenden Trends. Bei Herbiziden und Insektiziden kam es hingegen zu einer Trendumkehr, Rückgängen in der letzten Dekade des 20. Jahrhunderts stehen Zunahmen in der ersten Dekade des 21. Jahrhunderts gegenüber. Bei der Lufttemperatur wurden keine prozentuellen Veränderungen berechnet, dies wäre aufgrund der Eigenschaften der Celsius-Skala und der Tatsache, dass der Indikator Anomalien zu einem Referenzzustand darstellt, wenig sinnvoll. Die mittlere Lufttemperatur nahm jedenfalls in Österreich während der letzten Dekaden zu, vor allem von 1980 bis 2000 und nochmals ab 2014 (siehe Tabelle 11 und Abbildung 13).

Die meisten der 12 Indikatoren zu **Schutzbemühungen** der Gesellschaft zeigen eindeutig positive Trends. Noch nie stand ein so hoher Anteil der Landesfläche unter Schutz wie derzeit. Bei sieben der acht Schutzgebietskategorien gab es durchwegs positive Trends, lediglich die Landschaftsschutzgebiete waren in der Dekade 2000 bis 2010 ganz leicht rückläufig. Bei den Nationalparks gab es die größten Zuwächse in den 1980er- und 1990er-Jahren, bei den flächenmäßig sehr bedeutsamen Europaschutzgebieten und bei Biosphärenparks gab es hohe Zuwächse in der ersten Dekade des 21. Jahrhunderts. Auch bei den Indikatoren zu Biodiversitätsdaten (GBIF Austria) und -forschung gibt es positive Trends zu berichten, ebenso für den Biolandbau. Bei den ÖPUL-Flächen kam es zwar zu einem leichten Rückgang, hier stellt aber weniger die weiterhin gute Flächenabdeckung ein Problem dar, sondern eher die Tatsache, dass auf ÖPUL-Flächen gezieltere Maßnahmen und innovativere Ansätze notwendig wären (vgl. WRBKA et al. 2008, SCHÖNHART et al. 2011, DE SNOO et al. 2013), um einen wesentlichen Beitrag zum Biodiversitätserhalt zu liefern.

Im Gegensatz dazu sieht der Trend bei den acht **Zustandsindikatoren** wesentlich negativer aus. Der Farmland Bird Index, der einzige Arten-Indikator der in Österreich seit längerer Zeit flächendeckend erfasst wird, zeigt einen kontinuierlichen Rückgang der Feldvögel. Bezüglich der landwirtschaftlichen Habitatindikatoren ist ein Rückgang bei Brachen, Ackerland und Almen zu verzeichnen (siehe Kapitel 2), lediglich die Wald- und Forst-Indikatoren weisen einen positiven Trend auf. Bei der Laubholzfläche und der Waldfläche fällt dieser allerdings extrem gering aus (+ 2 % bzw. + 1 % während des gesamten Zeitraums 2000 bis 2010), beim Totholzvorrat jedoch wesentlich bedeutender (+ 38 % im selben Zeitraum).

Vergleicht man die aggregierten Trends zwischen den Indikatoren zu Schutzbemühungen, Zustand und Gefährdungsursachen, sind wachsende Anstrengungen gegen die Biodiversitätskrise erkennbar. Allerdings scheint das Ausmaß und die Wirkung dieser Bemühungen noch immer unzureichend, um eine Verbesserung des Zustands der biologischen Vielfalt entsprechend der österreichischen (BMLFUW 2014), europäischen (COM 2011) und globalen (CBD 2014, TITTENSOR et al. 2014) Zielsetzungen bis zum Jahr 2020 zu erreichen. Des Weiteren sind umfassendere Maßnahmen zu setzen, um die Gefährdungsursachen einzudämmen und dadurch ihren Effekten entgegenzuwirken. Neben dem noch immer zu geringen Ausmaß der Schutzbemühungen und dem weiteren Anstieg vieler Gefährdungsursachen bewirken ökologischen Systemen inhärente Zeitverzögerungen (ESSL et al. 2011, 2015, DULLINGER et al. 2013), dass die Auswirkungen vieler Gefährdungsursachen aktuell noch nicht zum Tragen kommen, aber für zusätzlichen zukünftigen Biodiversitätsverlust sorgen könnten. Diese Zeitverzögerungen stellen jedoch auch eine Chance dar, mit umfassenden, gezielten und rasch wirkenden Maßnahmen eine Trendumkehr zu erwirken. Langzeitmonitoring von Gefährdungsursachen, Zustand und Schutzmaßnahmen auf mehreren räumlichen Maßstäben ist jedenfalls unabdingbar, um die Effekte der verschiedenen Faktoren unter Berücksichtigung deren Zeitverzögerung kausal zu erfassen (ESSL et al. 2015, MIRTLE et al. 2015).

Tabelle 11: Überblick über die Trends von 37 Biodiversitätsindikatoren.

Indikator		Zeitspanne [Jahre]			Datenwerte					Trend [%]				
Name	Einheit	von	bis	Spanne	1970	1980	1990	2000	2010	1970–1980	1980–1990	1990–2000	2000–2010	Sparkline (1965–2015)
Gefährdungsfaktoren (Pressure-Indikatoren)														
Landwirtschaft														
Düngewürdige Agrarfläche ⁴	km ²	1999	2010	12	—	—	—	23.823	2.3046	—	—	—	– 3	
Herbizide	t Wirkstoff	1991	2013	23	—	—	1.996	1.553	1.582	—	—	– 22	2	
Insektizide	t Wirkstoff	1991	2013	23	—	—	150	97	155	—	—	– 36	60	
Nitrat im Grundwasser	% Messstellen mit Grenzwertüberschreitung der Jahresmittelwerte	1997	2012	16	—	—	—	12	11	—	—	—	– 7	
Fragmentierung durch Verkehrsanlagen														
Straßenanlagen	km ²	1995	2012	18	—	—	—	1.713	1.849	—	—	—	8	
Eisenbahnanlagen	km ²	1995	2012	18	—	—	—	163	158	—	—	—	– 3	
Energie und Industrie														
Windkraft	Anzahl Anlagen	1994	2015	22	0	0	0	116	679	0	0	+ ∞	485	
Donaustauraum	Km	1955	2013	59	126	198	252	280	280	57	27	11	0	
NO _x -Emissionen	Gigagramm (10 ³ Tonnen)	1990	2012	23	—	—	197	210	191	—	—	7	– 9	
Klimawandel														
Lufttemperatur ⁵	Anomalie in °C	1768	2014	247	–0,3	–0,1	0,7	1,3	1,3					
Gletscher-Längenverlust	m (Rückgang seit 1978)	1979	2012	34	—	9	78	172	309	—	784	122	79	
Gebietsfremde Arten														
Neophyten ⁶	Artenzahl	1890	2009	120	788	900	960	1.071	1.309	14	7	12	22	
Aquatische Neozoen	Artenzahl	1916	2012	97	13	20	31	59	72	57	58	88	23	

⁴ nur 4 Datenpunkte⁵ Prozentuelle Angaben für Änderungen in °C nicht sinnvoll⁶ keine Daten 2003–2008

Indikator		Zeitspanne [Jahre]			Datenwerte					Trend [%]				
Name	Einheit	von	bis	Spanne	1970	1980	1990	2000	2010	1970– 1980	1980– 1990	1990– 2000	2000– 2010	Sparkline (1965–2015)
Fließgewässerverschmutzung														
DOC	mg C/l	1992	2014	23	—	—	4,2	3,0	2,9	—	—	– 28	– 3	
BSB5	mg gelöster Sauerstoff/l	1992	2014	23	—	—	3,7	2,4	2,1	—	—	– 35	– 13	
Nitrat	mg N/l	1992	2014	23	—	—	2,8	2,4	2,3	—	—	– 14	– 5	
Orthophosphat	mg N/l	1992	2014	23	—	—	0,11	0,07	0,04	—	—	– 33	– 42	
Zustand (Status-Indikatoren)														
Organismengruppen														
Farmland Bird Index	Indexwert (1998 = 100)	1998	2013	16	—	—	—	97	72	—	—	—	– 26	
Landwirtschaft														
Ackerfläche	km ²	1970	2012	43	16.818	16.323	15.232	14.645	14.342	– 3	– 7	– 4	– 2	
Brachfläche ⁷	km ²	1980	2013	34	—	145	205	1.066	429	—	41	419	– 60	
Almfläche ⁸	km ²	1937	2000	64	8.930	8.060	8.460	8.330	—	– 10	5	– 2	—	
Almfläche ⁹	km ²	1995	2012	18	—	—	—	8.767	8.306	—	—	—	– 5	
Forstwirtschaft														
Waldfläche	km ²	1970	2012	43	36.983	38.314	38.913	39.559	40.020	4	2	2	1	
Laubholzfläche (in Ertragswäldern) ¹⁰	km ²	1996	2009	14	—	—	—	8.020	8.210	—	—	—	2	
Totholz im Wald ¹¹	Volumsfestmeter/ha	1996	2009	14	—	—	—	6,1	8,4	—	—	—	38	

⁷ nur ab 2000 durchgehende Datenreihe⁸ BRUCKMÜLLER & LEDERMÜLLER (2002); nur 4 Datenpunkte 1965-2015⁹ BEV-Regionalinformation¹⁰ nur 3 Datenpunkte¹¹ nur 3 Datenpunkte

Indikator		Zeitspanne [Jahre]			Datenwerte					Trend [%]				
Name	Einheit	von	bis	Spanne	1970	1980	1990	2000	2010	1970– 1980	1980– 1990	1990– 2000	2000– 2010	Sparkline (1965–2015)
Schutzbemühungen (Response-Indikatoren)														
Schutzgebiete														
Nationalparks	km ²	1981	2014	34	0	176	1674	2.442	2.520	+ ∞	851	46	3	
Europaschutzgebiete	km ²	2002	2013	12	0	0	0	91	11.649	0	0	+ ∞	12.670	
Naturschutzgebiete	km ²	1941	2013	73	1.063	1.341	2.439	2.873	3.018	26	82	18	5	
Biosphärenparks	km ²	2000	2013	14	0	0	0	115	1.265	0	0	+ ∞	997	
Landschaftsschutzgebiete	km ²	1958	2013	56	242	6.693	12.544	13.383	13.137	2.670	87	7	-2	
Geschützte Landschaftsteile	km ²	1956	2013	58	42	55	71	80	85	33	29	13	6	
Naturparks	km ²	1979	2012	34	0	346	1.025	2.065	4.600	+ ∞	196	102	123	
Sonstige Schutzgebiete	km ²	1958	2012	55	48	229	1039	1470	1485	380	354	42	1	
Landwirtschaft														
Bio-Ackerfläche	km ²	2000	2013	14	—	—	—	801	1.794	—	—	—	124	
ÖPUL-Fläche	km ²	1995	2013	19	—	—	—	22.188	21.776	—	—	—	-2	
Biodiversitätsinformation (Daten und Forschung)														
Biodiversitäts-Publikationen	Anzahl	1994	2014	21	0	0	0	14,4	78,6	0	0	+ ∞	446	
GBIF Austria	Anzahl der Datensätze (in Millionen)	2004	2014	11	0	0	0	0	3,7	0	0	0	+ ∞	

4 FALLSTUDIE GROSSTRAPPE (*OTIS TARDA*) IN OSTÖSTERREICH

Stefan Schindler

4.1 Summary

The first case study refers to the Great Bustard (*Otis tarda*), a globally threatened species, with an endangered population in the lowlands of eastern Austria. Populations strongly decreased during the second half of the 20th century, and reproductive success and population trends were largely dependent on conservation measures. The compilation of the Austrian Great Bustard population trends (numbers refer to individuals during breeding time) show that the sharp decline was intercepted at a very low level in the 1990s. The absolute bottom was reached in 1997 with 55 individuals, but populations recovered to 75 individuals by 2000 and to 320 individuals by 2014. However, the two sub-populations in the Vienna Basin and the Rauchenwarther Platte (Lower Austria) are now extinct and those in Marchfeld are still threatened with extinction. The highest increases were registered for the population in Heideboden (Burgenland). The main pressures to the Great Bustard populations in Austria are agricultural intensification and collision risk at power lines and related habitat loss, fragmentation, and increased mortality rates. These pressures have been buffered by targeted conservation measures, such as “Great Bustard conservation areas”, nest protection, power line marking and underground cabling, that were implemented over comparably large areas. The implemented conservation measures seem to work efficiently and without major time lags. They are essential to avoid extinction of the Great Bustard populations in the heavily modified Austrian lowland landscapes and should be continued and extended.

4.2 Zusammenfassung

Die erste Fallstudie bezieht sich auf die Großtrappe (*Otis tarda*), eine weltweit gefährdete Vogelart, mit einer bedeutsamen und gefährdeten Population im ostösterreichischen Tiefland. Die geringen Bestände waren Ende des 20. Jahrhunderts einem starkem Rückgang unterworfen, der mit einer Verringerung des österreichischen Gesamtverbreitungsgebietes, des spezifischen Lebensraums und mehreren weiteren negativen menschlichen Einflüssen einherging. Fortpflanzungserfolg und Bestandsentwicklung der Großtrappen waren in Österreich weitgehend von spezifischen Artenschutzmaßnahmen abhängig. Untersuchungen der Großtrappen-Populationstrends (Individuen zur Brutzeit) in Österreich zeigen, dass der starke Rückgang seit dem 2. Weltkrieg in der ersten Hälfte der 1990er-Jahre durch Schutzmaßnahmen auf sehr niedrigem Bestandsniveau abgefangen wurde. Der absolute Tiefststand wurde im Jahr 1997 mit 55 Individuen erreicht, bis 2000 nahmen die Bestände auf 75 Individuen zu, um im Anschluss bis 2014 auf 320 Individuen anzusteigen. Allerdings sind die beiden Teilpopulationen im

Wiener Becken und in der Rauchenwarther Platte (NÖ) mittlerweile ausgestorben und die Population im Marchfeld ist weiterhin akut vom Aussterben bedroht. Die stärksten Anstiege waren am Heideboden (Bgld) zu verzeichnen.

Die Hauptgefährdungsursachen für die Großtrappenpopulationen in Österreich sind landwirtschaftliche Intensivierung und Kollisionsgefahr an Leitungen. Damit verbunden sind Lebensraumverlust, Fragmentierung und erhöhte Mortalitätsraten. Diese Gefährdungsursachen konnten durch gezielte und großflächig umgesetzte Schutzmaßnahmen (v. a. Trappenschutzflächen, Gelegeschutz, Leitungsmarkierung und Leitungsverkabelung) gepuffert werden. Die implementierten Schutzmaßnahmen scheinen effizient zu sein und ohne größere Zeitverzögerungen zu wirken. In den stark vom Menschen beeinträchtigten Landschaften des ostösterreichischen Tieflandes sind die derzeitigen Schutzmaßnahmen unverzichtbar, um die Großtrappenpopulationen in Österreich vom Aussterben zu bewahren. Sie müssen fortgeführt und sollten, wenn möglich, erweitert werden.

4.3 Einleitung

Globale Situation der Großtrappe (*Otis tarda*)

Die Großtrappe (*Otis tarda*) ist eine weltweit gefährdete Vogelart, die im Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie angeführt ist. Laut IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013) beträgt der globale, quer durch Eurasien verteilte Bestand ca. 50.000 Individuen, die wichtigsten Populationen befinden sich auf der iberischen Halbinsel (31.000–36.000 Individuen), in Russland (8.000–12.000 Individuen), China und der Mongolei (1.500–4.300 Individuen) sowie in Mitteleuropa mit Vorkommen in Ungarn (1.413–1.582 Individuen), Österreich (199–216 Individuen), Deutschland (114–116 Individuen), Serbien (35–36 Individuen), Rumänien (0–8 Individuen), der Slowakei (0–3 Individuen) und der Tschechischen Republik (0–2 Individuen) (CHAN & GOROSHKO 1998, PALACÍN & ALONSO 2008, ALONSO & PALACÍN 2010, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013, KESSLER et al. 2013). Starke Rückgänge und einige Aussterbeereignisse wurden für mehrere Länder wie z. B. Bulgarien, Polen, Moldau, Tschechische Republik, Slowakei, Rumänien, Kasachstan, Mongolei, Türkei, Iran und Marokko registriert (CHAN & GOROSHKO 1998, BARATI & AMERIFAR 2008, PALACÍN & ALONSO 2008).

Großtrappen benötigen offene, flache oder leicht wellige Landschaften, oftmals mit einer Mischung verschiedener Kulturpflanzen, in manchen Ländern auch Grassteppen. Gegenden mit geringer Störungshäufigkeit und gutem Insektenangebot sind für erfolgreiches Brüten notwendig (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Nester werden in Brachen und Getreidefeldern angelegt, vorzugsweise in Gegenden mit niedriger Landschaftsdiversität, guter Weitsicht und in größeren Distanzen zu menschlicher Infrastruktur (MAGAÑA et al. 2010). Das Migrationsverhalten der Großtrappe ist variabel; russische Populationen sind obligate Zugvögel (Asien, Russland), mittel- und westeuropäische Populationen hingegen fakultative Zugvögel, Teilzieher oder Standvögel (MORALES et al. 2000, ALONSO et al. 2000, 2001, PALACÍN et al. 2009, 2011).

Die wesentlichsten globalen Gefährdungsursachen für die Großtrappe sind Habitatverlust, -degradation und -fragmentierung, bedingt durch landwirtschaftliche Intensivierung, Landnutzungswandel und Infrastrukturentwicklung (BIRDLIFE IN-

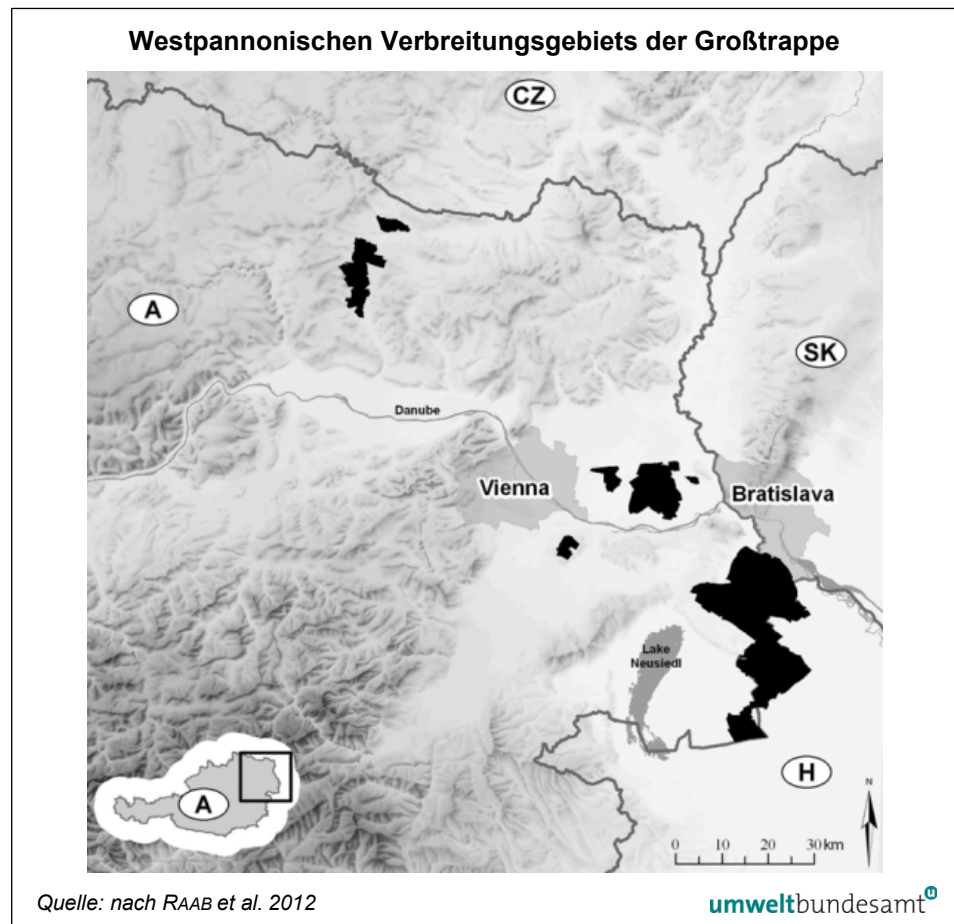
TERNATIONAL 2013). Habitatverlust und -fragmentierung werden vorwiegend durch Umbruch von Grasland, intensive Beweidung, Aufforstung, bewässerte Landwirtschaft, Straßen, Überlandleitungen und Zäune verursacht. Mechanisierung, Pestizide, chemische Düngemittel und natürliche Fraßfeinde (Prädation) leisten einen Beitrag zu erhöhten Mortalitätsraten von Eiern, Jungtieren und brütenden Hennen (NAGY 2009). Die Jagd auf Großtrappen stellt einen wesentlichen Faktor in Marokko, der Ukraine und in den asiatischen Verbreitungsgebieten dar, Kollisionen mit Überlandleitungen und Windkraftanlagen sind weitere bedeutende Gefahrenursachen (ALONSO et al. 1994, REITER 2000a, RAAB et al. 2012, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013).

Globale Schutzbemühungen für die Großtrappe beinhalten die Listung bei CITES (Anhang I und II) und der Convention for Migratory Species CMS (Anhang I und II sowie CMS MoU) im Jahr 2002. Des Weiteren ist die Großtrappe im Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie und im Anhang II der Berner Konvention angeführt (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Zwei europäische Aktionspläne wurden erstellt (KOLLAR 1996, NAGY 2009), ein weiterer für Asien im Jahr 1998 (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Agroumweltprogramme wurden in Österreich, Ungarn, Deutschland, Spanien, Portugal und Serbien umgesetzt, Brut- und Zuchtprogramme laufen in Deutschland und Ungarn seit den 1970er-Jahren. In Großbritannien startete ein Wiederansiedlungsprojekt mit Küken aus Russland (DAWES 2008); LIFE-Nature-Projekte für Großtrappen wurden in Österreich, Ungarn, der Slowakei, Deutschland, Spanien und Portugal durchgeführt (BANKOVICS & LÓRÁNT 2008, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Laut IUCN sollten zukünftige Schutzbemühungen vor allem Bestandserhebungen in Russland, der Ukraine und Asien sowie verstärkte Schutzbemühungen in den Brut- und Überwinterungsgebieten umfassen. Insbesondere wären neue Schutzgebiete in Ostasien, die Implementierung von extensiven landwirtschaftlichen Methoden, die Vermeidung von Kollisionen mit Überlandleitungen sowie die Sensibilisierung der Bevölkerung erstrebenswert (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013).

Verbreitung in Österreich

Das österreichische Vorkommen der Großtrappe beschränkt sich auf das östliche Tiefland. Die traditionellen Brutgebiete Niederösterreichs (siehe Abbildung 40; vgl. RAAB et al. 2010, 2012) befinden sich in lokalen Beckenlagen des westlichen Weinviertels, im Marchfeld (bis in die 1970er-Jahre inklusive der Agrarlebensräume entlang der March) sowie in der durch Streifenfluren gekennzeichneten Rauchenwarther Platte und in angrenzenden Gebieten des Wiener Beckens (mittlerweile sind die Populationen in diesen beiden Gebieten allerdings ausgestorben). Im Nordburgenland reicht ein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet von der Parndorfer Platte über den in unmittelbarer Nähe des Dreiländerecks mit der Slowakei und Ungarn befindlichen Heideboden bis in den Hanság im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (siehe Abbildung 40). Für eine detaillierte Beschreibung der Teilgebiete siehe RAAB et al. (2010).

Abbildung 40:
Österreichische und
ungarische Teile des
westpannonischen
Verbreitungsgebiets der
Großtrappe (die
ungarischen Teile
werden im Folgenden
nicht weiter
berücksichtigt).



Gefährdung, Status und Schutzbemühungen in Österreich zum Ende des 20. Jahrhunderts

Laut der aktuellsten Roten Liste Österreichs für Vögel, die im Jahr 2005 veröffentlicht wurde und den Zeitraum 1970–2000 berücksichtigt, ist die Großtrappe in Österreich Ende des 20. Jahrhunderts stark gefährdet und bedurfte eines akuten Schutzes – sie stellt außerdem eine Art dar, für die Österreich eine starke Verantwortlichkeit hat (FRÜHAUF 2005). Die geringen Bestände waren Ende des 20. Jahrhunderts einem starkem Rückgang unterworfen, der mit einer Verringerung des österreichischen Gesamtverbreitungsgebietes, des spezifischen Lebensraums und mehreren weiteren negativen menschlichen Einflüssen einherging. Fortpflanzungserfolg und Bestandsentwicklung der Großtrappen waren in Österreich weitgehend von spezifischen Artenschutzmaßnahmen abhängig und die Bestände aller Populationen waren rückläufig – mit Ausnahme des Heidebodens (Nordburgenland), wo sie von ungarischen Schutzmaßnahmen im Grenzgebiet profitierten und des westlichen Weinviertels (Niederösterreich) wo seit 1996 eine intensive Gebietsbetreuung stattfand (FRÜHAUF 2005). Die Großtrappenbestände litten unter hohen Verlusten an Überlandleitungen (REITER 2000a) und waren durch den starken Ausbau von Windkraftanlagen in Ostösterreich bedroht. Auch Störungen durch Jäger stellten eine Bedrohung dar (FRÜHAUF 2005).

Zielsetzung

Zielsetzung der Fallstudie zur Grosstrappe ist es, verfügbare Daten zu Gefährdungsursachen, Bestandsgrößen und Schutzmaßnahmen für Österreich zusammenzustellen, daraus Trends für die letzten Jahrzehnte zu berechnen und die Daten hinsichtlich der Zusammenhänge und zeitlichen Verzögerungen von Ursachen und Wirkungen zu diskutieren. Neue Daten konnten im Rahmen der Fallstudie nicht erhoben werden.

4.4 Bestandstrends

Datenerfassung

Die vorliegende Fallstudie zur Grosstrappe basiert auf einer Zusammenstellung von Populationstrends und Großtrappenschutzflächen von RAAB et al. (2010), Daten zu Überlandleitungen in Großtrappengebieten und deren Markierungen aus RAAB et al. (2012) sowie auf unveröffentlichten Daten und persönlichen Mitteilungen von R. Raab und P. Spakovszky. In RAAB et al. (2010) wurden über 28.000 Datensätze einer Datenbank zu Großtrappenbeobachtungen in Österreich, eine Vielzahl weiterer bis dahin unveröffentlichter Daten sowie weitere Literaturangaben (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994; REITER 1997a, b, 1999, 2000b, 2001a, b, 2002; KOLLAR 2001) ausgewertet.

Datenangaben und Berechnungen

Die hier präsentierten Datenangaben beziehen sich auf den österreichischen Gesamtbestand oder auf Bestände von Teilpopulationen zur Brutzeit. Dabei wurden die Zahlen für die, teilweise bedingt durch ihre Lebensweise, in unterschiedlichen Aktionsräumen anzutreffenden Hennen und Hähne addiert. Bei nicht exakten Originalangaben (von-bis-Angaben) wurde der Mittelwert verwendet. Trendberechnungen erfolgten für Dekaden und wurden teilweise im Nachhinein auf jährliche Raten rückgerechnet. Dabei wurde folgende Formel verwendet:

$$z = \sqrt[n]{t_n \frac{t_0}{t_0}} - 1$$

z ... mittlere Änderung pro Jahr

t₀ ... Ausgangsjahr

t_n ... rezenteres Jahr

n ... Anzahl der Jahre

Ergebnisse

Die Zusammenstellung der Großtrappen-Populationstrends (Individuen zur Brutzeit) Österreichs zeigt, dass der starke Rückgang seit dem 2. Weltkrieg in der ersten Hälfte der 1990er-Jahre auf sehr niedrigem Bestandsniveau abgefangen wurde (siehe Abbildung 41).

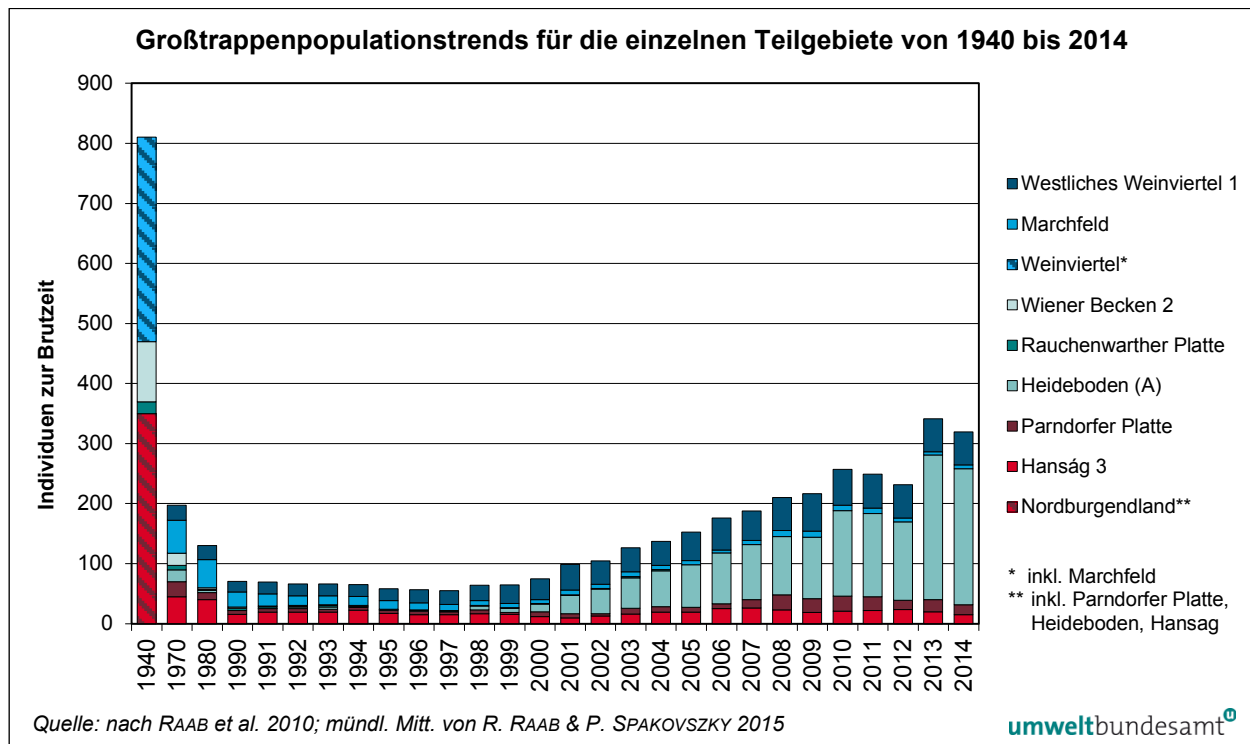


Abbildung 41: Zusammenstellung der Grosstrappenpopulationstrends (Individuen zur Brutzeit) für die einzelnen Teilgebiete von 1940 bis 2014.¹²

In den 1970er-Jahren fielen die Bestände von 198 auf 131 Individuen (– 33,9 % für 10 Jahre, entspricht einem rechnerischen Wert von jährlich – 4,1 %) und in den 1980er-Jahren von 131 auf 71 Individuen (– 46,0 % für 10 Jahre, entspricht einem rechnerischen Wert von jährlich – 6,0 %). Der absolute Tiefststand wurde im Jahr 1997 mit 55 Individuen erreicht; zwischen 1990 und 2000 nahmen die Bestände von 71 auf 75 Individuen zu (+ 6,4 % für 10 Jahre, entspricht einem rechnerischen Wert von jährlich + 0,6 %), um in Anschluss bis 2010 auf 257 Individuen anzusteigen (+ 243 % für 10 Jahre, entspricht einem rechnerischen Wert von jährlich + 13,1 %). Im Zeitraum von 2010 bis 2014 kam es zu einem weiteren Anstieg auf 320 Individuen (siehe Abbildung 41). Die Schwankungen in den Jahren 2012 (232 Individuen nach 7 % Rückgang im Vergleich zu 2011) und 2013 (342 Individuen und 45 % Anstieg im Vergleich zum Jahr 2012) ergaben sich vermutlich dadurch, dass 2012 besonders viele Trappen im ungarischen Teil des Heidebodens brüteten und hier nicht berücksichtigt wurden, während es 2013, bedingt durch den langen Winter, sehr günstige Bedingungen zur Bestandsaufnahme zur Brutzeit gab (mündl. Mitt. Raab & Spakovsky 2015).

Bei der Beurteilung der einzelnen Teilgebiete wird ersichtlich, dass die Populationen im Wiener Becken in den 1990er-Jahren und auf der Rauchenwarther Platte im Jahr 2004 definitiv ausstarben (siehe Abbildung 42). Diese Populationen hatten bereits 1940 mit „> 100“ bzw. „ca. 20“ Individuen die niedrigsten Bestandszahlen aller Teilgebiete (siehe Abbildung 41).

¹² Anmerkungen: (1) für das Westliche Weinviertel lagen von 1991–1995 keine Daten vor. Für diese Darstellung wurde daher interpoliert; (2) für das Wiener Becken lagen von 1991–1995 keine Daten vor. Für diese Darstellung wurde daher interpoliert; (3) für den Hanság lagen von 1991–1993 keine Daten vor. Für diese Darstellung wurde daher interpoliert.

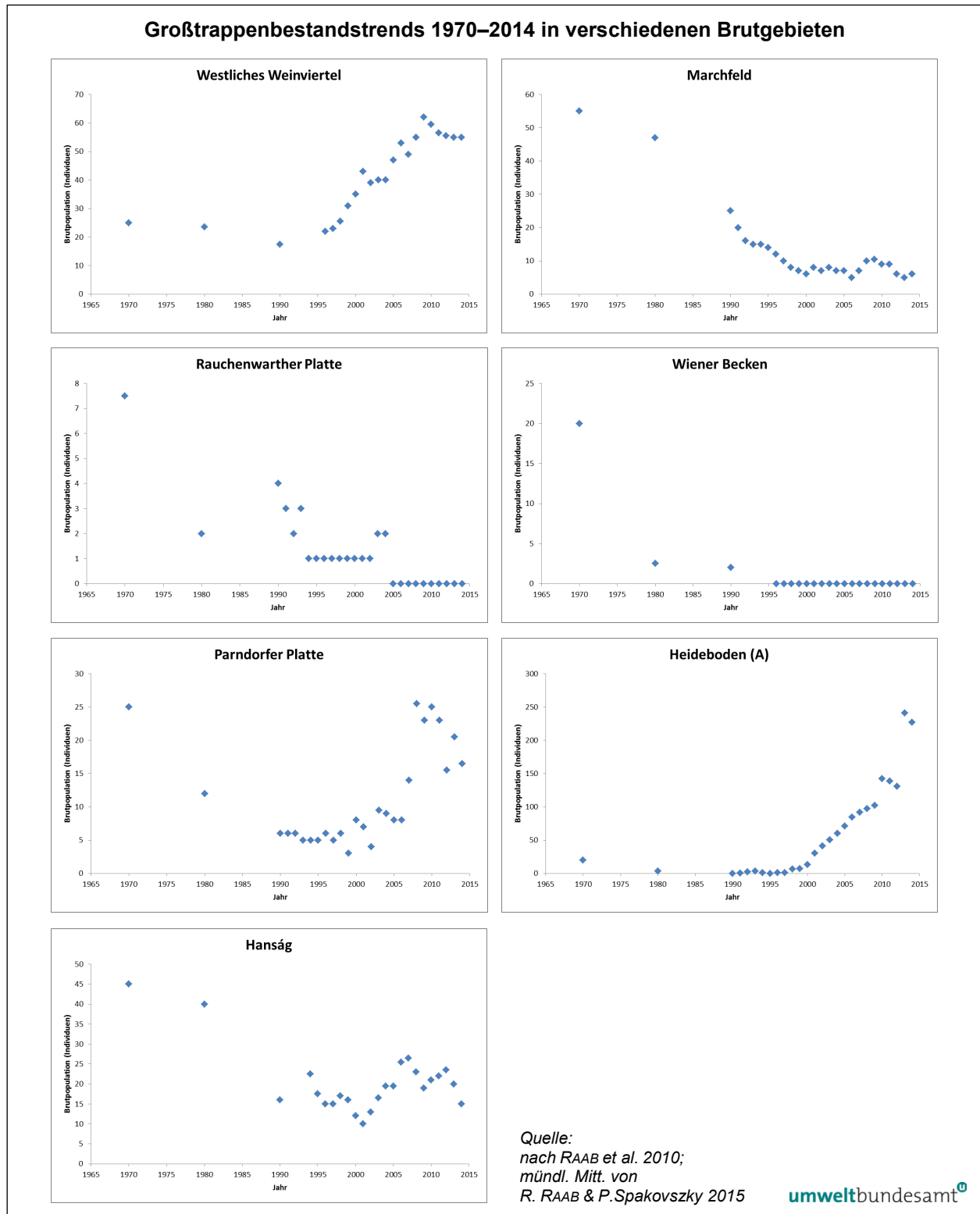


Abbildung 42: Großtrappenbestandstrends 1970–2014 in verschiedenen Brutgebieten (Heideboden nur österreichischer Anteil).

Von den weiteren Populationen kam es seit 1970 zu Rückgängen im Marchfeld, der Parndorfer Platte und dem Hanság sowie zu Zunahmen im Westlichen Weinviertel und dem Heideboden (siehe Abbildung 42). Beim Vergleich der Bestände 2000 und 2010 war der Trend für das Marchfeld leicht positiv (6 → 9 Individuen; + 23 %), für den Hanság (12 → 21 Individuen; + 60 %) und das Westliche Weinviertel (35 → 60 Individuen; + 66 %) klar positiv, sowie für die Parndorfer Platte (8 → 25 Individuen; + 300 %) und den Heideboden (13 → 143 Individuen; + 527 %) äußerst positiv (siehe Abbildung 42).

4.5 Schutzmaßnahmen

In den letzten Jahrzehnten wurden für die österreichischen Großtrappen zahlreiche Schutzmaßnahmen und ein Monitoring umgesetzt. Die notwendige Finanzierung erfolgte über mehrere Förderschienen, v. a. über ÖPUL-, LIFE- und LIFE+-Projekte („Crossborder Protection of the Great Bustard in Austria“, LIFE05NAT/A/000077; „Crossborder Protection of the Great Bustard in Austria – continuation“; LIFE09 NAT/AT/000225), LEADER-Projekte sowie Projekte zur ländlichen Entwicklung.

4.5.1 Trend bei den Trappenschutzflächen

Bis 1972 gab es in Österreich keine speziellen Trappenschutzflächen; die ersten 140 ha wurden im Jahr 1973 im Hanság zum Vollnaturschutzgebiet erklärt und in den darauf folgenden Jahren wurden auch in anderen Gebieten erste spezielle Trappenschutzflächen angelegt, bis 1994 aber nur in einem geringen Flächenausmaß (RAAB et al. 2010). Seit 1995 wurden im Rahmen des „Österreichischen Programms zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“ (ÖPUL) zahlreiche spezielle Trappenschutzflächen angelegt. Ihr Ausmaß betrug von 1996 bis 2000 ca. 3–4 km², 2001 und 2002 stiegen die Flächen auf ca. 15 km² und ab 2003 blieben sie relativ konstant bei ca. 50 km² (siehe Abbildung 43). Der Anstieg der österreichischen Gesamt-Trappenschutzfläche von 4,3 km² im Jahr 2000 auf 51,6 km² im Jahr 2010 bedeutet eine Steigerungsrate für diese Dekade von + 1.118 %. Im Jahr 2010 waren somit ca. 12 % der Trappengebiete durch Trappenschutzflächen abgedeckt.

Bei Betrachtung der niederösterreichischen Trappengebiete sei erwähnt, dass es im westlichen Weinviertel anfangs zwar nur wenige Schutzflächen gab (1997: 0,1 km²; 2000: 1 km²), diese aber hochwertige Brachenlebensräume darstellten, die besonders gut in den für die Trappen wichtigsten Stellen positioniert waren. Diese Flächen wurden stark erweitert, sodass es seit 2003 ca. 35 km² Trappenschutzflächen im westlichen Weinviertel gibt. Im Marchfeld gab es von 1996 bis 2000 ca. 0,17 km² Trappenschutzflächen, die 2003 auf ca. 2,5 km² anstiegen; 2007 bis 2013 lag der Wert bei 3,5–4 km². Die registrierten Schutzflächen stellten aber nur selten Brachen dar, zumeist handelte es sich um bewirtschaftete Flächen mit Trappenschutzauflagen in intensiv bewirtschaftetem Umland. Auf der Rauchenwarther Platte gab es 2001 bis 2005 ca. 0,4 km² Schutzflächen, die ab 2007 auf 0,1 km² reduziert wurden (siehe Abbildung 43).

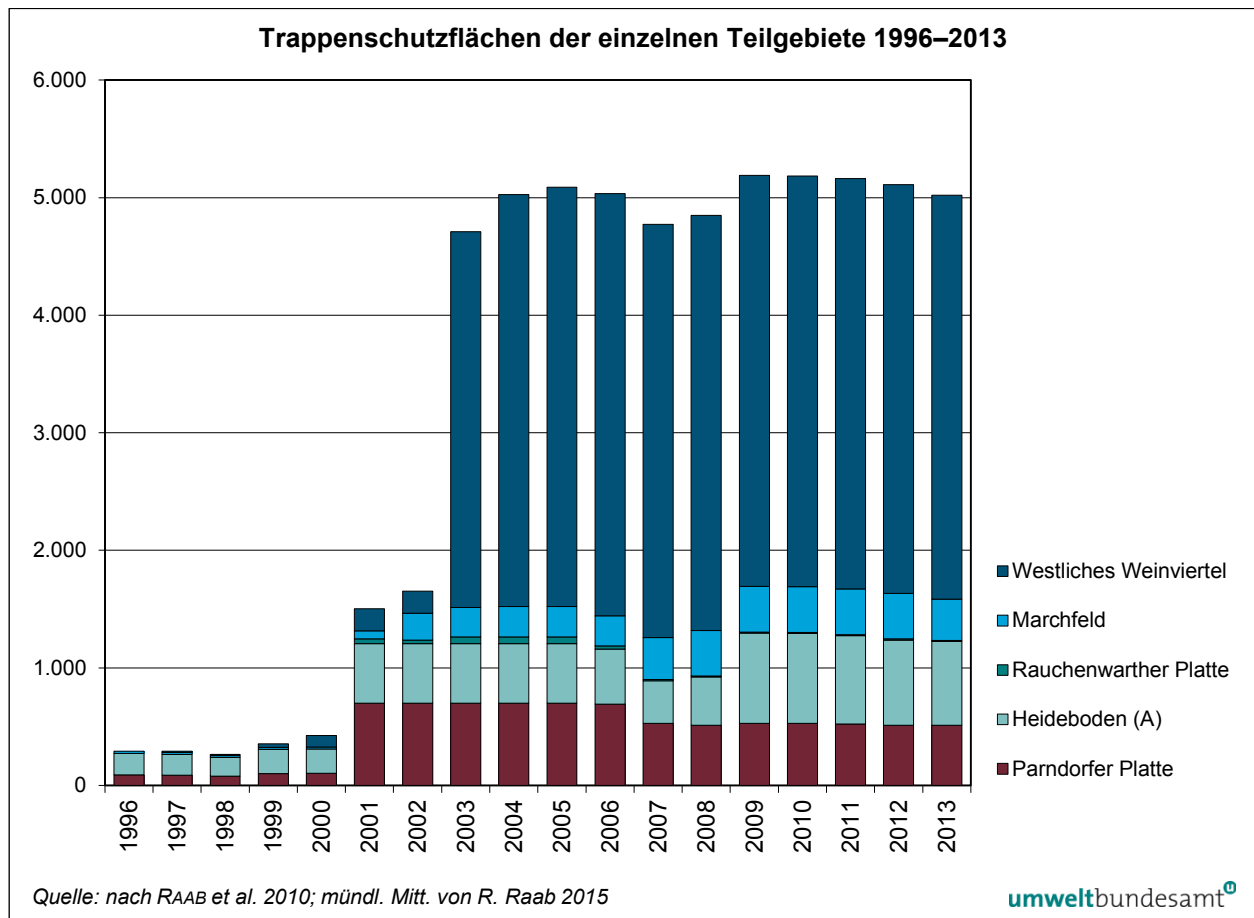


Abbildung 43: Trappenschutzflächen der einzelnen Teilgebiete 1996–2013. Die Schutzflächen des Hanságs sind hier nicht dargestellt, da sie keine speziellen Trappenschutzflächen darstellen und keine durchgehende Zeitreihe vorhanden war.

Bezüglich der burgenländischen Trappengebiete wies die Parndorfer Platte 1996–2000 ca. 1 km² Trappenschutzfläche auf, ab 2001 ca. 7 km² und ab 2007 ca. 5 km² (siehe Abbildung 43). Die Schutzflächen wiesen einen hohen Brachenanteil auf. Der Heideboden weist nur eine durchschnittliche Gesamtfläche an Schutzflächen auf, diese sind allerdings von nur mäßig intensiv bewirtschafteten Agrarflächen und seit 1994 großen, direkt anschließenden ungarischen Brachflächen umgeben. Die wesentlichsten Anstiege der Schutzflächen waren von 2000 (2,1 km²) auf 2001 (5,1 km²) und von 2008 (4,1 km²) auf 2009 (7,7 km²) zu verzeichnen (siehe Abbildung 43). Im Hanság gibt es, abgesehen von den Kommassantenwiesen, die von ortsansässigen Landwirten im Auftrag der Nationalparkverwaltung unter Berücksichtigung der Ansprüche der Großtrappe bewirtschaftet werden, derzeit keine speziellen Trappenschutzflächen (RAAB et al. 2010).

4.5.2 Gefährdungsursache Leitungskollision und diesbezügliche Schutzmaßnahmen

Kollisionen mit Überlandleitungen stellen eine wesentliche Gefährdungsursache für Großtrappen dar (ALONSO et al. 1994, REITER 2000a, RAAB et al. 2012, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Für Österreich sind regelmäßige Verluste durch Kollisionen für das westliche Weinviertel (REITER 2000a), das Marchfeld (KOLLAR 2001) und das Nordburgenland (siehe Abbildung 44) belegt.

Schutzmaßnahmen gegen Leitungskollision wurden in Österreich ab dem Jahr 2005 implementiert. Begleitendes Monitoring und Forschung (RAAB et al. 2012, mündl. Mitt. Raab 2015) zeigen das folgende Bild: Bis zum Jahr 2010 wurden 99,8 km der 112,3 km (= 88,9 %) Hochspannungsleitungen in den Großtrappengebieten markiert (siehe Abbildung 45a, c). Gleichzeitig wurden 43,1 km der 249,2 km (= 17,3 %) der Mittelspannungsleitungen verkabelt (siehe Abbildung 45b, c). 2014 wurden zusätzliche 32,6 km Mittelspannungsleitung verkabelt, wodurch sich der Anteil auf 30,4 % Verkabelung erhöht hat (siehe Abbildung 45b). Der Gesamtanteil der markierten oder verkabelten Hoch- und Mittelspannungsleitungen stieg von 39,7 % im Jahr 2013 (siehe Abbildung 45c) auf 48,7 % im Jahr 2014.

*Abbildung 44:
Fliegender
Großtrappenhahn kurz
vor riskanter
Überquerung einer
Mittelspannungsleitung
bei Pama im
Nordburgenland, an der
Trappenkollisionen
verzeichnet wurden. Die
Leitung ist mittlerweile
erdverkabelt. Foto:
© Franz Josef Kovacs.*



Im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2014 kam es zu 35 Großtrappen-Todfunden, bedingt durch Leitungskollision: 14 Kollisionen an unmarkierten Hochspannungsleitungen, 4 Kollisionen an markierten Hochspannungsleitungen und 17 Kollisionen an unmarkierten Mittelspannungsleitungen (siehe Abbildung 45a, b). In den je fünf Untersuchungsjahren 2002–2006 und 2009–2013 war der Anteil der markierten und verkabelten Leitungen jeweils fast konstant (siehe Abbildung 45a, b), weshalb sich diese Zeitspannen für eine Gegenüberstellung zur Beurteilung der Effizienz der Maßnahmen besonders gut eignen. Der mittlere Anteil der markierten oder verkabelten Leitungsabschnitte betrug im Zeitraum 2002–2006 3,7 % bzw. 2009–2013 39,4 % (siehe Abbildung 45c). Die mittlere Anzahl an kollidierten Großtrappen sank von $4,6 \pm 2,3$ im Zeitraum 2002–2006 auf $1,0 \pm 0,7$ 2009–2013 (siehe Abbildung 45d).

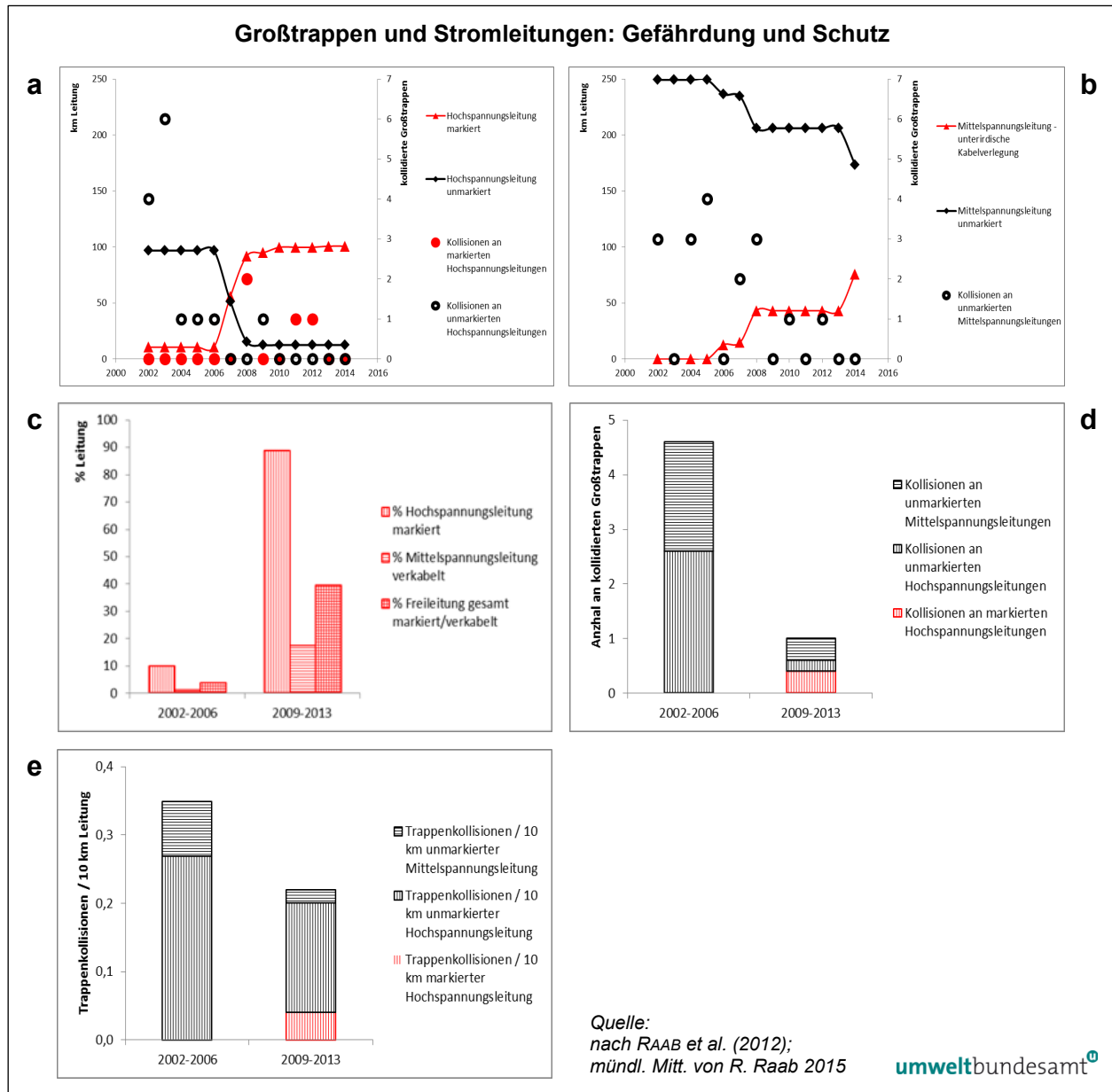


Abbildung 45: Markierung von Hochspannungsleitungen und Verkabelung von Mittelspannungsleitungen und deren Schutzwirkungen gegen Grosstrappenkollisionen im österreichischen Grosstrappengebiet.
 (a) Markierung von Hochspannungsleitungen und Kollisionen an markierten und unmarkierten Abschnitten von 2002–2014;
 (b) Verkabelung von Mittelspannungsleitungen und Kollisionen an unmarkierten Abschnitten von 2002–2014;
 (c) mittlerer Anteil markierter und verkabelter Leitungsabschnitte im Vergleich 2002–2006 versus 2009–2013;
 (d) mittlere jährliche Kollisionen an unmarkierten Mittelspannungs-, unmarkierten Hochspannungs- und markierten Hochspannungs-Leitungsabschnitten im Vergleich 2002–2006 versus 2009–2013;
 (e) mittlere jährliche Kollisionsrate (Individuen pro 10 km Leitung) an unmarkierten Mittelspannungs-, unmarkierten Hochspannungs- und markierten Hochspannungs-Leitungsabschnitten im Vergleich 2002–2006 versus 2009–2013.¹³

¹³ Todfunde sind jeweils für den Zeitraum 1. Juni des Jahres bis 31. Mai des Folgejahres erfasst (vgl. RAAB et al. 2012).

Insgesamt sanken die mittleren jährlichen Trappenkollisionen pro 10 km Leitung von 0,13 (2002–2006) auf 0,03 (2009–2013) Individuen (siehe Abbildung 45e), d. h. um 75,4 % für die Differenz der beiden Perioden von 7 Jahren (= rechnerischer Wert für 10 Jahre: – 86,5 %). Für unmarkierte Hochspannungsleitungen ergab sich eine Reduktion dieser Kollisionsrate von 0,27 auf 0,16 Individuen, für unmarkierte Mittelspannungsleitungen von 0,08 auf 0,02 Individuen (siehe Abbildung 45e). Die Verringerung bei unmarkierten Leitungen ist dadurch bedingt, dass jene Leitungen markiert wurden, die ein besonders hohes Gefahrenpotenzial aufwiesen; die 2009–2013 unmarkierten Leitungsabschnitte sind jene, die seltener überflogen werden. Im Übergangsjahr 2008 kam es zu zwei Kollisionen an markierten Leitungen, ab 2009 gab es an markierten Hochspannungsleitungen hingegen in Summe nur noch zwei Kollisionen – je eine 2011 und 2012 (siehe Abbildung 45a). Für die markierten Hochspannungsleitungsabschnitte ergaben sich 2009–2013 mittlere jährliche Trappenkollision von 0,04 Individuen pro 10 km Leitung. Es kann somit bestätigt werden, dass die Leitungsmarkierung und -verkabelung direkte und rasche Schutzwirkung aufweist. Bei der Markierung wird diese vor allem dadurch erzielt, dass weniger Vögel durch die Kabel fliegen (ALONSO et al. 1994).

4.6 Zusammenfassende Gegenüberstellung von Populationstrends, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen

Der starke Rückgang der Großtrappe in Österreich wurde in der ersten Hälfte der 1990er-Jahre auf sehr niedrigem Bestandsniveau abgefangen und das Aussterberisiko wurde seither weiter verringert. Die gesamtösterreichischen Brutzeitbestände erholten sich von 55 Individuen im Jahr 1997 auf 320 im Jahr 2014. Allerdings sind die beiden Teilpopulationen im Wiener Becken und der Rauchenwarther Platte mittlerweile ausgestorben und jene im Marchfeld ist weiterhin akut vom Aussterben bedroht. Von den restlichen vier Gebieten stagnieren die Populationen derzeit im Hanság sowie im westlichen Weinviertel und der Parndorfer Platte, wo es jeweils starke Zunahmen zwischen 2000 und 2010 gab. Am Heideboden steigen die Populationen trotz einiger Schwankungen seit 2010 weiterhin stark an. Die angewandten Schutzmaßnahmen scheinen effektiv gewesen zu sein. Sowohl Schutzflächen als auch Gelegeschutz, Markierung von Hochspannungsleitungen und Verkabelung von Mittelspannungsleitungen zeigen Effekte und können als Grund dafür angesehen werden, dass die Großtrappenpopulationen in Österreich trotz generell ungünstiger Rahmenbedingungen (landwirtschaftliche Intensivierungen, Lebensraumverlust und Fragmentierung) bis jetzt bestehen bleiben.

Im **westlichen Weinviertel** gab es einen starken Anstieg von 1996 bis 2009. Hier gab es anfangs zwar nur wenig Schutzflächen (1997: 10 ha; 2000: 100 ha), diese waren aber hochwertige Brachenlebensräume, die besonders gut positioniert waren. Zusätzlich wurde intensiver Gelegeschutz betrieben, d. h. Gelege außerhalb der Schutzflächen wurden systematisch gesucht und in Absprache mit den betroffenen LandwirtInnen geschützt. Der Rückgang von 2009–2014 kann mit rezenten Wetterkapriolen (z. B. einige starke Platzregen zur Brutzeit) zusammenhängen – das westliche Weinviertel bietet für die Steppenart Großtrappe keine optimalen Klimabedingungen.

Im **Marchfeld** ist das Aussterben der Großtrappe einstweilen knapp verhindert worden. Der Bestand von 6 Brutvögeln aus dem Jahr 2000 wurde auch 2014 verzeichnet. Bei den registrierten Schutzflächen handelt es sich nur selten um Brachen, sondern zumeist um bewirtschaftete Flächen mit Trappenschutzauflagen, die Bewirtschaftung des Umlandes ist sehr intensiv. Die Population ist weiterhin stark vom Aussterben bedroht. Dies kann bei derart kleinen Populationen trotz guter Bedingungen mit relativ hohen Wahrscheinlichkeiten durch stochastische Prozesse erfolgen.

Die **Rauchenwarther Platte** ist wegen der traditionellen Bewirtschaftung in Streifenfluren (d. h. sehr schmale Feldstreifen, die teilweise unterschiedlich bewirtschaftet werden und deshalb eine relativ große Diversität an Kulturen auf engem Raum bieten) gut als Trappeneinstandsgebiet geeignet. Dennoch gab es in dem relativ kleinen Gebiet seit 1980 nur noch eine Reliktpopulation von maximal 4 Individuen zur Brutzeit und in Folge konnte ein langsamer Aussterbeprozess beobachtet werden. Ab 1994 gab es nur noch eine einzige Trappenne im Gebiet, seit 2005 ist die Brutpopulation erloschen; in den Sommermonaten kommt aber ein vermutlich dieser Population entstammender Trapphahn regelmäßig auf die Rauchenwarther Platte zurück (RAAB et al. 2010).

Auf der **Parndorfer Platte** kam es zu einem starken Zuwachs der Großtrapppopulation zwischen 1999 und 2008. Die Schutzflächen, die einen hohen Brachenanteil aufweisen stiegen von ca. 100 ha im Jahr 2000 auf ca. 700 ha im Jahr 2001 an, seit 2007 gab es wieder einen leichten Rückgang der Schutzflächen, gleichzeitig sind die Bestände seit 2008 wieder leicht rückläufig. Auf der Parndorfer Platte kam es regelmäßig zu Verlusten an Überlandleitungen. Die Brutvögel verlassen das Gebiet im Herbst und überwintern am Heideboden, Abwanderungen in Richtung Heideboden sind möglich.

Durchgehend eindeutig positive Populationstrends sind im **Heideboden** zu verzeichnen. Dieses Gebiet weist zwar nur eine durchschnittliche Gesamtfläche an Schutzflächen auf, allerdings kommt den Beständen zugute, dass die nicht geschützten Agrarflächen nur mäßig intensiv bewirtschaftet werden (z. B. im Vergleich mit dem Marchfeld) und dass in den direkt anschließenden ungarischen Gebieten seit 1994 große Brachflächen vorhanden sind. Außerdem werden am Heideboden die Bestände des Fuchses, der den wichtigsten Fressfeind der Jungtrappen darstellt, am stärksten jagdlich kontrolliert. Letztendlich kann es durch die mittlerweile beträchtlichen Trappenbestände von > 300 Individuen zur Brutzeit in österreichischen, ungarischen und slowakischen Bereichen des Heidebodens dazu kommen, dass einige Trappen aus anderen Gebieten die großen Trupps am Heideboden attraktiv finden und zum Brüten verstärkt den Heideboden nutzen.

Die Brutpopulation im **Hanság** ist seit ca. 25 Jahren stabil. Ursachen von in einigen Fällen größeren Populationsschwankungen liegen wahrscheinlich in den in manchen Jahren auftretenden Überschwemmungen sowie im Austausch mit dem angrenzenden ungarischen Gebiet Moszolsolnak. Es könnte in rezenten Jahren auch zu leichten Abwanderungen in den Heideboden gekommen sein. Die relativ kleinen Flächen, die relativ intensive Wiesennutzung und die relativ frühe Wiesenmahd könnten eine Rolle spielen, dass die Bestände nicht weiter ansteigen. Bestände potenzieller Fressfeinde wie Kaiseradler und Seeadler sind tendenziell zunehmend; dies könnte zu leichter Abwanderung in Richtung Heideboden geführt haben, da sich Trappen generell durch Adler gestört fühlen.

4.7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Hauptgefährdungsursachen der Großtrappenpopulationen in Österreich sind landwirtschaftliche Intensivierung und Kollisionsgefahr an Leitungen. Damit verbunden sind Lebensraumverlust, Fragmentierung und erhöhte Mortalitätsraten. Diese Gefährdungsursachen bestehen zwar in beträchtlichem Ausmaß weiterhin, konnten aber durch sehr gezielte und großflächig umgesetzte Schutzmaßnahmen (v. a. Trappenschutzflächen, Leitungsmarkierung und Leitungsverkabelung) dermaßen gepuffert werden, dass die Großtrappenpopulationen seit der Jahrtausendwende wieder zunahmen. Die implementierten Schutzmaßnahmen scheinen effizient zu sein und ohne größere Zeitverzögerungen zu wirken. Obwohl die Großtrappe sehr besondere Habitatansprüche stellt und sie zum Beispiel Hecken und Gehölze meidet, ist davon auszugehen, dass die Großtrappenschutzflächen auch für viele andere Offenlandarten (Vertebraten und Invertebraten) Vorteile bringen und die Leitungsmarkierung auch für andere Großvogel-Arten das Kollisionsrisiko reduziert. In den stark vom Menschen beeinträchtigten Landschaften des ostösterreichischen Tieflandes sind die derzeitigen Schutzmaßnahmen unverzichtbar, um die Großtrappenpopulationen in Österreich vom Aussterben zu bewahren. Sie müssen fortgeführt und sollten, wenn möglich, erweitert werden.

5 FALLSTUDIE SALZLAUFKÄFER IM SEEWINKEL

Peter Zulka, Mildren Adam, Stefan Schindler

5.1 Summary

The second case study addresses salt carabids in the Seewinkel (Burgenland), an area containing a mosaic of salt pans of high biogeographical interest and a significant hotspot of Austrian biodiversity. Interventions in the water balance of the area and associated habitat changes have been documented since 1775, while conservation measures started in the 1970s. The salt carabids were documented in the area for the first time in 1849, and more comprehensively, in 1925; the most recent survey was conducted in 2014. The conditions for the beetles have deteriorated in most salt pans. Some less demanding species such as *Bembidion minimum*, *Bembidion tenellum*, *Bembidion varium*, *Dyschirius salinus* and *Pogonus luridipennis* were still frequently detected in 2014, but some specialist species could not be recorded anymore. The main reason for this decline is the loss of salt pans, which have decreased strongly in number and area since the construction of the drainage channel „Einserkanal“ in 1910. Of the 20 salt pans that were examined in 1993/94, ten have lost all free shore areas due to reed overgrowth until 2014. Of the remaining ten salt pans, two have been improved by active grazing management, while in the remaining eight pans, conditions seemed to have remained stable since 1994. Conditions for salt beetles have improved only in the actively managed grazed areas of the National Park, whereas in overall terms the state of the Seewinkel metapopulations was significantly worse in 2014 than in 1993/94. With a continuation of the observed trends, the extinction of some species can be expected in the near future and for the more frequent species towards 2050. A more active management of hydrological conditions is urgently required to achieve a trend reversal.

5.2 Zusammenfassung

Die zweite Fallstudie bezieht sich auf Salzlaufkäfer im Seewinkel (Burgenland). Der Seewinkel stellt mit seinem Mosaik von Salzstandorten eine der biogeographisch interessantesten und für die Biodiversitätserhaltung bedeutendsten Regionen Österreichs dar. Eingriffe in den Wasserhaushalt des Gebiets und die damit einhergehenden Biotopveränderungen sind bis 1775 zurückreichend dokumentiert. Andererseits reichen auch Schutzmaßnahmen und die Ausweisung eines besonderen Gebietsstatus bis in die 1970er-Jahre zurück. Mit den Salzlaufkäfern steht eine Organismengruppe zur Verfügung, deren Häufigkeiten im Gebiet bereits 1849 und in umfassenderer Form 1925 dokumentiert worden waren. Zuletzt wurden im Rahmen dieser Fallstudie im Jahr 2014 die Salzlackenufer besammelt. Die Lebensbedingungen für die Käfer haben sich seit 1925 für die meisten Salzlackenuferarten verschlechtert; manche weniger anspruchsvolle Salzarten, wie *Bembidion minimum*, *Bembidion tenellum*, *Bembidion varium*, *Dyschirius salinus* und *Pogonus luridipennis* konnten auch 2014 noch in größerer Anzahl an-

getroffen werden. Für eine Reihe anderer Arten, die 1994 noch charakteristisch und häufig waren, gelangen jedoch 2014 keine Nachweise mehr. Hauptgrund ist der Verlust an Salzlacken, deren Fläche insbesondere seit dem Bau des Einserkanals im Jahr 1910 stark zurückgeht. Zahlreiche Lackenkomplexe sind seither gänzlich verschwunden, andere einstmals riesige Lackenkomplexe sind in isolierte Einzellacken zerfallen. Von den 20 Lacken, die in den Jahren 1993/94 auf ihre Arthropodenfauna hin untersucht worden waren, sind zehn inzwischen so stark verschliffen, dass (fast) keine freien Uferflächen mehr anzutreffen waren. Von den verbliebenen zehn Lacken sind zwei durch aktives Beweidungsmanagement in einen besseren Zustand als 1994 versetzt worden, bei den restlichen acht Lacken haben sich die Verhältnisse zumindest nicht deutlich verändert. Insgesamt haben sich die Lebensbedingungen der Laufkäfer nur an den aktiv gemanagten Nationalparkflächen verbessert. Gesamthaft betrachtet und an den östlichen Lacken ist der Zustand der Seewinkel-Metapopulationen deutlich schlechter als 1993/94. Bei Fortschreibung der beobachteten Trends muss mit dem Erlöschen mancher Arten in naher Zukunft, der noch häufigeren Arten bis zur Mitte des Jahrhunderts gerechnet werden. Ein aktiveres Management der hydrologischen Bedingungen ist dringend erforderlich, wenn eine Trendumkehr erreicht werden soll.

5.3 Einleitung

Das Neusiedler-See-Gebiet mit dem Seewinkel und den Seewinkel-Lacken nimmt in Österreich eine herausragende Stellung ein. Abgesehen von zwei Salzstellen in Niederösterreich, die den Salzstandortcharakter bereits weitgehend eingebüßt haben (GROSS & PFUNDNER 2014, ZULKA et al. 2006), handelt es sich um das einzige Vorkommen von Salzstandort-gebundenen Arten in Österreich. Der Seewinkel ist überdies das westlichste Alkalisalzstandortgebiet in Eurasien. Zahlreiche Arten, die in Zentralasien ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, erreichen im Seewinkel ihre westliche Verbreitungsgrenze. Mit dem Seewinkel hat Österreich somit Anteil an einer zentralasiatisch-kontinentalen Fauna, wie sie weiter westlich in Europa nicht mehr anzutreffen ist. Überdies haben einige Arten aufgrund des isolierten Charakters des Seewinkels spezielle Formen entwickelt, die sich von den nächstverwandten Arten der Küsten divergent entwickelt haben. Für diese Formen ist Österreich besonders verantwortlich.

Der Seewinkel hat im letzten Jahrhundert großräumige Veränderungen durchgemacht: von einer Salzsumpf-Feuchtebene hin zu einer Kulturlandschaft, in der salzbeeinflusste Lebensräume nur noch als Biotopinseln in einer weithin überformten Agrarmatrix anzutreffen sind. Die Trockenlegung begann schon 1775, als Fürst Esterházy den sogenannten Hauptkanal bauen ließ, der einen Vorläufer des Einserkanals darstellte (AUER & DICK 1994). Mit dem Bau des Einserkanals 1910 und dem daran anschließenden Netz von Entwässerungskanälen beschleunigte sich der Niedergang der Salzlackenfläche. In den 1940er-Jahren entstanden allerdings auch erste Initiativen, die darauf abzielten, den Niedergang zu stoppen und das Gebiet zu schützen. Seit 1994 sind große Teile des Seewinkels als Nationalpark ausgewiesen (DICK 1994). Der Naturraum des Neusiedler Sees wurde mit zahlreichen internationalen Anerkennungen ausgezeichnet, z. B. als UNESCO-Weltkulturerbe und als Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention).

Mit den Laufkäfern steht eine Tiergruppe zu Verfügung, an denen sich die Veränderungen in der Lebensraumqualität unmittelbar ablesen lassen. Laufkäfer sind mit etwa 660 Arten in Österreich eine artenreiche Tiergruppe, innerhalb derer sich besonders viele Spezialisten von Uferlebensräumen finden lassen. Innerhalb der Gattungen *Bembidion* (91 Arten in Österreich) und *Dyschirius* (22 Arten in Österreich) sind viele spezialisierte Salzuferbewohner anzutreffen, die innerhalb Österreichs ausschließlich auf den Seewinkel beschränkt sind oder dort zumindest ihren Vorkommensschwerpunkt haben. Leider fehlt ein kontinuierliches Monitoring dieser Tiergruppe im Seewinkel. Dafür werden manche Arten schon im 19. Jahrhundert für das Gebiet erwähnt (REDTENBACHER 1849) und schon HOFFMANN (1925) beschreibt in einer Serie von Artikeln die Häufigkeiten der Arten im Gebiet. Es stehen also seit über 100 Jahren zumindest qualitativ Informationen über die Entwicklung der Arten im Gebiet zur Verfügung. Eine umfassende Bestandsaufnahme der Salzlackenufer fand zuletzt 1993/94 mittels Fallenfang statt (MILASOWSKY & ZULKA 1994). Im Frühsommer 2014 wurden dieselben 20 Salzlackenufer an denselben Stellen in einem Kurzdurchlauf mit der Hand nochmals besammelt.

Der Seewinkel stellt also ein geeignetes Freilandlabor dar, an dem sich die Wirkung von Gefährdungsfaktoren-Trends über viele Jahrzehnte, die Veränderungen innerhalb einer sensiblen Organismengruppe als eine Reaktionen darauf und die Wirkung von Gegenmaßnahmen unmittelbar ablesen lassen. Im Seewinkel sollten daher Antworten auf die Frage nach Trends, Gegenläufigkeiten und Verzögerungseffekten zu finden sein.

5.4 Zustand ausgewählter Salzlacken und dessen Trend

Mitte des 19. Jahrhunderts bestanden im Seewinkel noch etwa 139 Lacken mit einer Gesamtfläche von 3.615 ha (KÖHLER et al. 1994). Am Westufer des Neusiedler Sees fanden sich noch große Lackenkomplexe, die bei hohen Wasserständen untereinander und mit dem See verbunden waren. Zwischen 1900 und 1920 lag die Lackenfläche noch bei etwa 3.000 ha; mit dem Bau des Einserkanals und des daran anschließenden Entwässerungskanalnetzes setzte jedoch ein Niedergang der Fläche, Lackenkonnektivität und Lackenanzahl ein, der bis heute andauert. 1986 war die Lackenfläche auf 800 ha geschrumpft. Die um diese Epoche noch bestehenden Lacken wurden 1993/94 physikalisch untersucht und hinsichtlich ihrer epigäischen Zönosen mit Barberfallen besammelt (MILASOWSKY & ZULKA 1994). Die gleichen Lacken wurden 2014 nochmals besucht und neuerlich untersucht.

Im Folgenden wird die Entwicklung von 20 Lacken erörtert. Die historischen Flächenangaben sowie die Lackennummerierung entstammen dabei dem Werk von UMWELTBUNDESAMT (1994). Die Beschreibung für 1993/94 greift auf den Bericht von MILASOWSKY & ZULKA (1994) zurück. Die aktuelle Beschreibung wurde 2014 im Feld von Zulka, Adam und Schindler erhoben. Dabei wurden die Standorte von der gleichen Stelle aus fotografiert (alle Fotos © Zulka) und mittels Zeitfang jeweils 30 Minuten mit einem Exhaustor besammelt.

5.4.1 Lacke 39: Albersee

In den Jahren 1855 bis 1858 war der Albersee noch ein Ausläufer des Illmitzer Zicksees; die Gesamtfläche dieses vergleichsweise riesigen Lackenkomplexes betrug damals 424 ha. Im Jahr 1957 war der Albersee vom Zicksee bereits weit isoliert, die Lackenfläche umfasste damals 11 ha. 1986 war die Fläche auf 9 ha abgesunken. 1993 war der Albersee stark von Verlandung bedroht; die Ufer waren verschilft; im Lackeninneren dehnte sich eine große Schilfinselfe aus (siehe Abbildung 46a). Auf den freien Sandflächen waren aber noch wertgebende Salzstandortstypische Arten anzutreffen, beispielsweise der große grabende Laufkäfer *Scarites terricola*, die Salzarten *Calomera littoralis nemoralis*, *Dyschirius salinus* und *Dyschirius gibbifrons*. 2014 war das Schilf weitestgehend zurückgedrängt; das Ufer war nur noch von kurzrasiger Vegetation bestanden (siehe Abbildung 46b). Es fanden sich während des 30-minütigen Zeitfanges die charakteristischen Salzläufer *Bembidion minimum*, *Bembidion tenellum* und *Dyschirius salinus*. Insgesamt hat sich der Zustand der Lacke durch aktives Beweidungsmanagement tendenziell verbessert, charakteristische Arten finden nach wie vor Lebensraum.

Abbildung 46:
Albersee 1993
(oben Abbildung 46a)
und 2014
(unten Abbildung 46b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.2 Lacke 41: Kirchsee

1855/58 war der Kirchsee ebenfalls noch Teil des Illmitzer-Zicksee-Lackenkomplexes mit einer Gesamtfläche von 424 ha. Im Jahr 1957 war der Komplex zerrissen, der Kirchsee umfasste nur noch 35 ha, 1986 schrumpfte diese Fläche auf 21 ha. 1993/94 war der Kirchsee von Verschilfung bedroht (siehe Abbildung 47a), das Schilf wurde aber schon damals mit Beweidungsmaßnahmen zurückgedrängt. Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung erwies sich der Kirchsee als eine der wenigen westlichen Lacken mit schluffig-tonigem Boden. Die Carabidenfauna war damals geprägt von Arten schluffiger Ufer, wie *Chlaenius spoliatus* und *Pterostichus macer*. 2014 war der Standort ganz offen und vegetationsfrei (siehe Abbildung 47b). Auch faunistisch gesehen zeigte die Lacke noch Salzstandortcharakter; neben zahlreichen Individuen von *Bembidion minimum* und *Bembidion varium* fand sich auch vereinzelt *Pogonus luridipennis*. Durch das Beweidungsmanagement ist die Lacke vor der Schilfüberwachsung bewahrt worden.



Abbildung 47:
Kirchsee 1993
(oben Abbildung 47a)
und 2014
(unten Abbildung 47b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.

5.4.3 Lacke 54: Lacke südlich Unterstinkersee (Südlicher Stinkersee gemäß UMWELTBUNDESAMT 1994)

1855/58 war diese Lacke noch ein Teil des Unterstinkersee-Lackenkomplexes, der damals 83 ha umfasste. Im Jahr 1957 war die Lacke bereits abgetrennt und umfasste nur noch 1,66 ha, ebenso 1986. 1993/94 war die Lacke bereits stark verwachsen, am Südufer befand sich aber eine breite offene Uferzone, die reich an angeschwemmtem organischem Material war (siehe Abbildung 48a) und sehr seltene Spezialisten beherbergte, wie eine Population von *Scarites terricola* oder die Salzarten *Pogonus peisonis*, *Anisodactylus poeciloides* und den Sandlaufkäfer *Calomera littoralis nemoralis*. An dieser Lacke war das Südufer 2014 ganz vegetationsbedeckt, ein freier Ufersaum fehlte (siehe Abbildung 48b). Es fanden sich aber noch immer Salzspezialisten wie *Bembidion ephippium*, *Bembidion tenellum*, *Dyschirius salinus* und *Dyschirius gibbifrons*. Die vollständige Verlandung der Lacke erscheint in den nächsten Jahren möglich; die Ufer zeigen größtenteils Schilfsumpfcharakter.

Abbildung 48:
Lacke südlich
Unterstinkersee,
Südufer 1993
(oben Abbildung 48a)
und 2014
(unten Abbildung 48b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.4 Lacke 36: Unterstinkersee

1855/58 maß der Unterstinkersee 83 ha. im Jahr 1957 schrumpfte die Fläche auf 23 ha, 1986 auf 19 ha. 1993/94 waren die Ufer infolge des stabilisierten Pegels dieser Lacke lange feucht und damit attraktiv für Salzuferkäfer. Vor den verschilfenden Ufern erstreckten sich offene schwarzschlammige Uferzonen (siehe Abbildung 49a). Charakteristische Arten waren *Bembidion tenellum*, *Dyschirius gibbifrons* und *Pogonus peisonis*. Im Jahr 2014 war das Ufer komplett von Schilf überwachsen (siehe Abbildung 49b). Anstelle von Arten offener Salzstandorte traten Arten wie *Oodes gracilis* und *Agonum lugens*, beides typische Röhrichtbewohner.



Abbildung 49:
Unterstinkersee 1993
(oben Abbildung 49a)
und 2014
(unten Abbildung 49b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.5 Lacke 62: Lacke südlich Oberstinkersee (Mittlerer Stinkersee in UMWELTBUNDESAMT 1994)

Auch diese Lacke war 1855/58 ein Teil des größeren Lackensystems Oberstinkersee, das damals 108 ha groß war. Im Jahr 1957 war diese Lacke bereits isoliert und maß nur noch knapp 3 ha, ebenso 1986. Bei der Untersuchung 1993/94 war das Schilf bereits am Vordringen, es fanden sich aber noch ausgedehnte Salzuferbereiche (siehe Abbildung 50a). Die Laufkäferfauna war reich an Biotopspezialisten (*Dyschirius pusillus*, *Bembidion tenellum*, *Pogonus luridipennis*). *Calomera littoralis nemoralis* war in starker Population anzutreffen. 2014 war die Lacke bis auf kleine Uferbereiche komplett verschilft (siehe Abbildung 50b).

Abbildung 50:
Lacke südlich
Oberstinker 1993
(oben Abbildung 50a)
und 2014
(unten Abbildung 50b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.6 Lacke 35: Oberstinkersee

1955/58 war der Oberstinkersee weit verästelt und umfasste insgesamt 108 ha. Im 20. Jahrhundert ging die Fläche bis 1957 und 1986 auf 45 ha zurück. 1993/94 war der Oberstinkersee eine der wenigen westlichen Lacken des Seedamms mit schluffigem Boden (siehe Abbildung 51a). Das spiegelte sich im Vorkommen von Arten wie *Poecilus puncticollis* wider. Auch sonst war die Carabidenzönose reichhaltig und salzstandorttypisch: *Pogonus peisonis* und *Pogonus luridipennis* finden sich zahlreich. Im Jahr 2014 zeigte der Oberstinkersee so wie früher keine Verlandungstendenzen (siehe Abbildung 51b). Die Carabidenfauna war durch Myriaden von *Bembidion ephippium*, einer Art, die 1993/94 fast gänzlich fehlte und zahlreiche Individuen von *Pogonus luridipennis* geprägt. Insgesamt konnte der Oberstinkersee seinen Biotopcharakter über die Jahrzehnte erhalten.



Abbildung 51:
Oberstinkersee 1993
(oben Abbildung 51a)
und 2014
(unten Abbildung 51b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.7 Lacke 34: Hölllacke (Obere Hölllacke und Untere Hölllacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)

Gemeinsam hatten die beiden Hölllacken 1855/58 noch eine Fläche von 20 ha; diese hatte sich bis 1957 auf 9 ha und bis 1986 auf 7 ha reduziert. Bei der Besammlung 1993/94 zeigte die Hölllacke eine breite Salzrasenzone (siehe Abbildung 52a), die Besiedlung mit Salzkäfern war reichhaltig. Auch 2014 präsentierte sich diese Lacke in gutem Zustand (siehe Abbildung 52b) mit einer breiten vegetationsfreien Uferzone mit Salzausblühungen und charakteristischen Salzkäfern wie *Pogonus peisonis*, *Dyschirius salinus* und *Bembidion ephippium*.

Abbildung 52:
Hölllacke 1993
(oben Abbildung 52a)
und 2014
(unten Abbildung 52b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.8 Lacke 28: Birnbaumlacke

1855/85 umfasste diese Lacke auch die Lacke südwestlich davon und maß 56 ha. Im Jahr 1957 war die Birnbaumlacke von ihrer südlichen Schwester getrennt und die Fläche betrug 25 ha. 1986 ging die Fläche weiter auf 19 ha zurück. 1993/94 war diese einstmals salzigste Lacke des Seewinkels bereits erheblich beeinträchtigt, da damals ein künstlicher Damm zur Entenjagd den Lackenboden aufriss und die Lacken somit aussüßte (siehe Abbildung 53a). Die Fauna umfasste noch Salzsteppenarten wie *Microlestes corticalis*, war daneben aber bereits von Ruderalarten wie *Harpalus affinis* geprägt. Im Jahr 2014 lässt sich die Aussüßung am Eindringen von Strandsimsen entlang des künstlichen Damms ablesen (siehe Abbildung 53b). Noch immer finden sich Salzarten wie *Bembidion ephippium*, *B. tenellum* und *B. minimum*, die salzigste Lacke des Seewinkels ist die Birnbaumlacke jedoch sicherlich nicht mehr.



Abbildung 53:
Birnbaumlacke 1993
(oben Abbildung 53a)
und 2014
(unten Abbildung 53b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.9 Lacke 29: Lacke südlich Birnbaumlacke (Lacke südwestlich Birnbaumlacke bei UMWELTBUNDESAMT 1994)

Diese Lacke war 1855/58 noch ein Teil der großen Birnbaumlacke mit 56 ha Fläche, im Jahr 1957 maß sie noch 14 ha, 1986 noch 7,5 ha. 1993/94 war sie eine der früh austrocknenden Lacken (siehe Abbildung 54a). Inzwischen ist die Lacke vollständig durch Trockenlegung verschwunden und durch einen trockenen Schilfbestand ersetzt (siehe Abbildung 54b), in dessen Zentrum sich ein Absaugrohr befindet. Außer einem einzigen Individuum von *Badister meridionalis* erinnert faunistisch nichts mehr an den Feuchtgebietscharakter dieser ehemaligen Lacke.

Abbildung 54:
Lacke südlich
Birnbaumlacke 1993
(oben Abbildung 54a)
und 2014
(unten Abbildung 54b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.10 Lacke 30: Ochsenbrunnlacke

Die Fläche der Ochsenbrunnlacke schrumpfte von 43 ha in den Jahren 1855/58 auf 35 ha im Jahr 1957 und 22 ha im Jahr 1986. 1993/94 zeigte die Lacke eine breite Zonierung und Salzsteppencharakter (siehe Abbildung 55a) mit Arten wie *Microlestes corticalis*. 2014 war die Lacke noch immer weitgehend vegetationsfrei (siehe Abbildung 55b) und mit salzliebenden Laufkäfern spärlich besiedelt.



Abbildung 55:
Ochsenbrunnlacke 1993
(oben Abbildung 55a)
und 2014
(unten Abbildung 55b).
Fotos: © Klaus Peter Zülka.



5.4.11 Lacke 26a: Obere Fuchslochlacke

Die Fläche beider Fuchslochlacken betrug 1855/58 noch 63 ha, reduzierte sich 1957 auf 45 ha und 1986 auf 35 ha. 1993/94 war die Lacke in den Außenzonen stärker vegetationsbedeckt, aber mit einer breiten Andelgraszone bewachsen (siehe Abbildung 56a) und von standortcharakteristischen Laufkäferarten besiedelt. 2014 war die Vegetation dichter als 1993, aber typische Salzsteppenarten wie *Microlestes corticalis* waren noch immer aufzufinden (siehe Abbildung 56b).

Abbildung 56:
Obere Fuchslochlacke
1993
(oben Abbildung 56a)
und 2014
(unten Abbildung 56b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.12 Lacke 26b: Untere Fuchslochlacke

Die Fläche beider Fuchslochlacken betrug 1855/58 noch 63 ha, reduzierte sich 1957 auf 45 ha und 1986 auf 35 ha. 1993/94 zeigte die Lacke eine deutliche Zonierung (siehe Abbildung 57a) und war mit Salzkäferarten, aber später im Jahr auch mit Ruderal-Laufkäferarten besiedelt. 2014 war diese Zonierung noch weitgehend intakt (siehe Abbildung 57b), Salzkäfer konnten aber keine nachgewiesen werden.



*Abbildung 57:
Untere Fuchslochlacke
1993
(oben Abbildung 57a)
und 2014
(unten Abbildung 57b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.*



5.4.13 Lacke 25: Große Neubruchlacke (Obere Halbjochlacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)

Die Fläche dieser Lacke nahm von 1855/58 (35 ha) bis 1957 und 1986 (29,5 ha) nur wenig ab. 1993/94 waren die Ufer dieser salzigen Lacke diejenigen mit den extremsten Salzsteppenarten (*Dyschirius pusillus*). 2014 schien die Zonierung noch weitgehend intakt und wenig verändert (siehe Abbildung 58a, b).

Abbildung 58:
Große Neubruchlacke
1993
(oben Abbildung 58a)
und 2014
(unten Abbildung 58b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.14 Lacke 74: Kleine Neubruchlacke

Die Fläche dieser Lacke nahm von 6,4 ha (1855/58) auf 4,9 ha (1957) und 3,4 ha (1986) ab und zeigte bereits 1993/94 Verlandungstendenzen (siehe Abbildung 59a). Das Lackenzentrum war aber noch ganz vegetationsfrei. Die Ruderalisierungstendenzen spiegelten sich damals bereits in der Fauna wider, einige Salzlaufkäfer konnten aber dennoch nachgewiesen werden. Im Jahr 2014 war die Lacke vollkommen vegetationsbedeckt und zur Feuchtwiese geworden (siehe Abbildung 59b). Sie beherbergt jetzt einige interessante Arten (zum Beispiel die Arten der Brackwasserröhrichte *Agonum monachum* oder *Bembidion fumigatum*), hat aber ihren ursprünglichen Charakter völlig verloren.



Abbildung 59:
Kleine Neubruchlacke
1993
(oben Abbildung 59a)
und 2014
(unten Abbildung 59b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.15 Lacke 31: Freiflecklacke

Die Fläche nahm nur gering ab – von 18 ha (1855/58) auf 13 ha (1957) und 11,5 ha (1986). 1993/94 zeigte die Lacke noch die volle Gemeinschaft an wertgebenden Salzuferarten und allenfalls leichte Ruderalisierungstendenzen (siehe Abbildung 60a). Im Jahr 2014 war die Zonierung noch intakt und Salzsteppenarten wie *Microlestes corticalis* waren noch anzutreffen (siehe Abbildung 60b).

Abbildung 60:
Freiflecklacke 1993
(oben Abbildung 60a)
und 2014
(unten Abbildung 60b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.16 Lacke 22: Darscho

Auch bei dieser Lacke waren die Flächenverluste seit 1855/58 (57,4 ha) bis 1957 (44,8 ha) und 1986 (44,4 ha) relativ gering. Aufgrund des stabilisierten Wasserstands konnten 1993/94 noch Salzarten in großem Umfang festgestellt werden. Die typische Zonierung hat sich bis 2014 nur wenig verändert (siehe Abbildung 61a, b), Carabiden wurden aber 2014 keine gefunden.



Abbildung 61:
Darscholacke 1993
(oben Abbildung 61a)
und 2014
(unten Abbildung 61b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.17 Lacke 23: Wörthenlacke (Westliche Wörthenlacke nach UMWELTBUNDESAMT 1994)

Die Wörthenlacke ist einer der Reste eines zentralen Lackenkomplexes, der 1855/58 auch die Lange Lacke umfasste und insgesamt 300 ha groß war. Dieser Komplex zerfiel in einzelne Salzlacken; die Westliche Wörthenlacke umfasste 1957 noch 37 ha, im Jahr 1986 war die Fläche auf 26,4 ha geschrumpft. 1993 war die Lacke noch offen (siehe Abbildung 62a), aber eher durch weniger anspruchsvolle Salzarten gekennzeichnet. Im Jahr 2014 war die Lacke noch typisch zoniert (siehe Abbildung 62b), die nachgewiesenen Arten waren aber keine typischen Salzarten mehr, was auf eine bedenkliche Aussüßung der zentralen Lacken im Herzen des Nationalparks hindeutet.

Abbildung 62:
Wörthenlacke 1993
(oben Abbildung 62a)
und 2014
(unten Abbildung 62b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.18 Lacke 16: Martinhoflacke

In den Jahren 1855/58 waren Martinhoflacke und Krainerlacke noch miteinander verbunden und umfassten 11 ha Fläche. 1957 war die Martinhoflacke auf 5 ha Fläche reduziert, im Jahr 1986 auf 4 ha. 1993/94 zeigte die Art mit dem Vordringen von *Bolboschoenus maritimus* deutliche Aussüßungstendenzen (siehe Abbildung 63a) und neben dem relativ anspruchslosen *Bembidion minimum* nur wenige Salzkäfer. An dieser Ausgangslage hat sich in den letzten 20 Jahren nur wenig geändert (siehe Abbildung 63b).



Abbildung 63:
Martinhoflacke 1993
(oben Abbildung 63a)
und 2014
(unten Abbildung 63b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.19 Lacke 12: Moschadolacke

Die Fläche dieser Lacke reduzierte sich von 11 ha in den Jahren 1855/58 auf 6 ha im Jahr 1957 und auf 2,4 ha im Jahr 1986. 1993 war die innere Zone der Lacke durch künstliche Bewässerung ausgesüßt, die Lacke war aber noch von wertvollen Salzwiesen umgeben (siehe Abbildung 64a), in denen beispielsweise *Poecilus puncticollis* vorkam. Im Jahr 2014 war die gesamte Lacke nur noch ein Schilfröhricht (siehe Abbildung 64b) mit charakteristischen Laufkäferarten von Röhrichten (z. B. *Odacantha melanura*).

Abbildung 64:
Moschadolacke 1993
(oben Abbildung 64a)
und 2014 (unten
Abbildung 64b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.20 Lacke 2: Lacke südlich St. Andrä (Baderlacke in UMWELTBUNDESAMT 1994)

Diese Lacke ist der letzte Rest eines großen Komplexes, der 1855/58 auch die Huldenlacke umfasste und 95 ha groß war. Der Komplex wurde fragmentiert, der Rest umfasste 18,6 ha im Jahr 1957 und 9,7 ha im Jahr 1986. Bereits 1993/94 zeigte die Fläche starke Ruderalisierungstendenzen (siehe Abbildung 65a), was wohl auch darin begründet lag, dass die Lacke zur Abwasser- und Müllentsorgung genutzt wurde. An Salzlaufkäfern trat lediglich *Bembidion minimum* noch auf. Im Jahr 2014 war die Lacke vollständig verwachsen (siehe Abbildung 65b).



Abbildung 65:
Lacke südlich St. Andrä
1993
(oben Abbildung 65a)
und 2014
(unten Abbildung 65b).
Fotos: © Klaus Peter Zulka.



5.4.21 Gesamtübersicht zur Lackenentwicklung

Die Übersichtskarte (siehe Abbildung 66) illustriert, wie sich die Lackenentwicklung insgesamt im Seewinkel geografisch ausgewirkt hat. Für die Existenz der Seewinkel-Salzlaufkäfer-Metapopulationen besonders problematisch ist die Verschilfung der drei mittleren, westlichen Seedamm-Salzlacken Unterstinkersee, Lacke südlich Oberstinkersee und Lacke südlich Unterstinkersee. Sie waren noch 1993/94 die Vorkommensschwerpunkte seltener grabender Salzkäfer aus der Gattung *Dyschirius*; *Calomera* (siehe Kapitel 5.5.1) flog an den Ufern. Inzwischen sind diese Lacken so verschilft, dass sie wohl auch nicht mehr als Trittstein-Biotope zwischen den südlichen, gemanagten Lacken und den nördlichen Seedamm-Lacken Hölllacke und Oberstinkersee fungieren können. Im Zentralbereich des Seewinkels haben insbesondere die nördlichen Lacken außerhalb des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel starke Qualitätseinbußen erlitten; die Lacke südlich Birnbaumlacke, die Lacke südlich St. Andrä und die Kleine Neubruchlacke haben dabei ihren Charakter als Salzstandorte komplett eingebüßt. Die Moschadolacke im Süden war schon 1993 hydrologisch verändert und ist mittlerweile völlig verschilft; auch diese Lacke hat jede Ähnlichkeit mit Salzlebensräumen komplett eingebüßt.

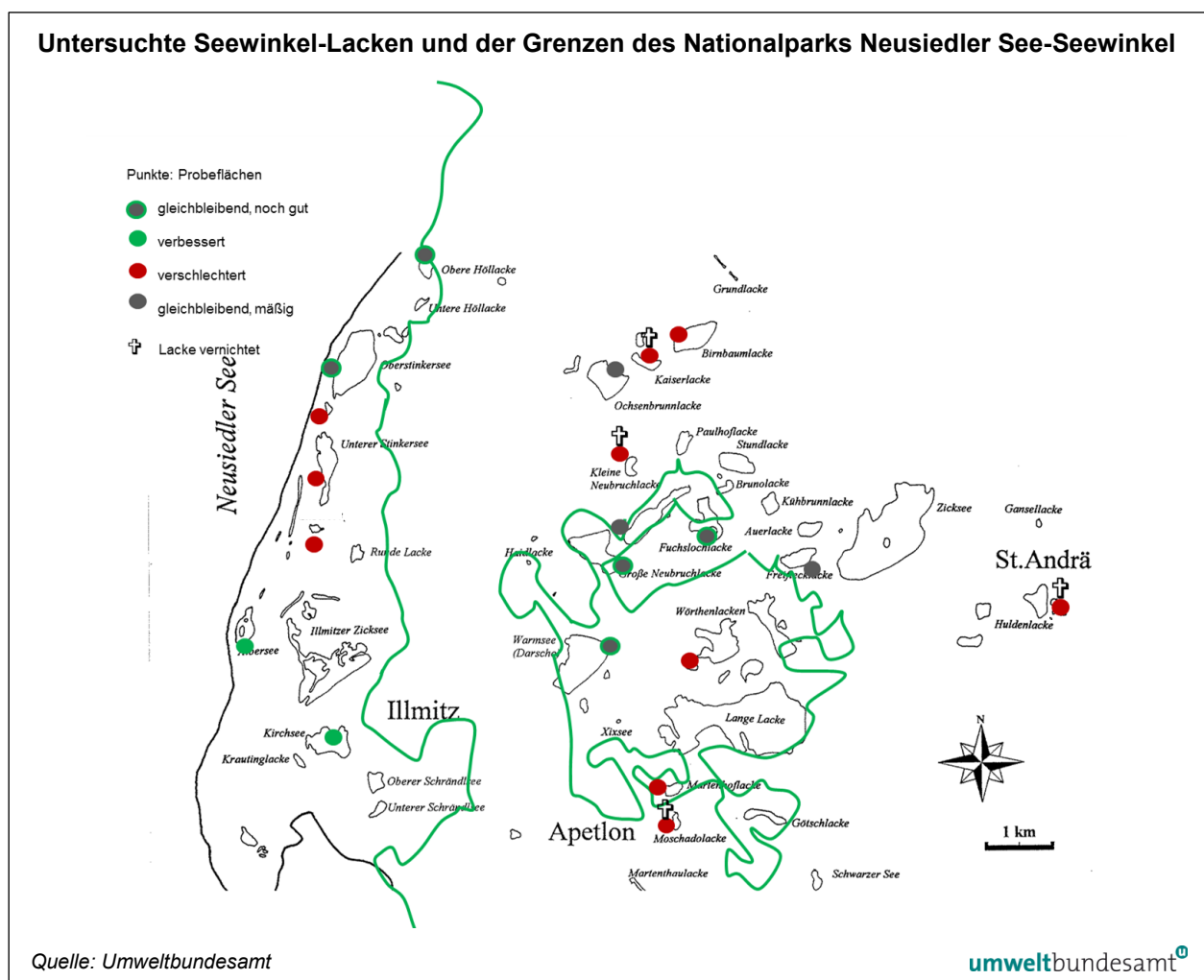


Abbildung 66: Karte der untersuchten Seewinkel-Lacken und der Grenzen des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel. Grüne Linie: Bewahrungszone. Die farbigen Punkte zeigen die ungefähre Lage der Probestelle.

5.5 Trends in der Abundanz von salzstandortstypischen Laufkäfern des Seewinkels

5.5.1 *Calomera littoralis nemoralis*

Im Gegensatz zu ihren nächsten Verwandten, die Trockenstandorte bevorzugen, lebt diese Art an den Ufern salziger Gewässer. Dort hat sie sich auf konkurrenzarme Ufersituationen spezialisiert, wo die Larven ihre Wohnröhren in den offenen Sand graben. Frühere Autoren (REDTENBACHER 1849, FRANZ 1964) stuften sie noch als (sehr) häufig im Seewinkel ein (siehe Tabelle 12); auch 1993/94 konnte die Art noch an sieben von 20 Lacken festgestellt werden. 2014 wurde kein einziges Exemplar mehr gesehen, was insofern bemerkenswert ist, als die Art zwar schwer zu fangen ist, durch ihre Flüge aber sofort auffällt. Die Orte der Hauptvorkommen 1993/94 waren aber 2014 derart verschifft, dass die Art dort auch nicht mehr zu erwarten war.

Insgesamt zeigt die Art einen deutlich negativen Trend, da die Vorkommen außerhalb des Seewinkels seit Mitte des 20. Jahrhunderts alle erloschen scheinen. Sofern aus den Angaben zu schließen ist, war die Art einst eine dominante und charakteristische Art des Seewinkels. Mit der Fragmentierung des Lacken-Lebensraumes zerfiel das wohl nahezu flächendeckende Vorkommen in Einzelpopulationen, deren Ensemble im Seewinkel einer Metapopulationsdynamik gehorchte. Zumindest bis Ende des 20. Jahrhunderts folgte diese Metapopulation dem Niedergang der Lebensräume mit einer gewissen Verzögerung; im neuen Jahrtausend scheint nun die Aussterbensschuld abgetragen zu werden. Ein Verschwinden der Art in den nächsten Jahren wäre nicht völlig überraschend. Die Ausweisung des Nationalparks schien sich insofern nicht positiv und stabilisierend auf die Art ausgewirkt zu haben, als die Verschiffung in den Hauptvorkommensgebieten weiter fortschritt, da diese Gebiete nicht im Managementprogramm inkludiert sind.



Abbildung 67: *Calomera littoralis nemoralis*
(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.2 *Pogonus peisonis*

Die Art ist derart charakteristisch für den Neusiedler See, dass sich dieser Umstand sogar im Artnamen niedergeschlagen hat (lat. Lacus Peiso). Die Art ähnelt der an der Nordsee- und Atlantikküste vorkommenden Schwesterart *Pogonus chalceus*, unterscheidet sich aber im Halsschild. Über diese Art schreibt HOFFMANN (1925), sie sei „bis 1910 gemein, dann rasch abnehmend, derzeit nur hie

und da in wenigen Exemplaren“. 1993/94 konnte die Art noch zahlreich mit insgesamt 79 Individuen an 8 von 20 Salzlacken festgestellt werden. Hauptvorkommen war, wie bei *Calomera littoralis nemoralis*, die Lacke südlich Oberstinkersee mit 44 Individuen. 2014 wurde die Art nur noch an einer Lacke angetroffen (siehe Tabelle 12); das Ufer der Lacke südlich Oberstinkersee war in einem Ausmaß verschliffen, sodass es als Lebensraum nicht mehr geeignet erschien. Wie schon von HOFFMANN (1925) angedeutet, lebt die Art im Seewinkel in einer Metapopulation mit starken Abundanzschwankungen. Problematisch erscheint, dass der Vorkommensschwerpunkt im Zentrum dieser Metapopulation an den mittleren westlichen Lacken des Seedamms seine Lebensraumeignung für die Art verloren hat.



Abbildung 68: *Pogonus peisonis*

(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.3 *Pogonus luridipennis*

Gemäß HOFMANN (1925) handelt es sich bei *Pogonus luridipennis* um eine in manchen Jahren sehr häufig auftretende Art des Neusiedler-See-Gebiets. Auch 1993/94 war die Art mit Vorkommen an 10 von 20 Salzlacken noch relativ häufig (siehe Tabelle 12). Auch 2014 konnte sie noch an vier Salzlacken gefunden werden. Unter den Vorkommen war eine sehr individuenstarke Population am Oberstinkersee, wo sie allerdings schwer zu fangen war. Der Niedergang dieser Art ist vermutlich deshalb weniger ausgeprägt als bei den anderen Seewinkel-Salzarten, weil die Art weniger stark auf Sandboden angewiesen ist und ihr daher mehr Biotopinseln zur Verfügung stehen.



Abbildung 69: *Pogonus luridipennis*

(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.4 *Scarites terricola*

In der Checkliste der Fauna Europaea wird die Art als *Parallelomorphus terricola* geführt.

Das Vorkommen von *Scarites terricola* im Seewinkel wurde 1866 von Miller entdeckt, der einige Exemplare nachweisen konnte (REDTENBACHER 1874). HOFFMANN (1925) erwähnt die Art nicht. In der Zwischenkriegszeit konnte die Art trotz intensiver Untersuchung des Seewinkels nicht nachgewiesen werden; FRANZ (1936 p. 314) gibt für die Art als westliche Verbreitungsgrenze Mittelungarn an. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Art jedoch an den sandigen westlichen Lacken wieder sporadisch gefunden, wobei diese Meldungen anfangs angezweifelt wurden. 1993/94 konnte die Art in 12 Individuen an fünf Lackenufern festgestellt werden (siehe Tabelle 12); abgesehen von Albersee und Hölllacke sind die Ufer dieser Lacken jedoch inzwischen stark verschilft und als Lebensraum nicht mehr geeignet. In der Untersuchung 2014 konnte die Art nicht gefunden werden, was aber wegen ihrer grabenden Lebensweise nicht überrascht.

Aus der Abfolge der Nachweise könnte geschlossen werden, dass die Art Anfang des 20. Jahrhunderts im Seewinkel ausgestorben ist und das Gebiet von Ungarn her wieder neu besiedelt hat. Ebenso denkbar ist freilich, dass die hoch anspruchsvolle Art seit jeher nur selten und sporadisch auftritt und wegen ihrer unterirdischen Lebensweise nur schwer gefunden wird.



Abbildung 70: *Scarites terricola*

(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.5 *Bembidion ephippium*

Auch diese Art kommt ausschließlich auf Salzboden vor. Schon REDTENBACHER (1849) erwähnt sie vom Ufer des Neusiedler Sees; HOFFMANN (1925) charakterisiert ihre Populationsschwankungen zutreffend („in manchen Jahren gemein, dann Jahre hindurch gänzlich fehlend“). So war die Art 1993/94 nur an einer Lacke anzutreffen, in den Folgejahren sporadisch, 2014 dagegen in Massen am Oberstinkersee aktiv und mit 37 Individuen an sechs Lacken der häufigste stenotope Salzkäfer dieser Aufsammlung (siehe Tabelle 12). Die extremen Populationsschwankungen stellen freilich einen zusätzlichen Risikofaktor für die Art dar.



Abbildung 71: *Bembidion ephippium*

(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.6 *Dyschirius gibbifrons*

Die Art wird neuerdings auch manchmal in einer eigenen Gattung *Dyschiriodes* geführt und als Unterart *Dyschiriodes chalybaeus gibbifrons* behandelt. Sie war zur Zeit Redtenbachers noch unbeschrieben. HOFFMANN (1925) charakterisiert die Art als sehr häufig, ebenso wie FRANZ (1964). Bei den Aufsammlungen 1993/94 konnte die Art aber nur noch an fünf von 20 Lacken nachgewiesen werden, von denen zwei inzwischen verschliff sind (siehe Tabelle 12). Im Jahr 2014 konnte *D. gibbifrons* nur noch an einer Stelle – der Lacke südlich Unterstinkersee – gefunden werden. Zweifelsohne kann die Art inzwischen nicht mehr als „sehr häufig“ charakterisiert werden.

5.5.7 *Dyschirius salinus*

HOFFMANN (1925) und FRANZ (1964) charakterisieren diese am wenigsten anspruchsvolle halophile *Dyschirius*-Art als sehr häufig im Seewinkel. Hoffmanns Charakterisierung (siehe Tabelle 12) kann jedoch auch als Ausdruck von hohen Schwankungen verstanden werden.

Mit 145 Individuen auf 13 Salzlacken war die Art in der Aufsammlung 1993/94 zahlreich vertreten, wenngleich nicht überall anzutreffen. 2014 war die Art noch an fünf Ufern nachzuweisen (siehe Tabelle 12).



Abbildung 72: *Dyschirius salinus striatopunctatus*

(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.8 *Acupalpus elegans*

Zu *Acupalpus elegans* schreibt HOFFMANN (1925): „Noch vor einigen Jahren sehr gemein, von Jahr zu Jahr spärlicher werdend“. Die anderen Autoren äußern sich nicht zu der Abundanz. *Acupalpus elegans* war 1993/94 eine der häufigsten Salzarten im Seewinkel und konnte an 13 Lacken nachgewiesen werden. 2014 gelang nur ein Einzelfund (siehe Tabelle 12).



Abbildung 73: *Acupalpus elegans*
(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

5.5.9 *Bembidion tenellum*

Noch bei HOFFMANN (1925) galt die Art als häufig. Sie ist aber wesentlich anspruchsvoller als *Bembidion minimum* und konnte 1993/94 nur an vier Lacken mit feuchtem Ufer festgestellt werden. 2014 war sie ebenfalls an vier Lackenufern anzufinden (siehe Tabelle 12).



Abbildung 74: *Bembidion tenellum*
(Foto: © Ortwin Bleich. Mit freundlicher Genehmigung des Bildautors).

In Tabelle 12 sind die wesentlichen Abundanzangaben und -daten für ausgewählte Arten des Seewinkels noch einmal zusammengefasst.

Tabelle 12: Häufigkeitsangaben für ausgewählte Salzkäfer des Seewinkels. Die vier rechten Spalten geben an, wieviel Individuen insgesamt im Seewinkel an wieviel der insgesamt 20 untersuchten Lacken gefunden wurden.

Art	REDTENBACHER (1849))	HOFFMANN (1925)	FRANZ (1964)	SCHWEIGER (1979)	Individuen 1993/94	Lacken 1993/94	Individuen 2014	Lacken 2014
<i>Acupalpus elegans</i>	kA*	sehr gemein, spärlicher werdend	kA	kA	67	13	1	1
<i>Amara strandi</i>	kA	kA	kA	halophil, sehr lokal.	90	9		
<i>Calomera littoralis nemoralis</i>	häufig	kA	sehr häufig	allgemein verbreitet	45	7		
<i>Dyschirius salinus</i>	kA	häufigste <i>Dyschirius</i> -Art, nur mehr sehr spärlich	sehr häufig	kA	145	13	26	5
<i>Dyschirius gibbifrons</i>	kA	sehr häufig	sehr häufig	kA	19	5	2	1
<i>Bembidion tenellum</i>	kA	häufig	kA	kA	37	4	11	4
<i>Microlestes corticalis</i>	kA	kA	nicht selten	kA	92	9		
<i>Bembidion ephippium</i>	nicht selten	in manchen Jahren gemein, dann Jahre hindurch gänzlich fehlend	auf Salzböden	kA	5	1	37	6
<i>Pogonus luridipennis</i>	kA	in manchen Jahren sehr häufig	kA	nur lokal auf Salzboden	48	10	9	4
<i>Pogonus peisonis</i>	kA	bis 1910 gemein, dann rasch abnehmend	kA	nur lokal auf Salzboden	79	8	2	1
<i>Scarites terricola</i>	Nachweis Miller 1866 (REDTENBACHER 1874)	kA	mehrfach gesammelt	mehrfach gefangen	12	5		

* kA ... keine Angabe zur Häufigkeit der Art

5.6 Maßnahmen zum Schutz der Salzlacken

Seit 1976 lassen sich Gegenmaßnahmen zum Schutz des Gebietes dokumentieren. Damals wurde der Neusiedler See ins Netz der biogenetischen Reserven des Europarats eingegliedert. Im Jahr 1997 wurde der See zum Biosphärenreservat im Rahmen des Programms „Man and Biosphere“ erklärt (DICK 1994). 1982 trat Österreich dem Ramsar-Abkommen bei; der Neusiedler See mit den Seewinkel-Lacken (damals insgesamt 60.000 ha Fläche) bildete das größte Ramsar-Gebiet Österreichs.

Die Idee, im Gebiet einen Nationalpark zu errichten, geht auf die 1940er-Jahre zurück und wurde schließlich 1992 umgesetzt, mit offizieller Eröffnung 1994. Seither wurden in verschiedenen Teilen Beweidungsprojekte durchgeführt, so beispielsweise in der Gegend der Wörthlacke, der Götschlacke, des Illmitzer Zicksees und am Seedamm zwischen Albersee und Kirchsee (WAITZBAUER et al. 2014, MILASOWSKY et al. 2014).

5.7 Gesamtbetrachtung und Diskussion

Die beiden wesentlichen Gefährdungsfaktoren im Seewinkel sind (1) Entwässerung und (2) Aufgabe der Beweidung. Diese Faktoren greifen ineinander und verstärken sich teilweise gegenseitig. Die **Entwässerung** des Seewinkels wurde schon früh vorangetrieben und mit dem Einserkanal-Entwässerungssystem weiter perfektioniert. Durch die Ableitung des Wassers sehr zeitig im Frühjahr trocknen die Salzlacken unnatürlich früh im Jahr aus. Mit der Austrocknung versiegt der kapillare Strom, der salziges Bodenwasser an die Oberfläche befördert und hier zu Salzausblühungen führt. Stattdessen waschen Starkregenereignisse das Salz weg – die Lacken süßen aus. Besonders gravierend sind die Effekte, wenn zusätzlich der abdichtende Lackenboden angeschnitten wurde, weil dann das Salz gleich in tiefere Bodenschichten geschwemmt wird.

Der zweite Faktor, **Aufgabe der extensiven Weidewirtschaft**, setzte etwa nach dem Zweiten Weltkrieg ein. Die Hutweidehaltung mit gemischten Herden wurde seither sukzessive aufgegeben. Seither wird um die westlichen Lacken Intensivweibau betrieben (mit ungünstigen Nebeneffekten, wie beispielsweise dem Spritzmitteleintrag in die Lacken), im Osten eher Gemüsebau mit intensiver Bewässerung. Die ursprünglich flächendeckend beweideten Wiesen und Lackenufer verbrachen seither zusehends. Das Schilf ist aufgrund seiner Salztoleranz in der Lage, die aufgrund der hydrologischen Veränderungen (siehe oben) aus-süßenden Lackenufer zu besiedeln und die offenen Salzufer zu überwuchern. Das Schilf unterbindet die sonnengetriebene Salzpumpe durch kapillar aufsteigendes Wasser durch Beschattung zusätzlich. Am Ende der Entwicklung, wie sie an einigen Seewinkel-Lacken zu beobachten war, steht ein Schilfsumpf, der nicht mehr erahnen lässt, dass dort nur wenige Jahre vorher ein weites offenes Lackenufer mit Salzausblühungen anzutreffen war.

Sowohl Entwässerung als auch Beweidungsaufgabe haben sich in der Fauna der Salzkäfer niedergeschlagen. Allerdings scheint die Metapopulationsdynamik einen puffernden Einfluss auf die Aussterbensprozesse ausgeübt zu haben. Diese Dynamik in den bis vor einigen Jahrzehnten noch zahlreichen Lacken führte

zu erheblichen Verzögerungseffekten im Niedergang der Arten. Jede Lacke bietet ihren jeweiligen Bewohnern nur während bestimmter Wasserstandphasen im Jahr geeigneten Lebensraum. Die hydrologischen Bedingungen im Frühsommer jeden Jahres entscheiden somit, ob eine Art eine große Population aufbauen kann oder nicht zur Reproduktion kommt. Allerdings sind diese Bedingungen je Lacke unterschiedlich. Aufgrund der Fragmentierung des Salzlebensraums und der Flugfähigkeit aller Salzlaufkäfer ist zu erwarten, dass (1) Arten in gewissem Umfang je Lacke unabhängig in ihrer Populationsgröße schwanken, (2) Arten Lacken wiederbesiedeln können, (3) die Abundanzentwicklungen der Arten somit einer Balance von Aussterben und Wiederbesiedlung unterliegt, wie sie für Metapopulationen typisch ist.

Seit der Jahrtausendwende scheint sich die Situation aber zu verschärfen. Bei drei Lacken im zentralen Bereichs des Seedamms ist die Verschilfung stark vorangeschritten: dem Unterstinkersee und benachbart der Lacke südlich Oberstinkersee und der Lacke südlich Unterstinkersee. Offene Uferstellen sind nur mehr sehr lokal anzutreffen. Diese Lacken waren aber 1993/94 die Hauptvorkommensgebiete vieler besonders typischer Salzarten. Das lag daran, dass der Unterstinkersee wegen künstlicher Dotierung länger wasserführend ist als die anderen Lacken und so vielen Käfern länger feuchte Ufer bietet. Andererseits begünstigt diese Stabilisierung des Pegels auch das Vordringen des Schilfs. Mit dem Verlust offener Ufer an den westlichen zentralen Lacken um den Unterstinkersee fehlt den Käfern ein zentraler Hotspot im Seewinkel-Biotopinselfnetzwerk. Andere Lacken, wie die Lacke südlich Birnbaumlacke, wurden dazu vorsätzlich entwässert; die bereits 1993/94 deutlich veränderte Moschadolacke ist mittlerweile nur noch ein Schilfröhricht.

Die Gegenmaßnahmen des Nationalparks zur Rettung der Lebensräume wären somit (siehe oben) (1) Beweidungsmanagement und (2) Wiederherstellung der hydrologischen Verhältnisse. Hinsichtlich der Beweidung liegt das Problem darin, dass nur ein kleiner Anteil der Lacken damit gemanagt wird. Die wertvollsten westlichen Lacken um den Unterstinkersee werden bislang nicht beweidet, mit möglicherweise längerfristig verheerenden Folgen. Entscheidende Stellschraube zur Verbesserung der Situation im Seewinkel wären aber die hydrologischen Verhältnisse. Ein umfassend geplantes Projekt des WWF zur Abdämmung der Entwässerungskanäle und zur Wiederherstellung der ursprünglichen Lacken-Hydrodynamik scheiterte leider am Widerstand der Bauern und ihrer Lobby. Da starke Salzgehalte im Oberboden das Vordringen des Schilfs ebenfalls abbremsen können, ließe eine umfassende Umsetzung eines hydrologischen Wiederherstellungsprojekts Lücken im Beweidungsmanagement leichter tolerieren.

Hinsichtlich der zeitlichen Einordnung wären die Gegenmaßnahmen im Zuge der Nationalpark-Errichtung um 1994 noch rechtzeitig gekommen, da Ende des 20. Jahrhunderts viele Salzarten aufgrund des Metapopulations-Verzögerungseffekts noch präsent waren. Da die Gegenmaßnahmen aber nur regionsweise (Beweidung) oder überhaupt nicht (Wasserstandstabilisierung) umgesetzt wurden, ist ein weiterer Niedergang der typischen Salzkäferfauna zu befürchten. Es ist zu erwarten, dass die wertgebenden Salzkäfer zum Teil in den nächsten Jahrzehnten verschwinden werden, da eine verkleinerte Metapopulation an einer Handvoll verbleibender Lacken die Schwankungen in den Abundanzen nicht mehr ausreichend abpuffern kann. Wie HANSKI et al. (1996) zeigen, steigt das Metapopulations-Aussterbensrisiko ab einer bestimmter Schwelle weniger verbliebener Biotopinselfn drastisch an.

Die vorgelegten Abundanzvergleiche folgten den qualitativen Angaben der jeweiligen Sammler Redtenbacher, Hoffmann, Franz und Schweiger, die ihrerseits auf Feldeindrücken beruhten. Die beiden Besammlungen 1993/94 (MILASOWSKY & ZULKA 1994) und 2014 waren quantitativ angelegt, stellten aber Momentaufnahmen dar. Am Beispiel des Laufkäfers *Bembidion ephippium* lässt sich aber ablesen, dass die Arten natürlicherweise starken Abundanzschwankungen unterliegen können, eine Momentaufnahme also den langfristigen Trend nicht widerspiegeln kann. Ein quantitatives organismisches Monitoring mit standardisierter Methode wäre daher dringend erforderlich, um die zeitliche Dynamik der Salzorganismen in Zukunft zu verfolgen und zu dokumentieren. Die Gefahren für die Arten sind mittlerweile unmittelbar greifbar; zu späte Reaktion kann unwiederbringliches Aussterben für viele Arten bedeuten. Angesichts der Bedeutung des Seewinkels für besondere Arten, der Auswirkungen eines zu erwartenden massiven Verlustes für die Biodiversitäts- und Naturschutzsituation in Österreich und der Verantwortung Österreichs für diese Arten wäre ein solches Monitoring dringend umzusetzen.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ALONSO, J. C. & PALACÍN, C. (2010): The world status and population trends of the Great Bustard (*Otis tarda*): 2010 update. *Chinese Birds* 1(2): S. 141–147.
- ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A. & MUÑOZ-PULIDO, R. (1994): Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking. *Biological Conservation* 67: S. 129–134.
- ALONSO, J. C.; MORALES, M. B. & ALONSO, J. A. (2000): Partial migration and lek and nesting area fidelity in female Great Bustards. *Condor* 102: S. 127–136.
- ALONSO, J. A.; MARTIN, C. A.; ALONSO, J. C.; MORALES, M. B. & LANE, S. J. (2001): Seasonal movements of male Great Bustards in central Spain. *Journal of Field Ornithology* 72: S. 504–508.
- AUER, B. & DICK, G. (1994): Der See und die Lacken – ein limnologischer Überblick. In: Umweltbundesamt (1994): *Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel*. Umweltbundesamt, Wien. S. 45–74.
- BANKOVICS, A. & LÓRÁNT, M. (2008): Conservation of *Otis tarda* in Hungary – Layman's Report.
- BARATI, A. & AMERIFAR, A. A. (2008): On the status of the Great Bustard, *Otis tarda* Linnaeus, 1758 (Aves: Otidae) in Kurdistan Province, Iran. *Zoology in the Middle East*: S. 41–48.
- BATÁRY, P.; BÁLDI, A.; KLEIJN, D. & TSCHARNTKE, T. (2010): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, rspb20101923.
- BATÁRY, P.; DICKS, L.V.; KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*. (in press). doi: 10.1111/cobi.12536.
- BAUERHANSL, CH.; KOUKAL, T. & SCHADAUER, K. (2008): Erste österreichweite Waldkarte basierend auf der österreichischen Waldinventur. In: *Waldwissen.net* http://www.waldwissen.net/themen/inventur_monitoring/fernerkundung/bfw_waldlayer_2008_DE.02.01.2008 (abgerufen am 30.07.2015).
- BFN – Bundesamt für Naturschutz (2006): Referenzliste – Gefährdungsursachen – für FFH-Meldungen. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/030306_refgefaehrd.pdf (abgerufen am 13.01.2015).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2013): *Otis tarda*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 December 2014.
- BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. (2002): Extrinsic factors and the population sizes of threatened birds. *Ecology Letters* 5: S. 568–576.
- 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.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2014): *Global Biodiversity Outlook 4*. Montréal. S. 155.

- CHAN, S. & GOROSHKO, O. (1998): Action plan for the conservation of the Great Bustard. BirdLife Asia, Tokyo.
- 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)
- DANUBEPARKS (2012): Report on Danube-wide Monitoring of Little-ringed Plover and Sandmartin.
http://www.danubeparks.org/files/798_LRP_SM_brochure_final.pdf.
 (abgerufen am 30.07.2015).
- DAVIES, C. E.; MOSS, D. & HILL M. O. (2004): EUNIS Habitat Classification, Revised 2004. Report to the European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. Copenhagen.
- DAWES, A. (2008): Great Bustards: conservation through nest management and rear and release methods. Proceedings of a Great Bustard Group conference Salisbury, England, 26th–29th November 2007. Great Bustard Group, Winterbourne Gunner, Wiltshire, UK.
- DE SNOO, G. R.; HERZON, I.; STAATS, H.; BURTON, R. J. F.; SCHINDLER, S.; VAN DIJK, J.; LOKHORST, A. M.; BULLOCK, J.; LOBLEY, M.; WRBKA, T.; SCHWARZ, G. & MUSTERS, C. J. M. (2013): Towards Effective Nature Conservation on Farmland: Making Farmers Matter. Conservation Letters 6: S. 66–72.
- DICK, G. (1994): Was ist Ramsar? In: Umweltbundesamt (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. S. 13–15.
- DULLINGER, S.; DIRNBÖCK, T. & GRABHERR, G. (2004): Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. Journal of Ecology 92: 241–252.
- DULLINGER, S.; ESSL, F.; RABITSCH, W.; ERB, K. H.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; HÜLBER, K.; JAROŠÍK, V.; KRAUSMANN, F.; KÜHN, I.; PERGL, J.; PYŠEK, P. & HULME, P. E. (2013): Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 110: S. 7342–7347.
- EEA – European Environment Agency (2014): EUNIS habitat classification. <http://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/eunis/eunis-habitat-classification> (abgerufen am 10.10.2014).
- EEA – European Environment Agency (2015): The European Environment—State and Outlook 2015. <http://www.eea.europa.eu/soer> (abgerufen am 30.09.2015).
- EGGER, G.; MICHOR, K.; MUHAR, S. & BEDNAR, B. (2009): Flüsse in Österreich. StudienVerlag, Innsbruck. S. 311.
- EIONET – European Environment Information and Observation Network (2011): Reference list. Threats, Pressures and Activities (final version).
http://bd.eionet.europa.eu/activities/Reporting/Article_17/reference_portal
 (abgerufen am 07.12.2011).

- ENERGIEWERKSTATT (2014): Das realisierbare Windpotential Österreichs für 2020 und 2030. Follow-Up Studie zum Projekt „Windatlas und Windpotentialstudie Österreich“. Friedburg (Österreich). S. 37.
- ESSL, F.; DULLINGER, S.; RABITSCH, W.; HULME, P. E.; HÜLBER, K.; JAROŠÍK, V.; KLEINBAUER, I.; KRAUSMANN, F.; KÜHN, I.; NENTWIG, W.; VILÀ, M.; GENOVESI, P.; GHERARDI, F.; DESPREZ-LOUSTEAU, M.-L.; ROQUES, A. & PYŠEK, P. (2011): Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108: S. 203–207.
- ESSL, F.; DULLINGER, S.; MOSER, D.; RABITSCH, W. & KLEINBAUER, I. (2012): Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation* 21: S. 655–669.
- 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: S. 534–542.
- FIALA, I.; SCHRANZ, L.; GRIESHOFFER, A.; OFENBÖCK, G. & ÜBERREITER, E. (2013): Zustand und Bedeutung der biologischen Vielfalt in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. S. 79.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P. & CUTSHALL, C. D. (2003): *Road ecology*. Island Press, Washington. S. 481.
- FRANZ, H. (1936): Die thermophilen Elemente der mitteleuropäischen Fauna und ihre Beeinflussung durch die Klimaschwankungen der Quartärzeit. *Zoogeographica* 3: S. 159–320.
- FRANZ, H. (1964): Beiträge zur Kenntnis der Käferfauna des Burgenlandes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 31: S. 34–155.
- FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: K. P. ZULKA (Red.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter*. Böhlau, Wien: S. 63–165.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M. & BEZZEL, E. (1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Vol. 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt a. M., 2. Aufl. S. 699.
- GOTTFRIED, M.; PAULI, H.; FUTSCHIK, A.; AKHALKATSI, M.; BARANCOK, P.; BENITO ALONSO, J. L.; COLDEA, G.; DICK, J.; ERSCHBAMER, B.; FERNÁNDEZ CALZADO, M. R.; KAZAKIS, G.; KRAJCI, J.; LARSSON, P.; MALLAUN, M.; MICHELSEN, O.; MOISEEV, D.; MOISEEV, P.; MOLAU, U.; MERZOUKI, A.; NAGY, L.; NAKHUTSRISHVILI, G.; PEDERSEN, B.; PELINO, G.; PUSCAS, M.; ROSSI, G.; STANISCI, A.; THEURILLAT, J.-P.; THOMASELLI, M.; VILLAR, L.; VITTOZ, P.; VOGIATZAKIS, I. & GRABHERR, G. (2012): Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2: S. 111–115.
- GROSS, M. & PFUNDNER, G. (2014): *Schutz von Salzstandorten der March-Thaya-Auen*. Naturschutzbund NÖ. Wien. S. 109.
- HANSKI, I. (1999): *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford. S. 313.
- HANSKI, I.; MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. (1996): Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: S. 527–541.
- HOFFMANN, A. (1925): Beitrag zur Coleopterenfauna des Neusiedlerseegebiets. *Entomologischer Anzeiger (Wien)* 5: S. 75–79.

- HOLZNER, W. (Hrsg.) (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 6. S. 380.
- KESSLER, A. E.; BATBAYAR, N.; NATSAGDORJ, T.; BATSUUR, D. & SMITH, A. T. (2013): Satellite telemetry reveals long-distance migration in the Asian great bustard *Otis tarda dybowskii*. *Journal of Avian Biology* 44: S. 311–320.
- KLEIJN, D. & BÁLDI, A. (2005) Effects of set-aside land on farmland biodiversity: Comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology* 10: S. 963–966.
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: S. 947–969.
- KLEIJN, D.; BERENDSE, F.; SMIT, R. & GILISSEN, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: S. 723–725.
- KOHLER, B.; RAUER, G. & WENDELIN, B. (1994): Landschaftswandel. In: Umweltbundesamt (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. S. 21–34.
- KOLLAR, H. P. (1996): Action plan for the Great Bustard (*Otis tarda*). In: Heredia, B.; Rose, L. & Painter, M. (Hrsg.): Globally threatened birds in Europe: action plans. Council of Europe, and BirdLife International, Strasbourg. S. 245–260.
- KOLLAR, H. P. (2001): Aktionsplan Schutz für die Großtrappe in Österreich. Studie des WWF Österreich im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. S. 98.
- KÖNIG, M.; LOIBL, W.; HAAS, W. & KRANZL, L. (2015): Shared socio-economic pathways. In: Steininger, K.; König, M.; Bednar-Friedl, B.; Kranzl, L.; Loibl, W. & Prettenhaler, F. (Hrsg.): Economic evaluation of climate change impacts. Springer, Cham. S. 75–98.
- LAURANCE, W. F.; CLEMENTS, G. R.; SLOAN, S.; O'CONNELL, C. S.; MUELLER, N. D.; GOOSEM, M.; VENTER, O.; EDWARDS, D. P.; PHALAN, B.; BALMFORD, A.; VAN DER REE, R. & BURGUES ARREA I. (2014): A global strategy for road building. *Nature* 513: S. 229–232.
- LAZOWSKI, W.; SCHWARZ, U.; ESSL, F.; GÖTZL, M.; PETERSEIL, J. & EGGER, G. (2011): Aueninventar Österreich. Bericht zur bundesweiten Übersicht der Auenobjekte. Wien. S. 56.
- LEXER, M. J.; JANDL, R.; NABERNEGG, S. & BEDNAR-FRIEDL, B. (2015): Chapter 9 Forestry. In: STEININGER, K.; KÖNIG, M.; BEDNAR-FRIEDL, B.; KRANZL, L.; LOIBL, W. & PRETTENTHALER, F. (Hrsg.): Economic evaluation of climate change impacts. Springer, Cham. S. 145–165.
- MADER, H. J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: S. 81–96.
- MAGAÑA, M.; ALONSO, J. C.; MARTÍN, C. A.; BAUTISTA, L. M. & MARTÍN, B. (2010): Nest-site selection by Great Bustards *Otis tarda* suggests a trade-off between concealment and visibility. *Ibis* 152(1): S. 77–89.
- MAYR, E. (1982): Speciation and macroevolution. *Evolution* 36: S. 1119–1132.

- MILASOWSKY, N. & ZULKA, K. P. (1994): Arthropodenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung und des Amtes der Burgenländischen Landesregierung. S. 174.
- MILASOWSKY, N.; HEPNER, M. & WAITZBAUER, W. (2014): Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Teil 1: Spinnen (Arachnida: Araneae). *Acta ZooBot Austria* 150/151: S. 63–84.
- 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. S. 103.
- MORALES, M. B.; ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A. & MARTÍN, E. (2000): Migration patterns in male great bustards (*Otis tarda*). *Auk* 117: S. 493–498.
- NAGY, S. (2009): International single species action plan for the Western Palearctic population of Great Bustard, *Otis tarda tarda*. BirdLife International on behalf of the European Commission.
- PALACÍN, C. & ALONSON, J. C. (2008): An updated estimate of the world status and population trends of the Great Bustard *Otis tarda*. *Ardeola* 55(1): S. 13–25.
- PALACÍN, C.; ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A.; MARTÍN, C. A.; MAGAÑA, M. & MARTÍN, B. (2009): Differential migration by sex in the great bustard: possible consequences of an extreme sexual size dimorphism. *Ethology* 115: S. 617–626.
- PALACÍN, C.; ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A.; MARTÍN, C. A. & MAGAÑA, M. (2011): Cultural transmission and flexibility of partial migration patterns in a long-lived bird, the Great Bustard *Otis tarda*. *Journal of Avian Biology* 42: S. 301–308.
- PATERSON, H. E. H. (1985): The recognition concept of species. In: Vrba, E. S. (Hrsg.): *Species and speciation*. Transvaal Museum, Pretoria: S. 21–29.
- PAULI, H.; GOTTFRIED, M.; DULLINGER, S.; ABDALADZE, O.; AKHALKATSI, M.; ALONSO, J. L. B.; COLDEA, G.; DICK, J.; ERSCHBAMER, B.; FERNANDEZ CALZADO, R.; GOSHIN, 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.; SYVERHUSE, 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: S. 353–355.
- RAAB, R.; KOLLAR, H. P.; WINKLER, H.; FARAGÓ, S.; SPAKOVSKY, P.; CHAVKO, J.; MADERIČ, B.; ŠKORPIKOVÁ, V.; PATAK, E.; WURM, H.; JULIUS, E.; RAAB, S. & SCHÜTZ, C. (2010): Die Bestandsentwicklung der westpannonischen Population der Großtrappe, *Otis tarda* Linnaeus 1758, von 1900 bis zum Winter 2008/2009. *Egretta* 51: S. 74–99.
- RAAB, R.; SCHÜTZ, C.; SPAKOVSKY, P.; JULIUS, E. & SCHULZE, C. H. (2012): Underground cabling and marking of power lines: conservation measures rapidly reduced mortality of West-Pannonian Great Bustards *Otis tarda*. *Bird Conservation International* 22: S. 299–306.

- RABITSCH, W. & ESSL, F. (2013): Klima als Umwelt- und Überlebensfaktor. In: Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin-Heidelberg. S. 458.
- RABITSCH, W.; ESSL, F.; GENOVESI, P. & SCALERA, R. (2012): Invasive alien species indicators in Europe – a review of Streamlining European Biodiversity (SEBI) Indicator 10. EEA-Technical Report, 15/2012, 48 pp.
- REDTENBACHER, L. (1849): Fauna Austriaca. Die Käfer. Nach der analytischen Methode bearbeitet. 1. Auflage. Carl Gerold, Wien, S. 883.
- REDTENBACHER, L. (1874): Fauna Austriaca. Die Käfer. Nach der analytischen Methode bearbeitet. 3. Auflage. 1. Band. Carl Gerold's Sohn, Wien, S. 564.
- REITER, A. S. (1997a): Bestandessituation und Aktionsräume der Großtrappe im Weinviertel im Sommerhalbjahr 1996 sowie Vorschläge zur Verbesserung der Habitatsituation. Unveröffentlichter Bericht für das Forschungsprojekt der Niederösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung: Artensicherungsprogramm Großtrappe 1996–1998: Teilprojekt „Beurteilung der Lebenssituation der Großtrappe im Bereich Eggenburg-Hollabrunn sowie Erarbeitung und Betreuung von Habitatverbesserungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit dem Verein GRÜNE WELT“. S. 55.
- REITER, A. S. (1997b): Beitrag zur Ökologie der Großtrappe im Weinviertel im Sommerhalbjahr 1997 sowie Vorschläge zur Verbesserung ihrer Lebenssituation. Unveröffentlichter Bericht für das Forschungsprojekt der Niederösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung, und das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Abt. II/5: Artensicherungsprogramm Großtrappe 1997: Teilprojekt „Beurteilung der Lebenssituation der Großtrappe im Bereich Eggenburg-Hollabrunn sowie Erarbeitung und Betreuung von Habitatverbesserungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit dem Verein GRÜNE WELT“. S. 54.
- REITER, A. S. (1999): Über das Leben der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im Weinviertel (NÖ) im Sommerhalbjahr 1998 sowie im Winterhalbjahr 1998/99: Brutbiologische Daten, Bestandsgröße und -fluktuation, Aktionsräume sowie Habitatsituation. Bericht für das Forschungsprojekt des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung, und des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Abt. II/5: Artensicherungsprogramm Großtrappe, Teilprojekt „Beurteilung der Lebenssituation der Großtrappe im Bereich Eggenburg-Hollabrunn sowie Erarbeitung und Betreuung von Habitatverbesserungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit dem Verein GRÜNE WELT“. S. 79.
- REITER, A. S. (2000a): Großtrappen (*Otis tarda* L.) verunglücken an Stromleitungen im westlichen Weinviertel. Egretta 43: S. 37–54.

- REITER, A. S. (2000b): Über das Leben der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im westlichen Weinviertel (NÖ): Brutbiologische Daten und Bestandsgröße im Sommerhalbjahr 1999 sowie Bestandsfluktuation im Winterhalbjahr 1999/2000, ferner Gefährdungsursachen und erarbeitete Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraumes. Bericht für das Forschungsprojekt des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung (Gruppe Raumordnung und Umwelt, Abteilung Naturschutz) und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Sektion II – Umwelt, Abt. II/5 U) Artensicherungsprogramm Großtrappe, Teilprojekt „Beurteilung der Lebenssituation der Großtrappe im Bereich Eggenburg-Hollabrunn sowie Erarbeitung und Betreuung von Habitatverbesserungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit dem Verein GRÜNE WELT“. S. 159.
- REITER, A. S. (2001a): Welche Aussagekraft besitzen Synchronzählungen aller österreichischen Bestände der Großtrappe (*Otis tarda* L.)? *Egretta* 44: S. 74–88.
- REITER, A. S. (2001b): Brutbiologische Daten und Bestandsfluktuation der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im westlichen Weinviertel (NÖ) der Jahre 2000 und 2001, ferner Gefährdungsursachen sowie erarbeitete Managementmaßnahmen zur Verbesserung ihres Lebensraumes. Unveröffentlichter Bericht für das Forschungsprojekt: „Großtrappe Weinviertel 2000 und 2001! mit der Nr. RU5-LE-031/000 (Österreichisches Programm für die Entwicklung des Ländlichen Raumes gemäß VO (EG) Nr. 1257/99). S. 57.
- REITER, A. S. (2002): Über das Leben der Großtrappe (*Otis tarda* L.) und die Erarbeitung und Umsetzung von Habitatverbesserungsmaßnahmen im westlichen Weinviertel (NÖ) in der Zeit vom 1. Jänner bis 30. April 2002. Bericht für das Forschungsprojekt: „Großtrappe westliches Weinviertel 2002“, Naturschutzabteilung/Amt der NÖ Landesregierung. S. 39.
- RÜDISSE, J., SCHÖNHART, M., SCHMID, E., SINABELL, F., TAPPEINER, U., TASSER, E. (2011): Szenarien für Österreichs Landwirtschaft 2020: Ergebnisse einer integrierten Modellierung. Akademie der Wissenschaften, Wien, Präsentation auf dem Symposium „Ansätze zur Vermessung der Nachhaltigkeit“, Internet: http://www.landnutzung.at/dokumente/symposium/1_Szenario.pdf, (abgerufen am 3.10.2014).
- 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(2): S. 229–244.
- SCHNEIDER, M. K.; LÜSCHER, G.; JEANNERET, P.; ARNDORFER, M.; AMMARI, Y.; BAILEY, D.; BALÁZS, K.; BÁLDI, A.; CHOISIS, J. P.; DENNIS, P.; EITER, S.; FJELLSTAD, W.; FRASER, M. D.; FRANK, T.; FRIEDEL, J. K.; GARCHI, S.; GEIJZENDORFFER, I. R.; GOMIERO, T.; GONZALEZ-BORNAY, G.; HECTOR, A.; JERKOVICH, G.; JONGMAN, R. H.; KAKUDIDI, E.; KAINZ, M.; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A.; MORENO, G.; NKWIINE, C.; OPIO, J.; OSCHATZ, M. L.; PAOLETTI, M. G.; POINTEREAU, P.; PULIDO, F. J.; SARTHOU, J. P.; SIEBRECHT, N.; SOMMAGGIO, D.; TURNBULL, L. A.; WOLFRUM, S. & HERZOG, F. (2014): Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications* 5: 4151. doi:10.1038/ncomms5151.

- SCHÖNHART, M.; SCHAUPPENLEHNER, T.; SCHMID, E. & MUHAR, A. (2011): Integration of bio-physical and economic models to analyze management intensity and landscape structure effects at farm and landscape level, *Agricultural Systems* 104 (2): S. 122–134.
- SCHWEIGER, H. (1979): Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäferarten (Carabidae). *Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums* 1: S. 11–38.
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. – 4., vollst. überarb. Auflage. Graz: styria medienservice, Moser. 509 S. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 1.
- 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 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91(1): S. 22–46.
- TEMPLETON, A. R. (1981): Mechanisms of speciation – a population genetic approach. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: S. 23–48.
- TEUFELBAUER, N. (2009): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich: Datenerhebung und -aufbereitung 2008. Bericht im Auftrag des Lebensministeriums. Zahl: BMLFUW-LE.1.3.7/0013-II/5/2008. BirdLife Österreich, Wien. S. 31.
- TEUFELBAUER, N. (2010): Der Farmland Bird Index für Österreich – erste Ergebnisse zur Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten des Kulturlandes. *Egretta* 51: S. 35–50.
- TITTENSOR, D.P.; WALPOLE, M.; HILL, S.L.L.; BOYCE, D.G.; BRITTEN, G.L.; BURGESS, N.D.; BUTCHART, S.H.M.; 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 (6206): S. 241–244.
- TÖTZER, T.; LOIBL, W. & STEINNOCHER, K. (2009): Flächennutzung in Österreich, Jüngere Vergangenheit und künftige Trends. *Wissenschaft und Umwelt Interdisziplinär* 12: S. 8–20.
- UMWELTBUNDESAMT (1993): SAUBERER, N.: Zur Bestandessituation der Feuchtwiesen im Pannonischen Raum. *Reports Bd. R-85*. Umweltbundesamt, Wien. S. 97.
- UMWELTBUNDESAMT (1994) DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. S. 356.
- UMWELTBUNDESAMT (2001) ZULKA, K. P.; EDER, E.; HÖTTINGER, H. & WEIGAND, E.: Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. *Monographien, Bd. M-135*. Umweltbundesamt, Wien. S. 85.
- UMWELTBUNDESAMT (2002a) ESSL, F.; EGGER, G. & ELLMAUER, T.: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. *Monographien, Bd. M-156*. Umweltbundesamt, Wien. S. 104.

- UMWELTBUNDESAMT (2002b) ESSL, F.; EGGER, G.; ELLMAUER, T. & AIGNER, S.: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Konzept. Monographien, Bd. M-155. Umweltbundesamt, Wien. S. 40.
- 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-167. Umweltbundesamt, Wien. S. 216.
- UMWELTBUNDESAMT (2005) TRAXLER, A.; MINARZ, E.; ENGLISH, 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-174. Umweltbundesamt, Wien. S. 286.
- 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 Siedlungsbioptypen. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien. Reports, Bd. REP-0134. Umweltbundesamt, Wien. S. 316.
- UMWELTBUNDESAMT (2013a): 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. S. 29.
- UMWELTBUNDESAMT (2013b): Zehnter Umweltkontrollbericht. Landwirtschaft und Wald. Reports, Bd. REP-0410. Umweltbundesamt, Wien. S. 95–115.
http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2013/ukb2013_06_landwirtschaft.pdf (abgerufen am 30.07.2015).
- VAN BUSKIRK, J. & WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18: S. 987–994.
- VAN BUSKIRK, J. & WILLI, Y. (2005): Meta-analysis of farmland biodiversity within set-aside land: Reply to Kleijn & Baldi. *Conservation Biology* 19: S. 967–968.
- VOŘÍŠEK, P.; KLVAŇOVÁ, A.; WOTTON, S. & GREGORY, R.D. (Hrsg., 2008): A best practise guide for wild bird monitoring schemes. First edition. CSO/RSPB, Czech Republic. S. 150.
- WAITZBAUER, W. (1990): Die Naturschutzgebiete der Hundsheimer Berge in Niederösterreich. Entwicklung, Gefährdung, Schutz. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 24: S. 1–88.
- WAITZBAUER, W.; KRAUSGRUBER, M.; MILASOWSKY, N. & CURČIĆ, S. (2014): Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Teil 2: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). *Acta ZooBot Austria* 150/151: S. 85–133.
- 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(2): S. 217–227.

- ZULKA, K. P. & EDER, E. (2007): Zur Methode der Gefährdungseinstufung: Prinzipien, Aktualisierungen, Interpretation, Anwendung. In: Zulka, K. P. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/2, Böhlau, Wien. S. 11–36.
- ZULKA, K. P.; MAZZUCCO, K.; KORNER, I.; HOLZER, T.; SAUBERER, N.; DANIHELKA, J.; SCHLICK-STEINER, B.; STEINER, F. M. & WOLFRAM, G. (2006): Gefährdung und Schutz der Salzlebensräume. In: Umweltbundesamt: Salzlebensräume in Österreich. Reports, Bd. REP-01, Umweltbundesamt, Wien. S. 169–194.

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 (abgerufen am 30.07.2015).
- FFH-RL (RL 92/43/EWG): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF> (abgerufen am 13.01.2015).

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.

ANNEX

Anhang 1: Anzahl der Arten, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor der Ebene 1 in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Arten	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
A01	cultivation	9	10
A02	modification of cultivation practices	36	45
A03	mowing/cutting of grassland	25	26
A04	grazing	24	25
A06	annual and perennial non-timber crops	1	1
A07	use of biocides, hormones and chemicals	40	50
A08	fertilisation	20	20
A10	restructuring agricultural land holding	16	17
A11	agriculture activities not referred to above	5	3
B01	forest planting on open ground	24	21
B02	forest and plantation management & use	47	39
B03	forest exploitation without replanting or natural regrowth	14	11
B04	use of biocides, hormones and chemicals (forestry)	9	5
B05	use of fertilizers (forestry)	3	
B07	forestry activities not referred to above	8	5
C01	mining and quarrying	7	7
C03	renewable abiotic energy use	3	3
D01	roads, paths and railroads	26	30
D03	shipping lanes, ports, marine constructions		8
E01	urbanised areas, human habitation	13	16
E02	industrial or commercial areas	7	7
E03	discharges	2	4
E06	other urbanisation, industrial and similar activities	22	21
F01	marine and freshwater aquaculture	10	13
F02	fishing and harvesting aquatic resources	6	5
F03	hunting and collection of wild animals (terrestrial)	15	16
F04	taking/removal of terrestrial plants, general	10	11
G01	outdoor sports and leisure activities, recreational activities	26	19
G02	sport and leisure structures	9	1
G04	military use and civil unrest	1	3
G05	other human intrusions and disturbances	7	6
H01	pollution to surface waters (limnic & terrestrial, marine & brackish)	33	40
H04	air pollution, air-borne pollutants	14	16
H05	soil pollution and solid waste (excluding discharges)	1	1
I01	invasive non-native species	10	18

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Arten	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
I03	introduced genetic material, gmo	4	4
J01	fire and fire suppression		1
J02	human induced changes in hydraulic conditions	73	85
J03	other ecosystem modifications	25	30
K01	abiotic (slow) natural processes	6	6
K02	biocenotic evolution, succession	16	22
K03	interspecific faunal relations	2	7
K04	interspecific floral relations	3	1
K05	reduced fecundity/genetic depression	3	7
L05	collapse of terrain, landslide	1	
L08	inundation (natural processes)	1	1
L10	other natural catastrophes	1	
M01	changes in abiotic conditions	2	2
M02	changes in biotic conditions	2	1

Anhang 2:
Anzahl der Lebensraumtypen, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor (Ebene 1)
in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind

Gefährdungsfaktoren		Anzahl betroffener Biotoptypen	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
A01	cultivation	1	
A02	modification of cultivation practices	6	11
A03	mowing/cutting of grassland	9	13
A04	grazing	21	17
A08	fertilisation	5	7
A10	restructuring agricultural land holding	1	1
A11	agriculture activities not referred to above	1	2
B01	forest planting on open ground	13	15
B02	forest and plantation management & use	18	17
B03	forest exploitation without replanting or natural regrowth	1	
B07	forestry activities not referred to above	1	2
C01	mining and quarrying	16	14
D01	roads, paths and railroads	12	14
E01	urbanised areas, human habitation	6	10
F02	fishing and harvesting aquatic resources	1	1
F03	hunting and collection of wild animals (terrestrial)	10	8
F06	hunting, fishing or collecting activities not referred to above	2	4
G01	outdoor sports and leisure activities, recreational activities	16	12
G02	sport and leisure structures	10	1
G05	other human intrusions and disturbances	2	1
H01	pollution to surface waters (limnic & terrestrial, marine & brackish)	5	5
H04	air pollution, air-borne pollutants	16	19
H05	soil pollution and solid waste (excluding discharges)	1	2
I01	invasive non-native species	11	18
I02	problematic native species	2	10
J02	human induced changes in hydraulic conditions	21	21
K01	abiotic (slow) natural processes	1	
K02	biocenotic evolution, succession	15	21
K03	interspecific faunal relations	2	1
K04	interspecific floral relations		1
K06	other forms or mixed forms of interspecific floral competition	1	
L05	collapse of terrain, landslide	1	
L10	other natural catastrophes	1	
M01	changes in abiotic conditions	1	

Anhang 3:
Anzahl der Arten, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor der Ebene 2
in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Arten	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
A02.01	agricultural intensification	21	28
A02.03	grassland removal for arable land	3	3
A03.01	intensive mowing or intensification	11	10
A03.03	abandonment/lack of mowing	18	18
A04.01	intensive grazing	10	7
A04.03	abandonment of pastoral systems, lack of grazing	14	19
A06.04	abandonment of crop production	1	1
A10.01	removal of hedges and copses or scrub	12	13
A10.02	removal of stone walls and embankments	5	5
B01.01	forest planting on open ground (native trees)	10	6
B01.02	artificial planting on open ground (non-native trees)	1	1
B02.01	forest replanting	14	11
B02.02	forestry clearance	15	8
B02.03	removal of forest undergrowth	5	7
B02.04	removal of dead and dying trees	21	14
B02.05	non- intensive timber production (leaving dead wood/old trees untouched)	6	2
C01.01	sand and gravel extraction	2	2
C01.03	peat extraction	3	3
C01.04	mines	1	1
D01.01	paths, tracks, cycling tracks	19	20
D01.02	roads, motorways	19	22
D01.04	railway lines, tgv	1	
D03.02	shipping lanes		7
E01.01	continuous urbanisation		2
E01.03	dispersed habitation	1	
E03.01	disposal of household/recreational facility waste		1
E03.04	other discharges		1
E06.02	reconstruction, renovation of buildings	19	19
F01.01	intensive fish farming, intensification	10	13
F02.02	professional active fishing	1	1
F02.03	leisure fishing	4	3
F03.01	hunting	1	2
F03.02	taking and removal of animals (terrestrial)	14	14
F04.01	pillaging of floristic stations	3	4
F04.02	collection (fungi, lichen, berries etc.)	2	2
G01.02	walking, horseriding and non-motorised vehicles	2	4
G01.04	mountaineering, rock climbing, speleology	15	11

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Arten	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
G01.06	skiing, off-piste	2	
G01.08	other outdoor sports and leisure activities	5	1
G02.02	skiing complex	8	
G04.01	military manoeuvres		1
G04.02	abandonment of military use	1	2
G05.01	trampling, overuse	2	2
G05.05	intensive maintenance of public parks/cleaning of beaches	1	1
G05.06	tree surgery, felling for public safety, removal of roadside trees	4	4
H01.03	other point source pollution to surface water	3	3
H01.05	diffuse pollution to surface waters due to agricultural and forestry activities	18	24
H01.07	diffuse pollution to surface waters due to abandoned industrial sites		1
H01.08	diffuse pollution to surface waters due to household sewage and waste waters	2	3
H01.09	diffuse pollution to surface waters due to other sources not listed	4	3
H04.01	acid rain	4	2
H04.02	nitrogen-input	6	9
H05.01	garbage and solid waste	1	1
I03.01	genetic pollution (animals)	4	4
J01.01	burning down		1
J02.01	landfill, land reclamation and drying out, general	33	40
J02.03	canalisation & water deviation	8	7
J02.04	flooding modifications	5	9
J02.05	modification of hydrographic functioning, general	45	54
J02.06	water abstractions from surface waters	8	6
J02.07	water abstractions from groundwater	13	17
J02.10	management of aquatic and bank vegetation for drainage purposes	6	6
J02.12	dykes, embankments, artificial beaches, general	3	3
J02.13	abandonment of management of water bodies		1
J02.15	other human induced changes in hydraulic conditions	6	10
J03.01	reduction or loss of specific habitat features	5	8
J03.02	anthropogenic reduction of habitat connectivity	21	22
K01.01	erosion	1	1
K01.02	silting up	2	1
K01.03	drying out	4	4
K02.01	species composition change (succession)	11	18
K02.02	accumulation of organic material	2	3
K02.03	eutrophication (natural)	1	2
K03.04	predation		1

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Arten	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
K03.05	antagonism arising from introduction of species		4
K03.06	antagonism with domestic animals	1	1
K04.01	competition (flora)	2	
K04.05	damage by herbivores (including game species)		1
K05.02	reduced fecundity/genetic depression in plants (incl. endogamy)	3	7
M01.01	temperature changes (e.g. rise of temperature & extremes)	1	
M01.02	droughts and less precipitations		1
M01.03	flooding and rising precipitations		1
M02.01	habitat shifting and alteration	1	
M02.03	decline or extinction of species	1	1

Anhang 4:
Anzahl der Lebensraumtypen, die vom jeweiligen Gefährdungsfaktor (Ebene 2)
in der alpinen und der kontinentalen Region betroffen sind

Gefährdungsfaktor		Anzahl betroffener Lebensraumtypen	
Code	Bezeichnung	alpine Region	kontinentale Region
A02.01	agricultural intensification	1	2
A02.03	grassland removal for arable land	1	2
A03.01	intensive mowing or intensification	2	4
A03.03	abandonment/lack of mowing	9	11
A04.01	intensive grazing	8	6
A04.02	non intensive grazing	3	
A04.03	abandonment of pastoral systems, lack of grazing	6	10
B01.01	forest planting on open ground (native trees)	2	
B01.02	artificial planting on open ground (non-native trees)		1
B02.01	forest replanting	12	13
B02.02	forestry clearance	6	5
B02.04	removal of dead and dying trees	11	13
B02.06	thinning of tree layer	2	4
C01.01	sand and gravel extraction	4	3
C01.03	peat extraction	5	5
C01.04	mines	1	1
D01.01	paths, tracks, cycling tracks	1	1
F02.03	leisure fishing	1	1
F03.01	hunting	8	7
F06.01	game/bird breeding station		1
G01.01	nautical sports	2	1
G01.02	walking, horseriding and non-motorised vehicles	2	
G01.04	mountaineering, rock climbing, speleology	2	2
G02.02	skiing complex	9	
H04.02	nitrogen-input	6	6
J02.01	landfill, land reclamation and drying out, general	3	3
J02.02	removal of sediments (mud...)	1	
J02.03	canalisation & water deviation	5	4
J02.04	flooding modifications	1	1
J02.05	modification of hydrographic functioning, general	12	12
J02.06	water abstractions from surface waters	1	
J02.07	water abstractions from groundwater	2	2
K02.01	species composition change (succession)	6	9
K02.03	eutrophication (natural)	2	2
K03.03	introduction of disease (microbial pathogens)	2	1
K04.03	introduction of disease (microbial pathogens)		1
K04.05	damage by herbivores (including game species)		1

Anhang 5:

Liste der Gefährdungsfaktoren und ihre hierarchische Struktur

Code	Bezeichnung
A	agriculture
A01	cultivation
A02	modification of cultivation practices
A02.01	agricultural intensification
A02.02	crop change
A02.03	grassland removal for arable land
A03	mowing/cutting of grassland
A03.01	intensive mowing or intensification
A03.02	non intensive mowing
A03.03	abandonment/lack of mowing
A04	grazing
A04.01	intensive grazing
A04.01.01	intensive cattle grazing
A04.01.02	intensive sheep grazing
A04.01.03	intensive horse grazing
A04.01.04	intensive goat grazing
A04.01.05	intensive mixed animal grazing
A04.02	non intensive grazing
A04.02.01	non intensive cattle grazing
A04.02.02	non intensive sheep grazing
A04.02.03	non intensive horse grazing
A04.02.04	non intensive goat grazing
A04.02.05	non intensive mixed animal grazing
A04.03	abandonment of pastoral systems, lack of grazing
A05	livestock farming and animal breeding (without grazing)
A05.01	animal breeding,
A05.02	stock feeding
A05.03	lack of animal breeding
A06	annual and perennial non-timber crops
A06.01	annual crops for food production
A06.01.01	intensive annual crops for food production/intensification
A06.01.02	non- intensive annual crops for food production
A06.02	perennial non-timber crops
A06.02.01	intensive perennial non-timber crops/intensification
A06.02.02	non-intensive perennial non-timber crops
A06.03	biofuel-production
A06.04	abandonment of crop production
A07	use of biocides, hormones and chemicals
A08	fertilisation
A09	irrigation

Code	Bezeichnung
A10	restructuring agricultural land holding
A10.01	removal of hedges and copses or scrub
A10.02	removal of stone walls and embankments
A11	agriculture activities not referred to above
B	sylviculture, forestry
B01	forest planting on open ground
B01.01	forest planting on open ground (native trees)
B01.02	artificial planting on open ground (non-native trees)
B02	forest and plantation management & use
B02.01	forest replanting
B02.01.01	forest replanting (native trees)
B02.01.02	forest replanting (non native trees)
B02.02	forestry clearance
B02.03	removal of forest undergrowth
B02.04	removal of dead and dying trees
B02.05	non- intensive timber production (leaving dead wood/old trees untouched)
B02.06	thinning of tree layer
B03	forest exploitation without replanting or natural regrowth
B04	use of biocides, hormones and chemicals (forestry)
B05	use of fertilizers (forestry)
B06	grazing in forests/woodland
B07	forestry activities not referred to above
C	mining, extraction of materials and energy production
C01	mining and quarrying
C01.01	sand and gravel extraction
C01.01.01	sand and gravel quarries
C01.01.02	removal of beach materials
C01.02	loam and clay pits
C01.03	peat extraction
C01.03.01	hand cutting of peat
C01.03.02	mechanical removal of peat
C01.04	mines
C01.04.01	open cast mining
C01.04.02	underground mining
C01.05	salt works
C01.05.01	abandonment of saltpans (salinas)
C01.05.02	conversion of saltpans
C01.06	geotechnical survey
C01.07	mining and extraction activities not referred to above
C02	exploration and extraction of oil or gas
C02.01	exploration drilling
C02.02	production drilling

Code	Bezeichnung
C02.03	jack-up drilling rig
C02.04	semi-submersible rig
C02.05	drill ship
C03	renewable abiotic energy use
C03.01	geothermal power production
C03.02	solar energy production
C03.03	wind energy production
C03.04	tidal energy production
D	transportation and service corridors
D01	roads, paths and railroads
D01.01	paths, tracks, cycling tracks
D01.02	roads, motorways
D01.03	car parks and parking areas
D01.04	railway lines, tgv
D01.05	bridge, viaduct
D01.06	tunnel
D02	utility and service lines
D02.01	electricity and phone lines
D02.01.01	suspended electricity and phone lines
D02.01.02	underground/submerged electricity and phone lines
D02.02	pipe lines
D02.03	communication masts and antennas
D02.09	other forms of energy transport
D03	shipping lanes, ports, marine constructions
D03.01	port areas
D03.01.01	slipways
D03.01.02	piers/tourist harbours or recreational piers
D03.01.03	fishing harbours
D03.01.04	industrial ports
D03.02	shipping lanes
D03.02.01	cargo lanes
D03.02.02	passenger ferry lanes (high speed)
D03.03	marine constructions
D04	airports, flightpaths
D04.01	airport
D04.02	aerodrome, heliport
D04.03	flight paths
D05	improved access to site
D06	other forms of transportation and communication
E	urbanisation, residential and commercial development
E01	urbanised areas, human habitation
E01.01	continuous urbanisation

Code	Bezeichnung
E01.02	discontinuous urbanisation
E01.03	dispersed habitation
E01.04	other patterns of habitation
E02	industrial or commercial areas
E02.01	factory
E02.02	industrial stockage
E02.03	other industrial/commercial area
E03	discharges
E03.01	disposal of household/recreational facility waste
E03.02	disposal of industrial waste
E03.03	disposal of inert materials
E03.04	other discharges
E03.04.01	coastal sand supplementation/beach nourishment
E04	structures, buildings in the landscape
E04.01	agricultural structures, buildings in the landscape
E04.02	military constructions and buildings in the landscape
E05	storage of materials
E06	other urbanisation, industrial and similar activities
E06.01	demolishment of buildings & human structures
E06.02	reconstruction, renovation of buildings
F	biological resource use other than agriculture & forestry
F01	marine and freshwater aquaculture
F01.01	intensive fish farming, intensification
F01.02	suspension culture
F01.03	bottom culture
F02	fishing and harvesting aquatic resources
F02.01	professional passive fishing
F02.01.01	potting
F02.01.02	netting
F02.01.03	demersal longlining
F02.01.04	pelagic longlining
F02.02	professional active fishing
F02.02.01	benthic or demersal trawling
F02.02.02	pelagic trawling
F02.02.03	demersal seining
F02.02.04	purse seining
F02.02.05	benthic dredging
F02.03	leisure fishing
F02.03.01	bait digging/collection
F02.03.02	pole fishing
F02.03.03	spear-fishing
F03	hunting and collection of wild animals (terrestrial)

Code	Bezeichnung
F03.01	hunting
F03.01.01	damage caused by game (excess population density)
F03.02	taking and removal of animals (terrestrial)
F03.02.01	collection of animals (insects, reptiles, amphibians.....)
F03.02.02	taking from nest (e.g. falcons)
F03.02.03	trapping, poisoning, poaching
F03.02.04	predator control
F03.02.05	accidental capture
F03.02.09	other forms of taking animals
F04	taking/removal of terrestrial plants, general
F04.01	pillaging of floristic stations
F04.02	collection (fungi, lichen, berries etc.)
F04.02.01	hand raking
F04.02.02	hand collection
F05	illegal taking/removal of marine fauna
F05.01	dynamite
F05.02	date mussel-fishing
F05.03	poisons
F05.04	poaching
F05.05	shooting
F05.06	removal for collection purposes
F05.07	other (i.e. drift nets)
F06	hunting, fishing or collecting activities not referred to above
F06.01	game/bird breeding station
G	human intrusions and disturbances
G01	outdoor sports and leisure activities, recreational activities
G01.01	nautical sports
G01.01.01	motorized nautical sports
G01.01.02	non-motorized nautical sports
G01.02	walking, horseriding and non-motorised vehicles
G01.03	motorised vehicles
G01.03.01	regular motorized driving
G01.03.02	off-road motorized driving
G01.04	mountaineering, rock climbing, speleology
G01.04.01	mountaineering & rock climbing
G01.04.02	speleology
G01.04.03	recreational cave visits
G01.05	gliding, delta plane, paragliding, ballooning
G01.06	skiing, off-piste
G01.07	scuba diving, snorkelling
G01.08	other outdoor sports and leisure activities
G02	sport and leisure structures

Code	Bezeichnung
G02.01	golf course
G02.02	skiing complex
G02.03	stadium
G02.04	circuit, track
G02.05	hippodrome
G02.06	attraction park
G02.07	sports pitch
G02.08	camping and caravans
G02.09	wildlife watching
G02.10	other sport/leisure complexes
G03	interpretative centres
G04	military use and civil unrest
G04.01	military manoeuvres
G04.02	abandonment of military use
G05	other human intrusions and disturbances
G05.01	trampling, overuse
G05.02	shallow surface abrasion/mechanical damage to seabed surface
G05.03	penetration/disturbance below surface of the seabed
G05.04	vandalism
G05.05	intensive maintenance of public parks/cleaning of beaches
G05.06	tree surgery, felling for public safety, removal of roadside trees
G05.07	missing or wrongly directed conservation measures
G05.08	closures of caves or galleries
G05.09	fences, fencing
G05.10	overflying with aircrafts (agricultural)
G05.11	death or injury by collision
H	pollution
H01	pollution to surface waters (limnic & terrestrial, marine & brackish)
H01.01	pollution to surface waters by industrial plants
H01.02	pollution to surface waters by storm overflows
H01.03	other point source pollution to surface water
H01.04	diffuse pollution to surface waters via storm overflows or urban run-off
H01.05	diffuse pollution to surface waters due to agricultural and forestry activities
H01.06	diffuse pollution to surface waters due to transport and infrastructure without connection to canalization/sweepers
H01.07	diffuse pollution to surface waters due to abandoned industrial sites
H01.08	diffuse pollution to surface waters due to household sewage and waste waters
H01.09	diffuse pollution to surface waters due to other sources not listed
H02	pollution to groundwater (point sources and diffuse sources)
H02.01	groundwater pollution by leakages from contaminated sites
H02.02	groundwater pollution by leakages from waste disposal sites
H02.03	groundwater pollution associated with oil industry infrastructure

Code	Bezeichnung
H02.04	groundwater pollution by mine water discharges
H02.05	groundwater pollution by discharge to ground such as disposal of contaminated water to soakaways
H02.06	diffuse groundwater pollution due to agricultural and forestry activities
H02.07	diffuse groundwater pollution due to non-sewered population
H02.08	diffuse groundwater pollution due to urban land use
H03	marine water pollution
H03.01	oil spills in the sea
H03.02	toxic chemical discharge from material dumped at sea
H03.02.01	non-synthetic compound contamination
H03.02.02	synthetic compound contamination
H03.02.03	radionuclide contamination
H03.02.04	introduction of other substances (e.g. liquid, gas)
H03.03	marine macro-pollution (i.e. plastic bags, styrofoam)
H04	air pollution, air-borne pollutants
H04.01	acid rain
H04.02	nitrogen-input
H04.03	other air pollution
H05	soil pollution and solid waste (excluding discharges)
H05.01	garbage and solid waste
H06	excess energy
H06.01	noise nuisance, noise pollution
H06.01.01	point source or irregular noise pollution
H06.01.02	diffuse or permanent noise pollution
H06.02	light pollution
H06.03	thermal heating of water bodies
H06.04	electromagnetic changes
H06.05	seismic exploration, explosions
H07	other forms of pollution
I	invasive, other problematic species and genes
I01	invasive non-native species
I02	problematic native species
I03	introduced genetic material, gmo
I03.01	genetic pollution (animals)
I03.02	genetic pollution (plants)
J	natural system modifications
J01	fire and fire suppression
J01.01	burning down
J01.02	suppression of natural fires
J01.03	lack of fires
J02	human induced changes in hydraulic conditions
J02.01	landfill, land reclamation and drying out, general
J02.01.01	polderisation

Code	Bezeichnung
J02.01.02	reclamation of land from sea, estuary or marsh
J02.01.03	infilling of ditches, dykes, ponds, pools, marshes or pits
J02.01.04	recultivation of mining areas
J02.02	removal of sediments (mud...)
J02.02.01	dredging/removal of limnic sediments
J02.02.02	estuarine and coastal dredging
J02.03	canalisation & water deviation
J02.03.01	large scale water deviation
J02.03.02	canalisation
J02.04	flooding modifications
J02.04.01	flooding
J02.04.02	lack of flooding
J02.05	modification of hydrographic functioning, general
J02.05.01	modification of water flow (tidal & marine currents)
J02.05.02	modifying structures of inland water courses
J02.05.03	modification of standing water bodies
J02.05.04	reservoirs
J02.05.05	small hydropower projects, weirs
J02.05.06	wave exposure changes
J02.06	water abstractions from surface waters
J02.06.01	surface water abstractions for agriculture
J02.06.02	surface water abstractions for public water supply
J02.06.03	surface water abstractions by manufacturing industry
J02.06.04	surface water abstractions for the production of electricity (cooling)
J02.06.05	surface water abstractions by fish farms
J02.06.06	surface water abstractions by hydro-energy
J02.06.07	surface water abstractions by quarries/open cast (coal) sites
J02.06.08	surface water abstractions for navigation
J02.06.09	surface water abstractions for water transfer
J02.06.10	other major surface water abstractions
J02.07	water abstractions from groundwater
J02.07.01	groundwater abstractions for agriculture
J02.07.02	groundwater abstractions for public water supply
J02.07.03	groundwater abstractions by industry
J02.07.04	groundwater abstractions by quarries/open cast (coal) sites
J02.07.05	other major groundwater abstractions from groundwater for agriculture
J02.08	raising the groundwater table/artificial recharge of groundwater
J02.08.01	discharges to groundwater for artificial recharge purposes
J02.08.02	returns of groundwater to gwb from which it was abstracted
J02.08.03	mine water rebound
J02.08.04	other major groundwater recharge
J02.09.	saltwater intrusion of groundwater

Code	Bezeichnung
J02.09.01	saltwater intrusion
J02.09.02	other intrusion
J02.10	management of aquatic and bank vegetation for drainage purposes
J02.11	siltation rate changes, dumping, depositing of dredged deposits
J02.11.01	dumping, depositing of dredged deposits
J02.11.02	other siltation rate changes
J02.12	dykes, embankments, artificial beaches, general
J02.12.01	sea defence or coast protection works, tidal barrages
J02.12.02	dykes and flooding defence in inland water systems
J02.13	abandonment of management of water bodies
J02.14	altered water quality due anthropogenic changes in salinity
J02.15	other human induced changes in hydraulic conditions
J03	other ecosystem modifications
J03.01	reduction or loss of specific habitat features
J03.01.01	reduction of prey availability (including carcasses)
J03.02	anthropogenic reduction of habitat connectivity
J03.02.01	reduction in migration/migration barriers
J03.02.02	reduction in dispersal
J03.02.03	reduction in genetic exchange
J03.03	reduction, lack or prevention of erosion
J03.04	applied (industrial) destructive research
K	natural biotic and abiotic processes (without catastrophes)
K01	abiotic (slow) natural processes
K01.01	erosion
K01.02	silting up
K01.03	drying out
K01.04	submersion
K01.05	soil salinization
K02	biocenotic evolution, succession
K02.01	species composition change (succession)
K02.02	accumulation of organic material
K02.03	eutrophication (natural)
K02.04	acidification (natural)
K03	interspecific faunal relations
K03.01	competition (fauna)
K03.02	parasitism (fauna)
K03.03	introduction of disease (microbial pathogens)
K03.04	predation
K03.05	antagonism arising from introduction of species
K03.06	antagonism with domestic animals
K03.07	other forms of interspecific faunal competition
K04	interspecific floral relations

Code	Bezeichnung
K04.01	competition (flora)
K04.02	parasitism (flora)
K04.03	introduction of disease (microbial pathogens)
K04.04	lack of pollinating agents
K04.05	damage by herbivores (including game species)
K05	reduced fecundity/genetic depression
K05.01	reduced fecundity/genetic depression in animals (inbreeding)
K05.02	reduced fecundity/genetic depression in plants (incl. endogamy)
K06	other forms or mixed forms of interspecific floral competition
L	geological events, natural catastrophes
L01	volcanic activity
L02	tidal wave, tsunamis
L03	earthquake
L04	avalanche
L05	collapse of terrain, landslide
L06	underground collapses
L07	storm, cyclone
L08	inundation (natural processes)
L09	fire (natural)
L10	other natural catastrophes
M	climate change
M01	changes in abiotic conditions
M01.01	temperature changes (e.g. rise of temperature & extremes)
M01.02	droughts and less precipitations
M01.03	flooding and rising precipitations
M01.04	ph-changes
M01.05	water flow changes (limnic, tidal and oceanic)
M01.06	wave exposure changes
M01.07	sea-level changes
M02	changes in biotic conditions
M02.01	habitat shifting and alteration
M02.02	desynchronisation of processes
M02.03	decline or extinction of species
M02.04	migration of species (natural newcomers)
U	unknown threat or pressure
X	no threats or pressures
XE	threats and pressures from outside the eu territory
XO	threats and pressures from outside the member state

Anhang 6: Biotoptypentrends

		Früherer Trend 1950–2005				Aktueller Trend 2001–2012				Zukünftiger Trend 2015–2050		
EUNIS-Biotoptyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust		Flächenentwicklung				Flächenentwicklung		
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar
C1	Surface standing waters	–9	0	–7	0	Zahlreiche inkludierte Biotoptypen mit starken Qualitäts- und Flächenverlusten, andere flächenmäßig große Biotoptypen innerhalb dieser EUNIS-Kategorie sind stabil oder zunehmend	0	Kein Biotoptyp direkt zugeordnet	54.599	0	0	Kein Anhaltspunkt für erhebliche Flächenänderung
C1.3	Permanent eutrophic lakes, ponds and pools	–9	0	–7	0	Zahlreiche inkludierte Biotoptypen mit starken Qualitäts- und Flächenverlusten, andere flächenmäßig große Biotoptypen innerhalb dieser EUNIS-Kategorie sind stabil oder zunehmend	0	Trend bei inkludierten Typen nicht bekannt	2.430	0	0	Hier sind viele verschiedene Biotoptypen inkludiert; Abnahme ist nur bei speziellen Typen zu erwarten, insgesamt keine Abnahme
C1.4	Permanent dystrophic lakes, ponds and pools	–7	0	–5	0	Abgesehen von Teichen und Weihern der Hochlagen verbreitet Flächen- und Qualitätsverluste	0	Aktuell Stabilität bei Biotopfläche	68	0	0	Eutrophierung durch Nährstoffeintrag über Luftpfad zu erwarten, aber keine Flächenänderung
C2	Surface running waters	–9	0	–7	0	Nahezu Totalverlust bei den inkludierten Typen „Mäandrierender Hügellandfluss“ und „Pendelnder Hügellandfluss“, daneben sind Oberflächengewässertypen inkludiert, die an Fläche zunehmen	0	Sehr viele verschiedene Biotoptypen, Abnahme nur bei speziellen Typen, Haupttypen nicht inkludiert	21.036	0	0	Verbreitet Qualitätsverluste durch Aufstau, allerdings Verbesserung der Wasserqualität, in toto Fläche stabil
C2.1	Springs, spring brooks and geysers	–9	0	–7	–3	Generell Qualitäts- und Flächenverluste	0	Flächentrend von 2001 bis 2010 unbekannt	75	–3	–22	Weitere Verluste durch Verbau zu erwarten
C3	Littoral zone of inland surface waterbodies	–10	0	–10	–2	Generell Qualitätsverluste, manche inkludierten Biotoptypen regional vollständig verloren	0	Keiner der Typen hier einordenbar	3.266	0	0	Weitere Degradation der Ufer im Zuge des Ausbaus erneuerbarer Energien zu erwarten, allerdings nur bei einzelnen Typen in einem Ausmaß, der den Kriterien genügt
C3.2	Water-fringing reedbeds and tall helophytes other than canes	–10	0	–10	–2	Konsistente Qualitätsverluste, Flächenverluste in unterschiedlichem Ausmaß	0	Kein Biotoptyp direkt zugeordnet	8.963	0	0	Geringe Verluste, Zuwachs an den Seewinkel-Lacken, Änderung nicht im einem Ausmaß, das die Kriterien erfüllen würde
C3.5	Periodically inundated shores with pioneer and ephemeral vegetation	–9	–3	–7	–4	Konsistent mäßiger bis hoher Flächen- und Qualitätsverlust	–3	Rückgang der Uferlebensräume an Alpenflüssen, bei anderen Typen Trend nicht bekannt	1.709	–3	–513	Weiterer Verbau der Alpenflüsse und Bäche zu erwarten (Gewinnung erneuerbarer Energie)

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
D1	Raised and blanket bogs	–7	–3	–7	–3	Durchwegs Flächen- und Qualitätsverlust	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	181	–6	–109	Weitere Flächen- und Qualitätsverluste durch Klimawandel (Austrocknung der Sphagnum-Moose in Trockenperioden im Sommer) und Drainagierung, Prognostizierte Verluste bis 2060 durchwegs größer als 50 % (ESSL et al. 2012)	
D1.1	Raised bogs	–7	–3	–5	–3	Flächen- und Qualitätsverluste in allen Regionen Österreichs	0	Flächendeckung derzeit stabil (natürliche Moore) oder unbekannt (degradierte Moore)	3.594	–6	–2.156	Weitere Flächen- und Qualitätsverluste durch Klimawandel (Austrocknung der Sphagnum-Moose in Trockenperioden im Sommer) und Drainagierung, Prognostizierte Verluste bis 2060 durchwegs größer als 50 % (ESSL et al. 2012)	
D1.12	Damaged, inactive bogs	–7	–3	–5	–3	Flächen- und Qualitätsverluste in allen Regionen Österreichs	0	Keine Angaben	302	–9	–272	Fast Totalverlust durch Klimawandel (Austrocknung der Sphagnum-Moose in Trockenperioden im Sommer) wurde prognostiziert, der seit 1950 beobachtete Trend verstärkt sich (ESSL et al. 2012)	
D1.2	Blanket bogs					Kein Biototyp direkt zugeordnet	0	Keine Flächenänderung	26	–6	–16	Weitere Flächen- und Qualitätsverluste durch Klimawandel und Drainagierung zu erwarten.	
D2	Valley mires, poor fens and transition mires	–8	0	–5	0	Abgesehen von einigen inkludierten Quellflurtypen durchwegs Flächen- und Qualitätsverluste	0	Keine Angaben	1.283	–1	–128	Bei einigen Typen starke Rückgänge prognostiziert, bei anderen wenig Änderung (ESSL et al. 2012)	
D2.3	Transition mires and quaking bogs	–7	0	–5	0	Nur bei manchen Quellfluren Stabilität, ansonsten Flächen- und Qualitätsverluste in allen Regionen	–3	Verluste bei inkludierten Biototypen in der alpinen Region seit 2001, in der kontinentalen Region seit 1989	1.634	–3	–490	Laut ESSL et al. (2012) deutliche Verluste prognostiziert; unter 50 % bei Schwinggrasen, über 50 % bei Übergangsmooren durch den Klimawandel	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
D4	Base-rich fens and calcareous spring mires	–10	0	–10	0	Bei Quellfluren der Hochlagen Stabilität, ansonsten teils massive Flächen- und Qualitätsverluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	1.414	0	0	Nach ESSL et al. (2012) sind in den inkludierten Moortypen die geringsten Verluste zu erwarten (< 10 % bis 2060)	
D4.1	Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks					Keine Biototypen direkt inkludiert.	0	Der Flächentrend von 2001 bis 2010 ist unbekannt	1.480	0	0	Laut ESSL et al. (2012) bewegen sich die voraussichtlichen Verluste für den Zeitraum 2015 bis 2060 gegenüber heute im Bereich von < 10 %	
D4.2	Basic mountain flushes and stream-sides, with a rich arctic-montane flora	–10	0	–10	0	Stabilität bei den Quellfluren der Hochlagen, deutliche Flächen und Qualitätsverluste anderswo.	–3	Flächenverlust in inkludiertem Biototyp	4.063	–3	–1.219	Weitere deutliche Verluste manch inkludierter Biototypen zu erwarten	
D4.22	Alpine riverine [<i>Carex maritima</i>] ([<i>Carex incurva</i>]) swards	–3	–3	–3	–3	Konsistente Flächen- als auch Qualitätsverluste.	–3	Flächenverlust von 2001 bis 2012	13	–3	–4	Gletscherrückgänge führen auch weiter zu verstärktem Flächenverlust	
D5	Sedge and reedbeds, normally without free-standing water	–7	0	–5	–2	Bei den meisten inkludierten Typen (regionale) Flächen- und Qualitätsverluste.	0	Keine inkludierten Biototypen	3.166	0	0	Weitere Verluste in mäßigem Ausmaß möglich, erfüllen jedoch nicht die Kriterien	
D5.1	Reedbeds normally without free-standing water					Keine eindeutige Zuordnung.	0	Keine eindeutige Zuordnung	25	0	0	Kein deutlicher Trend ableitbar, stellenweise sind Zunahmen zu beobachten, beispielsweise im Seewinkel	
D5.2	Beds of large sedges normally without free-standing water	–7	0	–5	–2	Kein bis mäßiger Flächenverlust, mäßiger Qualitätsverlust.	0	Keine Änderungen beobachtet	491	0	0	Aus historischen Biototypenentwicklungen wären weitere Abnahmen zu extrapolieren, allerdings prognostizieren ESSL et al. (2012) für wasser-gesättigte Feuchtstandorte eher geringe Abnahmen	
E1	Dry grasslands	–10	0	–10	0	Je nach inkludiertem Typ mäßige Rückgänge bis hin zu Totalverlust	0	Keine zugeordneten Biototypen	844	–3	–253	Aufgrund ungebrochener Trends (Nutzungsaufgabe, Sukzession) sind weitere Verluste zu erwarten	
E1.1	Inland sand and rock with open vegetation					Keine direkt zugeordneten Biototypen	0	Kein negativer Trend 2001–2012	86	–3	–26	Weitere Sukzession und Aufgabe der Flächennutzung zu erwarten	

		Früherer Trend 1950–2005				Aktueller Trend 2001–2012				Zukünftiger Trend 2015–2050		
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust		Flächenentwicklung				Flächenentwicklung		
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar
E1.12	Euro-Siberian pioneer calcareous sand swards	–9	–9	–7	–7	Massive Flächen- und Qualitätsverluste seit 1950	0	Keine zugeordneten Typen	316	–9	–285	Keine Anzeichen für einen Bruch des andauernden Trends, ein Totalverlust durch Sukzession bis 2050 erscheint möglich
E1.2	Perennial calcareous grassland and basic steppes	–10	–3	–10	–4	Starke Flächen- und Qualitätsverluste, regional Totalverlust	0	Bei den meisten der inkludierten Typen ist aktuell kein Rückgang feststellbar	9.033	–3	–2.710	Weitere Rückgänge sind zu erwarten
E1.22	Arid subcontinental steppic grassland ([Festucion valesiaca])	–5	0	–4	0	In den meisten Regionen mäßige Verluste an Fläche und Qualität	–3	In der kontinentalen Region Abnahmen	235	–3	–71	Es gibt keine Anhaltspunkte für einen Trendbruch
E1.23	Meso-xerophile subcontinental meadow-steppes ([Cirsio-Brachypodium])	–7	–3	–5	–4	Deutliche Verluste bei allen inkludierten Biototypen	–3	In der kontinentalen Region Abnahmen	504	–3	–151	Es gibt keine Anhaltspunkte für einen Trendbruch
E1.24	Central alpine arid grassland ([Stipo-Poion])					Kein Biototyp direkt zugeordnet	0	Fläche ohne Veränderung	9	–3	–3	Aufgabe der Bewirtschaftung führt zu weiterer Sukzession
E1.26	Sub-Atlantic semi-dry calcareous grassland					Keine zugeordneten Biototypen	0	Fläche von 2001 bis 2012 ohne Veränderung	1.068	–3	–320	Aufgabe der Bewirtschaftung führt zu weiterer Sukzession
E1.27	Sub-Atlantic very dry calcareous grassland	–5	–3	–4	–3	Mäßige Rückgänge in Flächengröße und Qualität	0	Aktuell keine Abnahme	373	–3	–112	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten
E1.29	[Festuca pallens] grassland					Kein zugeordneter Biototyp.	0	Kein zugeordneter Biototyp	223	–3	–67	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten
E1.2B	Serpentine steppes	–7	–3	–5	–3	Mäßige Rückgänge in Flächengröße und Qualität ausgewiesen	0	Kein zugeordneter Biototyp	49	–3	–15	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen zu erwarten
E1.2C	Pannonic loess steppic grassland	–7	–7	–6	–6	Starke Rückgänge in Flächengröße, noch stärkere in Qualität ausgewiesen	0	Keine Änderung	34	–6	–20	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin deutliche Abnahmen zu erwarten

Früherer Trend 1950–2005						Aktueller Trend 2001–2012				Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust		Flächenentwicklung				Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
E1.7	Closed non-Mediterranean dry acid and neutral grassland					Kein Biototyp direkt zugeordnet	–3	Sowohl in der alpinen als auch in der kontinentalen Region sind Flächenverluste ausgewiesen	3.003	–3	–901	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten	
E1.76	Dry sub-continental acid steppic grasslands					Kein zugeordneter Biototyp	0	Kein zugeordneter Biototyp	100	–3	–30	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten	
E1.83 1	Iberian montane [Nardus stricta] swards					Kein zugeordneter Biototyp	0	Kein zugeordneter Biototyp	3	–3	–1	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten	
E1.9	Open non-Mediterranean dry acid and neutral grassland, including inland dune grassland	–5	–3	–4	–3	Mäßige Rückgänge in Flächengröße und Qualität ausgewiesen	–3	Flächenverlust 2001 bis 2012	40	–3	–12	Kein Bruch des längerfristigen Trends, es sind weiterhin Abnahmen durch Sukzession zu erwarten	
E1.99	Pannonic inland dunes	–10	–9	–10	–7	Massive Flächen- und Qualitätsverluste bis hin zu regionalem Totalverlust	–3	Flächenverlust 2001 bis 2012	179	–9	–161	Totalverlust bis 2050 ziemlich wahrscheinlich	
E1.D	Unmanaged xeric grassland					Kein zugeordneter Biototyp	0	Kein zugeordneter Biototyp	20	–3	–6	Verbuschung, Überdüngung, weiterhin negativer Trend	
E2	Mesic grasslands	–10	0	–10	0	Je nach inkludiertem Typ Totalverlust bis stabile Verhältnisse	0	Kein zugeordneter Biototyp	175.868	–1	–17.587	Aufgabe der Weidewirtschaft und weiter andauernde Sukzession	
E2.1	Permanent mesotrophic pastures and aftermath-grazed meadows					Kein zugeordneter Biototyp	0	Kein zugeordneter Biototyp	57.807	–1	–5.781	Aufgabe der Weidewirtschaft und weiter andauernde Sukzession	
E2.2	Low and medium altitude hay meadows	–10	–3	–10	–3	Teils massive Flächen- und Qualitätsverluste	–3	Flächenverluste sowohl in der Periode 2001–2012 als auch in der Periode 1989–2012	255.459	–3	–76.638	Fortsetzung der Trends ist zu erwarten	
E2.3	Mountain hay meadows	–9	0	–7	0	Teils deutliche Flächen- und Qualitätsverluste	–3	Flächenverluste sowohl in der Periode 2001–2012 als auch in der Periode 1989–2012	3.318	–3	–996	Fortsetzung der Trends ist zu erwarten	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
E2.6	Agriculturally-improved, re-seeded and heavily fertilised grassland, including sports fields and grass lawns	–7	0	–5	0	Negative Trends bezüglich Fläche und Qualität bei einigen inkludierten Biototypen	0	Kein zugeordneter Biototyp	465.085	1	46.508	Mehrmähdige Intensivwiesen nehmen österreichweit zu (RÜDISSE et al. 2011; KÖNIG et al. 2015)	
E3	Seasonally wet and wet grasslands	–9	–3	–7	–3	Deutliche Verluste	0	Kein zugeordneter Biototyp	1.820	–3	–546	Weitere Abnahmen durch Nutzungsaufgabe und Verbrachung zu erwarten	
E3.4	Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland	–8	–3	–5	–3	Mäßige bis deutliche Verluste	0	Keine Flächenänderung von 2001 bis 2012	1.410	–3	–423	Nutzungsaufgabe, Trockenlegung, Sukzession, daher sind weiterhin Verluste zu erwarten	
E3.5	Moist or wet oligotrophic grassland	–9	–3	–6	–3	Deutliche Flächen- und Qualitätsverluste	–3	Flächenverluste in alpiner und kontinentaler Region	4.745	–3	–1.423	Nutzungsaufgabe, Trockenlegung, Sukzession, daher sind weiterhin Verluste zu erwarten	
E4	Alpine and subalpine grasslands	–7	0	–3	0	Bei vielen inkludierten Biototypen stabile Verhältnisse, bei einigen Rückgang	0	Keine zugeordneten Biototypen	44.219	–1	–4.422	Verwaltung, Ansteigen der Baumgrenze, Nutzungsaufgabe von Almen werden zu Rückgang beitragen	
E4.3	Acid alpine and subalpine grassland	–2	0	–2	0	Geringe Abnahme der Fläche und Qualität	–3	Flächenverluste bei Borstgrasrasen	404.748	–1	–40.475	Abnahme durch Verwaltung und Nutzungsaufgabe zu erwarten, aber durch die enorme aktuelle Fläche prozentuell nicht sehr bedeutsam	
E4.5	Alpine and subalpine enriched grassland	–2	0	–3	0	Geringe bis mäßige Abnahme der Fläche und Qualität	0	Keine zugeordneten Biototypen	186.589	–1	–18.659	Beweidungsaufgabe, Klimawandel führt zu Flächenrückgängen.	
E5.4	Moist or wet tall-herb and fern fringes and meadows	–7	0	–4	0	Mäßige Flächen- und Qualitätsverluste.	0	Fläche in der alpinen Region stabil, in der kontinentalen Region unbekannt	878	–1	–88	Abnahme bei natürlichen Biototypen, Zunahme bei Neophytenfluren	
E5.5	Subalpine moist or wet tall-herb and fern stands	0	0	0	0	Keine dokumentierten Flächen und Qualitätsverluste.	0	Fläche in der alpinen Region stabil, in der kontinentalen Region unbekannt	370	3	111	Im Zuge des Klimawandels und der Verwaltung von Almen sind mäßige Zunahmen zu erwarten.	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
E6.2	Continental inland salt steppes	–7	–3	–5	–3	Etliche Flächen- und Qualitätsverluste bei allen inkludierten Biototypen	–3	Dokumentierte Flächenverluste	3.279	–6	–1.967	Der Rückgang der Flächen wird sich verschärfen. Ein WWF-Projekt zur Stabilisierung des Grundwasserpegels im Seewinkel konnte nicht realisiert werden. Die Verschilfung schreitet voran, wo keine Beweidungsprogramme implementiert werden konnten. Beweidungsprogramme und Nationalpark-Pflege verhindern einen Totalverlust, allerdings sind weiter substanzielle Flächenverluste bis 2050 deutlich absehbar.	
E7	Sparsely wooded grasslands					Kein Biototyp direkt zugeordnet	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	3	–3	–1	Verwaltung, Nutzungsaufgabe	
F2	Arctic, alpine and subalpine scrub	–3	0	–3	0	Bei manchen inkludierten Biototypen starke Abnahmen, insgesamt eher Stabilität	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	291.290	1	29.129	Verbuschung der alpinen Zwergstrauchheiden und Wanderung der Waldgrenze als Folge des Klimawandels, allerdings ist die Rate, mit der <i>Pinus mugo</i> in diese Lebensräume vordringt, sehr gering (DULLINGER et al. 2004)	
F2.2	Evergreen alpine and subalpine heath and scrub	–3	0	–3	0	Bei manchen inkludierten Biototypen starke Abnahmen, insgesamt eher Stabilität	0	Im Zeitraum 2001–2012 keine Änderung, von 1989 bis 2012 Zunahme	85.845	1	8.584	Verbuschung der alpinen Zwergstrauchheiden und Wanderung der Waldgrenze als Folge des Klimawandels, allerdings ist die Rate, mit der <i>Pinus mugo</i> in diese Lebensräume vordringt, sehr gering (DULLINGER et al. 2004)	
F2.3	Subalpine deciduous scrub	–3	0	–3	0	Überwiegend keine Verluste	0	Trend unbekannt	10	0	0	Klimawandel führt einerseits zu Verdrängung durch Wald, andererseits zu Flächenzunahme in alpine Zwergstrauchheiden und alpine Rasen hinein, kein eindeutiger Trend absehbar	

Früherer Trend 1950–2005							Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
F2.4	Conifer scrub close to the tree limit	0	0	0	0	Keine Verluste	0	Fläche von 2001 bis 2012 stabil	5.259	1	526	Laut DULLINGER et al. (2004) langsame Expansion nach oben.	
F3	Temperate and mediterranean-montane scrub	−7	0	−5	0	Bei den meisten inkludierten Biotypen keine Verluste, bei Ginstergebüsch starke Flächen- und Qualitätsverluste	0	Keine inkludierten Biotypen	24.412	3	7.324	Bei den meisten inkludierten Typen sind Zunahmen zu erwarten, da inzwischen überwiegend mit Laubwald aufgeforstet wird.	
F3.1	Temperate thickets and scrub	−3	0	−4	0	Mäßige Verluste	0	Trend unbekannt	41	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar: widerstreitende Triebkräfte	
F3.2	Submediterranean deciduous thickets and brushes					Kein Biotyp direkt zugeordnet	0	Trend unbekannt	1	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar	
F4.2	Dry heaths	−9	0	−7	0	Stabilität, lokal geringe Verluste	0	Trend unbekannt	6	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar	
F8	Thermo-Atlantic xerophytic scrub					Kein Biotyp direkt zugeordnet	0	Kein Biotyp direkt zugeordnet	6	0	0	Ein zukünftiger Trend ist aus den verfügbaren Daten nicht ableitbar	
F9	Riverine and fen scrubs	−10	0	−10	0	Bei Tamariskengebüsch lokal Totalverlust, bei anderen inkludierten Biotypen stabile Verhältnisse	0	Kein Biotyp direkt zugeordnet	2	−1	0	In Summe geringe Verluste, bei manchen inkludierten Biotypen weiter starke Verluste zu prognostizieren	
F9.1	Riverine scrub	−10	0	−10	0	Bei manchen Weidenau-Biotypen Totalverlust; in Summe geringere Verluste	−3	Dokumentierte Verluste bei inkludierten Typen	269	−1	−27	Durch Flussverbau zur Energiegewinnung sind weitere Verluste bei empfindlichen Biotypen zu erwarten	
FB	Shrub plantations	−10	0	−10	0	Unterschiedliche Biotypen inkludiert	0	Kein Biotyp direkt zugeordnet	16.173	3	4.852	Ausbau der Kurzumtriebsplantagen zur Energiegewinnung auf vielen Flächen zu erwarten	
FB.3	Shrub plantations for ornamental purposes or for fruit, other than vineyards	0	0	0	0	Kein Trend dokumentiert	0	Kein Biotyp direkt zugeordnet	12.498	0	0	Keine Daten verfügbar, die einen Trend signalisieren	

		Früherer Trend 1950–2005				Aktueller Trend 2001–2012				Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust		Flächenentwicklung				Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
FB.4	Vineyards	–10	0	–10	0	Inkludierter Biototyp „Bodenbasischer Weingarten mit artenreicher Begleitvegetation“ mit regionalen Totalverlusten	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	41.785	0	0	In Summe wenig Änderungen	
G1	Broadleaved deciduous woodland	–9	0	–7	0	Stabilität bei großflächigen Laubwaldtypen, starke Verluste bei Waldsaum-Biototypen	0	Keine zugeordneten Biototypen	475.558	1	47.556	Flächenzunahme durch zunehmende Umstellung von Nadelholzanbau auf Laubholzanbau, Verwaltung ehemals genutzter Agrargebiete (RÜDISSETER et al. 2011, KÖNIG et al. 2015, TÖTZER et al. 2009)	
G1.2	Mixed riparian floodplain and gallery woodland	–9	0	–7	0	Teils Stabilität, teils starke Verluste	0	In der kontinentalen Region Stabilität, in der alpinen Region ist der Trend nicht bekannt	45.696	0	0	Eine Tendenz zur Energieholznutzung in der Au ist zu beobachten; dadurch Verluste bei autochthonen Waldbiototypen; im Nationalpark Donauauen Umwandlung der Plantagen in naturnahe Waldgesellschaften	
G1.4	Broadleaved swamp woodland not on acid peat	–9	0	–7	0	Massive Verluste bei naturnahen Erlenbruchwäldern	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	305	–1	–30	Weitere Verschlechterung durch Klimawandel, allerdings aufgrund der guten Durchfeuchtung vermutlich weniger folgenschwer als bei Hochmooren (ESSL et al. 2012)	
G1.5	Broadleaved swamp woodland on acid peat	–5	0	–5	–3	Überwiegend mäßige bis deutliche Verluste, nur in wenigen Regionen Stabilität	3	Zunahme in alpiner und kontinentaler Region	10	–3	–3	Möglicherweise kurzfristige Zunahmen durch Verwaltung von Mooren, Rückgänge wie bei anderen Hochmoortypen sind langfristig insgesamt zu erwarten (ESSL et al. 2012)	
G1.6	[Fagus] woodland	–9	0	–5	0	Teils deutliche Verluste bei manchen Buchenwaldtypen	3	Zunahme in alpiner und kontinentaler Region bei den meisten inkludierten Biototypen	42.512	1	4.251	Neupflanzung überwiegend von Laubwäldern, seit vielen Jahren Verwaltung von Bergwiesen, angesichts großer Fläche allerdings kein bedeutender Zuwachs.	
G1.7	Thermophilous deciduous woodland	–7	0	–7	0	Rückgänge bei den meisten inkludierten Biototypen	3	Zu- und Abnahmen, bei den flächenmäßig größten inkludierten Biototypen Zunahme	3.070	1	307	Zunehmende Verwaltung infolge von Nutzungsaufgabe	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
G1.8	Acidophilous [Quercus]-dominated woodland	–9	–3	–5	–3	Über alle inkludierten Biototypen Rückgänge	0	Keine Trenddaten verfügbar	31	–3	–9	Keine Anzeichen für einen Trendbruch bei den Rückgängen	
G1.A	Meso- and eutrophic [Quercus], [Carpinus], [Fraxinus], [Acer], [Tilia], [Ulmus] and related woodland	–9	0	–5	0	Unterschiede je nach inkludiertem Biototyp	3	Zunahme bei den meisten inkludierten Biototypen	15.255	1	1.526	Tendenziell Zunahme bei den meisten Typen, dem entgegenwirkend Trend zu vermehrter Holznutzung, die manchen Biototyp flächen- mäßig beschneiden kann	
G3	Coniferous woodland	–9	0	–5	0	In der Mehrzahl Stabilität, starke Abnahmen bei einigen inkludierten selteneren Biototypen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	2.753.571	0	0	Verschiedene gegenläufige Trends: (1) weitere Verwaldung von Grünland durch Nutzungsaufgabe, (2) Tendenz zur Umwandlung von Fichtenforsten in Laubwald, (3) Klimawandel verschiebt die Waldgrenze nach oben. Vermutlich keine deutliche Flächenänderung in einer bestimmten Richtung, gegen Ende des 21. Jahrhun- derts Rückgang der Fichte wegen Intoleranz gegen Klimaänderung und Borken- käferbefall (LEXER et al. 2015)	
G3.1	[Abies] and [Picea] woodland	–9	0	–5	0	In der Mehrzahl Stabilität, starke Abnahmen bei einigen inkludierten selteneren Biototypen	–3	Abnahme bei montanen Fichtenwäldern	17.462	0	0	Verschiedene gegenläufige Trends: (1) weitere Verwaldung von Grünland durch Nutzungsaufgabe, (2) Tendenz zur Umwandlung von Fichtenforsten in Laubwald, (3) Klimawandel verschiebt die Waldgrenze nach oben. Vermutlich keine deutliche Flächenänderung in einer bestimmten Richtung, gegen Ende des 21. Jahrhun- derts Rückgang der Fichte wegen Intoleranz gegen Klimaänderung und Borken- käferbefall (LEXER et al. 2015)	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
G3.2	Alpine [Larix] – [Pinus cembra] woodland	–3	0	–3	0	Lokal geringe Verluste	3	Zunahme	15.896	3	4.769	Zunahme durch Verschiebung der Waldgrenze	
G3.3	[Pinus uncinata] woodland	0	0	–2	–2	Keine Flächenänderung, geringe Qualitätsverluste	0	Keine Änderung	540	0	0	Keine Anhaltspunkte für Änderung; möglicherweise Beeinträchtigung in Mooren	
G3.4	[Pinus sylvestris] woodland south of the taiga	–7	0	–5	0	Verluste bei kleinflächigeren inkludierten Biototypen	0	Kein Trend bekannt	155	0	0	Kein Trend abseh- oder begründbar	
G3.5	[Pinus nigra] woodland	–3	0	–3	0	Allenfalls geringfügige lokale Verluste	0	Keine Änderung	708	0	0	Kein Trend abseh- oder begründbar	
G3.D	Boreal bog conifer woodland	–9	–2	–4	–2	Regional starke Flächenverluste	3	Zunahme in alpiner und kontinentaler Region	1.052	1	105	Zunahme durch Moorverwaltung, Ausmaß und Dauerhaftigkeit des Trends unklar	
G3.E	Nemoral bog conifer woodland					Kein Biototyp direkt zugeordnet	3	Zunahme in alpiner und kontinentaler Region	96	1	10	Zunahme durch Moorverwaltung, Ausmaß und Dauerhaftigkeit des Trends unklar.	
G3.F	Highly artificial coniferous plantations	0	0	0	0	Keine Änderungen dokumentiert	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	49.479	0	0	Kein Trend ableitbar	
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland					Keine Änderungen dokumentiert	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	513.236	1	51.324	Wegen der Borkenkäferanfälligkeit der Fichte mittelfristig Tendenz zur Mischwald-Zunahme (LEXER et al. 2015)	
G5	Lines of trees, small anthropogenic woodlands, recently felled woodland, early-stage woodland and coppice	–7	0	–5	0	Keine Änderungen dokumentiert	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	71.141	3	21.342	Infolge des Trends zu Kurzumtriebsplantagen ist eine deutliche Zunahme in Zukunft zu erwarten	
G5.1	Lines of trees	–7	0	–5	0	Verluste bei manchen inkludierten Biototypen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	669	–1	–67	Kein Trendbruch erkennbar, aber Verluste begrenzt	
G5.7	Coppice and early-stage plantations	0	0	0	0	Keine dokumentierten Flächen- und Qualitätsverluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	962	9	865	Tendenz zum Energieholzanbau, Verwaltung von Grünland	

		Früherer Trend 1950–2005				Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust		Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar
H1.2	Cave interiors	–3	0	–3	0	Leichte Verluste bei Halbhöhlen und Balmen	0	Keine Änderungen	12	0	0	Keine Anhaltspunkte für Änderungen.
H2.3	Temperate-montane acid siliceous screes	–2	0	0	0	Allenfalls regional leichte Flächenverluste	0	Kein Trend dokumentiert oder Trend unklar	9.096	0	0	Keine Anhaltspunkte für Flächenveränderungen
H2.4	Temperate-montane calcareous and ultra-basic screes	0	0	0	0	Keine Änderungen	0	Keine Änderungen	12.858	0	0	Keine Anhaltspunkte für Flächenveränderungen
H2.6	Calcareous and ultra-basic screes of warm exposures	–5	–2	–2	0	Regional mäßige Flächenverluste und teilweise auch Qualitätsverluste	0	Keine Änderungen	405	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen
H3	Inland cliffs, rock pavements and outcrops	–5	0	–4	0	Bei einzelnen inkludierten Biototypen regional Verluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	202.027	0	0	Keine Indizien für einen Trend
H3.1	Acid siliceous inland cliffs	–3	0	–3	0	Allenfalls regional biototypenspezifische Verluste	0	Keine Änderung	2.891	0	0	Kein Trend ableitbar
H3.2	Basic and ultra-basic inland cliffs	–3	0	–3	0	Allenfalls regional biototypenspezifische Verluste	0	Keine Änderung	13.721	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen
H3.5	Almost bare rock pavements, including limestone pavements	–2	0	0	0	Allenfalls regional geringe Verluste	0	Keine Änderung	6.643	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen
H3.6	Weathered rock and outcrop habitats	0	0	0	0	Keine Änderung	0	Kein Trend bekannt	137	0	0	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen
H4	Snow or ice-dominated habitats	–7	–3	–3	–3	Deutliche Verluste in Fläche und Qualität	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet.	2.472	–3	–742	Weitere Gletscherabnahme durch den Klimawandel
H4.2	Ice caps and true glaciers	–7	–3	–3	–3	Deutliche Verluste in Fläche und Qualität	–3	Deutliche Verluste	35.192	–6	–21.115	Starke Flächenverluste bis 2050, regional Totalverlust
H5	Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation	–7	0	–5	0	Verluste in unterschiedlichem Ausmaß.	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	3.967	1	397	Keine Anhaltspunkte für deutliche Flächenveränderungen, aber wohl Zunahme wegen ungebrochenem Trend beim Siedlungsbau

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
I1	Arable land and market gardens	–10	0	–10	0	Sehr starke Verluste bei manchen inkludierten Biototypen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	274.986	–1	–27.499	Von einer weiteren Abnahme der Agrarfläche ist insbesondere durch Versiegelung auszugehen	
I1.1	Intensive unmixed crops	–10	0	–10	0	Sehr starke Verluste bei manchen inkludierten Biototypen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	1.252.852	–1	–125.285	Abnahme der Fläche durch Versiegelung, Nutzungsaufgabe (KÖNIG et al. 2015)	
I1.2	Mixed crops of market gardens and horticulture	–2	0	0	0	Allenfalls geringe Verluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	609	0	0	Keine Tendenz erkennbar	
I2	Cultivated areas of gardens and parks	–2	0	–2	0	Allenfalls geringe Verluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	7.866	3	2.360	Keine Tendenz unmittelbar erkennbar, als Folge weiterer Siedlungstätigkeit aber Zunahme dieses Biototyps	
I2.2	Small-scale ornamental and domestic garden areas	0	0	0	0	Kein Trend ausgewiesen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	28	1	3	Keine Tendenz unmittelbar erkennbar, als Folge weiterer Siedlungstätigkeit vermutlich Zunahme dieses Biototyps	
J1	Buildings of cities, towns and villages					Nicht eingestuft	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	148.307	3	44.492	Klarer Trend zu weiterer Flächenzunahme für Siedlungen und Flächenversiegelung	
J2	Low density buildings	–3	–3	–3	–3	Die meisten inkludierten Biototypen wurden nicht eingestuft, beim Biototyp „Ruine“ Flächen- und Qualitätsverluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	151.148	3	45.344	Klarer Trend zu weiterem Siedlungsbau und Flächenversiegelung	
J3	Extractive industrial sites	0	0	–2	–2	Keine Flächenverluste ausgewiesen	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	6.353	1	635	Trend zu weiterer Rohstoffentnahme	
J4	Transport networks and other constructed hard-surfaced areas	–3	–3	–3	–3	Verluste beim inkludierten Biototyp „Unbefestigte Straße“, die anderen inkludierten Typen nicht eingestuft	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	21.913	3	6.574	Trend zu weiterem Verkehrswegebau und ungebrochener Trend der Versiegelung (20 ha/d)	
J5	Highly artificial man-made waters and associated structures					Kein Biototyp direkt zugeordnet	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	5	1	1	Klar positiver Trend, der wohl anhalten wird (Wasserkraftausbau für die Energiewende), im Ausmaß aber wohl nicht die höhere Stufe erreichend, das das diesbezügliche Ausbaupotenzial begrenzt ist	

		Früherer Trend 1950–2005					Aktueller Trend 2001–2012			Zukünftiger Trend 2015–2050			
EUNIS-Biototyp		Flächenverlust		Qualitätsverlust			Flächenentwicklung			Flächenentwicklung			
Code	Name	von	bis	von	bis	Kommentar	Wert	Kommentar	Fläche 2015 (ha)	Trend	Änderung (ha)	Kommentar	
J6	Waste deposits					Kein zugeordneter Biototyp wurde eingestuft	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	216	0	0	Keine Daten verfügbar, die auf eine Veränderung schließen lassen	
X04	Raised bog complexes					Kein zugeordneter Biototyp	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	149	–6	–89	Laut ESSL et al. (2012) deutliche Verluste prognostiziert	
X09	Pasture woods (with a tree layer overlying pasture)	–7	–3	–5	–3	Deutliche Verluste	0	Kein Biototyp direkt zugeordnet	38.882	–3	–11.665	Ein Trendbruch ist nicht erkennbar, infolge Aufgabe der extensiven Beweidung sind weitere deutliche Verluste zu erwarten.	

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

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

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

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Welche österreichweiten Trends zeigen sich bei den Schutzmaßnahmen für die biologische Vielfalt, beim Zustand der Biodiversität und bei Gefährdungsfaktoren? Welche Trends sind bei Biotoptypen-Flächen zu verzeichnen?

Der Bericht beantwortet diese Fragen und gibt einen Überblick über die Situation der Biodiversität in Österreich. Die Ergebnisse zeigen, dass die derzeitigen Schutzmaßnahmen nicht ausreichen, um eine umfassende Verbesserung des Zustandes der biologischen Vielfalt zu erreichen, obwohl manche negativen Trends gestoppt wurden.

Insbesondere hydrologische Veränderungen sowie land- und forstwirtschaftliche Nutzungen gefährden weiterhin die Biodiversität. Diesem österreichweiten Muster entsprechen auch die Ergebnisse der beiden Fallstudien zur Entwicklung der Großtrappe (*Otis tarda*) in Ostösterreich sowie der Salzlacken im Seewinkel.