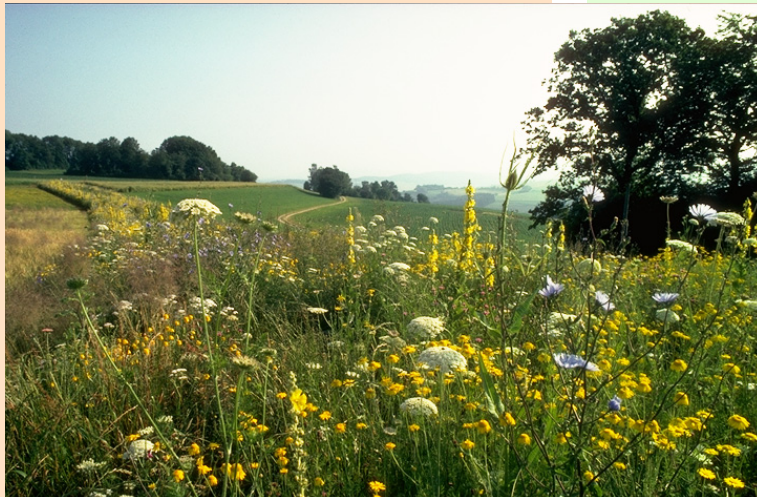


Evaluation der Ökomassnahmen

Bereich Biodiversität



Herausgeber:
Felix Herzog und Thomas Walter



Impressum

Evaluation der Ökomassnahmen: Bereich Biodiversität

Autorennen und Autoren

Stéphanie Aviron¹, Franz Bigler¹, Simon Birrer², Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Jacques Derron³, Suzanne Dreier¹, Peter Duelli⁴, Lisa Eggenschwiler¹, Felix Herzog¹, Daniela Heynen², Sebastian Hoehstetter¹, Gabriela Hofer¹, Otto Holzgang², Katja Jacot¹, Philippe Jeanneret¹, Dorothea Kampmann¹, Marc Kéry², Iris Klaus¹, David Kleijn⁵, Eva Knop¹, Lukas Kohli², Andrea Kühne¹, Henryk Luka⁶, Barbara Oberholzer¹, Martin K. Obrist⁴, Lukas Pfiffner⁶, Sarah Pearson⁷, Stefano Pozzi⁷, Olivier Roux⁸, Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Martin Spiess², Thomas Walter¹, Emmanuel Wermeille, Matthias Wolf¹

Mitarbeit

Lebensrauminventare und Nutzungskartierungen: Reto Beck², Ursula Bornhauser-Sieber², Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Hans Conradin¹, David Finger², Beat Frehner², Manuel Freiburghaus², Roman Graf², Daniela Heynen², Gabriele Hilke Peter², Michael Hock², Petra Horch², Monika Höltschi², Philippe Jeanneret¹, Philipp Kästli², Iris Klaus¹, Lukas Kohli², Andrea Koller², Paul Külling², Didier Lindegger, Wolfgang Linhart², Andrea Lips¹, Christian Marfurt², Nico Meier², Paul Mosimann-Kampe², Nico Müller, Constanze Pawlitzki², Sarah Pearson⁷, Gregor Rössli², Markus Rudin², Martin Schibli², Alexander Schmid, Daniel Schrag¹, Stefan Schröter², Andrea Schukraft², Beatrice Schüpbach¹, Martin Spiess², Jacques Studer², Mathias Tobler, Sandra Tschannen, Thilo Tschersich², Mario Waldburger¹, Matthias Wolf¹ und Karin Zobrist¹

Erfassung ökologischer Ausgleichsflächen, Vegetation, Bewirtschaftung, Boden: Beatrix Amman¹, Claudio Amorošo¹, Daniel Berner¹, Stephan Bosshart¹, Serge Buholzer¹, Francesca Chedda¹, Hans Conradin¹, Suzanne Dreier¹, Lisa Eggenschwiler¹, Beat Fischer¹, Saskia Godat¹, Andreas Grünig¹, Juliet Harding¹, Sebastian Hoehstetter¹, Gabriela Hofer¹, Ellen Hütter Carabias¹, Katja Jacot¹, Bernard Jeangros³, Dorothea Kampmann¹, Iris Klaus¹, Daniel Knecht¹, Lukas Kohli², Gregor Koslovski, Ladislav Koutny¹, Andrea Lips¹, Marion Matter¹, Christoph Meier¹, Jakob Nievergelt¹, Barbara Oberholzer¹, Hansrudolf Oberholzer¹, Sarah Pearson⁷, Yvonne Reischer¹, Gregor Rössli², Christoph Rösli¹, Harald Schott¹, Daniel Schrag¹, Sybille Studer¹, Christa Ulrich¹, Gaby Volkart, Mario Waldburger¹, Christine Weber¹, Frank Wiederkehr¹ und Matthias Wolf¹ // Landwirtschaftsämter der Kantone Aargau, Basel-Landschaft, Bern, Freiburg, Genf, Luzern, St. Gallen, Solothurn, Thurgau, Waadt und Zürich // AckerbaustellenleiterInnen der Gemeinden Aesch, Affoltern am Albis, Alterswil, Altstätten, Arisdorf, Aristau, Baldingen, Bauma, Besenbüren, Bettwiesen, Billens-Hennens, Bougy-Villars, Bretigny s/Morrans, Buttisholz, Chavannes-des-Bois, Coinsins, Combremont-le-Grand, Courlevon, Dierikon, Döttingen, Düringen, Eichberg, Ennetbaden, Ettingen, Gollion, Heinrichswil-Winistorf, Herlisberg, Hildisrieden, Hüntwangen, Iffwil, Kestenholz, Kirchberg, Kirchlindach, Maisprach, Method, Meinier, Münsingen, Müntschemier, Niederwichtlach, Nuvilly, Oberriet, Oberrohrdorf, Oensingen, Pierrafortsch, Pfäffikon, Pratteln, Rafz, Regensberg, Reinach, Roggwil (TG), Rümligen, Ruswil, Schlossrued, Schönenberg (ZH), Schmitten (FR), Selzach, Senarclens, Steinhausen, Tafers, Tegerfelden, Therwil, Treiten, Ursins, Utzenstorf, Villariaz, Wagenhausen, Weinfelden, Wil (ZH), Winkel, Wynigen und Zuzwil // Förster der Gemeinden Eglisau und Rafz

GIS: Stéphanie Aviron¹, Matthias Gfeller¹, Le Yen Ha¹, Gabriele Hilke Peter², Regina Joehli¹, Christian Marfurt², Bruno Meyer², Lis Räber², Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Jonas Winizki¹ und Karin Zobrist¹

Arthropoden: Jörg Affolter¹, Stéphanie Aviron¹, Daniel Berner¹, Gilles Blandenier, Florian Bosshart¹, Stephan Bosshart¹, Stève Breitenmoser⁷, Serge Buholzer¹, Jacques Derron³, Thomas Gerdiil³, Ambros Hänggi⁹, Xaver Heer, Monique Hunziker¹, Philippe Jeanneret¹, Micha Judex¹, Iris Klaus¹, Benjamin Leroy-Beaulieu¹, Henryk Luka⁶, Werner Marggi¹⁰, Sarah Pearson⁷, Béatrice Peter¹, Lukas Pfiffner⁶, Stefano Pozzi⁷, Christoph Rösli¹, Karin Schneider¹, Beatrice Schüpbach¹, Sandrine Seidel³, Martin Spiess², Jaklina Steiger¹, Nazareth Suárez¹, Mario Waldburger¹, Thomas Walter¹, Emmanuel Wermeille, Luzia Widmer¹, Matthias Wolf¹, Reto Zbinden¹ und Karin Zobrist¹

Brutvögel: Raffael Aye², Albert Bassin², Simon Birrer², Ursula Bornhauser-Sieber², Stève Breitenmoser⁷, Marcel Burkhardt², Andrea Capol², Monika Frey², Thomas Gerdiil⁷, Jörg Günther², Daniela Heynen², Petra Horch², Laurent Juillerat², Simon Keller², Wolfgang Linhart², Roland Lüthi², Fredy Madörin², Lukas Merkelbach², Gottfried Oesterheld², Stefano Pozzi⁷, Peter Richterich², Hans Schmid², Manuel Schweizer², Sandrine Seidel⁷, Martin Spiess², Thomas Stalling², Manfred Steffen², Marco Thoma², Thomas Tschopp², Bernard Volet², Martin Weggler² und Niklaus Zbinden²

Feldhasen: René Altermatt, Willy Arber, Heinz Bachmann², Erwin Bandel, Daniela Heynen², René Hürzeler, Markus Jenny², Roman Kistler, Lukas Kohli², Augustin Krämer, Hans Peter Odermatt, Markus Plattner, Ursula Sieber², Daniel Trachsel, Peter Voser und Mario Zanolli

¹ Agroscope FAL Reckenholz

² Schweizerische Vogelwarte, Sempach

³ Agroscope RAC Changins

⁴ WSL

⁵ Wageningen University

⁶ FiBL

⁷ SRVA

⁸ BLW

⁹ Universität Basel

¹⁰ Universität Bern

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Zusammenfassung	7
Zielerreichung	7
Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen.....	9
Fazit und Ausblick.....	12
1 Einleitung	13
Ziele	14
Massnahmen	15
Auftrag und Projektstruktur der Evaluation	16
Aussagekraft und Grenzen der Evaluation	18
Biodiversitätsindikatoren und ökologische Grundlagen der	19
Evaluation	19
Zweck und Aufbau des Berichtes	21
<u>Teil I: Biodiversität und ökologische Ausgleichsflächen</u>	23
2 Artenvielfalt in der Landwirtschaft: Entwicklung und Nutzen	25
Bedeutung der Landwirtschaft für die Flora und Fauna.....	26
Funktionen und Leistungen von Biodiversität	29
Fazit	31
3 Surfaces de compensation écologique: évolution dans le temps et distribution dans l'espace	33
Evolution des SCE depuis leur introduction selon les types	36
Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques et zones de production en 2003	40
Âge des SCE	43
Localisation spatiale des SCE concernant l'exposition, la pente, la distance à la forêt et la distance aux ruisseaux	46
Conclusions	48
<u>Teil II: Evaluationsprogramme im Mittelland</u>	51
4 Untersuchungsgebiete des Mittelland-Monitorings	53
Auswahl der Untersuchungsgebiete	53
Kartierung der ökologischen Ausgleichsflächen	56
Bewertung der Qualität der öAF	57
Brutvögel.....	58
Landnutzung und naturnahe Landschaftselemente	58
Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	59

5	Vegetation der öAF im Mittelland	63
5.1	Grasland.....	63
	Material und Methoden	64
	Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv (Typ 4) genutzte Wiesen	65
	Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b)	71
	Streuflächen (Typ 5)	73
	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	74
5.2	Hecken (Typ 10).....	77
	Material und Methoden	77
	Artenvielfalt und Gehölzstrukturen.....	78
	Potenzial für Qualität nach ÖQV.....	82
	Vergleich angemeldeter und nicht angemeldeter Hecken	82
	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	83
5.3	Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8).....	85
	Material und Methoden	86
	Baumbestand, Baumstrukturen und Pflege	87
	Umfeld und Lage	90
	Vegetation im Unterwuchs.....	91
	Potenzial für Qualität nach ÖQV.....	92
	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	93
5.4	Bunt- und Rotationsbrachen (Typen 7a und 7b).....	97
	Entstehungsgeschichte der Bunt- und Rotationsbrache.....	98
	Dynamische Sukzession.....	98
	Verunkrautung von Bunt- und Rotationsbrachen.....	99
	Tragen Buntbrachen zur Erhaltung seltener Pflanzenarten bei?.....	100
	Erfahrungen mit Brachen in der Praxis.....	101
	Diskussion und Ausblick	102
6	Arthropoden auf öAF im Mittelland	103
	Beschreibung der Fallstudiengebiete	103
	Stichprobenplan.....	107
	Erhebungsmethoden	108
	Kontextdaten.....	110
	Analysemethode	113
6.1	Araignées.....	117
	Richesse en espèces et abondance (diversité α).....	117
	Composition en espèces et assemblages (diversité β).....	122
	Valorisation et Conclusion	130

6.2	Laufkäfer	133
	Einleitung	133
	Arten- und Individuenreichtum	133
	Mittlere Artenzahlen und Abundanzen (α -Diversität)	135
	Einfluss der Biotope und Umweltfaktoren auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (β -Diversität).....	139
	Synthese und Schlussfolgerungen	143
6.3	Papillons diurnes	147
	Nombre d'espèces de papillons diurnes et nombre d'individus dans les SCE et les cultures	147
	Assemblages d'espèces de papillons dans les SCE et les cultures	151
	Synthèse	156
	L'intérêt des Jachères florales pour les papillons de jour	158
	Conclusions	160
6.4	Heuschrecken	163
	Die Heuschrecken in den drei Fallstudiengebieten.....	163
	Artenarme Flächen	165
	öAF-Wiesen zumeist ungenügend und nicht besser als übriges Dauergrasland.....	166
	Buntbrachen – Kunstwiesen – Äcker	168
	Dauergrasland inklusive öAF verbinden	168
	Haben die Heuschrecken in der Schweiz von den öAF profitiert?	169
6.5	Rapid biodiversity assessment (RBA), eine preiswerte Methode zur Abschätzung der lokalen Artenvielfalt der mobilen Arthropodenfauna	173
	Einleitung	173
	Material und Methoden	174
	Ergebnisse und Diskussion.....	178
	Schlussfolgerungen	183
7	Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen anhand der Brutvögel	185
	Material und Methoden	186
	Bestandsentwicklung typischer Kulturlandvögel in der Schweiz.....	188
	Bestände der typischen Kulturlandvögel im Mittelland.....	188
	Einfluss von Typ und Qualität der Ökoflächen auf die Besiedlung durch typische Kulturlandvögel	191
	Stark aufgewertete Gebiete	193
	Diskussion und Schlussfolgerungen	194
Teil III: Weitere Projekte, Berggebiet		199
8	Comeback des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich?	201

	Material und Methoden	202
	Bestandsentwicklung in den Tieflagen der Schweiz	205
	Positive Feldhasenbestandsentwicklungen dank engagierter ökologischer Aufwertung in drei Untersuchungsgebieten	211
	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	215
9	Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen in den ‚Nordalpen‘ und ‚Östlichen Zentralalpen‘	221
	Material und Methoden	222
	Artenzahlen	224
	Gefährdete Arten (Rote Liste)	225
	Qualität gemäss ÖQV	227
	Wiesentypen	229
	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	230
10	Biologische Vielfalt von Grasland im ökologischen Ausgleich – ein Paarvergleich	233
	Material und Methoden	234
	Einfluss extensiver Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt	234
	Randeffekte auf den Wiesen	237
	Regionaler Einfluss auf die Artenvielfalt	237
	Schlussfolgerungen	238
11	Setting the Swiss ECA approach in the European context	241
	Background	241
	EU agri-environment programs	241
	Comparing the ecological effects of Swiss and EU agri-environment schemes	243
	Conclusions	245
12	Bedeutung von ökologischen Ausgleichsflächen für das Landschaftsbild	247
	Material und Methoden	248
	Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen aufgrund der Expertenbefragung	251
	Landschaftsbewertung nach Hoisl <i>et al.</i> (1989)	253
	Zusammenfassung der Ergebnisse und Empfehlungen	255
13	Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und Landschaft	257
	Erreichung der Flächenziele	257
	Qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet	258
	Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt	259
	Keine weiteren Artenverluste (Rote Liste), Wiederausbreitung bedrohter Arten	261
	Beitrag der einzelnen Ökoflächen-Typen	262
	Regionale Unterschiede	268

Weitere Einflussfaktoren	268
Erkenntnisse aus anderen Projekten	269
Zusammenfassende Wertung, Ausblick und Empfehlungen	270
Evaluationsbedarf	273
Forschungsbedarf	275
Abkürzungsverzeichnis	279
Publikationsverzeichnis	281

Zusammenfassung

1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein; seit 1999 ist die Erbringung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe die Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen. Heute werden 97 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach den Regeln des ÖLN bewirtschaftet.

Die wichtigste Massnahme des ÖLN, welche einen Einfluss auf die Biodiversität hat, ist, dass die Betriebe 7 % ihrer landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) als ökologische Ausgleichsflächen (öAF) auszuweisen haben (bei Spezialkulturen 3,5 %). Weitere Anforderungen des ÖLN (ausgeglichene Nährstoffbilanz, geregelte Fruchtfolge, Bodenschutz, gezielter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, tiergerechte Haltung der Nutztiere) können ebenfalls einen Einfluss haben, stehen jedoch weniger im Vordergrund.

Zielerreichung

Mit dem ÖLN werden Umweltziele verfolgt, die im Vergleich zu 1990/92 (vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen) erreicht werden sollen (Tab. 1). So gibt es gesamtschweizerische und regionale Flächen- und Qualitätsziele für den Anteil an öAF; mit diesen soll die Artenvielfalt gefördert und es sollen weitere Artenverluste (Rote Liste) verhindert werden.

Die Erreichung dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Diese wurden Mitte der 1990er Jahre lanciert und bestanden aus einem Monitoringprojekt im Mittelland, in dem Vegetation, Brutvögel und Feldhasen erfasst wurden und mehreren Fallstudien, in denen zusätzlich Laufkäfer, Spinnen, Tagfalter, Heuschrecken und Wildbienen erhoben wurden. Zusätzlich konnten in beschränktem Umfang Erhebungen im Berggebiet gemacht werden. Insgesamt wurden über 3'000 öAF kartiert und bewertet.

Im Jahr 2003 gab es 116'000 ha ökologische Ausgleichsflächen der 16 verschiedenen flächigen Typen, dazu kamen 2,6 Mio. im ökologischen Ausgleich angemeldete Bäume. Damit wurde das gesamtschweizerische Ziel von 108'000 ha öAF (10 % der LN) bereits 2000 erreicht (Tab. 1).

Das Ziel von 65'000 ha öAF im Talgebiet wird bis 2005 voraussichtlich nicht erreicht werden. Im Jahr 2003 waren es erst 57'000 ha. Wir schätzen, dass davon 20'000 ha eine der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) entsprechende Qualität aufweisen (Tab. 1). Das ist knapp ein Drittel der angestrebten 65'000 ha qualitativ wertvoller öAF im Talgebiet.

Tabelle 1: Umweltziele im Bereich Biodiversität, Zielerreichungsgrad.

Ziel	Zielerreichung bis	Referenz	Zielerreichung
10 % der gesamtschweizerischen Landwirtschaftlichen Nutzfläche sind ökologische Ausgleichsflächen, d.h. 108'000 ha ¹⁾	2005	Bundesblatt (2002)	Bereits 2000 erreicht (2003: 116'000 ha).
65'000 ha ökologische Ausgleichsflächen im Talgebiet ¹⁾	2005	Bundesblatt (2002)	Voraussichtlich verfehlt (2003: 57'000 ha).
Im Talgebiet sollen in absehbarer Zeit 65'000 ha Landwirtschaftliche Nutzfläche als qualitativ wertvolle ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet werden.		BUWAL (1998)	Schätzung für 2003: 20'000 ha
Damit wird die Erhaltung der heimischen Artenvielfalt gefördert.		BUWAL (1998)	Generell mehr und anspruchsvollere Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen als auf intensiv bewirtschafteten Flächen, Qualität der Flächen jedoch oft ungenügend.
Förderung der natürlichen Artenvielfalt	2005	BLW (1999)	
Keine weiteren Artenverluste (Rote Liste), Wiederausbreitung bedrohter Arten	2005	BLW (1999)	Nur wenig bedrohte Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen

¹⁾ Hochstamm-Feldobstbäume sind darin nicht enthalten

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721 – 5010.

BUWAL, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).

Die Ziele der Erhaltung bzw. Förderung der heimischen / der natürlichen Artenvielfalt sind wenig konkret und somit schwer zu überprüfen. Da keine Aufnahmen aus dem Referenzzeitraum vor der Einführung der Ökomassnahmen vorlagen, konnten lediglich relative Vergleiche zwischen öAF und Kontrollflächen angestellt werden, bzw. die öAF wurden an Qualitätsmassstäben (wie der ÖQV) gemessen:

- Vergleich zwischen öAF und Kontrollflächen: auf öAF kamen in der Regel mehr und anspruchsvollere Arten vor als auf intensiv bewirtschafteten Kontrollflächen. Dies traf auf alle Typen von öAF und auf alle untersuchten Organismengruppen zu.
- Vergleich mit Qualitätsmassstäben der ÖQV: die verschiedenen Typen ökologischer Ausgleichsflächen entsprechen den Qualitätsmassstäben zu unterschiedlichen Anteilen (s.u.). Die Qualität insbesondere der Wiesen ist oft unzureichend.

Das Ziel, mit dem ökologischen Ausgleich den Rückgang der gefährdeten Arten zu stoppen und ihre Wiederausbreitung zu ermöglichen, wird nicht erreicht. Wir fanden in den Ökoflächen nur wenig Pflanzen- und Tierarten der Roten Listen, die Streueflächen bilden hier die einzige Ausnahme. Insgesamt leistet der ökologische Ausgleich nur einen beschränkten Beitrag zum Schutz von heute gefährdeten Arten. Seine Wirkung

liegt aber darin, dass er nicht gefährdete Arten in der Agrarlandschaft fördert und potentiell gefährdete Arten davor bewahrt, so selten zu werden, dass sie Rote Liste Status bekommen müssten.

Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen

Obwohl die Ökoflächen maximal 20 % der LN der Untersuchungsgebiete ausmachen, tragen sie 50 – 80 % zur gesamten Diversität der untersuchten Pflanzen- und Arthropodenarten bei. Mit jedem öAF-Typ kommen neue Arten hinzu. Um die Vielfalt der Arten der Agrarlandschaft zu erhalten, braucht es auch die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume. Wir empfehlen deshalb, die bestehenden öAF-Typen beizubehalten, sie ggf. um zusätzliche Typen zu erweitern und diejenigen Typen, von denen bis jetzt nur wenig angemeldet wurden, zusätzlich zu fördern (Hecken, Brachen, Typen 11 – 14 wie Wassergräben, Ruderalflächen).

Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typen 1 und 4)

Die Gesamtfläche dieser beiden öAF-Typen beträgt 84'000 ha (72 % aller flächigen öAF bzw. 8 % der LN der Schweiz). Die *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) sind etwas häufiger (49'000 ha). Von den 30'000 ha im Mittelland entspricht die Zusammensetzung der Vegetation je nach Region zu 10 – 70 % traditionellen Fettwiesen (Frommentalwiesen). 29% (14 – 63 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der Roten Liste wurden auf 7 % (5 – 11 %) der *Extensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 18 % (9 – 42 %). Von den 12'000 ha *Wenig intensiv genutzter Wiesen* (Typ 4) im Mittelland entspricht die Zusammensetzung je nach Region zu 0 – 15 % traditionellen Fett- bzw. Frommentalwiesen. 11% (3 – 38 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der Roten Liste wurden auf 3 % (0 – 14 %) der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 17 % (19 – 26 %).

Im Mittel beider Wiesentypen erfüllen im Mittelland 20 % die Kriterien der ÖQV. Auch die in Fallstudien erhobenen Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren unter dem Niveau, welches auf qualitativ hochwertigen Fromentalwiesen beobachtet wird. Arthropodenarten, welche für traditionelle Fettwiesen typisch und für den Schutz der Biodiversität von Interesse sind, finden auf der Mehrzahl der öAF-Wiesen keinen Lebensraum, weil die Struktur der Bestände zu dicht ist. Zusammen mit der Tatsache, dass öAF-Wiesen oft in der Nähe von Waldrändern und Hecken angelegt werden, sind dies Gründe dafür, dass wiesenbrütende Vogelarten kaum von den öAF-Wiesen profitieren.

Auch wenn die Mehrzahl der öAF-Wiesen des Mittellandes den angelegten Qualitätsmassstäben nicht gerecht wird, so unterscheiden sie sich doch von den intensiv bewirtschafteten Wiesen. Auf den öAF-Wiesen gab es mehr und anspruchsvollere Pflanzen- und Arthropodenarten und die Artengemeinschaften waren statistisch signifikant verschieden von jenen der Vergleichswiesen. Hecken- und Obstgartenvögel profitieren von *Extensiv genutzten Wiesen* in der Umgebung ihrer Habitate. Turmfalken und Waldohreulen bevorzugten bei der Nahrungssuche *Extensiv genutzte Wiesen* gegenüber Kunstwiesen. Die *Extensiv genutzten Wiesen* hatten in Ackerbaugebieten einen positiven Einfluss auf die Feldhasen, nicht jedoch in Futterbaugebieten.

Vegetationsaufnahmen im Berggebiet (Nordalpen, zentrale Ostalpen) ergaben, dass ein grosser Anteil sowohl der öAF-Wiesen (*Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen*) als auch der intensiv genutzte Wiesen traditionellen Bergfettwiesen entsprach (66% der öAF-Wiesen, 86 % der intensiv genutzten Wiesen). Nur auf den öAF-Wiesen fanden sich zusätzlich Nass- und Magerwiesen (25 %). Die öAF-Wiesen waren artenreicher als die Intensivwiesen (36 Arten/25m² im Vergleich zu 21 Arten/25m²). Der Anteil der Wiesen, welche die Kriterien der ÖQV erfüllen war deutlich höher als im Mittelland (82 % der öAF-Wiesen, 14 % der intensiv genutzten Wiesen, Bewertung mit ‚Bundesliste‘) und ein grösserer Anteil der Flächen enthielt gefährdete Arten (18 % bzw. 4 %). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich einen Beitrag zur weiteren extensiven Bewirtschaftung der Bergwiesen, welche ansonsten von der Nutzungsaufgabe bedroht wären.

Es besteht Handlungsbedarf zur Förderung der Qualität eines grossen Teils der öAF-Wiesen des Mittellandes. Der mit der ÖQV eingeleitete Übergang zu ergebnisorientierten Zahlungen soll verstärkt werden. Wir empfehlen zu prüfen, ob und wie Anforderungen an die Mindestqualität der Wiesen formuliert werden können, damit sie als öAF anerkannt werden. Damit sich die Extensivierung auf die Vegetation auswirken kann, sollten die Wiesen langfristig als öAF bewirtschaftet werden und für Wiesen, deren Artenzusammensetzung auf ein Rückführungspotenzial schliessen lässt, sollten gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen ermöglicht werden,

Streueflächen (Typ 5)

Insgesamt gibt es 7'000 ha als öAF angemeldete Streueflächen. Davon liegen 2'500 ha im östlichen Mittelland. Die Pflanzenbestände entsprechen grösstenteils der Zielvegetation, 82 % erfüllen die Anforderungen der ÖQV. Auf 55 % der Fläche finden sich gefährdete Pflanzenarten. Die Reviere von zwei häufigen Brutvogelarten waren mit den als öAF ausgewiesenen Streueflächen assoziiert. Für drei Viertel der öAF-

Streueflächen bestand gleichzeitig ein Vertrag nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz.

Die meisten Streueflächen sind qualitativ hochwertig, dieser öAF-Typ muss weiter unterstützt werden.

Buntbrachen (Typ 7a)

Die insgesamt 2'400 ha Buntbrachen sind v.a. in den Ackerbauregionen von Bedeutung für die Fauna. Die Artenvielfalt und teilweise auch die Häufigkeit von Laufkäfern, Spinnen und Tagfaltern waren in Buntbrachen höher als in den benachbarten Äckern. Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitierten auch die anspruchsvolleren und höher spezialisierten Arten, bei den Tagfaltern sogar gefährdete Arten. In den meisten Untersuchungsgebieten waren die Brachen zu selten, um einen messbaren Effekt auf Brutvögel zu haben. Beispiele von stark mit Buntbrachen aufgewerteten Projektregionen zeigen jedoch, dass so die Bestände gefährdeter Vogelarten und auch von Feldhasen erfolgreich gefördert werden können.

Insgesamt sind Buntbrachen ein wirksames Instrument zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Ackerbaugesamt. Ein grösserer Anteil an Buntbrachen in Ackerbaugesamten könnte die positive Wirkung auf die Artenvielfalt verstärken.

Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)

Seit der Mitte des letzten Jahrhunderts sind 80 % der Hochstamm-Feldobstbäume entfernt worden. Fast alle der jetzt noch vorhandenen Bäume sind im ökologischen Ausgleich angemeldet (2,6 Mio.). Nur 12 % der Obstgärten des Mittellandes erfüllen die Kriterien der ÖQV, da der Unterwuchs oft sehr intensiv genutzt wird. Seit Inkrafttreten der ÖQV werden jedoch öAF-Wiesen vermehrt gezielt in der Nähe von Obstgärten angemeldet. Dies verbessert die ökologische Qualität der Obstgärten, u.a. kommt der Gartenrotschwanz signifikant häufiger in Obstgärten mit benachbarten Ökoflächen vor. In den Baumkronen fanden wir naturschützerisch wertvolle Spinnenarten. In einer Gesamtbeurteilung der Obstgärten muss die positive Wirkung auf das Landschaftsbild berücksichtigt werden welche sie – zusammen mit den Hecken – von den anderen öAF-Typen abhebt.

Die Evaluationsergebnisse bezüglich der Hochstamm-Feldobstbäume sind ambivalent. Aufgrund der ÖQV zeichnet sich eine Verbesserung ihrer ökologischen Qualität ab. Die positive Wahrnehmung als Bereicherung des Landschaftsbildes ist zentral für den Rückhalt des ökologischen Ausgleichs in der breiten Öffentlichkeit. Wir empfehlen deshalb, die Anreize für Hochstamm-Feldobstbäume vorerst nicht zu verändern.

Hecken (Typ 10)

In der Schweiz gibt es 36'000 ha Hecken und Feldgehölze (BFS 2000), von denen weniger als 10 % als öAF angemeldet wurden. Die Vegetation und Struktur von 44 % der Öko-Hecken des Mittellandes entsprechen den Anforderungen der ÖQV (nicht als öAF angemeldete Hecken: 30 %). Die Reviere von heckenbrütenden Vögeln waren häufiger bei Öko-Hecken als bei nicht angemeldeten Hecken. Das Vorkommen von weiteren Ökoflächen in unmittelbarer Nachbarschaft, insbesondere von *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1), förderte die Besiedlung von Hecken durch Brutvögel zusätzlich. Die Artengemeinschaften der Arthropoden sind für diesen Lebensraum charakteristisch, Hecken weisen dadurch den höchsten Wert für die Biodiversität unter den betrachteten Habitaten auf.

Hecken leisten einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität im Agrarraum. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Hecken als öAF bewirtschaftet werden und dass sie möglichst immer einen Krautsaum haben.

Fazit und Ausblick

Die in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse erlauben eine Beurteilung der Wirkung der öAF auf die Biodiversität im Mittelland und ansatzweise in einem Teil des Berggebietes. Für das Tessin, das Wallis und den Jura können hingegen keine Aussagen gemacht werden.

Die Gesamtbeurteilung fällt moderat positiv aus. Mit dem ökologischen Ausgleich wurde ein messbarer Nutzen für die Biodiversität erzielt. Die Massnahmen gehen in die richtige Richtung. Um die Ziele (Tab. 1) zu erreichen und insbesondere auch die gefährdeten Arten zu fördern, müssen die Anstrengungen allerdings verstärkt werden. Die Landwirtschaft alleine kann dies nicht leisten, vielmehr bedarf es gemeinsamer Anstrengungen von Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz und Raumplanung. Besondere Beachtung verdient dabei die Erhaltung und ggf. Schaffung von Naturschutzflächen auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Durch die Vernetzung dieser Flächen mit ökologischen Ausgleichsflächen kann die Wirkung beider Massnahmen verstärkt werden. Es ist darauf zu achten, dass nachhaltige Lösungen gefunden werden, mit denen einerseits der Umweltzustand langfristig verbessert wird, die andererseits jedoch auch sozialverträglich und wirtschaftlich effizient sind.

1 Einleitung

Felix Herzog und Philippe Jeanneret

Der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe ist die Voraussetzung für den Bezug von Direktzahlungen. Im Rahmen des ÖLN werden ökologische Ausgleichsflächen ausgeschieden, um die Biodiversität im Agrarraum zu erhalten und zu fördern. Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Der Schwerpunkt der Studie lag im Schweizerischen Mittelland. In einer breit angelegten Untersuchung wurde die Vegetation der ökologischen Ausgleichsflächen beurteilt und die Populationsentwicklung ausgewählter Brutvögel untersucht. In Fallstudien wurde zudem die Artenvielfalt von mehreren Arthropodengruppen erhoben. Zusätzlich wurden Arbeiten zum Feldhasen und Untersuchungen im Berggebiet integriert.

Die Intensivierung und fortschreitende Mechanisierung der landwirtschaftlichen Produktion seit der Mitte des letzten Jahrhunderts führte zu einer massiven Steigerung von Produktion und Produktivität der Landwirtschaft. Dies erlaubte eine sichere Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln zu – im Vergleich mit anderen Konsumgütern – immer tieferen Preisen. Dieser Fortschritt hatte jedoch auch negative Auswirkungen: Die Ausgaben der öffentlichen Hand für die Unterstützung des Landwirtschaftssektors stiegen an; gleichzeitig wurde die Umwelt zunehmend belastet.

Mitte der 1980er Jahre setzte deshalb ein Prozess der Reformierung der Agrarpolitik ein. 1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein (Bundesblatt 1992) und schuf Anreize zur Integrierten Produktion (IP). Parallel dazu gewann der biologische Landbau an Bedeutung. Mit der Volksabstimmung von 1998 über den Landwirtschaftsartikel 104 der Verfassung wurde der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) in der Bundesverfassung verankert. Im revidierten Landwirtschaftsgesetz (Bundesversammlung 1998) wurde die Erbringung des ÖLN für alle Betriebe zur Voraussetzung für jegliche (nicht nur ökologische) Direktzahlungen (Bundesrat 1998a). Die Beteiligung der Landwirte am ökologischen Ausgleich nahm laufend zu. Heute werden 97 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz nach den Regeln des ÖLN bzw. biologisch bewirtschaftet (Abb. 1). Die verbleibenden drei Prozent sind mehrheitlich aus formalen Gründen (z.B. Besitz- und Einkommensverhältnisse) vom Bezug von Direktzahlungen ausgeschlossen und dementsprechend auch nicht verpflichtet, den ÖLN zu erbringen.

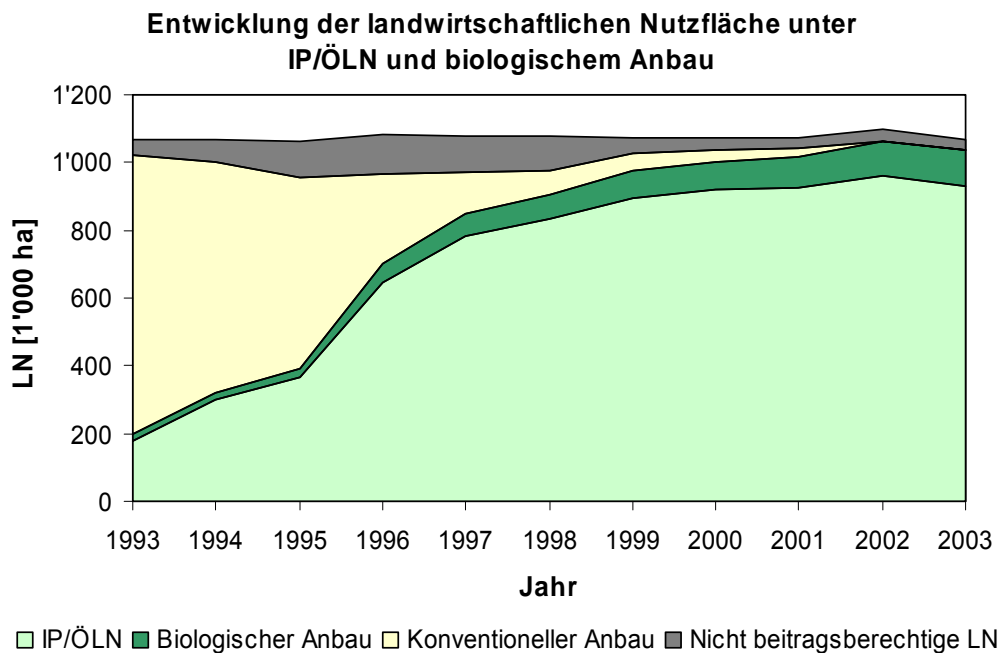


Abbildung 1: Entwicklung der nach den Richtlinien der Integrierten Produktion (IP) bzw. des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN, seit 1999) und des biologischen Landbaus bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) (Quelle: BLW 2004).

Ziele

Der ÖLN soll die Artenvielfalt im Agrarraum in erster Linie durch die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) fördern (z.B. Broggi und Schlegel 1989). Die entsprechenden Ziele sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Ob die Ziele erreicht wurden, sollte im Jahr 2005 überprüft werden. Als Referenzzeitraum wurden die Jahre vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen festgelegt (1990/92).

Die ersten beiden Ziele beziehen sich in erster Linie auf die Menge an öAF, welche bis 2005 erreicht werden soll. Sie wurden im Bundesblatt veröffentlicht und stellen somit Ziele des Bundesrates dar. Das dritte Ziel (65'000 ha öAF guter Qualität im Talgebiet) wurde ebenfalls vom Bundesrat als Grundlage nach Art. 13 des Bundesgesetzes über die Raumplanung zur Kenntnis genommen. Im Gegensatz zu den ersten beiden Zielen ist es nicht genau terminiert; die angestrebten 65'000 ha sind aber «in absehbarer Zeit» zu erreichen. Dafür kommt, in Ergänzung des zweiten Zieles, die Forderung hinzu, dass die öAF «qualitativ hochwertig» sein sollen. Ausserdem wird präzisiert, dass mit öAF die einheimische Artenvielfalt gefördert werden soll (Ziel 4). Die Förderung der Artenvielfalt, die Vermeidung der Artenverluste und deren Wiederausbreitung sind ebenfalls Gegenstand der Ziele 5 und 6, welche sich das Bundesamt für Landwirtschaft bei der Konzipie-

zung der Evaluationsprojekte für die Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme gesetzt hat.

Tabelle 1: Agrarökologische Ziele im Bereich Biodiversität. Referenzzeitraum sind die Jahre 1990/92.

Ziel	Zielerreichung bis	Referenz	Kapitel
1. 10 % der gesamtschweizerischen Landwirtschaftlichen Nutzfläche sind ökologische Ausgleichsflächen, d.h. 108'000 ha ¹⁾	2005	Bundesblatt (2002)	3
2. 65'000 ha ökologische Ausgleichsflächen im Talgebiet ¹⁾	2005	Bundesblatt (2002)	3
3. Im Talgebiet sollen in absehbarer Zeit 65'000 ha Landwirtschaftliche Nutzfläche als qualitativ wertvolle ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet werden.		BUWAL (1998)	5-8, 10
4. Damit wird die Erhaltung der heimischen Artenvielfalt gefördert.		BUWAL (1998)	5-10
5. Förderung der natürlichen Artenvielfalt	2005	BLW (1999)	5-10
6. Keine weiteren Artenverluste (Rote Liste), Wiederausbreitung bedrohter Arten	2005	BLW (1999)	5-10

¹⁾ Hochstamm-Feldobstbäume sind darin nicht enthalten

Massnahmen

Der ÖLN umfasst ein ganzes Bündel von Massnahmen (Bundesrat 1998a). Die wichtigste Massnahme für die Artenvielfalt ist die Bedingung, dass jeder Landwirt 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Betriebes (3,5 % bei Spezialkulturen) als öAF auszuweisen hat. Sie können dabei frei aus einem Katalog von 17 verschiedenen Typen von öAF wählen (Kapitel 3). Doch auch die anderen Massnahmen des ÖLN haben einen potenziellen Einfluss auf die Biodiversität:

- Ausgeglichene Nährstoffbilanz: Diese hat zu einer Reduktion des Stickstoff- und Phosphoreinsatzes geführt (Herzog und Richner 2005). Eine reduzierte Eutrophierung hat einen positiven Effekt auf die Artenvielfalt (Jeangros 2002).
- Geregelter Fruchtfolge: Eine höhere Diversität an Kulturen führt zu einer höheren Artenvielfalt (Billeter *et al.* 2005).
- Geeigneter Bodenschutz: Eine vermehrte Bodenbedeckung im Winter bietet Refugien und Überwinterungsmöglichkeiten für Arthropoden (Pfiffner und Luka 2000).
- Tiergerechte Haltung der Nutztiere: Damit werden Anliegen des Tierwohls Rechnung getragen und unter anderem der Auslauf gefördert. Zu intensive Beweidung kann jedoch die Artenvielfalt auf den betroffenen Flächen negativ beeinflussen (Rook und Tallowin 2003).

Auftrag und Projektstruktur der Evaluation

Mitte der 1990er Jahre lancierte das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Evaluationsprojekte, um die Wirkung der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme zu überprüfen (Bötsch 1998, BLW 1999, Forni *et al.* 1999). Der Auftrag der Evaluation war die Wirkungskontrolle der Direktzahlungsverordnung DZV (Bundesrat 1998a) – im Zusammenhang mit der Biodiversität insbesondere der öAF. Es handelt sich nicht um eine umfassende Politikevaluation, etwa im Sinn von Bussmann *et al.* (1997); vielmehr wurde der Schwerpunkt vom Auftraggeber auf die Umsetzungs- und Wirkungskontrolle gelegt (BLW 1999). Dementsprechend fehlen Informationen zur Umsetzung der DZV durch die Verwaltung (Zusammenspiel zwischen Bund und Kantonen) und durch die Praxis (Zusammenspiel zwischen Kantonen, landwirtschaftlicher Beratung, Bauern, Kontrollen). Unser Auftrag war es vielmehr, die Wirkungen des ökologischen Ausgleichs, so wie er in der Realität umgesetzt wird, auf die Biodiversität zu erfassen.

Seit 1998 ist die periodische Evaluation der ökologischen Leistungen der Landwirtschaftsbetriebe und der Auswirkungen auf die natürlichen Lebensgrundlagen in der Nachhaltigkeitsverordnung verankert (Bundesrat 1998b). Ebenfalls evaluiert wurden und werden die Bereiche Stickstoff und Phosphor (Herzog und Richner 2005), Pflanzenschutzmittel, Tierwohl und Wirtschaftlichkeit.

Die Beteiligungsanalyse wurde durch das BLW selbst durchgeführt. Eine Zusammenfassung in Bezug auf die Entwicklung der öAF findet sich in Kapitel 3. Die Projektleitung der Wirkungskontrolle lag bei Agroscope FAL Reckenholz. Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit Agroscope RAC, der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), dem Service Romand pour la Vulgarisation Agricole (SRVA) und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach durchgeführt.

Das Evaluationsprojekt (,Evalu') bestand aus folgenden Teilprojekten (Abb. 2):

- Ein Monitoringprojekt im Schweizerischen Mittelland von FAL und Vogelwarte Sempach, welches sich auf öAF, Vegetation und Brutvögel beschränkte (Kapitel 4, 5 und 7).
- Drei Fallstudien in den Regionen Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz und Rafzerfeld, an welchen alle Partner mitgearbeitet haben und in denen zusätzlich drei Arthropodengruppen untersucht wurden (Kapitel 6).

Zu diesem ursprünglichen Evaluationsauftrag kamen seit 2000 weitere Projekte hinzu, welche eine teilweise Ausdehnung ins Berggebiet und auf weitere Indikatorengruppen ermöglichten (Abb. 1):

- Untersuchungen der FAL zu Heuschrecken in weiteren Fallstudiengebieten (Kapitel 6.4).
- «Rapid Biodiversity Assessment» der WSL (Kapitel 6.5).
- Feldhasenmonitoring in der Schweiz: Die Weiterführung eines Projektes der Schweizerischen Vogelwarte Sempach (Pfister *et al.* 2002) im Auftrag des BUWAL und des BLW mit einer zusätzlichen Ausrichtung auf die Auswirkungen der öAF, in Anlehnung an das Monitoring im Mittelland (Kapitel 8).
- Biologische Vielfalt von Grasland im Berggebiet: Ein Projekt der FAL im Rahmen des «Nationalen Forschungsprogramms NFP48» (Kapitel 9).
- Gezielter Paarvergleich von öAF und intensiv bewirtschafteten Wiesen in drei Fallstudienregionen: Ein Beitrag der FAL an das europäische Projekt «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY, Kapitel 10).

Evaluation Ökomassnahmen Biodiversität

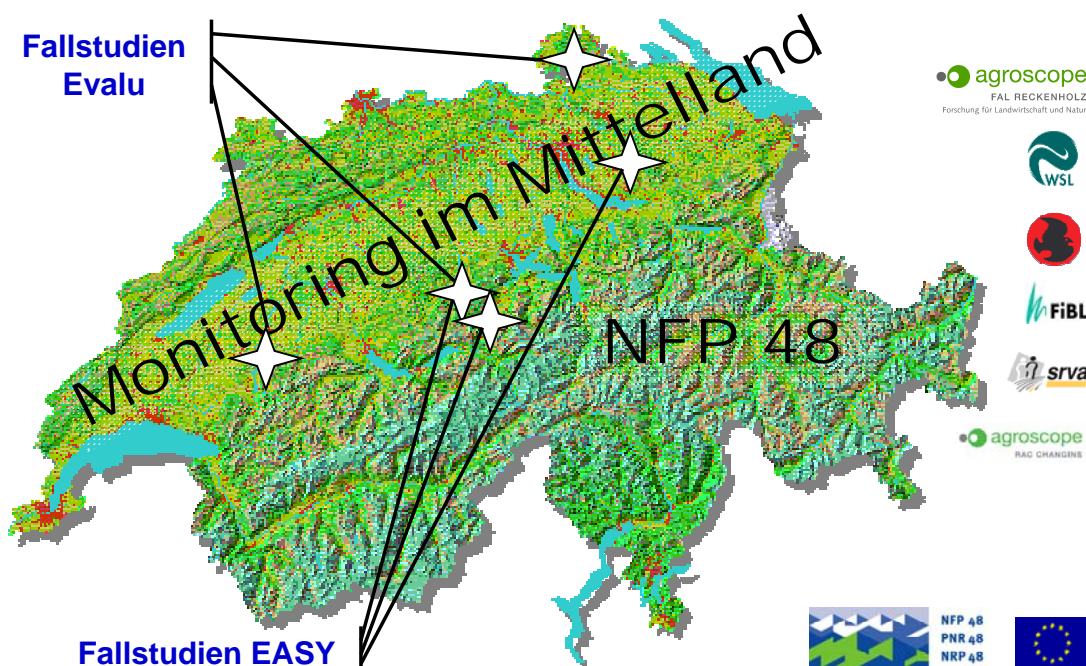


Abbildung 2: Projekte und Partnerinstitutionen, welche zur Erfolgskontrolle des ökologischen Leistungsnachweises im Bereich Biodiversität beitragen.

Um die Wirkung der Ökomassnahmen auch aus anderen Blickwinkeln beurteilen zu können, wurden Beiträge zur Einordnung des ÖLN in vergleichbare Programme anderer europäischer Länder (Kapitel 11) und die Beurteilung der Wirkung der öAF auf das Landschaftsbild (Kapitel 12) aufgenommen.

Die Evaluationsprojekte sind klar von der Kontrolle der Einhaltung der Vorschriften auf den Landwirtschaftsbetrieben zu unterscheiden, dies war nicht Teil des Auftrags. Solche Kontrollen werden durch die Kantone unter Aufsicht des Bundes durchgeführt.

Aussagekraft und Grenzen der Evaluation

Der vorliegende Bericht stellt eine Zusammenfassung der Anfang 2005 vorliegenden Arbeiten und Erkenntnisse zur Wirkung des ökologischen Ausgleichs auf die Biodiversität dar. Er basiert auf dem Evaluationsprojekt des Bundes und den oben erwähnten zusätzlichen Untersuchungen. Um deren Aussagekraft beurteilen zu können, müssen jedoch folgende Einschränkungen gemacht werden:

- 1995 der Evaluationsauftrag erteilt. 1997 setzten die ersten Erhebungen in den Fallstudiengebieten ein. Ökologische Ausgleichsflächen gab es jedoch bereits seit 1993. Im Jahr 1997 waren es bereits 85'000 ha. Das heisst, dass der Ausgangszustand vor der Einführung von öAF nicht erhoben werden konnte. Eine Literaturstudie von Günter *et al.* (2002) zeigte, dass dieser Mangel nicht nachträglich behoben werden konnte, da zuwenig quantitative und repräsentative Informationen über den Status der Biodiversität in der Agrarlandschaft der 1980er Jahre vorliegen.
- Aus Kapazitätsgründen war die Evaluation ursprünglich auf das Schweizerische Mittelland beschränkt. Die Ergebnisse aus dem im Rahmen des NFP48 durchgeführten Projekt erlauben gewisse Aussagen auch für die Nordalpen und die östlichen Zentralalpen. Für die westlichen Zentralalpen (Wallis), die Südalpen (Tessin), die Voralpen und den Jura hingegen verfügen wir jedoch über keine entsprechenden Informationen.
- Die Evaluationsprojekte beschränkten sich auf öAF als das wichtigste Instrument des ÖLN für die Förderung der Biodiversität. Weitere Einflussfaktoren wie Düngungsniveau und Fruchtfolge wurden nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht evaluiert wurden weitere Massnahmen wie der biologische Landbau und der extensive Anbau von Getreide und Raps (EXTENSO), welche ebenfalls einen Einfluss auf die Artenvielfalt haben.
- Die für die Biodiversität relevante, jedoch erst später in Kraft getretene Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) war nicht Gegenstand dieser Untersuchungen.

Weil die Evaluationsprojekte erst eingesetzt haben, nachdem es bereits eine beträchtliche Menge an öAF gab, kann der Erfolg der ökologischen Direktzahlungen nicht durch einen einfachen Vergleich «Vorher – Nachher» beurteilt werden. Vielmehr mussten wir auf drei andere Beurteilungskriterien zurückgreifen:

- Relativer Vergleich: Die Biodiversität von öAF wird mit der Biodiversität von Referenzflächen mit uneingeschränkter Nutzung verglichen. Das Programm wird als erfolgreich beurteilt, wenn die biologische Vielfalt von öAF höher ist als auf den Referenzflächen (Ziele 3 bis 5, Tab. 1).
- Normativer Vergleich: Die ökologische Qualität der öAF wird mit Richtwerten aus der Literatur und aus der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) verglichen. Das Programm wird als erfolgreich beurteilt wenn diese Richtwerte erreicht werden (Ziele 3 bis 5, Tab. 1).
- Vorkommen gefährdeter Arten in öAF, um das Ziel 6 (Tab. 1) beurteilen zu können.

Das Erreichen der Umsetzungsziele 1 und 2 (Tab. 1) wird aufgrund der statistischen Erhebungen des BLW beurteilt.

Biodiversitätsindikatoren und ökologische Grundlagen der Evaluation

Da es unmöglich ist, die gesamte Biodiversität zu messen, wurde in allen Projekten mit Indikator-Organismen(-gruppen) gearbeitet (Gonseth und Mulhauser 2000). In allen Projekten wurden Gefässpflanzen kartiert. Je nach Projekt kamen unterschiedliche faunistische Gruppen hinzu (Tab. 2).

Die Biodiversitätsindikatoren müssen in Abhängigkeit von der Zielsetzungen der Studie gewählt werden (Noss 1990). Im Falle des Evaluationsprojektes mussten die Indikatoren eine Beurteilung der Auswirkungen der öAF und deren Bewirtschaftung auf der Ebene der Parzelle und im Kontext der Landschaft ermöglichen, wird doch die Biodiversität in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sowohl durch lokale Faktoren (z.B. Bewirtschaftungsart) als auch durch die Landschaft (z.B. Anteil halbnatürlicher Habitate) beeinflusst (Burel und Baudry 1995). Außerdem mussten die ausgewählten Indikatoren die globale Vielfalt aller Organismen optimal repräsentieren. Somit wurde die Wahl der Indikatoren mit Hilfe eines Kriterienmusters getroffen, welches die Bindung der Organismen an öAF sowie deren Anwesenheit und Bedeutung im landwirtschaftlich genutzten Gebiet berücksichtigt (Jeanneret *et al.* 1996). Auch allgemeine Kriterien wie die Verteilung der Arten und der Lebensräume sowie die Stellung der Arten in der Nahrungskette (Pearson 1995, Stork und Samways 1995) wurden einbezogen.

Tabelle 2: Indikatorgruppen für biologische Vielfalt, Aussagekraft.

Indikator(gruppe)	Aussagekraft	Bemerkungen, Referenzen
Gefässpflanzen	Primärproduzenten bestimmen die Habitatstruktur. Sie sind gleichzeitig Nahrungsgrundlage für pflanzenfressende Tiere und Lebensraum für viele Tierarten. Starke Indikatorfunktion des natürlichen Zustandes und des menschlichen Einflusses. Starke Korrelation mit faunistischen Indikatoren	Ellenberg (1996), Duelli und Obrist (1998), Waldhardt und Otte (2003)
Spinnen (Araneae)	Sehr guter Indikator, denn die Arten erscheinen in grosser Zahl in allen Biotopen und in allen Schichten (Boden bis Baumkrone). Sie sind spezifisch und empfindlich gegenüber Veränderungen. Als ausschliessliche Räuber spielen sie eine wichtige Rolle bei der Bekämpfung von Getreideschädlingen.	Luczak (1979), Hatley und Macmahon (1980), Marc <i>et al.</i> (1999), Nyffeler und Sunderland (2003)
Laufkäfer (Carabidae)	Sie kommen sehr arten- und individuenreich in allen Lebensräumen vor und besitzen eine differenzierte Lebensraumbindung, reagieren empfindlich auf Veränderungen und eignen sich deshalb als Bioindikatoren. Einzelne Arten/-gruppen spielen in der Schädlingskontrolle eine wichtige Rolle.	Finck <i>et al.</i> (1992), Marggi (1992), Luka (1996)
Tagfalter (Rhopalocera)	Reagieren stark auf Veränderungen der Bewirtschaftung und werden daher oft für ein Umweltmonitoring und bei Massnahmen zum Schutz der Umwelt beigezogen. Sie sind sehr empfänglich für den allgemeinen Grad der Extensivierung und der Strukturierung einer Landschaft (Verteilung und Verbindung der Elemente) sowie für die floristische Zusammensetzung der Umwelt.	Pollard (1991), Hermann (1992)
Heuschrecken (Orthoptera)	Ihre Empfindlichkeit gegenüber grundlegenden ökologischen Faktoren (Feuchtigkeit, Temperatur) machen sie zu bevorzugten Indikatoren zur Beurteilung des Umweltzustandes insbesondere in Wiesenökosystemen. Sie sind ebenfalls empfänglich für den Grad der Vernetzung der Landschaftselemente.	van Wingerden <i>et al.</i> (1992), Ingrisch und Köhler (1998)
Wildbienen (Apoidea)	Sie sind gute Indikatoren für die Habitatsdiversität in der Landschaft, da entsprechende Umweltbedingungen sowohl für den Ort ihres Nestes als auch zur Nahrungsbeschaffung (Blumen) vorhanden sein müssen. Sie sind extrem spezialisiert bezüglich der Auswahl ihrer Ressourcen.	Müller (1996), Wcislo und Cane (1996), Westrich (1996)
Arthropoden (RBA)	Lineares Korrelat zur Artenzahl der Arthropoden; Indikator für ökologische Resilienz	Duelli und Obrist (2003)
Brutvögel (Aves)	Vögel zeigen den Zustand der Landschaft, weniger der einzelnen Ökofläche. Die Ansprüche der einzelnen Arten an ihren Lebensraum sind stark differenziert und erlauben so eine differenzierte Interpretation.	Furness und Greenwood (1993), Pfister und Birrer (1997)
Feldhase (<i>Lepus capensis L.</i>)	Das einzige Säugetier in der Untersuchung. Zwar mit moderaten Ansprüchen an den Lebensraum (Nahrung, Schutz, Jungenaufzucht), diese müssen ihm aber ganzjährig zusagen. Hohes Fortpflanzungspotenzial: Bei guten Bedingungen ist eine rasche Zunahme der Bestände möglich. Der Feldhase ist eine sogenannte «Flagship species».	Pfister <i>et al.</i> (2002)

Zweck und Aufbau des Berichtes

Dieser Bericht gibt einen Überblick über den Stand der Evaluation der Ökomassnahmen im Bereich Biodiversität. Im Teil I wird die Bedeutung und Entwicklung der Biodiversität im Agrarraum diskutiert (Kapitel 2) sowie die Entwicklung der öAF seit ihrer Einführung dargestellt (Kapitel 3). Teil II umfasst die wesentlichen Ergebnisse der Evaluationsprogramme im Mittelland (Kapitel 4 bis 8). Im Teil III fliessen Informationen aus weiteren Projekten und aus dem Berggebiet ein (Kapitel 8 bis 12). Das abschliessende Kapitel 13 enthält Fazit, Ausblick und Empfehlungen.

Über das Evaluationsprojekt wurde regelmässig Bericht erstattet. Die bisher entstandenen Publikationen sind im Anhang aufgeführt. Über zukünftige vertiefte Analysen informiert die Homepage der Agroscope FAL Reckenholz (www.reckenholz.ch/Evalu).

Literatur

- Billetter R., Liira J., Bailey D. *et al.*, 2005. Biodiversity, landscape structure and land-use intensity: general relationships for European agro-ecosystems. *Science* (submitted).
- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2004. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Bötsch M., 1998. Das Agrar-Umweltprogramm der Schweiz. Mainz, Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Schriftenreihe 6, 25-43.
- Broggi M.-F. und Schlegel H., 1989. Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogramms ‚Boden‘, Liebefeld-Bern.
- Bundesblatt, 1992. Botschaft zur Änderung des Landwirtschaftsgesetzes vom 27. Januar 1992. Bundeskanzlei, BBL II (92.010), 1-132.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046). 4721-5010.
- Bundesrat, 1998a. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 1998b. Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. SR 919.118.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Bundesversammlung, 1998. Bundesgesetz über die Landwirtschaft. SR 910.1.
- Burel F. und Baudry J., 1995. Species biodiversity in changing agriculture landscapes: a case study in the Pays d’Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 193-200.
- Bussmann W., Klöti U. und Knoepfel P. (Hrsg.), 1997. Einführung in die Politikevaluation. Basel, Helbling & Lichtenhahn.
- BUWAL, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung, Bern. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.
- Duelli P. und Obrist M., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Ellenberg H., 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage, Ulmer. 1095 S.
- Finck P., Hammer D., Klein M., Kohl A., Riecken U. *et al.*, 1992. Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgrosprojekte des Bundes. *Natur und Landschaft* 67, 329-400.
- Forni D., Gujer H.-U. und Nyffenegger L., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6 (3), 107-110.
- Furness R.-W. und Greenwood J.-J.-D., 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- Gonseth Y. und Mulhauser G., 2000. Bioindikation und ökologische Ausgleichsflächen. *Natur und Landschaft*, Schriftenreihe Umwelt 261. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL.

- Hatley C.-L. und Macmahon J.-A., 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9, 632-639.
- Hermann G., 1992. Tagfalter und Widderchen: Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: Trautner J. (Hrsg.), *Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. Margraf Verlag, 219-238.
- Herzog F. und Richner W. (Hrsg.), 2005. Wirkung des ökologischen Leistungsnachweises auf Stickstoff- und Phosphorflüsse in der Schweizerischen Landwirtschaft. Zürich, Schriftenreihe der FAL, in Vorbereitung.
- Ingrisch S. und Köhler G., 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg, Westarp Wissenschaften. 460 S.
- Jeangros B., 2002. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de la fumure. *Schriftenreihe der FAL* 39, 53-60.
- Jeanneret P., Bigler F. und Lips A., 1996. Evaluation des mesures d'écologie dans l'agriculture. Module 21 Biodiversité. Agroscope FAL, rapport interne. 9 S.
- Luczak J., 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5 (1), 151-200.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3 (1). 33-36.
- Marc P., Canard A. und Ysnel F., 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 229-273.
- Marggi W.-A., 1992. Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae). *Documenta Faunistica Helvetiae* 13, Teil 1/Text. Neuchâtel. 477 S.
- Müller A., 1996. Host-plant specialization in western palearctic anthidiine bees (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae). *Ecological Monographs* 66, 235-257.
- Noss R.-F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-363.
- Nyffeler M. und Sunderland K.-D., 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 579-612.
- Pearson D.-L., 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: Hawksworth D.-L. (Hrsg.), *Biodiversity, measurement and estimation*, Chapman & Hall. 75-79.
- Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.
- Pfister H.-P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 35, 173-193.
- Pfister H.-P., Kohli L., Kästli P. und Birrer S., 2002. Feldhase. Schlussbericht 1991-2000. *Schriftenreihe Umwelt. Wildtiere*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- Pollard E., 1991. Monitoring butterfly numbers. In: Goldsmith F.-B. (Hrsg.), *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall. 87-111.
- Rook A.-J. und Tallwin J.-R.-B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research* 52, 181-189.
- Stork N.-E. und Samways M.-J., 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. In: Heywood V.-H. und Watson R.-T. (Hrsg.), *Global biodiversity assessment*. UNEP, Cambridge University Press. 453-544.
- van Wingerden W.-K.-R.-E., van Kreveld A.-R. und Bongers W., 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology* 113, 138-152.
- Waldhardt R. und Otte A., 2003. Indicators of plant species and community diversity in grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 339-351.
- Wcislo W.-T. und Cane J.-H., 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored food by natural enemies. *Annual Review of Entomology* 41, 257-286.
- Westrich P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson A., Buchmann S.-L., O'Toole C., Westrich P. und Williams I.-H. (Hrsg.), *The conservation of bees*, Academic Press, London. 1-16.

Felix Herzog und Philippe Jeanneret, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

Teil I

Biodiversität und ökologische Ausgleichs- flächen

2 Artenvielfalt in der Landwirtschaft: Entwicklung und Nutzen

Thomas Walter, Serge Buholzer, Andrea Kühne und Karin Schneider

Welche Bedeutung hat die Landwirtschaft für die Artenvielfalt? Wie hat sich die Artenvielfalt entwickelt? Die Frage nach dem Nutzen von Artenvielfalt oder bestimmten Artengemeinschaften stellt sich heute jeder Bewirtschafter, wenn er im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises in der Landwirtschaft mit entsprechenden Bewirtschaftungsvorschriften konfrontiert wird. Im Folgenden werden diese Fragen andiskutiert.

Menschliche Einwirkungen beeinflussen und gestalten seit den letzten 6'000 Jahren massgeblich die natürliche Vegetation Mitteleuropas. Die hauptsächlich aus Laubmischwald bestehende Vegetationsdecke wurde durch Rodungen aufgebrochen und durch Weidenutzung aufgelichtet, dadurch entstand Raum für Landwirtschaft und Siedlungen. Die Aufrechterhaltung offener Flächen zur Weidenutzung und für den Ackerbau ermöglichte es zahlreichen Tier- und Pflanzenarten sich neu anzusiedeln. In der Folge entstanden vielfältige Strukturen und neue Lebensräume. Landolt (1991) stellt fest, dass von den in der Schweiz vorkommenden 2'700 Gefässpflanzen etwa 700 Arten (25 %) nur vorhanden sind, weil der Mensch ihnen geeignete Lebensräume schuf. Im Mittelland liegt der Anteil der heimischen Flora an der natürlichen Vegetation sogar unter 50 %.

Wiesen und Rasen waren vor dem menschlichen Eingreifen nur oberhalb der Baumgrenze, in Lawinenbahnen („Lawinaren“), auf stark bewegten Geröllhalden, in Bereichen mit dauernd hohem Wasserstand, sowie auf feinerdearmen Felsen angesiedelt. Die landwirtschaftliche Nutzung ermöglichte es lichtbedürftigen Arten aus Wäldern (Fiederzwenke, Wiesenkerbel, Kohldistel), Waldlichtungen (Löwenzahn, Ampferarten, Kratzdisteln), aus natürlich waldfreien Standorten, wie Mooren, Ufern, Alpenmatten (Seggen, Binsen, Bärenklau, Knautgras, aufrechte Tresse) und aus den waldfreien Steppen mediterraner Grasheiden (Federgräser, Herbstzeitlose, Enzianarten) in die offenen Flächen einzuwandern und zu neuen Kombinationen zusammen zu treten (Ellenberg 1996). Erst in neuerer Zeit sorgte der Mensch durch Einsaat bewusst für die Ausbreitung bestimmter Arten. Das „Französische Raigras“ zum Beispiel wurde im Mittelalter eingeführt (Körber-Grohne 1993).

Mit der Entwicklung des Ackerbaus gelangten – meist zusammen mit den Kulturpflanzen – die Arten der Ackerbegleitflora aus den alten Kulturgebieten des mediterrana-

nen und vorderasiatischen Raumes nach Mitteleuropa. Arten wie Adonisröschen, Ackerrittersporn, etc. fanden in den Getreideäckern ideale Standortbedingung. Die Unkräuter der Garten- und Hackfruchtkulturen entstammten dagegen meist den heimischen Flussufern und aus nährstoffreichen Sumpflandschaften (Vogelmiere, Einjähriges Rispengras, Gänsefuss).

Diese Entwicklung zu einer grossen Biotop- und Artenvielfalt erreichte in der vorindustriellen Zwei- und Dreifelderwirtschaft ihren Höhepunkt (Ellenberg 1996).

Durch die immer stärker werdende Intensivierung, die nach dem 2. Weltkrieg begann, wurde die Artenvielfalt, die durch die Landwirtschaft einst gewonnen wurde, wieder dezimiert. Hohe Düngergaben und grosser Pestizideinsatz bedrohten den Lebensraum vieler Pflanzen-Taxa. Monokulturen begannen vorzuherrschen und die Landschaft wurde vereinheitlicht. Es verblieben wenige extensiv genutzte Wiesen und Weiden, Waldwiesen, Moore und brachliegende Felder. Flächen, deren Ertragsfähigkeit stark eingeschränkt war, wurden melioriert, oder die Nutzung wurde eingestellt. Die Aufgabe der Nutzung führte mit der Zeit zur Verbuschung dieser Flächen, was meist eine Senkung der Artenvielfalt nach sich zieht. Strukturen wie gestufte Waldränder, extensiv genutzte Wegränder, Lesesteinhaufen, Trockensteinmauern und Feldgehölze verschwanden allmählich aus der Kulturlandschaft (Landolt 1991). Durch Saatgutreinigung und die häufige Anwendung von Herbiziden, wurden viele Ackerbegleitkräuter in ihrem Bestand bedroht. Erst seit der Einführung des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz 1966 und den folgenden Verordnungen wird versucht dem Schwinden der Natur- und Kulturwerte und damit auch der Artenvielfalt auf gesetzlicher Ebene entgegenzuwirken. Der Vollzug dieser Gesetzgebung bereitet jedoch vielerorts Mühe. Die neue Landwirtschaftspolitik und die Einführung des ökologischen Ausgleiches in der Landwirtschaft haben zum Ziel, den Artenrückgang zu stoppen und sogar die Wiederausbreitung gefährdeter Arten zu ermöglichen (Kapitel 1, Tab. 1).

Bedeutung der Landwirtschaft für die Flora und Fauna

Flora

Die wichtigste Ursache für den Artenschwund ist die Habitatzerstörung. Mit den enormen Veränderungen durch Meliorationen und Intensivierungsschübe in den vergangenen Jahrzehnten sind in der Landwirtschaft unzählige Lebensräume für Pflanzen verloren gegangen. Hinzu kommt die grosse Flächenwirksamkeit, was die Bedeutung der Landwirtschaft für den Artenrückgang verstärkt. Korneck und Sukopp (1988) weisen der Landwirtschaft die grösste Verantwortung für den Artenschwund in Deutschland zu. Natürlich ist sie aber nicht alleine für den Rückgang der Biodiversität verantwortlich,

auch Forstwirtschaft, Tourismus und Erholung, Siedlung, Gewerbe, Industrie und Verkehr haben dazu beigetragen. Diese Beurteilung kann für die Schweiz übernommen werden.

Die Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (Moser *et al.* 2002) zählt insgesamt 3'144 Pflanzen-Taxa für die Schweiz. Davon gelten 990 oder 31,5 % als gefährdet. Kriterien für die Einstufung in die Gefährdungskategorien sind die Abnahme des Bestandes, geringe geographische Verbreitung und ungenügende Populationsgrösse. Wie viele Pflanzenarten/Taxa insgesamt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen der Schweiz vorkommen, lässt sich aus der vorhandenen Literatur nur grob ableiten. Landolt (1991) ordnet die Pflanzen acht ökologischen Gruppen zu. Fünf dieser acht Gruppen können zumindest anteilig oder sogar vorwiegend der Landwirtschaftlichen Nutzfläche zugeordnet werden (Abb. 1).

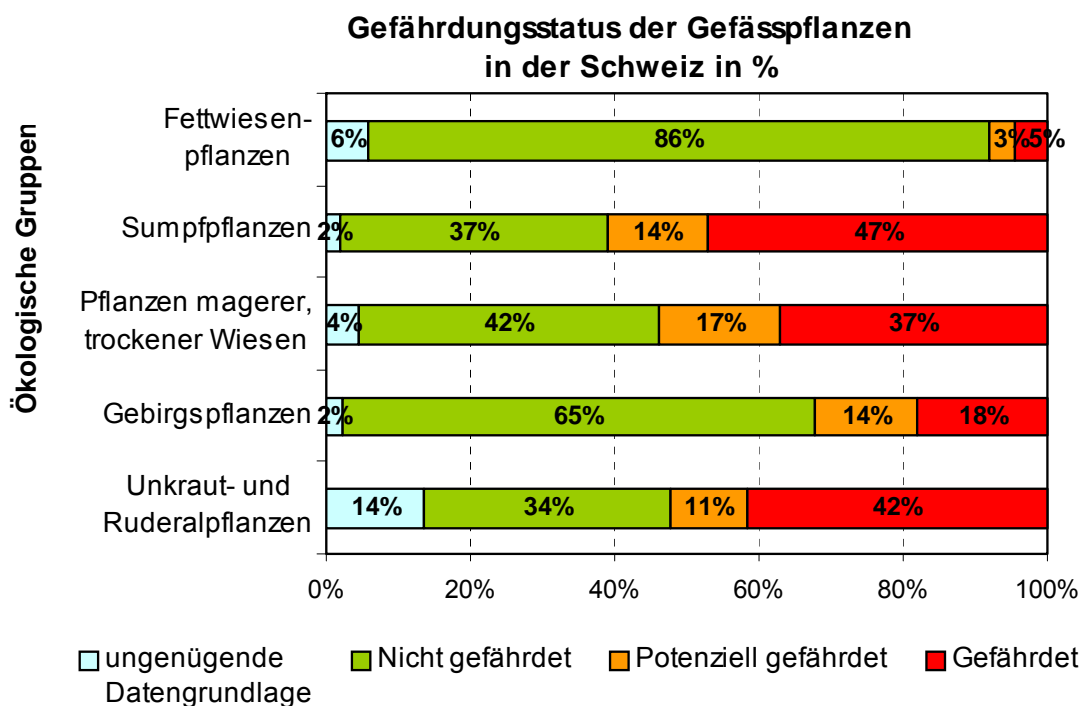


Abbildung 1: Verteilung der Pflanzen-Taxa der Schweiz nach Gefährdungskategorien in fünf ökologischen Gruppen in der Landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Landolt (1991).

Die artenreichste ökologische Gruppe bilden die Unkraut und Ruderalpflanzen. In dieser Gruppe sind 42 % der Pflanzen-Taxa gefährdet (Abb. 1). Viele dieser Arten haben ihr Verbreitungsoptimum ausserhalb der Schweiz und die Äcker und Rebberge sind für sie nur Sekundärhabitats.

Weiter sind Sumpfpflanzen und Pflanzen magerer (trockener oder wechsellückiger) Wiesen vom Artenschwund stark betroffen. 90 % der Trockenwiesen und –weiden gingen verloren (Eggenberg *et al.* 2001); dort sind 37 % der Pflanzenarten gefährdet. Bei den Mooren und Nasswiesen gingen 90 % der Flächen verloren (Grünig 1994) und 47 % der Arten gelten heute als gefährdet

Bei den Arten der Fettwiesen sind von gesamtschweizerisch (bzw. im Mittelland) 86 (bzw. 72) Arten 4 (bzw. 5) als Rote Liste Arten und 3 (bzw. 4) als potenziell gefährdete Arten bezeichnet. Die Angaben zu den anderen ökologischen Gruppen, wie Waldpflanzen, Pionierpflanzen niedriger Lagen und Wasserpflanzen können nur teilweise oder gar nicht mit der landwirtschaftlichen Nutzung in Bezug gesetzt werden. Hier wäre eine genauere Analyse erforderlich.

Die Bedeutung der Landwirtschaft und ihre Verantwortung für die Erhaltung und Förderung der Pflanzenarten-Vielfalt in der Schweiz werden durch diese Zahlen eindrücklich belegt.

Fauna

Für die Schweiz sind bis anhin ca. 26'000 Tierarten beschrieben. Die Zahl der tatsächlich vorkommenden Arten wird auf etwa 41'000 geschätzt (Baur *et al.* 2004). Viele dieser Arten nutzen offenes Kulturland. Unter den 195 Brutvogelarten können 99 als Kulturlandarten im weiteren Sinne bezeichnet werden, wobei für 42 Arten das Kulturland der Hauptlebensraum darstellt (Kohli und Birrer 2003). Während 57 der Kulturland-Arten von der Qualität im Kulturland profitieren, sind 41 Arten entweder existenziell auf hohe ökologische Qualität des offenen oder halboffenen Kulturlandes angewiesen oder haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in solchen Räumen. Bei den Tagfaltern und Heuschrecken nutzen über 80 % der Arten Grasland (Schneider und Walter 2001). Über 50 % der Tagfalter und über 60 % der Heuschrecken sind gemäss Roter Listen in der Schweiz ausgestorben oder verschollen, gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Gonseth 1994, Nadig und Thorens 1994). Als wichtigste Gefährdungsur-sachen der Tagfalter aufgeführt sind:

- Nutzungsänderung und Verbrachung von Streuwiesen;
- Düngung von Mähwiesen und Weiden;
- Drainage und Nutzung von Mooren und anderen Feuchtgebieten;
- Vergrösserung der Weinanbauflächen auf Kosten von Trockenrasen;
- Zerstörung des Strauchgürtels von Waldrändern, Baumgruppen und Hecken.

Für diese drei Tiergruppen sind zudem Schnitt- und Bestossungszeitpunkte sowie die Bewirtschaftungsgeräte mitbestimmend, ob eine Vogelbrut oder die Reproduktion und Entwicklung von Tagfaltern oder Heuschrecken möglich ist (Walter 2000, Birrer *et al.* 2001).

Zur Entwicklung der Fauna in den letzten Jahrzehnten können zurzeit kaum Aussagen vorgenommen werden, da ein Monitoring erst seit kurzem in Angriff genommen wurde, und die Wiederholungskartierungen erst erfolgen werden. Nur wenige Studien erlauben einen Vergleich. Ein solcher Vergleich kann auf nationaler Ebene für die Brutvögel für die Zeiträume von 1972-1976 und 1993-1996 vorgenommen werden. Er zeigt, dass die gefährdeten Vogelarten mit Vorkommensschwerpunkt im offenen Kulturland in diesen 20 Jahren stark zurückgegangen sind (Schmid *et al.* 1998).

Funktionen und Leistungen von Biodiversität

Ökosysteme mit ihren Organismengemeinschaften und Funktionen erbringen für uns lebensnotwendige Leistungen von enormem ökonomischem Wert. Die landwirtschaftliche Produktion ist direkt von vielen dieser Funktionen abhängig, kann sie jedoch auch stark beeinträchtigen. Der Biodiversität und der Artenvielfalt in der Landwirtschaft ist daher eine grosse Bedeutung beizumessen. Di Giulio *et al.* (2002) und Baur *et al.* (2004) beschreiben folgende Funktionen und Leistungen von Ökosystemen.

Bodenfruchtbarkeit

Im Boden findet man die verschiedenartigsten Lebewesen wie Regenwürmer, Milben, Springschwänze, Bakterien, Pilze und Fadenwürmer. Diese Lebewesen zerlegen organisches Material in ihre Bausteine, die somit wieder den Pflanzen als Nährstoffe zur Verfügung stehen. Durch die Bodenlebewesen werden die Nährstoffe besser im Boden zurückgehalten was das Auswaschungsrisiko reduziert. Zudem lockern die Bodenlebewesen den Oberboden, was die Wasserspeicherfähigkeit verbessert. Die Wurzeln der Pflanzen können in gelockerter Erde bis in tiefere Schichten dringen und dort vorhandene Nährstoffe und Wasser erreichen. Ausserdem sondert der Regenwurm Kot und Schleim ab, was das Bodengefüge stabilisiert und so die Erosion vermindert. Die Aufrechterhaltung der Nährstoffkreisläufe durch Ökosysteme entspricht global einem Gegenwert von jährlich ca. 17'000 Milliarden US\$ (Costanza *et al.* 1997).

Bestäuberleistung

Eine weitere wichtige Dienstleistung einer hohen biologischen Vielfalt ist das Bestäuben von Kulturpflanzen. 80 % unserer Nahrungspflanzen werden von Insekten be-

stäubt. Meist ist im Laufe der Zeit eine enge Anpassung zwischen der Pflanze und ihrem Bestäuber entstanden. Beide sind so aufeinander angewiesen, dass das Verschwinden des einen das Aussterben des anderen nach sich ziehen kann.

Die bekanntesten Bestäuber sind sicher die Honigbienen. aber diese sind weit weniger effizient in ihrer Bestäubungsarbeit als viele Wildbienen. Ausserdem kann es auch sehr riskant sein sich auf die Arbeit einer einzigen Art zu verlassen, wie eine Milbenepidemie unter den amerikanischen Honigbienenvölkern Ende der neunziger Jahre zeigte. Viele Pflanzen blieben unbestäubt, die Ernteerträge sanken erheblich, und einige Nahrungsmittel wurden teurer (Gleich *et al.* 2000). In den USA wird der ökonomische Wert der Bestäuberleistung auf mehrere Milliarden Dollar geschätzt, und in der Schweiz beträgt die Endproduktion des von Bestäubern abhängigen Beeren- und Obstsektors jährlich 300-400 Millionen CHF (Baur *et al.* 2004).

Wasserhaushalt

Die natürliche Vegetation spielt eine zentrale Rolle für den Wasserhaushalt. Sie reinigt das Wasser, schützt vor Erosion und hält mit den Wurzeln Wasser und Nährstoffe länger im Boden. Wälder und Moore wirken als ausgleichende Regenspeicher, die auch Überschwemmungen verhindern können. Costanza *et al.* (1997) schätzen den Gegenwart dieser Ökosystemleistung global auf 2'800 Milliarden US\$ und die Kosten für die Entsorgung und Reinigung von Abwasser auf 2'300 Mia. US\$.

Biologische Schädlings- und Unkrautkontrolle

Eine vielfältige Naturlandschaft rund um Kulturland bietet Lebens-, Nist- und Überwinterungsraum für zahlreiche Nützlinge. Tiere wie Marienkäfer, Florfliegen, Schwebfliegen und Raubmilben sind hervorragende Schädlingsvernichter. Um in grosser Anzahl vorhanden zu sein, wenn der Schädling auftritt, und diesen zu dezimieren, brauchen die Nützlinge eine diverse natürliche Landschaft, da sie nur in einer solchen die erforderlichen Voraussetzungen für ihre Entwicklung finden.

Medizin

Viele der heute bedeutendsten medizinischen Wirkstoffe wurden ursprünglich oder werden immer noch aus Pflanzen oder Tieren gewonnen, und das Potenzial ist noch längst nicht ausgeschöpft. Der Umsatz mit solchen Medikamenten beträgt weltweit viele Milliarden Dollar. Nach Farnsworth (1992) sind Milliarden von Menschen von Pflanzen als Arzneilieferanten abhängig.

Tourismus, Naherholungsraum

Viele Gebiete profitieren von ihrer schönen Natur, da diese Touristen anzieht, die bereit sind viel Geld zu bezahlen, um ihre Ferien in dieser Gegend zu verbringen.

Artenreichtum hebt den Erholungswert eines Gebietes und wird von der Bevölkerung auch als solcher erkannt und geschätzt. Jacot *et al.* (2004) konnten zeigen, dass die Leute vielfältige Wiesenstreifen von artenärmeren unterscheiden können und erstere als schöner taxieren. Je artenreicher ein Wiesenstreifen war, umso besser wurde er von den befragten Personen bewertet. Diese Resultate zeigen, dass die Menschen Artenreichtum schätzen und als schön empfinden.

Fazit

Artenvielfalt hat sowohl einen intrinsischen Wert als auch einen Nutzwert. Der intrinsische Wert leitet sich aus der ethischen Verpflichtung des Menschen als der erfolgreichsten Spezies der Erde für die Erhaltung der Vielfalt des Lebens ab. Den Nutzwert haben wir mit den oben genannten Beispielen illustriert. Die Landwirtschaft arbeitet direkt mit der belebten Umwelt und hat deshalb sowohl eine direkte Verantwortung als auch ein Interesse daran, dass diese intakt bleibt und gegenwärtige und zukünftige Möglichkeiten, welche die Artenvielfalt bietet, erhalten bleiben.

Literatur

- Baur B., Duelli P., Edwards P.-J., Jenny M., Klaus G., Künzle I., Martinez S., Pauli D., Peter K., Schmid B., Seidl I. und Suter W., 2004. Biodiversität in der Schweiz. Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt Verlag. 237 S.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. und Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? Schriftenreihe der FAL 39, 47-52.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon M., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.-V., Paruelo J., Raskin R.-G., Sutton P. und van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Di Giulio M., Meier H., Uehlinger G. und Reisner Y., 2002. Biologische Vielfalt in der Kulturlandschaft, Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen.
- Duelli P., 2004. Wieviele Arten leben in der Schweiz? Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft 61. 4 S.
- Ellenberg H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. Auflage. Verlag Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Eggenberg S., Dalang T., Dipner M. und Mayer C., 2001. Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung, Technischer Bericht. Schriftenreihe Umwelt 235. BUWAL. 244 S.
- Farnsworth N.-R., 1992. Die Suche nach neuen Arzneistoffen in der Pflanzenwelt. In: Wilson E.-O. (Hrsg.), Ende der biologischen Vielfalt? Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Gleich M., Maxeiner D., Miersch M. und Nicolay F., 2000. Life counts - Eine globale Bilanz des Lebens. Berlin Verlag. 287 S.
- Gonseth Y., 1994. Rote Liste der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.), Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ. 48-51.
- Grünig A., 1994. Mires and Man. Mire Conservation in a Densely Populated Country – the Swiss Experience. WSL Birmensdorf. 415 S.
- Jacot K., Junge X., Bosshard A. und Lindemann Matthias P., 2004. Säume: Bessere Vernetzung, weniger Unkraut. *Die Grüne* 21/2004, 19-21.
- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland - Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

- Körber-Grohne U., 1993. „Urwiesen“ im Berg- und Hügelland aus archäobotanischer Sicht. *Diss. Bot.* 196, 453-468.
- Korneck D. und Sukopp H., 1988. Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe Vegetationskunde (Bonn-Bad Godesberg)* 19. 210 S.
- Landolt E., 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz: mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. *BUWAL*. 185 S.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wylar N. und Palese R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Arten, Farn- und Blütenpflanzen. *BUWAL*. 121 S.
- Nadig A. und Thorens P., 1994. Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.), *Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. *BUWAL, EDMZ*. 66-68.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Lichtenstein. *Schweizer Vogelwarte Sempach*. 574 S.
- Schneider K. und Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Schriftenreihe der FAL* 39, 34-44.
- Schwartz M.-W., Brigham C..A., Hoeksma J..D., Lyons K..G., Mills H..M. und van Mantgem P..J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122, 297-305.
- Walter T., 2000. Massnahmen zur Förderung der Biodiversität in der schweizerischen Landwirtschaft. *Schriftenreihe der FAL* 31, 15-18.

Thomas Walter, Serge Buholzer, Andrea Kühne und Karin Schneider, Agroscope
FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

3 Surfaces de compensation écologique: évolution dans le temps et distribution dans l'espace

Olivier Roux et Beatrice Schüpbach

L'analyse de l'évolution de la compensation écologique (CE) dans le temps et dans l'espace a montré que l'objectif quantitatif de politique agricole n'a été que partiellement rempli: Si les 108'000 ha de surfaces de compensation écologique (SCE) sur l'ensemble du territoire ont déjà été atteints en l'an 2000, il faudra encore plusieurs années avant de parvenir aux 65'000 ha visés en région de plaine.

Les surfaces de prairies peu intensives sont en diminution depuis 1998, les prairies extensives dominant actuellement la composition de la CE. Sur les terres assolées, les surfaces de jachères florales ont crû de manière spectaculaire. Ce type est, avec un peu moins de 2'500 ha, le plus répandu dans l'assolement et représente jusqu'à 7 % de la CE dans la région bio-géographique du Bassin lémanique et rhéman.

Des analyses dans trois régions ont démontré une relative constance dans la durée et l'emplacement des SCE. Il n'y a pas de tendance particulière en ce qui concerne l'orientation et la distance des SCE par rapport aux cours d'eau, mais les SCE sont cependant mises en place de préférence sur des terrains relativement plats ou au contraire caractérisés par une pente prononcée, et à proximité immédiate de forêt.

L'introduction des paiements directs dans le droit agricole suisse en 1992 a permis la rétribution de prestations d'intérêt public fournies par l'agriculture. Le maintien et l'encouragement à la mise en place de "surfaces particulièrement proches du milieu naturel dans l'intérêt de la protection des eaux, du sol et de la nature (surfaces de compensation écologique, SCE)" étaient l'un des objets visés par ce système (Feuille fédérale 1992). La mesure de compensation écologique (CE) a été concrétisée par l'introduction d'une palette de différents types de SCE dans l'Ordonnance sur les contributions écologiques (OCEco) en 1993 (Tab. 1). A chaque SCE sont liées des conditions et des charges permettant d'assurer le maintien, voire l'obtention de milieux propices à la biodiversité.

Table 1: Principales étapes du développement des mesures écologiques dans l'agriculture Suisse.

Année	Evénements
1993	<p>Introduction dans l'Ordonnance sur les contributions écologiques (OCEco) des SCE suivantes (avec contributions):</p> <p><i>Prairies extensives, surfaces à litière, haies et bosquets champêtres, prairies peu intensives, arbres fruitiers haute-tige, prairies extensives sur terres assolées gelées (PESTAG).</i></p> <p>Introduction dans l'OCEco de la Production intégrée (PI) et de la culture biologique (bio), avec obligation de consacrer 5 % de la SAU à la CE, les cultures spéciales non-comprises. Outre les SCE avec contributions citées ci-dessus, sont imputables les types suivants (non rétribués):</p> <p><i>Pâturages extensifs; pâturages boisés; bandes culturales extensives; arbres isolés indigènes; fossés humides; surfaces rudérales; murs de pierre sèches; chemins naturels; autres SCE.</i></p> <p>Edition des "Directives concernant la compensation écologique dans l'exploitation agricole" par la vulgarisation (SRVA, LBL). Ce document largement distribué sera mis à jour annuellement par la suite.</p>
1994	Introduction des jachères florales dans les SCE rétribuées.
1996	<p>Révision total de l'OCEco. Les taux de contributions sont augmentés et les conditions et charges adaptées. Au niveau de la production intégrée, la mise en place de 5 % de la SAU en CE devient obligatoire également pour les cultures spéciales, sauf pour les vignes.</p> <p>Assise constitutionnelle de la CE avec l'adoption par le peuple de l'article 31 octies.</p>
1999	<p>PA 2002: Abrogation de l'OCEco et introduction de l'Ordonnance sur les paiements directs (OPD). La PI est transformée en 'Prestations Ecologiques Requises' (PER) obligatoires. La part de SAU à consacrer à la CE passe à 3.5 % des cultures spéciales (vignes comprises) et 7 % du reste.</p> <p>Suppression du type PESTAG (période transitoire jusqu'à fin 2000) et introduction des <i>bandes culturales extensives rétribuées, des jachères tournantes et des surfaces viticoles à haute diversité biologique.</i></p> <p>Introduction de la notion de qualité dans la législation avec la possibilité, d'une part, d'exclusion des surfaces gérées de manière inappropriée et, d'autre part, de changement d'emplacement de la parcelle avant le terme légal au profit d'une amélioration qualitative.</p> <p>Ajustement des conditions et charges ainsi que des taux de contributions de quelques types.</p>
2001	Introduction de l'Ordonnance sur la qualité écologique, OQE, 4 avril 2001, RS 910.14.

En proposant un éventail de SCE dans lequel chaque exploitant peut y trouver le type le plus adapté à ses conditions agro-géographiques (Tab. 2), le législateur visait, en plus du respect de l'égalité de droit, une répartition uniforme de la CE sur le territoire national. Ainsi l'agriculture financerait un 'socle' de la CE, tandis que d'autres initiatives nationales ou régionales y ajouteraient un 'bonus' pour encourager ou maintenir des qualités particulièrement recherchées. Au cours du temps, et malgré les constantes corrections, il s'est avéré nécessaire que l'agriculture prenne à son compte une partie du 'bonus' avec l'Ordonnance sur la qualité écologique afin d'améliorer l'efficacité de la mesure. Il n'en reste pas moins que les objectifs déclarés sont d'ordre quantitatif : 65'000 ha de SCE en région de plaine (zone de grandes cultures ZGC, zone intermédiaire ZI, zone de collines ZC) et 108'000 ha de SCE sur l'ensemble du territoire, les arbres fruitiers haute-tige n'étant pas pris en compte (Feuille fédérale 1996, Feuille fédérale 2002).

Table 2: Description des types de SCE. Les numéros des types se réfèrent à la brochure 'Compensation écologique dans l'exploitation agricole du SRVA et LBL (2001).

Situation et contributions	Type	Fumure	Traitements phytosanitaires	Utilisations, particularités	Durée
SCE sur surfaces herbagères permanentes*	1a. Prairies extensives: Prairies maigres en milieux secs ou humides	Aucune	Plante par plante	Fauche, min. 1X par an. Exportation de la récolte. Au plus tôt: 15.6 ZGC-ZC, 1.7 ZM I et II 15.7 ZM III et IV	Min. 6 ans sur le même emplacement
	5. Surfaces à litière: Prairies sur sols humides ou inondés	Aucune	Aucun	Fauche pour la litière. Exportation de la récolte. Max. 1X par an après le 1.9, min. 1X par 3 ans.	Min. 6 ans sur le même emplacement
	10a. Haies, bosquets champêtres et berges boisées: Haies basses, arbustives et arborées, brise-vent, bosquets, talus boisés, berges boisées	Aucune	Aucun	Bande herbeuse (ourlet) de 3 mètres avec conditions et charges tel que type 1a.	Min. 6 ans
	4. Prairies peu intensives: Prairies légèrement fumées en milieux secs ou humides	Fumier / compost év. lisier avec restrictions	Plante par plante	idem 1a.	Min. 6 ans sur le même emplacement
SCE sur terres assolées*	1b. Prairies extensives sur terres assolées gélées	idem 1a	idem 1a	idem 1a. En région de plaine. (Abandonné depuis 2000)	idem 1a
	6. Bandes culturales extensives: Bandes de culture exploitées de façon extensive dans les grandes cultures	Aucune azotée	Aucun insecticide. Plante par plante	En région de plaine. Céréales, colza, tournesol, pois, féverole ou soja. Min. 3 m de large, max. 12 m. Récolte à maturité.	Min. 2 cultures principales sur le même emplacement
	7a. Jachères florales: Bandes pluriannuelles semées d'herbacées sauvages indigènes	Aucune	Plante par plante	En région de plaine. Fauche de la moitié entre 1.10 et 15.3. Semences agréées uniquement. Min. 3 m de large.	Min. 2 ans, max. 6 ans au même endroit
	7b. Jachères tournantes: Surfaces semées ou couvertes d'herbacées sauvages indigènes	Aucune	Plante par plante	En région de plaine. Fauche entre le 1.10 et le 15.3. Semences agréées.	Annuelle ou bisannuelle
Arbres*	8a. Arbres fruitiers haute-tige: Arbres de fruits à noyaux, à pépins ou noyers ainsi que châtaigniers dans châtaigneraies entretenues (Selwen).		Modéré sur les arbres, pas d'herbicide	Fruitiers à noyau: min. 1,2 m de haut, min. 1.6m pour les autres. Min. 20 arbres par exploitations. Densité maximale prescrite. 100m ² /arbre imputable, max 50 % des SCE par exploitation en arbres fruitiers haute tige.	
SCE de	2. Pâturages extensifs: Pâturages maigres	Aucune	Plante par plante	Aires non extensives déduites	

	3. Pâturages boisés: Forme traditionnelle d'utilisation mixte	Seulement engrais de ferme avec accord	Seulement avec accord		
	15. Surfaces viticoles à haute diversité biologique	Organique, bio conforme	Herbicide plante par plante; sinon bio-logique, biotechnique ou de classe N	Couverture du sol: Flore accompagnatrice diversifiée (critères cantonaux). Fauche alternée et entretien réglés par le canton.	
	16. Autres SCE: Milieux naturels à valeur écologique spécifique			Conditions et autorisations fixées par le service cantonal de la protection de la nature.	
SCE 'structurant le paysage**	10b. Haies, bosquets champêtres et berges boisées	idem 10a.	idem 10a.	Utilisation de la bande herbeuse peut être différente de celle prescrite pour le type 1a.	
	11. Fossés humides, mares, étangs: Plan d'eau ou surfaces généralement inondées	Aucune	Aucun	Bande herbeuse de 3 m.	
	12. Surfaces rudérales, tas d'épierreage et affluements rocheux: Végétations non ligneuse sur remblais, décombres ou talus	Aucune	Aucun	Pas d'utilisation agricole. Bande herbeuse de 3 m. Entretien tous les 2-3 ans en automne.	
	13. Murs de pierres sèches: Murs de pierres naturelles peu ou pas jointoyés.	Aucune	Aucun	Min. 50 cm de hauteur	
	14. Chemins naturels non stabilisés	Aucune	Aucun	Revêtement: herbe, terre, gravier avec au moins 1/3 de couverture herbacée. 1 m de bande herbeuse de chaque côté.	
Arbres**	8b. Arbres fruitiers haute-tige	idem 8a	idem 8a	Hauteur de tronc: idem 8a. Imputation dès 1 arbre par exploitation. Densité max 100 arbres par ha. Peuvent se trouver dans des cultures fruitières.	
	9. Arbres isolés indigènes adaptés au site, allées d'arbres: Chênes tilleuls, ormes, saules, arbres fruitiers, conifères	Aucune	Aucun	10 m minimum entre deux arbres.	

* = SCE sur la surface agricole utile (SAU), avec contributions. ** = SCE sur la surface d'exploitation (SE), sans contributions. ZGC = Zone de grandes cultures, ZC = Zone de collines, ZM = Zone de montagnes.

Evolution des SCE depuis leur introduction selon les types

L'évolution des SCE a été observée au niveau national d'une part, et au niveau régional dans trois régions d'étude d'autre part. Au niveau national, le système d'information de politique agricole SIPA a été utilisé. Ce système comprend une base de données contenant toutes les données de structures et de paiements de chaque exploitation agricole suisse depuis 1999. Les données antérieures utilisées ici proviennent du rapport annuel 'Paiements directs versés à l'agriculture en 1998' (OFAG 1999).

En terme de surface, les prairies extensives sont, depuis 2001, le type de SCE le plus important. Avec près de 49'000 ha, elles représentaient en effet près de 42 % de la surface consacrée à la CE en 2003 (Tab. 3). Les prairies extensives et les surfaces à litière ont connu une constante augmentation et, en particulier, une croissance conséquente entre 2000 et 2003 (+ 13'139 ha). La croissance de la surface totale des CE étant relativement faible (Tab. 3, Fig. 1), les explications de ce phénomène se situent au niveau de la dynamique interne du système. Les prairies peu intensives sont, d'une part, en net recul depuis 1998 alors qu'elles étaient le type le plus important de SCE jusqu'en 2001 : une partie des prairies peu intensives a pu être transférée dans la catégorie des prairies extensives dès la fin de la durée légale de 6 ans. D'autre part, la suppression du type PESTAG intervenue en 1999 peut également jouer un rôle : ces terres ne pouvaient plus être considérées comme assolées car sans labour pendant plus de 5 ans, et ces surfaces montraient des limites croissantes quant à leur qualité écologique. Par conséquent, il a été annoncé dès 1998 que ce type était supprimé de la palette des SCE. Une grande partie des PESTAG, probablement les plus âgées, a ainsi pu être transférée dans la catégorie des prairies extensives.

Table 3: Evolution des surfaces de compensation écologique (en hectares et en nombre d'arbres). nd = statistiques non disponibles.

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
SCE de type 'surface', en ha											
Prairies extensives	19'319	22'206	23'274	31'421	37'299	37'999	34'148	38'672	43'926	46'071	48'695
Surfaces à litière							4'713	3'712	4'788	6'571	6'828
Haies, bosquets et berges boisées (avec ourlet)							2'283	2'275	2'274	2'317	2'336
Prairies peu intensives	31'038	30'428	32'547	38'485	41'486	42'344	40'388	40'106	38'620	36'928	35'263
Prairies extensives sur terres assolées gelées	1'104	2'003	2'804	4'805	6'841	8'245	6'642	5'712			
Jachères florales		77	79	154	256	380	746	1'315	1'961	2'283	2'423
Jachères fourmantes							328	1'019	1'281	1'325	1'311
Bandes culturales extensives							59	48	44	35	31
Pâturages extensifs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	11'910	12'840	13'912	14'647	15'174
Pâturages boisés	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'772	1'677	1'626	1'572	1'592
Surfaces viticoles à haute biodiversité	nd	nd	nd	nd	nd	nd	132	128	116	134	120
Haies, bosquets et berges boisées (sans ourlet)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'562	835	676	612	660
Surfaces rudérales	nd	nd	nd	nd	nd	nd	117	123	571	125	206
Chemins naturels non stabilisés	nd	nd	nd	nd	nd	nd	398	382	375	365	365
Fossés humides, mares, étangs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	280	270	278	289	284
Murs de pierres sèches	nd	nd	nd	nd	nd	nd	366	352	54	55	52
Autres SCE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'374	949	1'180	1'435	1'110
Total des SCE 'surface'							107'219	110'415	111'681	114'764	116'449
SCE de type 'arbre', en nombre x 1000											
Arbres fruitiers haute-tige (avec contributions)	1'904	2'139	2'224	2'398	2'487	2'517	2'463	2'471	2'441	2'420	2'412
Arbres fruitiers haute-tige (sans contributions)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	138	163	71	72	67
Arbres isolés indigènes	nd	nd	nd	nd	nd	nd	65	92	101	106	92
Total des SCE 'arbres'							2'667	2'726	2'613	2'597	2'571

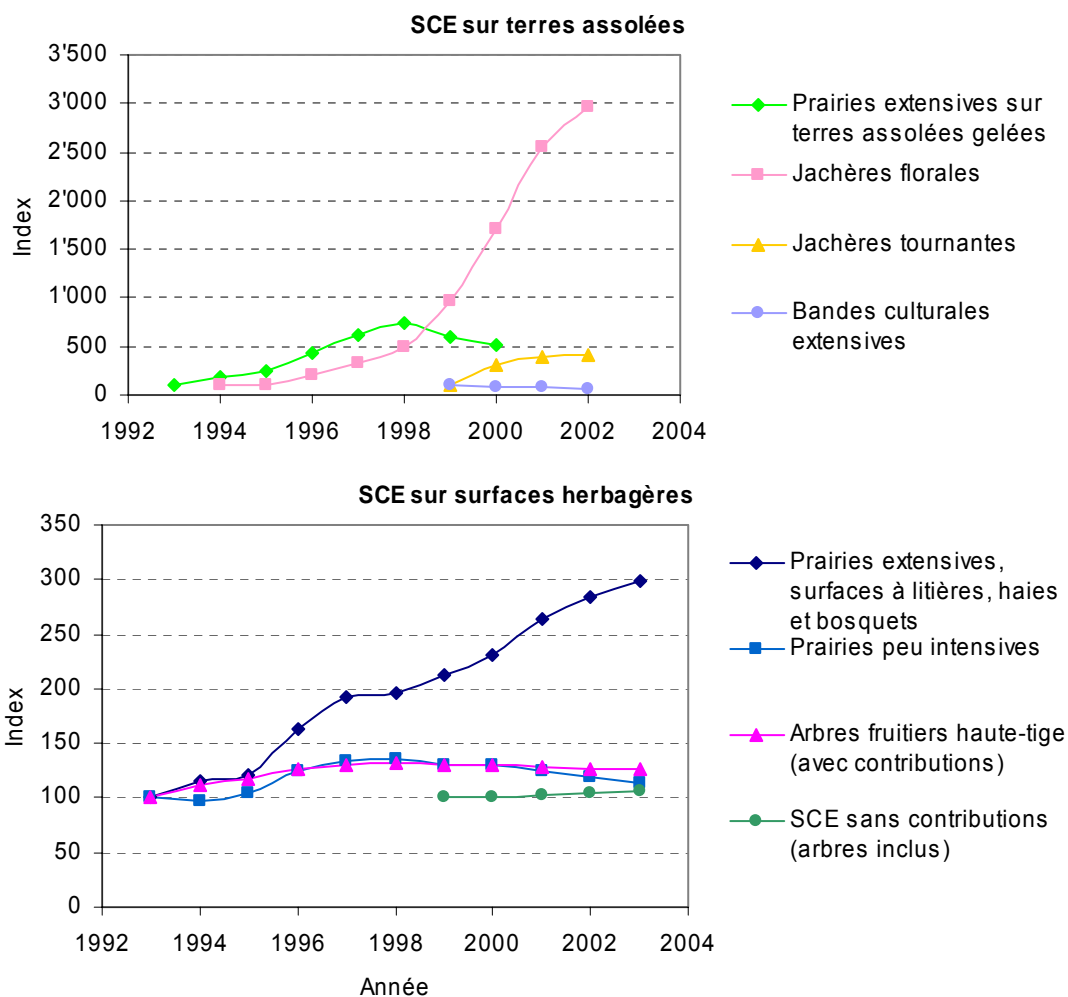


Figure 1: Evolution des surfaces de compensation écologique. Index = 100 fixé à l'année d'introduction du type.

Avec la suppression des PESTAG, des alternatives pour les terres assolées ont été introduites dans le système en 1999. Les jachères tournantes ont rapidement trouvé leur place et ont atteint un plateau avec une surface d'environ 1'300 ha. Les bandes culturales extensives n'ont par contre pas reçu un accueil favorable par la pratique, et leur contribution à la CE nationale est négligeable. L'élément marquant sur les terres assolées est le taux d'accroissement spectaculaire des jachères florales (Fig. 1). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce phénomène: les jachères florales sont tout d'abord attractives d'un point de vue visuel, ce qui a incité les localités à encourager leur mise en place dans les environs des agglomérations ; le marché des semences s'est également grandement amélioré à la fin des années 90 ; les modifications des conditions et charges apportées en 1999 permettent de mieux gérer, grâce aux nouvelles durées de mise en place, les problèmes de mauvaises herbes et de dégénérescence précoce de

la composition botanique, ce qui a contribué au succès des jachères florales ; enfin, les jachères florales sont devenues le type de SCE le plus attractif financièrement après la suppression des PESTAG, avec une contribution de 3'000 Frs/ha. En 2003, les jachères florales contribuaient pour 2,1 % de la CE (arbres non compris) et recouvraient près de 0,6 % des terres assolées suisses.

D'un point de vue quantitatif, les types de SCE non rétribués sont, à l'exception notable des pâturages extensifs et dans une moindre mesure des pâturages boisés, moins significatifs. Les pâturages boisés représentaient 13 % de la surface de CE suisse en 2003 (Tab. 3).

Une partie de l'objectif de politique agricole est atteint, puisque plus de 108'000 ha de CE sont d'ores et déjà mis en place et entretenus sur l'ensemble du territoire suisse.

Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques et zones de production en 2003

Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques en 2003

La Figure 2 montre la distribution de la CE dans les différentes régions biogéographiques suisses en 2003. Dans toutes les régions, les SCE de type herbage prédominent fortement. Ainsi, les prairies extensives représentent près de 60 % de la CE de la région du Bassin lémanique et rhénan (minimum de 15 % dans les Alpes centrales occidentales) ; les prairies peu intensives dominent la CE des Alpes centrales orientales avec 62 % ; les pâturages extensifs et les prairies peu intensives sont les types les plus représentés dans les Alpes centrales occidentales, avec 38 % et 41 % de la CE. Les prairies à litière entrent de manière substantielle dans la composition de la CE des régions des Préalpes (18,2 %), des Alpes septentrionales (14 %) et du plateau oriental (13,3 %). Les SCE appropriées aux terres assolées et les haies, bosquets et berges boisées entrent de manière non négligeable dans la composition de la CE de la moitié nord de la Suisse, essentiellement à l'ouest, avec un maximum de 7 % de la CE dévolu aux jachères florales dans le bassin lémanique et rhénan. Enfin, les autres SCE entrent pour près de 10 % de la CE de la région du Jura et Randen : cela est lié aux pâturages boisés, forme d'exploitation traditionnelle typique de cette région. Les arbres sont quant à eux présents principalement dans le plateau oriental et occidental (Tab. 4).

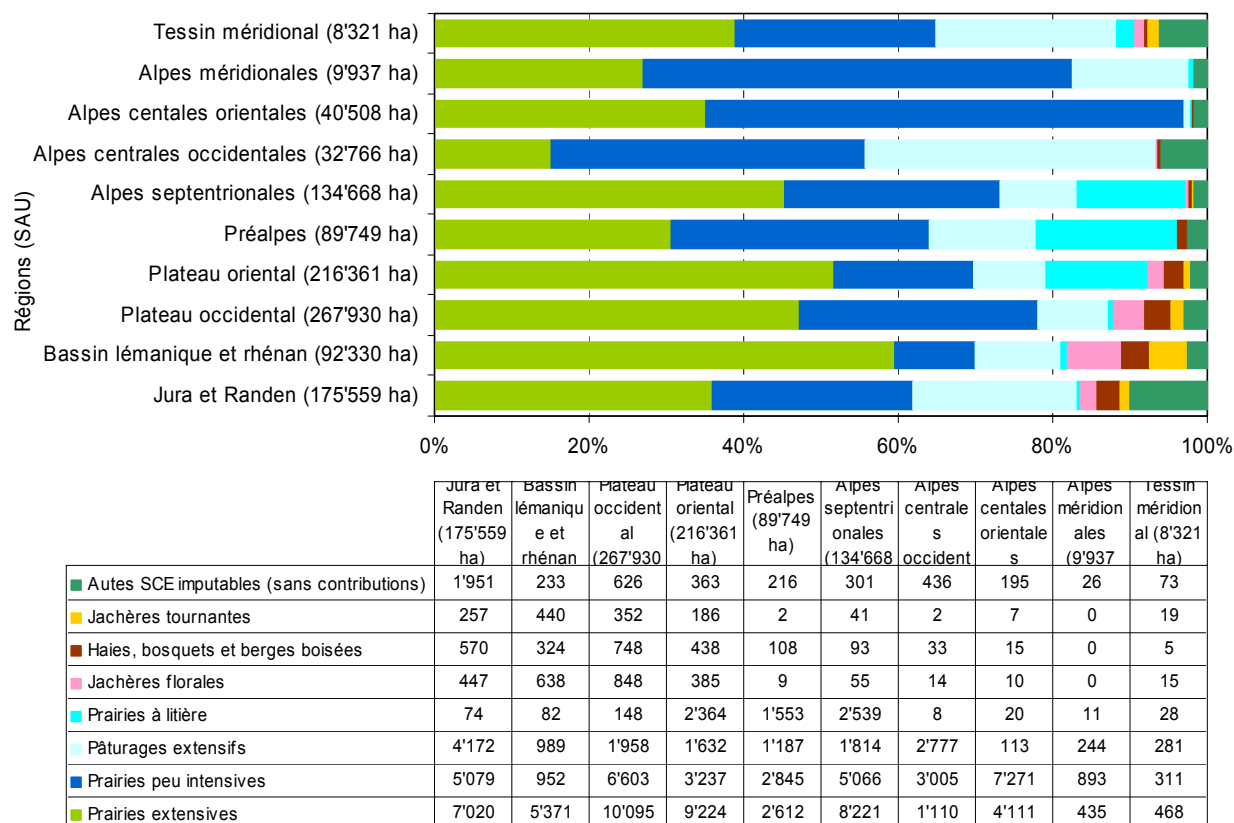


Figure 2: Distribution des SCE dans les différentes régions biogéographiques en 2003. Surfaces en hectares.

Table 4: Distributions des arbres (nombre total d'arbres et nombre d'arbres par hectare de SAU) dans les régions biogéographiques en 2003.

Regions biogéographiques	Arbres*	Arbres par ha SAU
Alpes centrales orientales	15'847	0,39
Alpes méridionales	6'294	0,79
Alpes centrales occidentales	54'682	1,67
Alpes septentrionales	241'881	1,80
Bassin lémanique et rhénan	170'659	1,85
Tessin méridional	17'009	2,04
Plateau occidental	600'095	2,24
Jura et Randen	394'232	2,25
Préalpes	205'401	2,29
Plateau oriental	864'816	4,00

* Type 8a, 8b et 9

Distribution des SCE dans les différentes zones de production en 2003

La CE de la plaine est largement dominée par les prairies extensives et les SCE dévolues aux terres assolées, mais les prairies peu intensives prédominent dans la région de montagne (Tab. 5). La CE représente une surface totale similaire dans les deux régions, mais des pourcentages de la SAU fort différents. Ainsi, la CE représente moins de 10 % de la SAU de la région de plaine, pour une surface totale de 57'118 ha en 2003 ; l'objectif de politique agricole de 65'000 ha pour cette région n'est donc pas atteint. L'examen du développement de la CE dans le temps en région de plaine montre qu'il est peu probable que cet objectif soit atteint en 2005 (Fig. 3).

Table 5: Distribution des surfaces de compensation écologique dans les zones de production en 2003.

Types de SCE	Zones			
	Grandes cultures et intermédiaires	Collines	Montagne I & II	Montagne III & IV
Prairies extensives	24'110	6'206	8'254	10'125
Surfaces à litière	1'831	651	3'375	972
Haies, bosquets et berges boisées (avec ourlet)	1'326	452	500	57
Prairies peu intensives	7'583	4'156	9'064	14'458
Jachères florales	2'070	338	14	0
Jachères tournantes	1'121	185	5	0
Bandes culturales extensives	25	6	0	0
Pâturages extensifs	3'698	1'700	5'747	4'028
Pâturages boisés	47	10	1'422	113
Surfaces viticoles à haute biodiversité	90	22	7	1
Haies, bosquets et berges boisées (sans ourlet)	273	106	251	29
Surfaces rudérales	120	11	59	15
Chemins naturels non stabilisés	239	51	64	11
Fossés humides, mares, étangs	184	26	51	23
Murs de pierres sèches	24	6	11	12
Autres SCE	403	48	377	283
Total	43'146	13'973	29'202	30'129
Total (% de la SAU) région de	plaine		montagne	
	57'118	(8,8%)	59'331	(14,2%)
Arbres				
Arbres fruitiers haute-tige	1'216'925	568'758	547'518	79'152
Arbres fruitiers haute-tige (sans contributions)	32'901	6'392	20'327	7'799
Arbres isolés indigènes	45'843	11'916	28'012	5'866

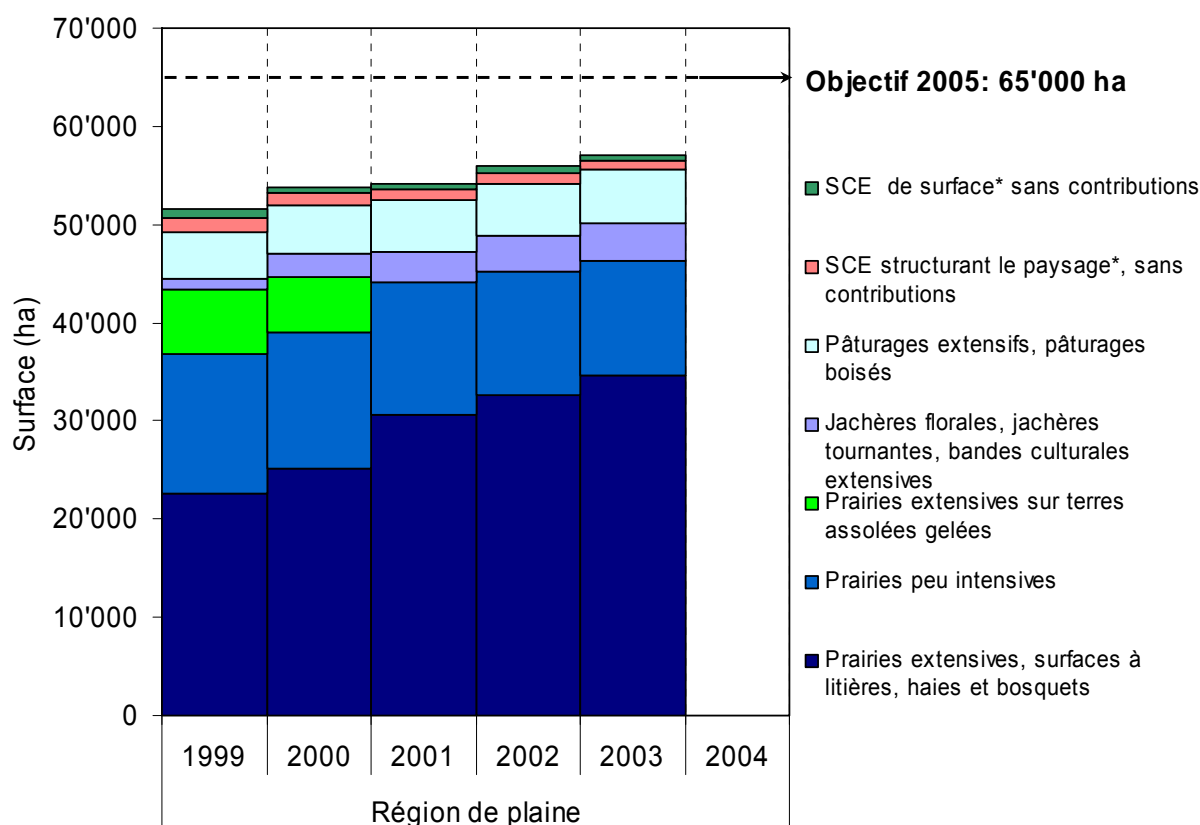


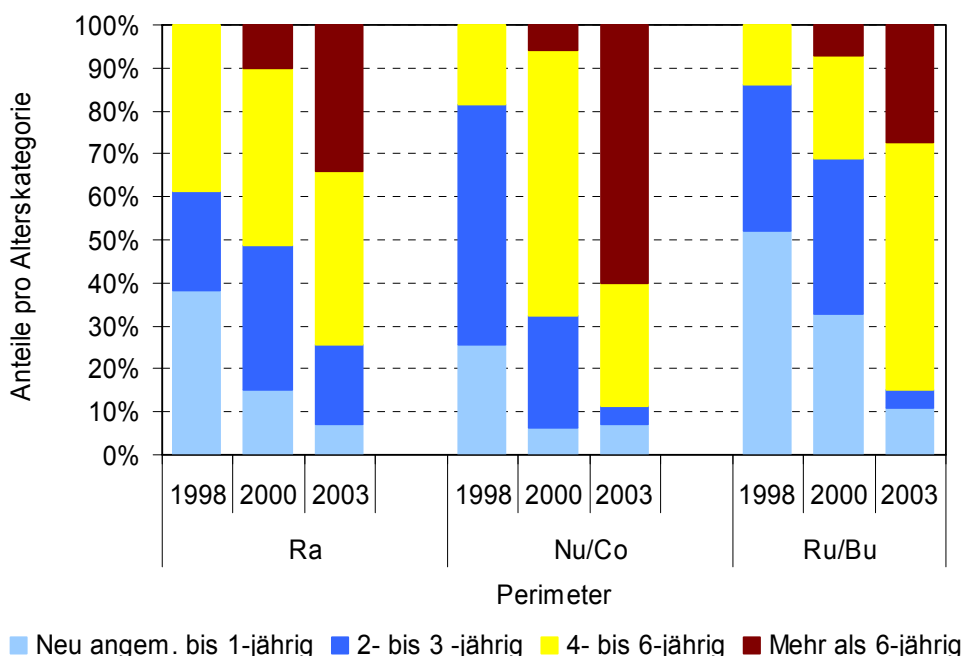
Figure 3: Evolution de la composition de la compensation écologique en région de plaine. * voir Table 2.

Âge des SCE

Les durées minimales prescrites sont différenciées selon les différents types de SCE (Tab. 2). Dans le cas des prairies, une durée minimale de 6 ans sur un même emplacement est requise. Les prairies sont généralement exploitées et fertilisées de manière conventionnelle avant leur conversion en SCE ; il serait donc avantageux de ne pas changer leur emplacement après les six années, une période prolongée de fertilisation limitée étant nécessaire afin d'amaigrir les sols riches en azote. Les données de l'OFAG ne permettant pas d'étudier l'âge des SCE à la l'échelle de la Suisse, cette problématique a été analysée dans les trois régions du projet évaluation 'biodiversité' (voir chapitre 6). Les SCE de trois régions à vocation agricole différente ont été suivies entre 1997 et 2003 : la région de grandes cultures du Rafzerfeld, la région à vocation mixte 'culture – herbages' de Nuvilly/Combremont-le-Grand, et la région orientée herbages de Ruswil/Buttisholz. Dans chacune des régions, les changements intervenus ont été enregistrés annuellement auprès des préposés aux cultures : l'année d'inscription

et, le cas échéant, l'année de cessation de chacune des SCE ont été relevées. L'évolution d'un petit nombre de SCE a pu être suivie dès l'introduction de la mesure en 1993.

Dans toutes les régions, la proportion des SCE de plus de six ans a augmenté pour représenter en 2003 près de 30 % des SCE au Rafzerfeld et à Ruswil/Buttisholz, et 60 % des SCE à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Fig. 4). Si l'on considère plus particulièrement les prairies extensives et peu intensives, près de 30 % des prairies SCE étaient âgées de plus de six ans à Ruswil/Buttisholz en 2003. Au Rafzerfeld, les proportions de prairies âgées de plus de six ans étaient de 50 % dans le cas des prairies extensives et seulement de 10 % dans le cas des prairies peu intensives en 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand, plus de 60 % des prairies extensives et 50 % des prairies peu intensives étaient âgées de plus de 6 ans en 2003.

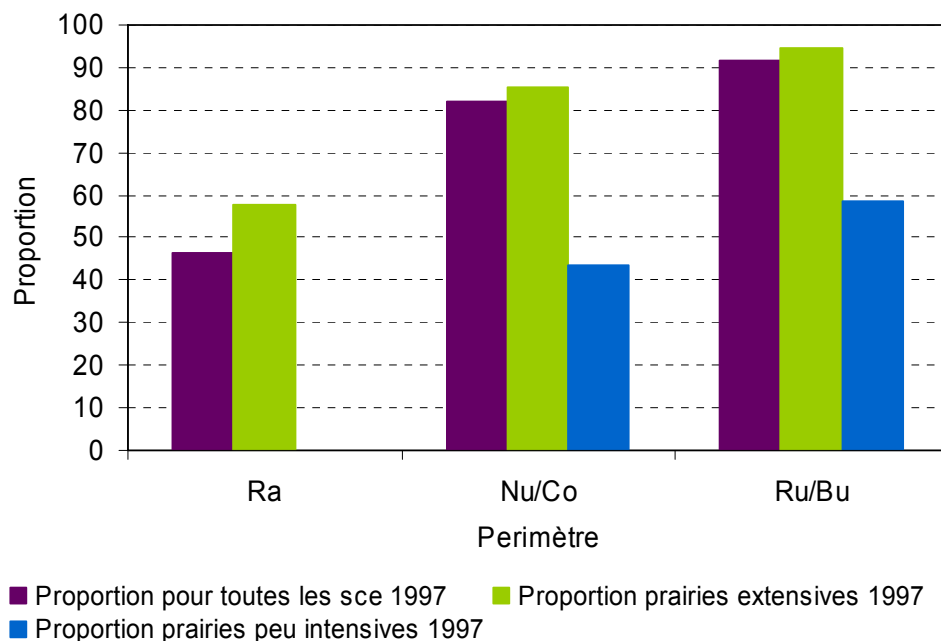


Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

Figure 4: Proportion de toutes les SCE dans les différentes catégories d'âge en 1998, 2000 et 2003 dans les trois régions étudiées.

Le nombre croissant de SCE dépassant l'âge de six ans montre que ces surfaces restent relativement stables une fois inscrites. La Figure 5 illustre la proportion de toutes les SCE inscrites en 1997 et en 2003 par rapport à la surface totale des SCE en 1997, ainsi que la proportion des prairies extensives et peu intensives inscrites en 1997 et 2003 par rapport à la surface de toutes les prairies extensives et peu intensives. Plus de 90 % des SCE de Ruswil/Buttisholz présentes en 1997 existaient toujours en 2003.

Ces surfaces ne représentaient que 50 % des SCE présentes en 2003, ce qui signifie que les premières surfaces inscrites sont restées stables, et qu'il y a eu un apport important de nouvelles surfaces entre 1997 et 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand par contre, plus de 80 % des SCE présentes en 1998 existaient encore en 2003 et représentaient environ 80 % des SCE de 2003. Cela indique que la surface actuelle de SCE avait pratiquement été atteinte au début des investigations et que les SCE sont restées stables. Au Rafzerfeld également, l'augmentation des surfaces entre 1997 et 2003 n'a pas été spectaculaire. Dans cette région, les SCE ont été déplacées plus fréquemment au cours des sept ans de suivi. Cela s'explique par le caractère arable de cette région, où de nombreuses SCE, dont les jachères notamment, sont intégrées dans la rotation des cultures. Ainsi, les observations entre 2000 et 2003 montrent que de nombreuses jachères florales arrivant au terme de leur durée minimale d'entretien ont été remplacées par des cultures, alors que de nouvelles jachères ont été établies à des endroits différents.



Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

Figure 5: Proportion des SCE qui existaient 1997 et 2003 par rapport à la surface totale des SCE de 1997 (1998 pour Nuvilly/Combremont-le-Grand) dans les trois régions étudiées.

Les SCE les plus stables sont les prairies extensives. Les différences de dynamique entre les régions sont encore plus accentuées si l'on ne considère que les prairies extensives et les prairies peu intensives : à Ruswil/Buttisholz, 94,6 % des prairies extensives

ves qui existaient en 1997 étaient toujours présentes en 2003. Les surfaces de CE, en particulier les prairies extensives, ayant fortement augmenté durant ce laps de temps, les SCE stables ne constituaient plus que 44,2 % des prairies extensives en 2003. A Nuvilly/Combremont-le-Grand, où l'augmentation des SCE a été très faible, 85,2 % des prairies extensives présentes en 1998 existaient encore en 2003, représentant 93 % des prairies extensives de 2003. Au Rafzerfeld, près de la moitié des prairies extensives est restée stable. Une grande partie des prairies peu intensives a été convertie en prairies extensives, l'autre partie restant très stable.

Localisation spatiale des SCE concernant l'exposition, la pente, la distance à la forêt et la distance aux ruisseaux

La valeur écologique des SCE ne dépend pas seulement de leur âge mais aussi de leur situation spatiale. Ainsi, pour contribuer à la diversité des habitats dans un paysage, les SCE ne doivent pas seulement être exposées Nord, sur des parcelles pentues et en lisière de forêt, mais représenter une diversité de situations en termes de pente, d'exposition et de localisation par rapport à la forêt. En outre, les SCE situées au bord d'une rivière ou d'un ruisseau seraient plus favorables à la protection de la qualité des eaux.

Dans la partie du projet 'évaluation biodiversité' ('Mittellandmonitoring', chapitre 4) les SCE observées dans 33 communes du plateau central qui ont été choisies selon un échantillonnage stratifié par région biogéographique et par zone de production ont été digitalisées. Nous avons analysé la position spatiale de 1'035 de ces SCE par rapport au modèle de terrain en termes de pente et d'exposition, et par rapport aux forêts et ruisseaux de la carte digitale topographique de la suisse (vector 25, licence nr. DV002208.1)

Pour analyser les effets de l'exposition et la pente des SCE, les cartes des SCE ainsi que la carte de la surface agricole utilisée (SAU) ont été superposées avec le modèle de terrain digital regroupé en classes d'exposition et de pente. Les proportions de SCE et de SAU par classe d'exposition et de pente ont été calculées et ont été comparées dans chaque commune avec les proportions correspondantes de SAU par un test de t pour échantillons appariés.

Afin de comparer la distance minimale des SCE à la forêt et aux ruisseaux avec la distance de la SAU aux mêmes éléments, les cartes des forêts, des ruisseaux, des SCE et de la SAU des 33 communes ont été converties en fichier ESRI Grid avec une taille de pixel de 1 m. Pour chaque pixel de SCE et de SAU, les distances euclidiennes à la forêt et aux ruisseaux les plus proches ont été calculées. La distance minimale de

chaque SCE par rapport à la forêt et aux ruisseaux a ensuite été calculée et regroupée selon différentes classes de distance (Tab. 7). La distance de la SAU à la forêt et aux ruisseaux a été regroupée selon les mêmes classes de distance que pour les SCE. Enfin, les proportions de SCE et de SAU par classe de distance ont été comparées pour chaque commune par un test de t pour échantillons appariés.

L'exposition des SCE

Les SCE présentent une exposition similaire à celle de la SAU. Par conséquent, l'hypothèse d'une exposition Nord plus fréquente des SCE n'est pas vérifiée, et ce quel que soit la région biogéographique et la zone de production.

La pente des SCE

Les SCE sont caractérisées par une pente différente de celle de la SAU : les SCE sont plus fréquemment situées sur des pentes de plus de 6° et de moins de 9° en comparaison de la SAU, tandis que sur le plateau oriental et occidental, elles sont plus fréquentes sur une pente de plus que 12° en comparaison de la SAU (Tab. 6). Les proportions de SCE et de SAU dans la classe de pente de moins de 6° sont les mêmes. La zone de production n'a aucune influence sur la distribution des SCE en relation avec la pente.

Table 6: Comparaison entre les SCE et la SAU concernant la pente. ns = non significatif $p > 0.05$, s = significatif $p < 0.05$, (+) = plus fréquent, (-) moins fréquent.

Pente [degré]	0 - 3	3,1 - 6	6,1 - 9	9,1 - 12	> 12
Région biogéographique					
Plateau oriental	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Plateau occidental	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Bassin rhénan et genevois	ns	ns	s (-)	ns	ns

La distance des SCE à la forêt la plus proche

Sur l'ensemble des trois régions biogéographiques, ainsi qu'au sein du plateau oriental et du plateau occidental, les SCE sont significativement situées plus fréquemment à une distance à la forêt inférieure ou égale à 50 m en comparaison de la SAU. Au contraire, elles sont situées moins fréquemment à une distance de 50 à 500 m à la forêt en comparaison de la SAU (Tab. 7). La zone de production n'a aucune influence sur la distribution des SCE en relation avec la distance à la forêt.

Table 7: Comparaison entre les SCE et la SAU concernant la distance par rapport à la forêt. ns = non significatif $p > 0.05$, s = significatif $p < 0.05$, (+) = plus fréquent, (-) moins fréquent.

Distance à la forêt [m]	0 - 10	10,1 - 50	50,1 - 150	150,1 - 250	250,1 - 500	>500
Région biogéographique						
Plateau oriental	s (+)	s (+)	s (-)	s (-)	ns	ns
Plateau occidental	s (+)	s (+)	ns	s (-)	s (-)	ns
Bassin rhénan et genevois	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Toutes les régions ensemble	s (+)	s (+)	s (-)	s (-)	s (-)	ns

La distance des SCE au ruisseau plus proche

En comparaison de la SAU, les SCE ne sont pas significativement plus ou moins fréquentes dans une des classes de distance aux ruisseaux. Il existe de grandes variations de situations entre les communes. Cela reste difficile à expliquer. La région biogéographique et la zone de production n'influencent pas la distribution des SCE en relation avec la distance aux ruisseaux.

Conclusions

Lors des différentes étapes d'introduction du système des paiements directs entre 1993 et 2005, le Conseil Fédéral s'est fixé comme objectif l'installation de 65'000 ha de surfaces de compensation écologique en région de plaine et de 108'000 ha sur l'ensemble de la surface agricole suisse. Si ce dernier objectif a d'ores et déjà été largement atteint, force est de constater que celui des 65'000 hectares de CE jugés nécessaires à la revitalisation de l'espace agricole en région de plaine ne sera pas atteint en 2005. La croissance de SCE, massivement influencée par le taux de participation aux PER, est actuellement d'environ 1'000 ha par an en région de plaine ; dans les conditions actuelles, il faudra donc attendre la fin de la décade pour parvenir à cet objectif.

L'évolution dans le temps de la composition de la compensation écologique dans les herbages montre un accroissement quasi linéaire de la quantité de prairies extensives, et, depuis 1998, une baisse de la quantité de prairies peu intensives. Tout laisse penser qu'un transfert s'opère entre ces deux types dès que les 6 années minimales d'utilisation se sont écoulées, résultant en une prédominance des prairies extensives dans la composition actuelle de la CE. Sur le reste de la SAU, les jachères florales présentent un taux d'accroissement spectaculaire et représentent actuellement près de 0,6 % de l'ensemble des surfaces assolées suisse. En ce qui concerne la distribution spatiale des SCE, la surface de SCE en 2003 est quasiment la même en plaine et en montagne, c'est à dire un peu moins de 60'000 ha. Cela se traduit cependant par des pro-

portions différentes de la SAU de ces régions (8,8 % pour la plaine contre 14,2 % pour la montagne). La distribution des types de SCE est différente d'une région biogéographique à l'autre : les prairies extensives dominent la composition de la CE dans la région du Bassin lémanique et rhénan, alors que la CE dans les Alpes centrales orientales est principalement composée de prairies peu intensives. Les jachères florales représentent un maximum de 7 % de la CE dans la région du Bassin lémanique et rhénan, et les arbres sont présents avant tout sur les deux parties du plateau suisse.

A l'échelle de la parcelle, les études dans les trois régions ont permis d'analyser l'évolution des SCE dans le temps (durée) et leur distribution dans l'espace (positionnement préférentiel de mise en place). Une relative constance dans la durée et l'emplacement des SCE a pu être observée. Au niveau de leur exposition par rapport aux points cardinaux, les SCE ne se différencient pas du reste de la SAU. Elles sont cependant placées de préférence sur des terrains relativement plats ou sur des pentes plus prononcées (plus de 12 degrés), proches voire adjacentes aux bordures de forêt, mais pas particulièrement à proximité des cours d'eau.

Bibliographie

- Feuille fédérale, 1992. Message concernant la modification de la loi sur l'agriculture du 27 janvier 1992. Chancellerie fédérale, FF II (92.010), 1–143.
- Feuille fédérale, 1996. Message concernant la réforme de la politique agricole: Deuxième étape (Politique agricole 2002) du 26 juin 1996. Chancellerie fédérale, FF IV (96.060), 1–481.
- Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007) du 29 mai 2002. Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4'395–4'682.
- SRVA et LBL, 2001. Compensation écologique dans l'exploitation agricole: Conditions – contributions - ... suggestions. 12p.
- OFAG, 1999. Paiements directs versés à l'agriculture en 1998. Office Fédéral de l'Agriculture, Berne, 112p.

Olivier Roux, Bundesamt für Landwirtschaft, Mattenhofstrasse 5, CH-3003 Bern

Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

Teil II

Evaluationsprogramme im Mittelland

4 Untersuchungsgebiete des Mittelland-Monitorings

Suzanne Dreier, Lukas Kohli, Gabriela Hofer, Beatrice Schüpbach und Franz Bigler

Im Teilprojekt ‚Mittelland-Monitoring‘ wurden zwischen 1998 und 2003 die beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) in 56 Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland untersucht. In 23 dieser Untersuchungsgebiete wurden Bestandserhebungen von Brutvögeln durchgeführt. Die Vegetation wurde als Indikator für die Biodiversität auf Parzellenebene verwendet, die Brutvögel als Indikatoren für die Biodiversität auf Landschaftsebene. Die Vegetationsaufnahmen in über 2000 öAF ermöglichen repräsentative Aussagen zu deren Zustand in drei biogeografischen Regionen und zwei Produktionszonen.

Im Rahmen der ‚Evaluation der Ökomassnahmen des Bundes - Bereich Biodiversität‘, untersuchte Agroscope FAL Reckenholz, zusammen mit der Schweizerischen Vogelwarte Sempach, im Teilprojekt ‚Mittelland-Monitoring‘ die Wirkung der Ökomassnahmen auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Aus dem Teilprojekt ‚Mittelland-Monitoring‘ stammen der Überblick über die räumliche Verteilung (Kapitel 3) und die Resultate zur Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) (Kapitel 5.1, 5.2 und 5.3), sowie über die Wirkung der öAF auf die Brutvogelbestände (Kapitel 7). Die Zusammensetzung der Vegetation gibt Aufschluss über die Intensität der Bewirtschaftung (Dietl 1994, Dietl und Grünig 2003) und gilt auch aus faunistischer Sicht als Referenzmass für die Biodiversität (Duelli und Obrist 1998). Vögel können als Indikatoren zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und für Veränderungen in der Landschaft verwendet werden (Pfister und Birrer 1997). Das Mittelland-Monitoring wird ergänzt durch vertiefte Untersuchungen von Arthropoden in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR-VD) sowie in Ruswil/Buttisholz (LU) (Kapitel 6).

Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen beschränkten sich auf das Schweizerische Mittelland. Im Mittelland ist das Potenzial für eine hohe Artenvielfalt auf Grund klimatischer und naturräumlicher Gegebenheiten besonders gross (Schmid *et al.* 1998) und die Nutzungskonflikte sind hier am grössten. Die landwirtschaftliche Produktion wurde stark intensiviert, Siedlung, Industrie und Infrastrukturen breiten sich stetig aus und die wenigen naturnahen Gebiete werden als Naherholungsgebiete stark beansprucht (Koeppel *et al.* 1991, Roth *et al.* 1994, Roth *et al.* 2001). Entsprechend sind im Mittelland besonders viele Lebensräume für Wildtiere und wildwachsende Pflanzen verloren gegangen oder in

ihrer Qualität beeinträchtigt worden. Daher ist auch der Bedarf an zusätzlichen naturnahen Elementen in dieser Region hoch (Broggi und Schlegel 1989) und die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) von besonderer Wichtigkeit. Die Beschränkung auf das Mittelland ergab sich auch durch die für die Evaluation zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel. Deshalb sind keine Aussagen zu den Berggebieten und zum Jura möglich, obgleich diese Gebiete rund ein Drittel der Landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen (BLW 2001) und für die Artenvielfalt der Schweiz wichtig sind.

Von den insgesamt 56, über das ganze Mittelland verteilten, Untersuchungsgebieten (Abb. 1), wurde in den Jahren 1998 und 1999 eine erste Gruppe von 20 Untersuchungsgebieten und zusätzlich drei Fallstudiengebieten so ausgewählt, dass die drei Hauptnutzungstypen Ackerbau, Futterbau und Mischwirtschaft für den Vergleich ausreichend vertreten waren.

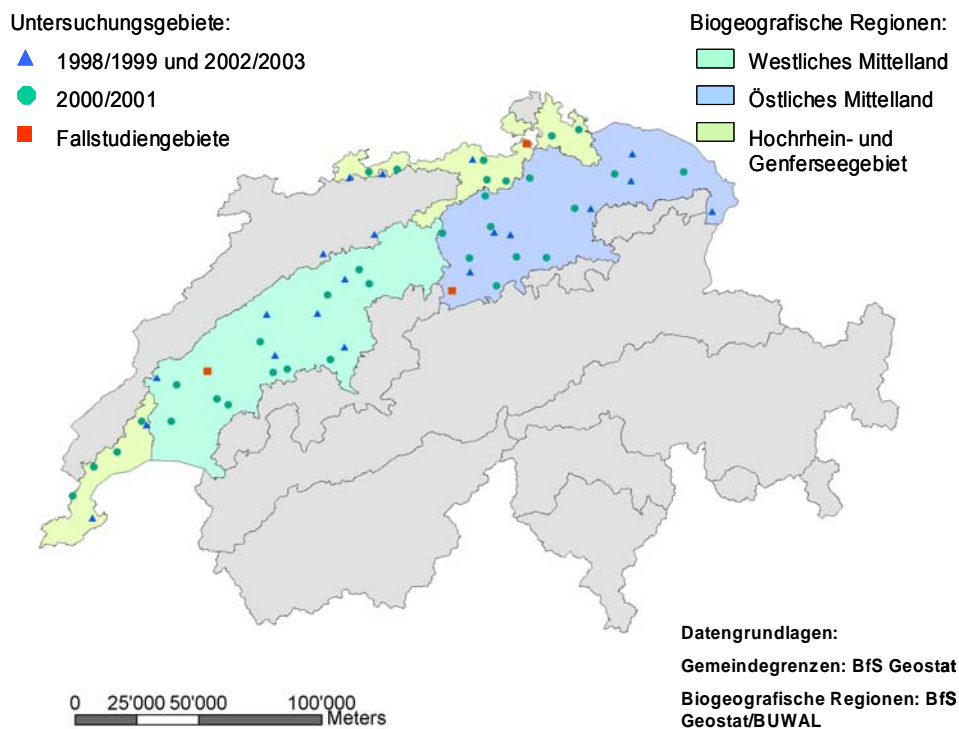


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgebiete in den biogeografischen Regionen der Schweiz (Gonseth *et al.* 2001). Untersuchungsgebiete 1988/99: Aufnahmen der ökologischen Ausgleichsflächen und zu Landnutzung, naturnahen Landschaftselementen und Brutvögel. Untersuchungsgebiete 2000/2001: Aufnahmen der ökologischen Ausgleichsflächen und Vegetation.

Bei einem Verhältnis zwischen Acker- und Futterbau von grösser als 2:1 sprechen wir von Ackerbaugebieten, bei einem Verhältnis kleiner als 1:2 von Futterbaugebieten

und bei den übrigen von gemischt bewirtschafteten Gebieten (Hofer *et al.* 2002) (Tab. 1).

Tabelle 1: Untersuchungsgebiete der Jahre 1998 bis 2003, eingeteilt nach biogeografischen Regionen, landwirtschaftlichen Produktionszonen und Charakterisierung der Nutzung (Datengrundlage: AGIS 1998).

		Biogeografische Region			
		Westliches Mittelland	Östliches Mittelland	Hochrhein- und Genferseegebiet	
Produktionszone	Tal- und Übergangszone	1998/2002	Düdingen FR Münsingen BE Utzenstorf BE Selzach SO* Müntschemier BE Method VD	Altstätten SG Weinfeld TG Aristau AG	Reinach BL
		1999/2003	Kirchlindach BE Oensingen SO	Hildisrieden LU Zuzwil SG Affoltern a.A. ZH	Döttingen AG Gollion VD Meinier GE
		2000	Courlevon VD Bretigny-s.-M. VD Ursins VD	Roggwil TG Steinhausen ZG	Pratteln BL Senarclens VD
		2001	Billens-Hennens FR Heinrichswil -Winistorf SO Pierrafortscha FR Iffwil SO	Oberrohrdorf AG Pfäffikon ZH Bettwiesen TG Besenbüren AG Winkel ZH	Coinsins FR Wagenhausen TG Bougy-Villars VD Chavannes-d.-B. VD Trüllikon ZH
	Hügelzone	1999/2003		Bauma ZH	Arisdorf BL*
		2000	Rümligen BE	Schlossrued AG Herlisberg LU Dierikon LU	
		2001	Alterswil FR Wynigen BE Villariaz FR	Schönenberg ZH	Ennetbaden AG Maisprach BL Regensberg ZH Baldingen AG
	Fallstudien	1998-2003	Combremont/Novvilly	Ruswil/Buttisholz	Rafzerfeld

hellgrau = vorwiegend Futterbau; weiss = Verhältnis Futterbau/Ackerbau ausgewogen; dunkelgrau = vorwiegend Ackerbau.

* Gemäss neuester Einteilung in biogeografische Räume (Gonseth *et al.* 2001), werden diese Untersuchungsgebiete der Region 'Jura' zugeordnet.

Damit die typischen Brutvogelarten der offenen und halboffenen Kulturlandschaft in repräsentativer Arten- und Individuenzahl erwartet werden konnten, waren Untersuchungsgebiete von mindestens 400 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche erforderlich. In den Untersuchungsgebieten 1998 und 1999 wurden ausserhalb von Siedlungsgebiet und Wald die typischen Kulturlandvögel, die landwirtschaftliche Nutzung, die naturnahen Landschaftselemente (Lebensrauminventar; Kohli und Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004) und die öAF erfasst, die Aufnahmen wurden nach vier Jahren wiederholt. Die Fallstudiengebiete wurden jährlich bearbeitet, bei den Auswertungen wurden jedoch nur je zwei Erhebungen berücksichtigt (Abb. 1).

In den Jahren 2000 und 2001 wurden in den drei biogeografischen Regionen (Wohlgemuth 1996, Gonseth *et al.* 2001) ‚Westliches Mittelland‘, ‚Östliches Mittelland‘ sowie im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ je sieben Gemeinden in der Ackerbau- und Übergangszone und je vier Gemeinden in der Hügelizeone zufällig ausgewählt. Durch die Kombination dieser drei biogeografischen Regionen mit zwei Gruppen von Produktionszonen entstanden sechs Untersuchungsräume (Tab. 1). Dieses Vorgehen ermöglichte Auswertungen zu den einzelnen Untersuchungsräumen und das Erkennen von Unterschieden zwischen diesen. Resultate zum ganzen ‚Mittelland‘ wurden aus den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsräume, mit dem Flächenanteil der öAF-Typen je Untersuchungsraum (Datengrundlage: AGIS 2002) gewichtet und aufsummiert.

Kartierung der ökologischen Ausgleichsflächen

Die Lage der beitragsberechtigten öAF gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) wurde mit Hilfe der kantonalen Landwirtschaftsämter und der Ackerbaustellenleiter ermittelt und auf Plänen (1:5'000) eingezeichnet. Von den als öAF angemeldeten ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ und ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘, Streueflächen und Hecken wurden Merkmale des Standorts und der Strukturen dokumentiert, sowie Pflanzenartenlisten erstellt. Da Hochstamm-Obstgärten meist nur pauschal und ohne Parzellenangaben angemeldet wurden und deshalb mit den erhältlichen Unterlagen nicht eindeutig einer Parzelle zugeordnet werden konnten, wurde in jedem Untersuchungsgebiet aus der Grundgesamtheit der Obstgärten eine zufällige Auswahl ab dem Luftbild getroffen (Datengrundlage: Luftbild Schweiz). In jedem Untersuchungsgebiet wurden fünf ausgewählte Hochstamm-Obstgärten mit mindestens sechs Bäumen verifiziert und kartiert. Zwischen 1998 und 2001 wurden 2310 Wiesen, 104 Streueflächen, 363 Hecken und 187 Hochstamm-Obstgärten kartiert und beschrieben. Die Aufnahmen der 1'600 öAF aus den 33 zufällig ausgewählten Gemeinden (2000/2001) wurden mit den Aufnahmen von Hecken und Obstgärten der Untersuchungsgebiete 1998/1999 ergänzt und daraus repräsentative Angaben für die 6 Untersuchungsräume (Tab. 1) sowie für das gesamte Mittelland abgeleitet. Die Kartiersaison erstreckte sich für die Wiesen von Ende April bis zum 15. Juni (erster Schnitttermin für Wiesen im ökologischen Ausgleich in der Talzone) und für die übrigen Objekte bis Ende September. Die Flächenangaben in den Auswertungen in Kapitel 5.1, 5.2 und 5.3 beziehen sich auf die im Feld erhobenen und anschliessend im GIS digitalisierten Werte und können folglich von den angemeldeten Flächen abweichen. Nicht beitragsberechtigte öAF-Typen wurden nicht erfasst.

Grasland

Die Vegetation der als öAF angemeldeten Wiesen wurden in den Jahren 1998 und 1999 nach der Methode ‚Agrofutura‘ bewertet (Agrofutura 1996). Da mit diesem Aufnahmeverfahren gewisse Wiesentypen nicht angemessen erfasst werden können (z.B. Streueflächen, Feuchtwiesen, Saumvegetation etc.) und zudem keine Informationen zum Vorkommen einzelner Arten vorliegt, insbesondere zu Arten der Roten Liste und den Artenlisten der ÖQV, wurde in den Jahren 2000 und 2001 in 33 Untersuchungsge- meinden Vegetationsaufnahmen mit Angaben zu allen beobachteten Arten im Hauptbe- stand der Wiesenflächen erstellt und die Ertragsanteile geschätzt. Die Aussagen zum Zustand und zur Qualität des Graslandes im Mittelland (Kapitel 5.1) beruhen auf den Aufnahmen der Aufnahmejahre 2000 und 2001.

Hecken

In allen Untersuchungsgebieten wurden die als öAF angemeldeten Hecken kartiert. In fünf Untersuchungsgebieten wurden keine Hecken angemeldet. Die Heckenlänge wurde mit dem GIS berechnet.

Hochstamm-Obstgärten

In fünf zufällig ausgewählten Obstgärten in 38 Untersuchungsperimetern (die Fall- studiengebiete und 15 Gebiete mit weniger als 5 angemeldeten Hochstamm-Obstgärten wurden nicht untersucht) wurde die Vegetation im Unterwuchs erhoben und die Baum- arten, das geschätzte Baumalter, Totholzanteile und Baumhöhlen notiert. Die Obstgar- tengrösse und die Distanz zu den umliegenden öAF wurden mit dem GIS berechnet.

Buntbrachen

80 Buntbrachen, Rotationsbrachen und Ackerschonstreifen wurden lokalisiert, aber wegen des Untersuchungsprogramms zur Qualität und Anlage von Buntbrachen (Eg- genschwiler und Jacot 2001) an der FAL nicht mit Artenlisten dokumentiert (Kapitel 5.4).

Bewertung der Qualität der öAF

Mit den Resultaten der Untersuchungen können nur Aussagen zum aktuellen Zu- stand der öAF gemacht werden. Da keine Referenzflächen untersucht wurden (mit Ausnahme der Hecken), haben wir zur Beurteilung einen normativen Ansatz gewählt und die Vegetation nach den Wiesenintensitäts-Typen nach Dietl und Grünig (2003) klassiert. Ökologische Ausgleichsflächen mit ökologischer Qualität oder mit Rückfüh- rungspotenzial wurden nach den Kriterien der ÖQV abgeschätzt (Bundesrat 2001). Bei Wiesen und Streueflächen wurde das Vorkommen der notwendigen Anzahl an Indika-

torarten eruiert; bei den Hecken und Hochstamm-Obstgärten die verlangten Gehölz- und Baumstrukturen sowie zusätzliche Qualitätskriterien, wie Distanzen und Flächengrößen anhand der Informationen aus den Aufnahmeblättern und dem GIS miteinbezogen. Mit schrittweise rückwärtsgerichteter logistischer Regression wurde untersucht, ob die Anteile der öAF-Typen mit ökologischer Qualität durch die Lage in den biogeografischen Regionen und/oder den landwirtschaftlichen Produktionszonen beeinflusst wurden. Der Einfluss der einzelnen Parameter auf die Anteile öAF mit Qualität wurde mit der Pearson χ^2 Testgrösse berechnet. Falls die Variable ‚landwirtschaftliche Produktionszone‘ einen signifikanten Einfluss auf die Anteile mit Qualität aufwies, wurde in einem weiteren Schritt dieselbe Analyse gruppiert nach biogeografischer Region durchgeführt, um herauszufinden, in welcher Region dieser Einfluss wesentlich wirksam wurde. Bei der Durchführung multipler Vergleiche wurden die Irrtumswahrscheinlichkeiten nach Bonferroni korrigiert.

Brutvögel

Von den 99 Vogelarten, die regelmässig im Kulturland brüten oder dort ihre Nahrung suchen, wurden 37 Arten ausgewählt, die sich als Indikatoren zur Beurteilung der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichflächen eignen. Die Aufnahme- und Analysemethoden werden in Kapitel 7 dargestellt.

Landnutzung und naturnahe Landschaftselemente

In den 23 Untersuchungsgebieten von 1998 und 1999 wurden ausserhalb von Siedlungsgebiet und Wald nebst den öAF auch die landwirtschaftliche Nutzung und alle naturnahen Landschaftselemente mit einem Lebensrauminventar erfasst (Kohli und Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004). Die landwirtschaftliche Nutzung wurde Mitte Juni bis Mitte Juli kartiert. Es wurden 28 Nutzungstypen unterschieden, die für die Auswertung zu Äcker, Getreide, Mais, Brachen, Wiesen, Weiden, Bäume, Reben, naturnahe Flächen und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen zusammengefasst wurden.

Mit dem Lebensrauminventar kann die Landschaft aus tierökologischer Sicht beschrieben werden (Pfister & Birrer 1990). Die im Lebensrauminventar erfassten naturnahen Landschaftselemente können nur teilweise als ökologische Ausgleichflächen angemeldet werden. Naturnahe Landschaftselemente wie beispielsweise Flüsse, liegen nicht auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) und können deshalb nicht angemeldet werden und Teiche und Gräben sind gemäss DZV nicht beitragsberechtigt. Umgekehrt

wiesen nicht alle öAF genügende Qualität auf, um im Lebensrauminventar erfasst zu werden.

Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Im Hinblick auf die Kapitel über die Qualität der öAF-Typen, sowie zu den Brutvögel werden die Untersuchungsgebiete, beziehungsweise die untersuchten Regionen und Zonen auf der Basis gesamtschweizerisch erfasster Daten kurz charakterisiert. Durchschnittlich umfasst ein Untersuchungsgebiet 436 Hektaren (175 bis 2'834 ha) mit einer durchschnittlichen landwirtschaftlichen Nutzfläche von 256 Hektaren (33 bis 1'619 ha) (Datengrundlage: BFS 1998, AGIS 2002).

Ökologische Ausgleichsflächen in den Untersuchungsgebieten

In den 23 Untersuchungsgebieten der Jahre 1998 und 1999 (Tab. 1) lag der Anteil der beitragsberechtigten öAF an der Feldfläche (=Gesamtfläche ohne Wald und Siedlung) bei der ersten Erhebung durchschnittlich bei 7,1 %. In Ackerbaugebieten hatte es mit 5,2 % signifikant weniger öAF als in den Futterbaugebieten mit 8,9 % (ANOVA; $F_{2,40}=4,64$; $p=0,016$). Bis zur zweiten Erhebung vier Jahre später nahm der durchschnittliche Anteil auf 8,1 % zu. Die meisten öAF Typen haben zugenommen, mit Abstand die stärkste Zunahme verzeichneten die ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1). Die durchschnittliche Zunahme der anderen öAF Typen war mit maximal 0,3 % der Feldfläche sehr bescheiden. Eine Abnahme von der ersten zur zweiten Erhebung war einzig bei den Hochstamm-Obstgärten (in allen Hauptnutzungsklassen), sowie bei ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) in Ackerbaugebieten festzustellen.

Die Fallstudiengebiete sind in Kapitel 6 beschrieben.

In den 33 Untersuchungsgebieten der Jahre 2000 und 2001 lag der Anteil der öAF an der landwirtschaftlichen Nutzfläche gemäss Anmeldungen bei 8 % (Mittelwerte der sechs Untersuchungsräume nach Tabelle 1 zwischen 4,9 % und 10,5 %) (Datengrundlage: AGIS 2002). Die Flächenverteilung dieser öAF Typen innerhalb der sechs unterschiedenen Untersuchungsräume sind in Abbildung 2 dargestellt. Für die Berechnungen der Fläche von Hochstamm-Obstgärten wurde eine Are pro Baum eingesetzt. Wiesen und Hochstamm-Obstgärten waren mit 83 % die am häufigsten angemeldeten öAF Typen: Die zwei Wiesentypen ‚Extensiv genutzte Wiese‘ (41,5 %) und ‚Wenig intensiv genutzte Wiese‘ (18,4 %) machten zusammen 60 % der öAF aus (48-73 %). Der Flächenanteil der Hochstamm-Obstgärten lag bei 23 % (10-36 %). Die restlichen 17 % waren: Streueflächen (2,2 %), Hecken (2,0 %), Rotationsbrachen (2,2 %), Buntbrachen (2,5 %), Ackerschonstreifen (0,1 %) und nicht beitragsberechtigten Flächen (8,0 %).

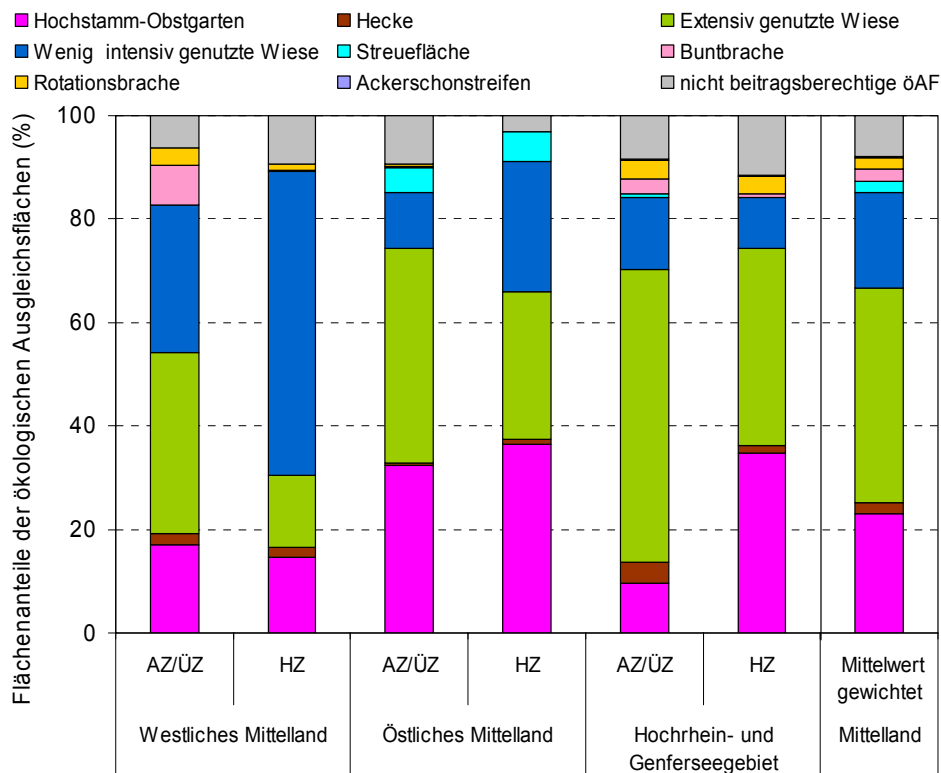


Abbildung 2: Flächenanteile der verschiedenen Typen ökologischer Ausgleichsflächen in 33 Untersuchungsgebieten der Jahre 2000 und 2001 und Flächengröße der untersuchten (LN) Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN²) je Untersuchungsraum (Datengrundlage: AGIS 2002).

Die Verteilung der öAF Typen in den Untersuchungsräumen widerspiegelt diejenige in den biogeografischen Regionen oder den Produktionszonen des schweizerischen Mittellandes (Kapitel 3). Die deutlich höheren Flächenanteile der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ und die höheren Anteile der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ in den Hügellagen des Mittellands sind auch in unseren Untersuchungsgebieten zu beobachten. Hochstamm-Obstgärten sind ebenfalls allgemein häufiger im ‚Östlichen‘ als im ‚Westlichen Mittelland‘. Unterschiede zu den allgemeinen Trends zeigen sich in den hohen Anteilen der Hochstamm-Obstgärten in der Hügellage des ‚Hochrhein- und Genferseegebiets‘ und auch in dem etwas höheren Flächenanteil bei den Buntbrachen im ‚Westlichen Mittelland‘, welche aber auch in der Gesamtbilanz in den Talgebieten des ‚Westlichen Mittellandes‘ und des ‚Hochrhein- und Genferseegebietes‘ höher lag als in den übrigen Regionen (Kapitel 3).

Literatur

- Agrofutura, 1996. Wiesen-Kartierungsschlüssel. Frick.
- BFS, 1998. Einblicke in die schweizerische Landwirtschaft. Bern, Bundesamt für Statistik.
- BLW, 2001. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. 304 S.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Broggi M.F. und Schlegel H., 1989. Nationale Prioritäten des ökologischen Ausgleichs im landwirtschaftlichen Talgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL (Hrsg.). Schriftenreihe Umwelt 306. 162 S.
- Dietl W., 1994. Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W. und Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. In: Oppermann T. und Guyer H.-U. (Hrsg.) Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55-65.
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.
- Eggenschwiler L. und Jacot K., 2001. Einfluss von Saatmischungen und Schnitt auf die Vegetation von Brachen. *Agrarforschung* 8 (8), 306-311.
- Gonseth Y., Wohlgemuth T., Sansonnens B. und Buttler A., 2001. Die Biogeographischen Regionen der Schweiz. Erläuterungen und Einteilungsstandard. - *Umwelt Materialien* 137. 47 S.
- Hofer G., Herzog F., Spiess M. und Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. *Agrarforschung* 9 (4), 152-157.
- Koeppel H.D., Schmitt H.M. und Leiser F., 1991. Landschaft unter Druck. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. *Avifauna Report Sempach* 2. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Pfister H.P. und Birrer S., 1990. Inventar naturnaher Lebensräume im Kanton Luzern. *Anthos* 29, 18-22.
- Pfister H.P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* 35, 173-193.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. und Engel E., 2001. Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984-1995. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Roth U., Leiser F. und Schmitt H.M., 1994. Landschaft unter Druck - Fortschreibung: Zahlen und Zusammenhänge über Veränderung der in der Landschaft Schweiz, Beobachtungsperiode 1978-1989. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Lichtenstein 1993-1996. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Wohlgemuth T., 1996. Ein floristischer Ansatz zur biogeographischen Gliederung der Schweiz. *Botanica Helvetica* 106, 227-260.

Suzanne Dreier, Gabriela Hofer, Beatrice Schüpbach und Franz Bigler, Agroscope
FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Lukas Kohli, Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach.

5 Vegetation der öAF im Mittelland

5.1 Grasland

Suzanne Dreier und Gabriela Hofer

Fast 80 % aller ökologischen Ausgleichsflächen (ohne Hochstamm-Feldobstbäume) sind Wiesen. Rote Liste Arten waren selten und kamen nur in 7 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ und in 3 % der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ vor. Der Anteil Grasland im ökologischen Ausgleich, der den artenreichen Talfettwiesen (*Arrhenatherion*) zugeordnet werden konnte, war am höchsten in der biogeografischen Region ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘. Die Wiesen waren jedoch oft artenarm oder entsprachen in ihrer Artenzusammensetzung intensiv genutzten Wirtschaftswiesen. Bewertet mit den Kriterien der ÖQV (Ökoqualitätsverordnung) wiesen im Mittelland 29 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ und 11 % der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ gute ökologische Qualität oder ein Potenzial zur Rückführung in artenreiche Wiesen auf. Streuwiesen wurden im Mittelland nur wenige angemeldet. Ihre Vegetation entsprach meist jener der traditionell genutzten artenreichen Ried- und Feuchtwiesen. 82 % wiesen genügend Indikatorarten der ÖQV-Artenlisten auf.

Bis Mitte des 20. Jahrhunderts waren die artenreichen Magerwiesen, die frischen Fromentalwiesen und auch die permanenten Nasswiesen in der Kulturlandschaft weit verbreitet. Die botanische Zusammensetzung dieser Wiesengesellschaften hatte sich in einem Zeitraum von vielen Jahrzehnten in der Folge der traditionellen Nutzung zur Heu- und Streuegewinnung und unter dem Einfluss der Beweidung hin zu einer grossen Vielfalt entwickelt. Die variablen Geländeformen und die unterschiedlichen Klimabedingungen auf kleinem Raum schufen zudem die Voraussetzungen für zahlreiche Nischen, welche die Vielzahl der Wiesentypen förderten. Die Pflanzengesellschaften dieser Wiesen kennen wir aus den Beschreibungen verschiedener Autoren (z.B. Stebler und Schröter 1892, Schneider 1954, Dietl 1995). Das Verschwinden dieser Wiesentypen und besonders der Rückgang der für sie charakteristischen Arten, verursacht durch Veränderungen in der Bewirtschaftung und der Futtergewinnung und der Rückgang in der Nachfrage nach Streuematerial, ist dokumentiert (Fischer und Stöcklin 1997, Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn 1987). Die Intensivierung der Graslandnutzung führte dazu, dass die artenreichen Wiesenbestände heute beinahe gänzlich aus dem Landschaftsbild des Mittellandes verschwunden sind. Mit dem Fortschreiten dieser Entwicklung werden auch die zahlreichen tierischen Bewohner und

Nutzer der vielfältigen Wiesen zurückgedrängt und teilweise sogar vom Aussterben bedroht.

Die verschiedenen Wiesentypen bilden den weitaus grössten Flächenanteil der ökologischen Ausgleichsflächen die im Rahmen des ÖLN (ökologischer Leistungsnachweis) angemeldet werden: 78 % aller ökologischen Ausgleichsflächen bzw. 90'000 ha (45'000 ha im Mittelland) (die Flächenanteile der Hochstamm-Obstgärten sind nicht berücksichtigt) (BLW 2003). Die Anmeldung von Grasland als ökologische Ausgleichsfläche ist an Bewirtschaftungsvorschriften geknüpft. Grasland kann drei verschiedenen Typen von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) zugewiesen werden: ‚Extensiv genutzten Wiesen‘, ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ und ‚Streueflächen‘. Die damit verbundenen Verpflichtungen (Bewirtschaftung, Vertragsdauer usw.) und die finanziellen Beiträge sind in der Direktzahlungsverordnung (Bundesrat 1998) festgelegt (Kapitel 3).

Material und Methoden

Erhebungen in öAF-Wiesen

In den Jahren 2000 und 2001 wurde in 33 zufällig ausgewählten Gemeinden im schweizerischen Mittelland die Vegetationszusammensetzung in 1'410 als ökologische Ausgleichsflächen angemeldeten Wiesen und Streueflächen kartiert (Kapitel 4). Im homogenen Hauptbestand der Vegetation der untersuchten Wiesen wurde eine Artenliste erstellt. Arten, die nur im Randbereich vorkamen, wurden in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Alle Wiesen wurden im Erstaufwuchs beurteilt. Der Ertragsanteil dominanter Arten wurde ab 10 % geschätzt, vereinzelt vorkommende Arten wurden als solche gekennzeichnet. Die Arten der Streueflächen wurden aufgrund der oft heterogenen Vegetation mit den Klassen ‚dominant‘, ‚häufig‘, ‚zerstreut‘ und ‚vereinzelt‘ erfasst.

Die Anzahl beobachtete Arten der gefährdeten Arten und die potenziell gefährdeten Arten in den untersuchten öAF-Wiesen wurden nach den Artenlisten der ‚Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz‘ ermittelt (Moser *et al.* 2002).

Wiesentypen und Qualität der öAF-Wiesen

Die aktuelle Artenzusammensetzung der Wiesen im ökologischen Ausgleich wurde den von Dietl und Grünig (2003) beschriebenen Wiesentypen des Wirtschaftsgrünlandes zugeordnet, um eine Aussage zum Zustand bezüglich ihres Beitrags zur Habitat- und Artenvielfalt zu machen. Dietl (1994, 1995) hat in den letzten Jahrzehnten die Vegetation der Wirtschaftswiesen im schweizerischen Mittelland ausführlich dokumentiert. Er beschreibt die Vielfalt der Wiesentypen und klassifiziert sie nach Intensität von Düngung und Nutzung.

Die Ökoqualitätsverordnung (Bundesrat 2001) beurteilt die ökologische Qualität von Wiesen anhand des Vorkommens einer minimalen Anzahl charakteristischer Pflanzenarten pro Flächeneinheit. Dies ermöglicht die Unterscheidung zwischen qualitativ genügenden und ungenügenden Flächen. Flächen von genügender Qualität können, neben den artenreichen Wiesen auch solche sein, die aufgrund der botanischen Zusammensetzung ein Verbesserungspotenzial aufweisen (Rückführungswiesen). Die zur Diskriminierung verwendeten Pflanzenarten sind in den Tallagen Zeigerarten der Fettwiesen (v.a. Fromentalwiesen). Da mit den Kartiervorschriften der ÖQV nur kleine Flächen erhoben werden, während bei der Evaluation der ökologischen Ausgleichsflächen Artenlisten von der gesamten Fläche erstellt wurden, werden die tatsächlichen Anteile der Flächen mit Qualität nach ÖQV etwas überschätzt. Um diese Überschätzung etwas zu korrigieren wurden für diese Auswertungen nur die auf den Einzelflächen regelmässig oder dominant vorgekommenen Arten berücksichtigt. Arten die nur vereinzelt beobachtet wurden, flossen nicht in die Bewertungen ein.

Der durchschnittliche Gesamtanteil der Wiesen im Mittelland, die Rote Liste Arten enthielten oder die Kriterien der ÖQV erfüllten, wurden mit den Gesamtanteilen der angemeldeten Flächen je Wiesentyp in den Untersuchungsräumen nach DZV gewichtet und berechnet (Datenquelle: AGIS 1999-2002) (Kapitel 4).

Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv (Typ 4) genutzte Wiesen

In den ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) und den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) im gesamten Mittelland wurden insgesamt 434 (396, respektive 288) Arten beobachtet (Tab. 1). Die Stetigkeiten der häufigsten Arten und einiger typischer Zeigerarten für extensiv bewirtschaftete Wiesen (Dietl 1994, Bundesrat 2001) in den untersuchten ‚Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4)‘ sind in Abbildung 1 zusammengestellt. 19 Arten kamen in mehr als der Hälfte aller Aufnahmen vor, das heisst sie hatten eine Stetigkeit von über 50 %. Arten mit höchster Stetigkeit waren Gemeines Rispengras (*Poa trivialis*), Knaulgras (*Dactylis glomerata*), Scharfer Hahnenfuss (*Ranunculus friesianus*), Rotklee (*Trifolium pratense*) und Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) (Abb. 1).

Tabelle 1: Anzahl (Anz) und Flächenanteile [ha] der untersuchten 'Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen' je Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl Arten und Arten der nationalen und regionalen Roten Listen.

Biogeografische Region	Zone	Extensiv genutzte Wiese (Typ 1a)							Wenig intensiv genutzte Wiese (Typ 4)						
		Flächen			Artenzahl				Flächen			Artenzahl			
		Anz	[ha]	total	Rote Liste				Anz	[ha]	total	Rote Liste			
					CH		Regional					CH		Regional	
					Gef	Pot	Gef	Pot				Gef	Pot	Gef	Pot
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	101	29	214	1	2	4	7	76	27	154	1	0	3	5
	HZ	123	36	215	1	1	3	9	128	61	187	1	1	1	4
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	241	59	260	2	6	10	12	98	25	179	2	0	3	7
	HZ	54	17	185	2	2	3	10	62	20	141	0	1	1	6
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	143	48	245	1	3	5	7	29	11	117	0	0	0	2
	HZ	62	19	206	0	5	5	12	26	9	124	0	1	1	6
Mittelland total		724	208	396	5	14	32	29	419	154	288	3	3	10	16

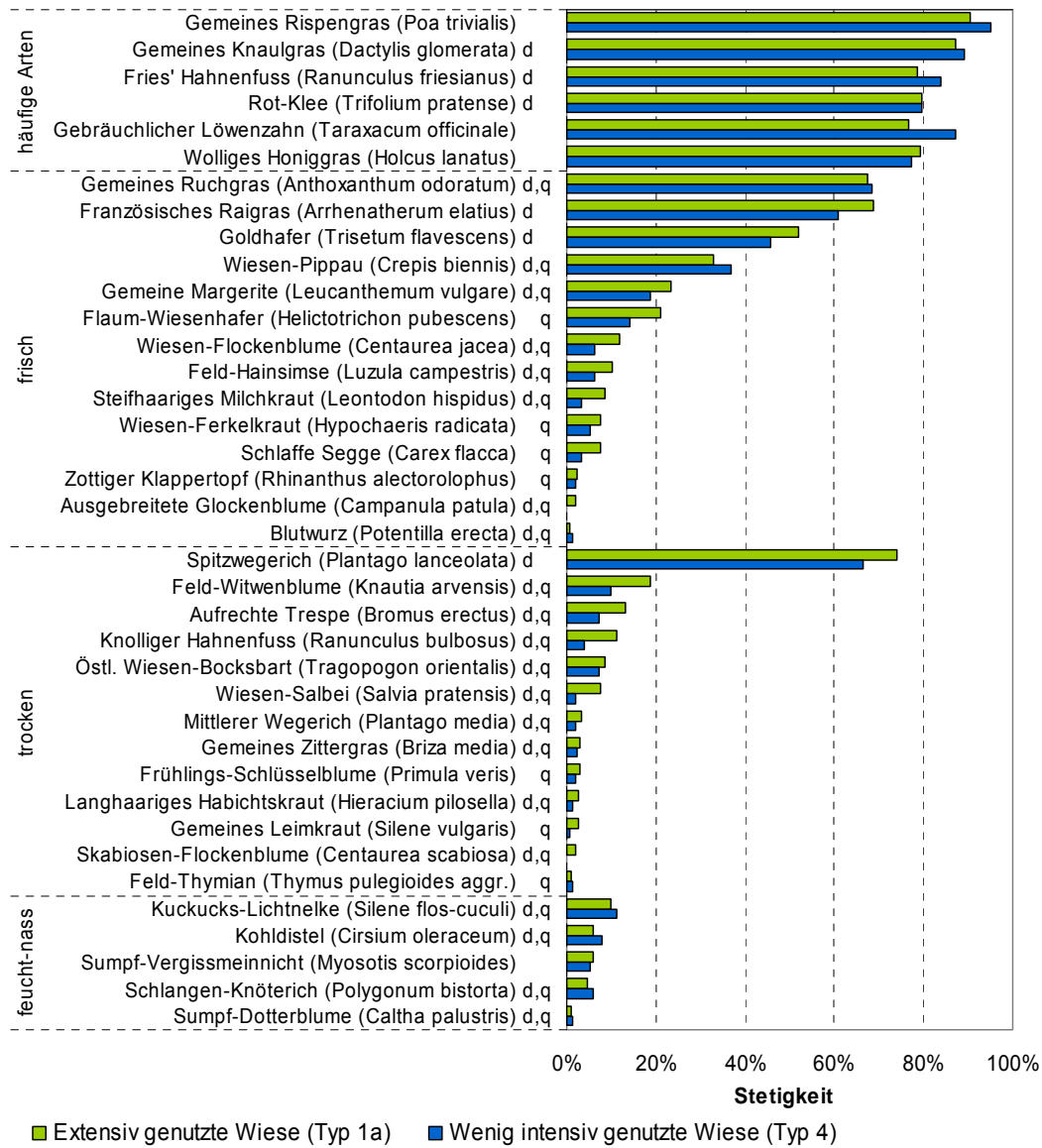
ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügellzone, Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

Dies sind typische Vertreter nährstoffreicher, intensiv bewirtschafteter Wiesen. Sie kamen alle in mindestens 80 % der Wiesen vor. Bis auf 57 Arten wiesen alle deutlich tiefere Stetigkeiten von weniger als 10 % auf. Die Wiesensalbei (*Salvia pratensis*), als Beispiel für eine charakteristische Art der Fromentalwiesen, kam in 7 % der ‚Extensiv genutzten‘ (Typ 1a) und in 2 % der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) vor. Zeigerarten für trockene und magere Ausprägungen der Fromentalwiesen (*Arrhenatherion*) waren stetiger in ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a), dagegen wurden Zeigerarten der feuchten nährstoffreicheren Standorte mit grösserer Stetigkeit in den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) beobachtet (Abb. 1).

Gefährdete Arten (Rote Listen)

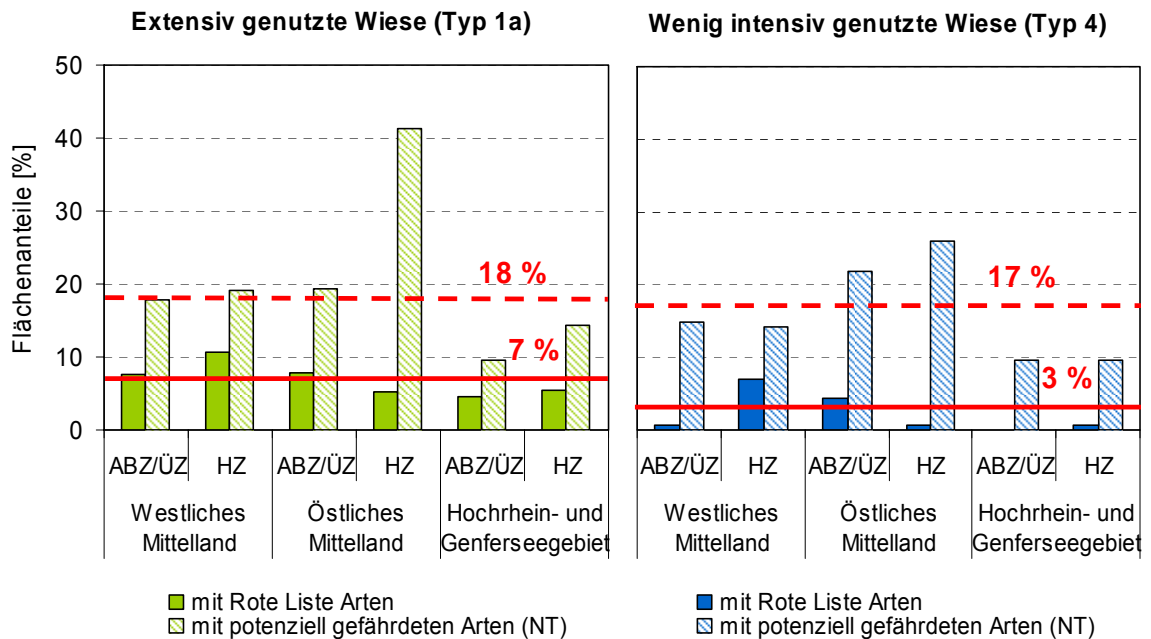
In den Aufnahmen aus den ‚Extensiv und den Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ haben wir insgesamt 8 gefährdete Arten (*Dactylorhiza maculata*, *Agrostemma githago*, *Alopecurus geniculatus*, *Carex riparia*, *Eruca sativa*, *Myosotis caespitosa*, *Ranunculus arvensis* und *Stellaria holostea*) und 17 potenziell gefährdete Arten beobachtet (Moser et al. 2002) (Tab. 1). Die Beobachtungen bewegten sich in der Kategorie der gefährdeten Arten zwischen 1-7 Vorkommen und bei den potenziell gefährdeten Arten zwischen 1-3 Vorkommen je Art. Auf regionaler Ebene wurden 39 gefährdete Arten verzeichnet. Im gesamten Mittelland wurden in 6,7 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) und in 2,7 % der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) gefährdete Arten der regionalen

Roten Listen notiert. Im Hugelgebiet der Region ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ wurden in 13,8 %, im ‚Westlichen Mittelland‘ und im Talgebiet des ‚östlichen Mittellandes‘ in 8-10 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) gefährdete Arten gefunden. Deutlich tiefer liegen die Anteile bei den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4), welche in einigen Regionen sogar unter 1 % fallen (Abb. 2).



d = Kennart der Diel Wiesentypen, q = Zeigerart der ÖQV-Bundeslisten

Abbildung 1: Stetigkeit der häufigsten Arten und von Zeigerartengruppen für frische, trockene und feucht-nasse Standorte der Fromentalwiesen in ‚Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4)‘.



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone

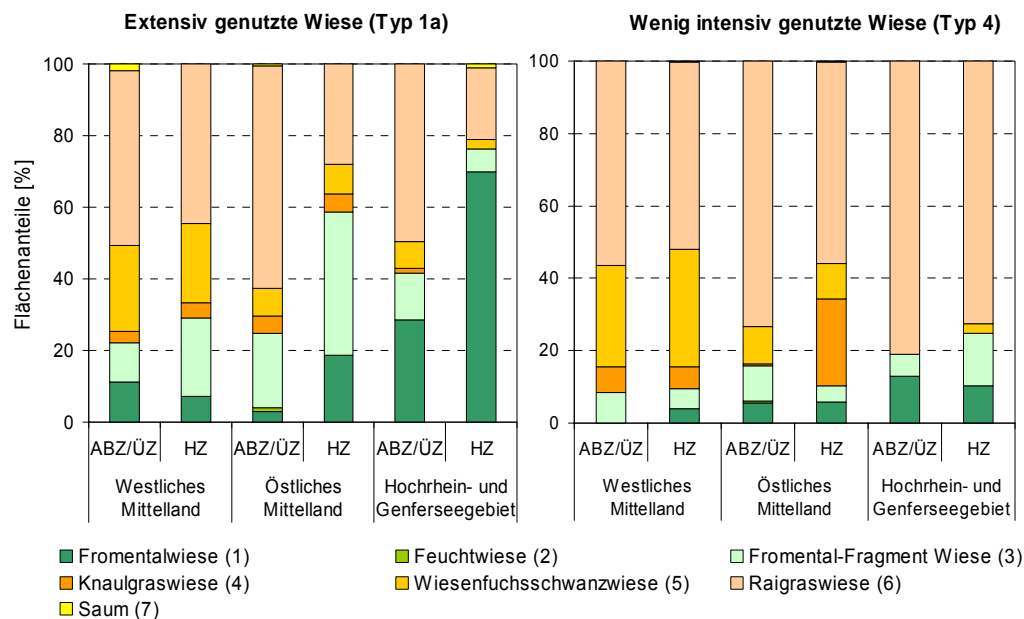
Abbildung 2: Flächenanteile je Untersuchungsraum und gewichteter Mittelwert für das Mittelland der ‚Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) mit gefährdeten Arten der regionalen Rote Liste und mit potenziell gefährdeten Arten.

Potenziell gefährdete Arten sind Arten, die noch nicht in der roten Liste stehen, die bei weiterem negativem Bestandestrend jedoch bald in eine Gefährdungskategorie fallen würden. Diese Kategorie kann als Vorwarnungsliste interpretiert werden und das Vorkommen dieser Arten deutet daraufhin, dass eine potenzielle Gefährdung akut vorhanden ist und das weitere Vorkommen von bestandesfördernden Massnahmen abhängig ist (Moser *et al.* 2002). Arten dieser Kategorie finden wir in den angemeldeten Wiesen bedeutend mehr (Tab. 1). Auch treten sie häufiger auf. Wir haben sie in 18 % (9–41 %) der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) und 17 % (9–26 %) der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) gefunden. Wiesen im ökologischen Ausgleich erfüllen für diese Arten eine wichtige bestandeserhaltende Funktion.

Wiesentypen der Wirtschaftswiesen

In Abbildung 3 sind die Flächenanteile der Wiesentypen in den Untersuchungsräumen dargestellt. Dabei konnten sieben Wiesentypen unterschieden werden, deren Nutzungsintensität in der Reihenfolge der Auflistung zunimmt (Dietl und Grünig 2003): (1) Fromentalwiesen (*Arrhenatherion*) und (2) Feuchtwiesen (*Calthion*, *Molinion*), die traditionell zwei- bis dreimal genutzt werden, (3) Fromental-Fragment Wiesen, die nur noch ein reduziertes Artenspektrum der typischen Fromentalwiesen enthalten, (4) mittel in-

tensiv genutzte Knaulgraswiesen, (5) Wiesenfuchsschwanzwiesen mit hohem Raigrasanteil, (6) intensiv genutzte Raigraswiesen, die fünf bis sechsmal geschnitten werden können und (7) ein von Hochstauden dominierter Wiesentyp. Die ersten beiden Typen repräsentieren die Zielvegetation der traditionell genutzten Fromental- und Feuchtwiesen.



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone

Abbildung 3: Flächenanteile [%] der Nutzungsintensitätstypen nach Dietl (1995) in den 'Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen' je Untersuchungsraum.

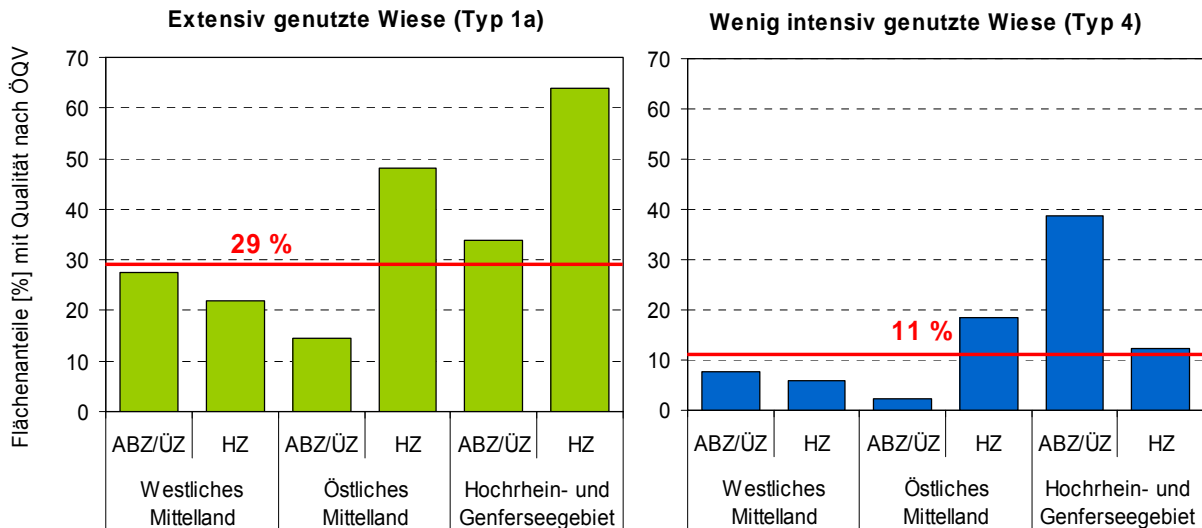
In der biogeografischen Region 'Hochrhein- und Genferseegebiet' entsprachen – je nach Produktionszone – 28 %, respektive 70 % der Gesamtfläche der 'Extensiv genutzten Wiesen' (Typ 1a) typischen Fromental- oder Feuchtwiesen. In den andern biogeographischen Regionen waren diese Typen mit Flächenanteilen unter 3-19 % deutlich seltener. In jeder Region fanden wir auch Flächenanteile zwischen 6 und 40 % mit Fromentalwiesen-Fragmenten. Sie wiesen zwar in ihrer Artenzusammensetzung nicht genügend Kennarten auf, haben aber, immer unter der Voraussetzung, dass die extensive Bewirtschaftung weitergeführt wird, das Potenzial sich langfristig in eine traditionelle Fromentalwiese zurück zu entwickeln (Jeangros 2001). Flächenanteile der Wiesentypen, die auf eine intensive Bewirtschaftung hindeuten, waren in den meisten Regionen dominierend (23-76 %). Ein kleiner Anteil der Wiesen im ökologischen Ausgleich konnte nicht eindeutig einem Wiesentyp nach Dietl (1995) zugeordnet werden. Diese Vegetation wurde durch Arten der Hochstaudenfluren und Waldrandsäume geprägt.

Den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) konnte in allen Untersuchungsräumen ein hoher Flächenanteil derjenigen Wiesentypen zugeordnet werden, deren Vegetationszusammensetzung auf eine intensive Bewirtschaftung hinwies. Typische Fromentalwiesen wurden je Untersuchungsraum nur ungefähr in 0-13 % der Flächenanteile gefunden und die Flächenanteile der Wiesen mit Rückführungspotenzial (Fromental-Fragment-Wiesen) lagen zwischen 4-16 % (Abb. 3).

Ökologische Qualität der Wiesen

In Abbildung 4 sind die Flächenanteile der ‚Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4)‘, die genügend Arten der Bundesartenlisten der ÖQV enthalten, dargestellt. 29 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) im Mittelland erfüllten diese Bedingungen, doch gab es beträchtliche Unterschiede zwischen den Regionen. In der Region ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ und in der Hügelzone des ‚Östlichen Mittellandes‘ lagen die Flächenanteile der Wiesen, die Minimalkriterien der ÖQV Artenlisten erfüllten, über dem gewichteten Mittelwert. Dies galt besonders in der Hügelzone für die als ‚Extensiv genutzte Wiesen‘ (Typ 1a) angemeldeten Wiesentypen (64 %, respektive 48 %) und in der Talzone für die ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) (39 %). Die Anteile der Wiesen mit ÖQV im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ waren sowohl bei den ‚Extensiv genutzten Wiesen‘, als auch bei den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ wesentlich grösser als in den beiden biogeografischen Regionen ‚Westliches und Östliches Mittelland‘ ($\chi^2=3,87$, $p=0,05$, resp. $\chi^2=13,87$, $p=0,0002$). Innerhalb der biogeografischen Regionen fanden wir zudem bei den ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ signifikante höhere Anteile in der Hügelzone des ‚Östlichen Mittellandes‘ und im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ ($\chi^2=16,69$, $p<0,0001$, resp. $\chi^2=11,39$, $p=0,0007$). Die Unterschiede zwischen den Produktionszonen in den biogeografischen Regionen bei den ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ sind dagegen statistisch nicht gesichert. Deutlich unter dem Mittelwert lagen v.a. die ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ des ‚Östlichen und Westlichen Mittellandes‘.

Für die untersuchten Wiesen im ganzen Mittelland galt, dass der Flächenanteil der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a), die aufgrund ihrer Artenzusammensetzung Rückführungsqualität oder sogar gute Qualität aufwiesen, mit einem Flächenanteil von 29 % weitaus grösser ist als derjenige der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) (11 %).



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone.

Abbildung 4: Flächenanteile [%] der ‚Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) je Untersuchungsraum und der gewichtete Mittelwert für das Mittelland (rote Linie), die genügend Arten gemäss den Artenlisten der Mindestanforderungen an die ökologische Qualität (ÖQV) aufwiesen.

Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b)

Bis 2002 konnten Wiesen als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet werden, die neu auf stillgelegtem Ackerland angesät wurden. Heute sind innerhalb der beiden öAF-Wiesentypen für Grasland Neuansäten möglich, sie werden jedoch nicht mehr länger von der extensiven Wiesennutzung auf Dauergrünland unterschieden. Wir haben 163 neu angesäte Flächen (56 ha) untersucht, vorwiegend in den Talgebieten des ‚Westlichen Mittellandes‘ und des ‚Hochrhein- und Genferseegebietes‘ (11 ha, respektive 25 ha). Insgesamt wurden 234 Arten festgestellt. In 4 % der Aufnahmen kamen Rote Liste Arten vor (Tab. 2). Die Kriterien der ÖQV Artenlisten erfüllten 11 % der Flächenanteile.

Der grosse Flächenanteil der Wiesen, die nur wenige Arten der Standardmischungen (Lehmann *et al.* 2000) aufwiesen, zeigt, dass Neuansäten selten zielführend waren (Abb. 5).

Viele Arten, die in den Mischungen vorhanden sind, konnten sich in den von uns untersuchten Wiesen nicht erfolgreich etablieren. Beobachtungen aus Versuchen mit neu eingesäten Wiesen zeigen immer wieder, dass eine Neuanlage nur unter Berücksichtigung der Zusammensetzung der Einsaatmischung, dem saisonalen Zeitpunkt der Einsaat, der Einsaattechnik und den Standortbedingungen langfristig zu einer dauerhaft

artenreichen Wiese führen kann (Koch 1996, Bosshard 2001). Die zahlreichen, von Raigras dominierten Wiesen lassen zudem vermuten, dass die (nicht bindende) Empfehlung für die Einsaat eine artenreiche Mischung zu verwenden, nicht immer befolgt wurde.

Tabelle 2: Anzahl (Anz.) und Flächenanteile (ha) der untersuchten 'Extensiv genutzten Wiesen auf stillgelegtem Ackerland' (Typ 1b) je Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl Arten und Arten der nationalen (CH) und regionalen Roten Listen.

Biogeografische Region	Zone	Extensiv genutzte Wiese auf Ackerland (Typ 1b)						
		Flächen			Artenzahl			
		Anz	[ha]	total	Rote Liste			
					CH		Regional	
Gef	Pot	Gef	Pot					
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	38	10	119	0	0	2	2
	HZ	13	7	61	0	0	0	1
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	20	5	97	1	0	1	1
	HZ	1	1	46	0	0	0	2
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	82	31	189	1	1	2	8
	HZ	9	3	93	1	0	1	2
Mittelland total		163	56	234	3	1	6	11

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone; Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

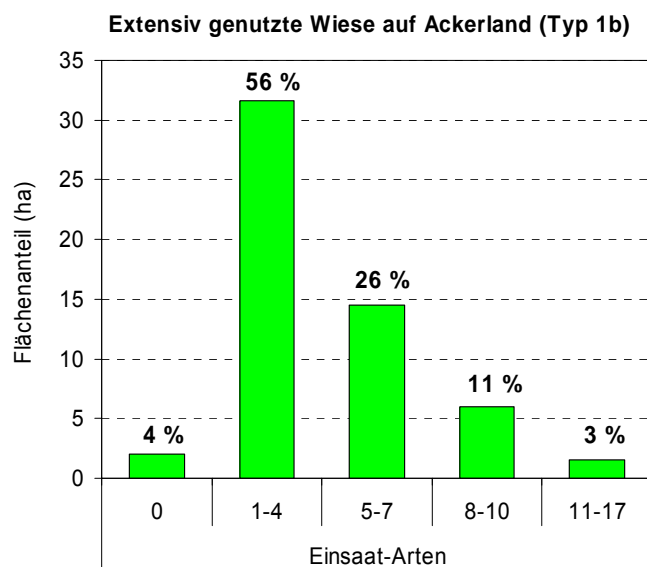


Abbildung 5: Flächenanteile [ha] der 'Extensiv genutzten Wiesen auf stillgelegtem Ackerland' mit Anzahl Arten der empfohlenen Einsaatmischungen.

Streueflächen (Typ 5)

Das heutige Vorkommen von Streueflächen im Mittelland ist an besondere geomorphologische Gegebenheiten geknüpft, unter welchen Meliorationen auch mit grossem technischem und finanziellem Aufwand nicht realisiert werden können. In unserer Untersuchung wurden solche Situationen in 5 Perimetern der biogeografischen Regionen ‚Östliches und Westliches Mittelland‘ vorgefunden (Tab. 3). Die Flächen lagen in Pufferzonen rund um Moorkomplexe und im Bereich der Verlandungszonen an Seeufnern und Fliessgewässern. Gefährdete Arten der regionalen Roten Liste wurden in 55 % und potenziell gefährdete Arten sogar in 92 % der Streueflächen beobachtet. Es wurden auch deutlich mehr gefährdete Arten gefunden als in den andern Wiesentypen (Tab. 3).

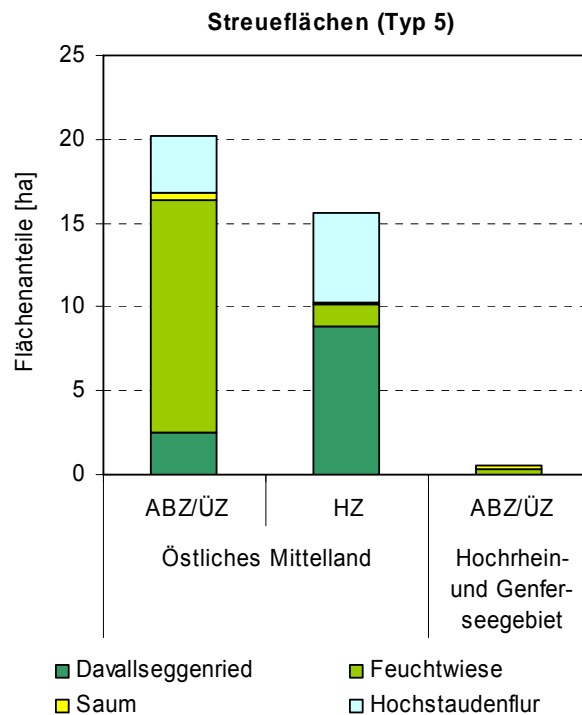
Tabelle 3: Anzahl (Anz.) und Flächenanteile (ha) der untersuchten ‚Streueflächen‘ (Typ 5) je Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl Arten und Arten der nationalen (CH) und regionalen Roten Listen.

Biogeografische Region	Zone	Streuefläche (Typ 5)						
		Flächen		Artenzahl				
		Anz	[ha]	total	Rote Liste			
					CH		Regional	
		Gef	Pot	Gef	Pot			
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	0	0	-				
	HZ	0	0	-				
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	40	20	211	13	15	22	25
	HZ	62	16	180	6	14	20	27
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	2	0.5	33	0	0	0	0
	HZ	0	0	-				
Mittelland total		104	36	260	16	20	36	31

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone; Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

Die Artenzusammensetzung in den Streueflächen wies zum grössten Teil auf eine standortangepasste Nutzung der Streue- und Riedwiesen hin. Im Durchschnitt liessen sich 30 % dem Davallseggenried (*Caricetum davallianae*), 42 % den Pfeifengras- und Dotterblumenwiesen (*Molinion*, *Calthion*) und weitere 23 % den feuchten Hochstaudenfluren (*Filipendulion*) zuordnen. 3 % der Flächen zeigten nährstoffreiche und durch Störungszeiger geprägte Saumvegetationstypen (z.B. Brennesselsäume). Die Flächenanteile dieser Vegetationstypen variierten je nach Untersuchungsraum (Abb. 6). 82 % der Streueflächen wiesen genügend qualitäts- und rückführungsanzeigende Arten der ÖQV-Listen auf. Im Rahmen des Moorschutzes stehen Streueflächen seit 1991 unter beson-

derem Schutz, deshalb sind die kartierten Flächen häufig mit NHG-Bewirtschaftungsverträgen kumuliert (Bundesrat 1996). Diese Situation traf für 75 % der von uns untersuchten Flächen zu.



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone.

Abbildung 6: Flächenanteile [ha] der Nutzungsintensitätstypen nach Dietl und Grünig (2003) bei den Streueflächen (Typ 5) im ‚Östlichen Mittelland‘ und im Talgebiet des ‚Hochrhein- und Genferseegebiets‘.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

29 % der ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1a) und 11 % der ‚Wenig intensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 4) des Mittellandes entsprachen den Qualitätskriterien der ÖQV. Der weitaus grösste Teil der öAF-Wiesen jedoch bestand nach wie vor aus Pflanzengesellschaften intensiv bewirtschafteter Wiesen. Auch enthielten ‚Extensiv genutzte Wiesen‘ (Typ 1a) mehr Rote Liste Arten und häufiger Zeigerarten der traditionellen Fromentalwiesen und sie erfüllten auch häufiger die Kriterien der ÖQV als ‚Wenig intensiv genutzte Wiesen‘ (Typ 4).

Es gibt bedeutende regionale Unterschiede. Die biogeografische Region ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ unterscheidet sich vom übrigen Mittelland durch das vermehrte und häufigere Auftreten von Rote Liste Arten und auch durch den grösseren Flächenanteil an Wiesen, die durch ihre Artenzusammensetzung einer Zielvegetation

zugeordnet werden konnten und genügend Qualität nach den Kriterien der ÖQV aufwiesen. Innerhalb der Regionen waren die Flächenanteile mit Qualität in der Hügellzone höher als im Talgebiet.

Die gefährdeten Arten der Roten Liste waren nur in wenigen Wiesen vertreten. Deutlich häufiger und in einem grösseren Flächenanteil der Wiesen (18 % (Typ 1a), resp. 17 % (Typ 4)) traten potenziell gefährdete Arten auf. Die extensive Bewirtschaftung dieser Wiesen bewirkte, dass Arten unter den für sie geeigneten Bewirtschaftungsbedingungen erhalten werden konnten. Ohne diese Vorgaben auf ökologischen Ausgleichsflächen besteht die Gefahr, dass auch sie bald in die Kategorie der gefährdeten Arten der Roten Liste fallen würden.

Auswertungen aus dem Lebensrauminventar aus 23 Regionen des Mittellandes zeigten, dass artenreiche Wiesen durchschnittlich 1 % der freien Feldfläche einnahmen (Kohli *et al.* 2004). Dieses Resultat, wie auch die tiefen Flächenanteile mit Zielvegetation (Abb. 3) bestätigen die Seltenheit traditionell artenreicher Wiesen im Mittelland. Um einen ausreichenden Anteil an Wiesen mit guter und genügender ökologischer Qualität erreichen zu können, müssen im Mittelland vermehrt Massnahmen gefördert werden, die eine Rückführung verarmter Wiesenbestände hin zu artenreichen Wiesen ermöglichen. Für Flächen, welche die ökologischen Qualitätsansprüche nicht erfüllen, müssen Restaurierungsmassnahmen ins Auge gefasst werden. Denn wenn die Zielarten im Ausgangsbestand fehlen, reichen die Bewirtschaftungsvorgaben nach DZV nicht aus, um artenreiche Wiesen wieder zu regenerieren (Bosshard 2001).

In neu angesäten Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b) fanden wir Arten der empfohlenen Einsaatmischungen für Fromentalwiesen relativ selten. Dies zeigt, dass der Zielzustand der Wiesen durch Neuansaat in der Praxis noch viel schwieriger zu erreichen ist, als in den Versuchsanordnungen, welche jedoch ebenfalls aufzeigen, dass sich die Arten der Fromentalwiese auf den nährstoffreichen Böden des Mittellandes nicht mit dem erwarteten Erfolg etablieren können (Koch 1996). Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die noch bestehenden Wiesen von guter Qualität einen besonderen Schutz verdienen.

Erfreulich war der hohe Flächenanteil von 82 % bei den ‚Streueflächen‘ (Typ 5), welche nach der Beurteilung mit den Listen der ÖQV ökologische Qualität aufwiesen. Auch der hohe Anteil der angemeldeten ‚Streueflächen‘, die effektiv der typischen Artenzusammensetzung von Ried- und Feuchtwiesen entsprachen, wies auf die gute botanische Qualität dieser Flächen hin. Im Falle der Streueflächen zeigt sich, dass mit der Gesetzgebung im Rahmen des Moorschutzes, d.h. mit dem Standort angepassten Bewirtschaftungsmassnahmen, Bestehendes erhalten und gefördert werden konnte.

Literatur

- Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn, 1987. Blumenreiche Heumatten. Solothurn.
- BLW, 2003. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Bosshard A., 2001. Wie erfolgreich ist die Ansaat artenreicher Wiesen in der Praxis? Schriftenreihe der FAL 39, 76-86.
- Bundesrat, 1996. Verordnung vom 1. Mai 1996 über den Schutz der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung (Moorlandschaftsverordnung) SR 451.35.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4, 239-249.
- Dietl W. und Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. In: Oppermann T. und Guyer H.-U. (Hrsg.), Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55-65.
- Fischer M. und Stöcklin J., 1997. Local extinction of plant in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. Conservation Biology 11, 727-737.
- Jeaugros B., 2001. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de fumure. Schriftenreihe der FAL 39, 53-60.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. Agrarforschung 3(4), 149-152.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Lehmann J., Rosenberg E. und Mosimann E., 2000. Standardmischung für den Futterbau-Revision 2001-2004. Agrarforschung 7(19), 1-12.
- Moser D., Gyax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. Rote Listen der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Schneider J., 1954. Ein Beitrag zur Kenntnis des *Arrhenatheretum elatioris* in pflanzensoziologischer und agronomischer Betrachtungsweise. Beitrag geobotanische Landesaufnahme Schweiz 34, 1-102.
- Stebler F.-G. und Schröter C., 1892. Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. X. Versuch einer Übersicht über die Wiesentypen der Schweiz. Landwirtschaftl. Jahrb. Schweiz 6, 95 S.

Suzanne Dreier und Gabriela Hofer, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

5.2 Hecken (Typ 10)

Suzanne Dreier, Lukas Kohli und Barbara Oberholzer

Gesamtschweizerisch wurden 10 % der Hecken als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet. Die angemeldeten Hecken im Mittelland erfüllten durchschnittlich knapp zur Hälfte die Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung, während diese nur von einem Drittel der nicht angemeldeten Hecken erfüllt wurden. Die Zusammensetzung der Straucharten war im ganzen Mittelland sehr gleichförmig. Insgesamt wurden 135 Gehölzarten gefunden, in zwei Dritteln der Hecken kamen weniger als 15 verschiedene Gehölzarten vor. 48 % der Pufferstreifen wiesen eine Artenzusammensetzung auf, die sich aus den Arten der intensiv genutzten Wiesentypen zusammensetzte. Nur 9 % der untersuchten Heckenlänge wies eine typische Saumvegetation ≥ 2 m auf, sonst war sie von ungenügender Breite oder fehlte ganz.

Hecken und Feldgehölze prägten durch ihre gliedernde Wirkung und die vertikalen Strukturen wesentlich das traditionelle Landschaftsbild des schweizerischen Mittellandes. Je nach Standort und Pflege entwickeln sich in Hecken Artengemeinschaften, die Lebensräume und Nahrungsreservoir für Hunderte von Tierarten (Insekten, Vögel, Säugetiere) bilden. Die Notwendigkeit der regelmässigen Pflege der Hecken, ihr Flächenbedarf und ihre Behinderung beim grossflächigen Maschineneinsatz in der Landwirtschaft (Reif und Achtziger 2000) führten dazu, dass viele Hecken entfernt wurden. In Wintersingen (BL) zum Beispiel nahmen Hecken und Einzelgebüsche bei einer Gesamtmelioration um 17 % ab (Tanner und Zoller 1996). Heute sind Hecken vielerorts geschützt und nehmen als Folge der Aktivitäten von Natur- und Vogelschutzvereinen wieder zu (Tanner und Zoller 1996, Roth *et al.* 2001).

Material und Methoden

In drei biogeografischen Regionen des Mittellandes untersuchten wir 363 angemeldete Hecken von insgesamt 50 km Länge (Tab. 1) (Kapitel 4). Alle Gehölz- und Saumararten wurden notiert. Straucharten mit Deckungsanteilen über 20 % wurden als dominant bezeichnet. Der Anteil der Dornstraucharten wurde geschätzt. Ein drei Meter breiter Streifen im Anschluss an die Hecke wurde aufgrund der dominierenden Arten einem Wiesentyp nach Dietl (1994) zugeordnet. Falls auf diesem Streifen eine typische Saumvegetation erkennbar war, wurde sie einem Saumtyp zugeordnet und ihre Breite festgehalten. Zusätzlich wurden Strukturmerkmale der Hecken wie Heckentyp (Strauch-,

Nieder- und Baumhecke, Feldgehölz, Baumreihe), Alter und Pflege („geschnitten“) notiert und die Lage bezüglich Exposition und Neigung ermittelt. Die angrenzenden Landschaftselemente wurden ebenfalls festgehalten. Die Länge der angemeldeten Hecken wurde mit einem GIS berechnet.

Tabelle 1: Untersuchte Hecken nach biogeografischen Regionen und landwirtschaftlichen Produktionszonen (Zone): Anzahl (Anz) und Gesamtheckenlänge [km], mittlere Heckenlänge [m] (Minimum; Maximum), total beobachtete Arten und Straucharten, Anzahl gefährdete Arten der Rote Liste.

Biogeografische Region	Zone	Flächen				Artenzahl					
		Anz	[km]	Durchschnittliche Heckenlänge [m] (Min ; Max)	Total	Gehölzarten	Rote Listen				
							CH		Region		
		Gef	Pot	Gef	Pot						
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	130	18,1	119	(13 ; 471)	387	104	2	5	12	18
	HZ	32	3,5	82	(23 ; 250)	211	55	1	2	5	5
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	86	13,9	131	(37 ; 518)	293	103	1	9	13	19
	HZ	25	3,7	124	(9 ; 200)	207	64	0	2	5	6
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	72	9,0	103	(23 ; 455)	365	103	3	8	13	14
	HZ	18	1,9	95	(46 ; 246)	160	55	2	12	5	15
Total		363	50,2	115	(9 ; 518)	529	149	5	27	44	51

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone; Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

Artenvielfalt und Gehölzstrukturen

Von den angemeldeten Hecken waren 49 % Strauch- oder Niederhecken und 40 % Baumhecken. Seltener wurden Feldgehölze (9 %) und Baumreihen (1 %) angemeldet. Die Länge der angemeldeten Hecken variierte zwischen 9 und 518 m, im Durchschnitt betrug sie 115 m.

Vegetation der Gehölzschicht

In den Hecken wurden total 529 Arten, davon 149 Gehölzarten notiert (Tab. 1). Pro Hecke wurden durchschnittlich 30 Arten gefunden, davon waren 13 Gehölzarten. Die Unterschiede in den Artenzahlen der Hecken zwischen den drei biogeografischen Regionen und Produktionszonen waren gering. Auch unterschiedlich alte Hecken unterschieden sich in der Artenzahl kaum.

Die Hecken setzten sich im Mittelland aus den lichtliebenden Sträuchern der spontanen Hecken- und Waldrandvegetation (*Prunetalia spinosae* Tüxen 1952) zusammen. 20 % der untersuchten Hecken wiesen weniger als 10 Gehölzarten auf. Ein Drittel der Hecken wies mehr als 15 Straucharten auf. Hasel und Esche waren die häufigsten

Gehölzarten und kamen in 79 % bzw. in 70 % aller Hecken vor. Nur 9 Arten wurden mit einer Stetigkeit die größer als 50 % war beobachtet und weitere 8 Arten erreichten Stetigkeiten zwischen 30 und 50 % (Abb. 1). In 94 % der Hecken wurden dornentragende Büsche beobachtet, davon konnte jedoch nur beim Schwarzdorn und den Weissdornarten höhere Abundanzen festgestellt werden (in 7 %, respektive in 3 % der Hecken).

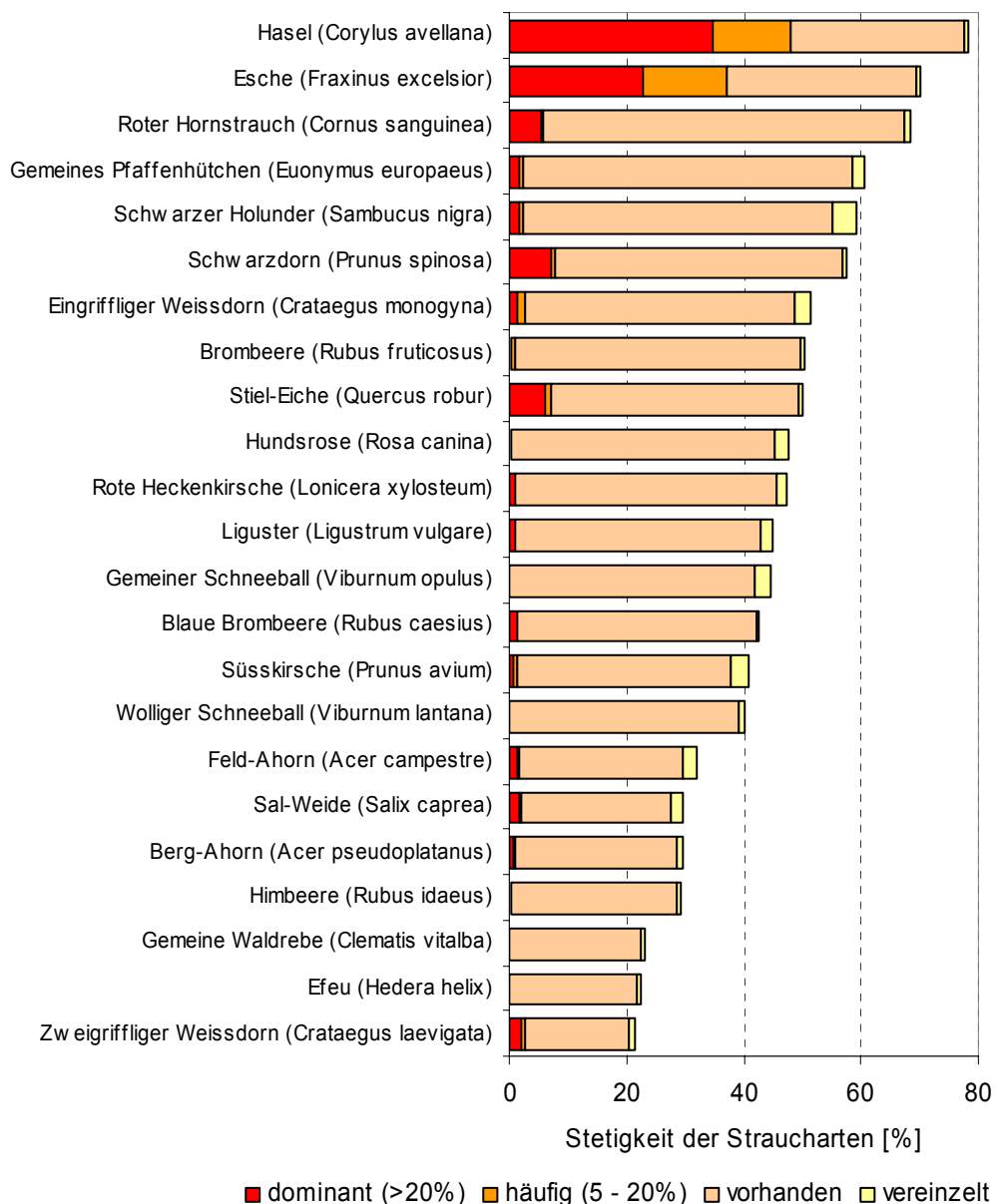


Abbildung 1: Stetigkeit und Abundanz (Deckungsgrad) der häufigen Strauch- und Baumarten.

Saumvegetation

In der Direktzahlungsverordnung (Bundesrat 2001) wird, zusätzlich zu der Gehölzstruktur der Hecke, ein angegliederter Pufferstreifen (Krautsaum) von mindestens 3 m

Breite vorgeschrieben. Ausnahmen für Hecken die an Strassen, Mauern und Wasserläufe angrenzen sind vorgesehen. 90 % der Hecken wiesen den verlangten Pufferstreifen auf, 57 % jedoch nur auf einer Heckenseite.

Je nach Standort, Heckentyp und Bewirtschaftung bilden sich unterschiedliche Saumtypen aus. Bei sachgerechter Pflege entwickelt sich eine krautige Saumvegetation, die sich in der Artenzusammensetzung von Wiesen unterscheidet. Die Breite der krautigen Saumvegetation war sehr variabel. Bezogen auf die Pufferstreifen der untersuchten Gesamtheckenlängen fanden wir eine Krautvegetation die breiter als 3 m war nur auf 4 % der Heckenlänge und bei weiteren 5 % konnte eine Saumbreite zwischen 2 und 3 m festgestellt werden. Meist wurde die krautige Saumvegetation mit zunehmender Distanz zur Hecke sehr rasch von jener der angrenzenden Wiesenvegetation dominiert. Pufferstreifen mit einem weniger als 2 m breiten Krautsaum grenzten in 23 % der Gesamtheckenlänge an Vegetationstypen, die auf extensive Bewirtschaftung hinwiesen und in 48 % an intensiv genutzte Wiesentypen. 11 % grenzten an einen Pufferstreifen mit anderer Vegetation. Die häufigsten Saumtypen waren der Brennessel-Saum (27 %), gefolgt vom Brombeersaum (*Rubus caesius*) (17 %) und vom Gierschsaum (9 %). 9 % der untersuchten Heckenlängen wiesen keinen Pufferstreifen auf.

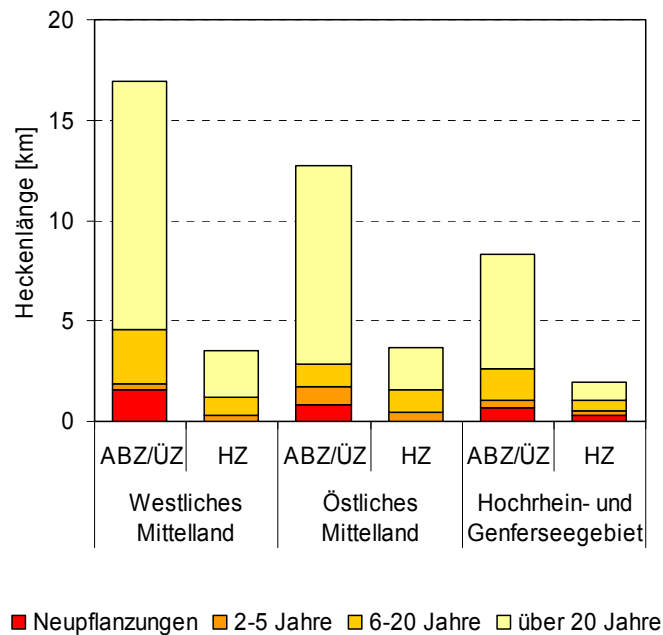
Die grosse Variabilität in den Saumartengemeinschaften der Pufferstreifen zeigte sich dadurch, dass 80 % der notierten Arten eine Stetigkeit unter 5 % aufwiesen. Wir beobachteten 203 Waldarten, 111 Ruderal- und Unkrautarten, 62 Fettwiesenarten, 40 Arten der mageren Wiesen und 41 Sumpfpflanzen, sowie 24 Pionierpflanzen, 7 Gebirgspflanzen und 4 Wasserpflanzen (ökologische Gruppen nach Landolt). Saumarten mit einer Stetigkeit von mehr als 50 % waren Knaulgras (*Dactylis glomerata*, 73 %), Brennessel (*Urtica dioica*, 69 %), Gemeine Nelkenwurz (*Geum urbanum*, 64 %) und Gundermann (*Glechoma hederacea*, 51 %). Säume von neu angelegten Hecken waren mit durchschnittlich 12 Arten signifikant artenärmer als jene der älteren Hecken mit durchschnittlich 17 Arten (Kruskal-Wallis Test, $p=0,006$).

Rote Liste Arten

Gefährdete Arten der regionalen Roten Listen (Moser *et al.* 2002) wurden nur in 15 % der Hecken gefunden. Mit wenigen Ausnahmen handelte es sich bei diesen Arten um Einzelfunde (Tab. 1). In der Strauchschicht waren dies vorwiegend Arten der Gattung Rosa, in der Krautschicht Arten der Trockenwiesen, der Ruderal- und der Ackerbegleitflora. Berücksichtigt man auch die potenziell gefährdeten Arten erhöht sich der Anteil der Hecken mit Arten, die für ihre Erhaltung besonders auf den Schutz ihrer Lebensräume angewiesen sind, auf 35 %.

Alter und Pflege

70 % der Hecken wurden älter als 20 Jahre geschätzt und 7 % der untersuchten Hecken waren Neuanpflanzungen. Neuanpflanzungen wurden vor allem in den Tal- und Übergangszonen der drei biogeografischen Regionen beobachtet (Abb. 2).



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone

Abbildung 2: Altersstruktur der Hecken je Untersuchungsraum.

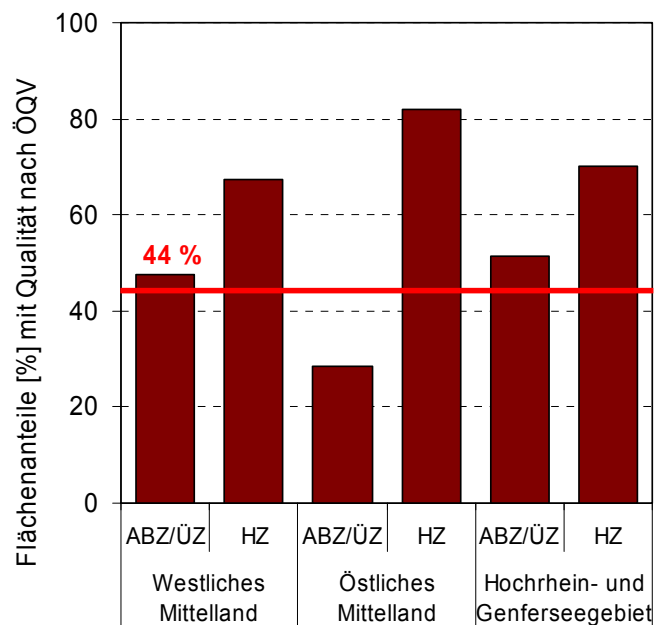
Eine Heckenpflege die auf die Arten- und Strukturvielfalt Rücksicht nimmt, ist mit grossem Arbeitsaufwand verbunden. Deshalb erstaunt es nicht, dass in 72 % der untersuchten Hecken kein Pflegeschnitt feststellbar war. 7 % waren auf Stock gesetzt und 20 % zurückgeschnitten. Nur in 1 % der Hecken war die Strauchschicht selektiv auf Stock gesetzt und gleichzeitig ein Rückschnitt feststellbar. Doch nur so könnten langsam wachsende Arten wie zum Beispiel Weiss- und Kreuzdorn gefördert und gleichzeitig auch die tierischen Heckenbewohner vor Störungen geschützt werden.

Umfeld und Lage

Angemeldete Hecken grenzten grösstenteils an Wiesen und Weiden (79 %). Rund die Hälfte aller Hecken grenzte an Strassen, Wege und Schienen, und knapp ein Viertel an Gewässer. Eine bevorzugte Lage der angemeldeten Hecken bezüglich Exposition und Neigung konnte nicht festgestellt werden.

Potenzial für Qualität nach ÖQV

Die Hecken wurden mit den vegetations- und strukturelevanten Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001) bewertet. Da die vorliegende Untersuchung begonnen wurde, bevor die ÖQV in Kraft trat, konnte die Qualität nach ÖQV nur aus den bereits erhobenen Informationen abgeschätzt werden. Die Vorgaben der ÖQV wurden im Mittelland von 44 % der Hecken erfüllt (Abb. 3). Die biogeografischen Regionen hatten keinen Effekt auf die Verteilung der Flächenanteile mit Qualität nach ÖQV, die Produktionszonen jedoch schon. Signifikant höhere Flächenanteile mit Qualität als in den Talzonen fanden sich in den Hügellzonen des ‚Östlichen Mittellandes‘ und des ‚Hochrhein- und Genferseegebietes‘ (Pearson-Teststatistik: $p=0,03$, respektive $p=0,011$).



ABZ= Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügellzone

Abbildung 3: Anteile der untersuchten Hecken in den Untersuchungsräumen und fürs ganze Mittelland, welche die Kriterien der Mindestanforderungen der ÖQV erfüllten (% der Heckenflächen).

Vergleich angemeldeter und nicht angemeldeter Hecken

In 23 Gebieten (Kapitel 4) wurden alle Hecken im Lebensrauminventar erfasst und beschrieben (Kohli *et al.* 2004). Die durchschnittliche Heckendichte betrug bei der ersten Erhebung 1,25 km/km² Feldfläche. Bei der zweiten Erhebung lag sie bei 1,28 km/km² Feldfläche. Je grösser die Heckendichte, desto höher ist im Allgemeinen

die Dichte der Reviere heckenbewohnender Brutvögel. Für halboffene Landschaften wird eine Dichte von mindestens 1,1 km/km² empfohlen (Pfister *et al.* 1986). In 70 % der Untersuchungsgebiete wurde dieser Wert erreicht. Von den im Lebensrauminventar erfassten Hecken wurden durchschnittlich bei der ersten Erhebung 18 %, bei der zweiten Erhebung 24 % als Ökoflächen angemeldet. In den 23 Untersuchungsgebieten erfüllten die angemeldeten Hecken durchschnittlich knapp zur Hälfte die Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung, während diese von einem Drittel der nicht angemeldeten Hecken erfüllt wurde.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Zusammensetzung der Gehölzarten war im ganzen Mittelland sehr gleichförmig. In zwei Dritteln der Hecken kamen weniger als 15 verschiedene Strauch- und Baumarten vor. Die für Insekten und Vögel wichtigen Dornstraucharten kamen zwar in 95 % der Hecken vor, waren jedoch meist nur mit tiefen Abundanzen vertreten. In 15 % der Hecken wurden wenige bedrohte Arten gefunden; in weiteren 20 % kamen potenziell gefährdete Arten vor. Die Artenzusammensetzung der Saumvegetation war sehr variabel. Besonders ältere Hecken wiesen signifikant mehr Saumarten auf.

Ein Pufferstreifen fehlte bei 10 % der Hecken, bei 57 % war er nur einseitig vorhanden. Eine typische Krautsaumvegetation von ≥ 3 m Breite wurde auf den Pufferstreifen von 4 % der untersuchten Heckenlängen gefunden, bei 78 % war die Krautsaumvegetation weniger breit als 1 m und bei 9 % fehlte sie gänzlich. Diese Resultate deuten darauf hin, dass die Pflege des Heckensaums oft nicht sachgerecht durchgeführt wird, denn nur ein Drittel der angemeldeten Heckenlänge war von dem geforderten extensiv genutzten Kraut- oder Wiesensaum begleitet.

Um die Vielfalt der Arten und der Strukturen und die damit verbundene Bedeutung der Hecken für die Artenvielfalt langfristig zu erhalten ist ein selektiver Schnitt der Strauchschicht und eine angepasste Saumpflege Voraussetzung. Die sachgerechte Heckenpflege ist mit grossem Arbeitsaufwand verbunden, welche entsprechend entschädigt werden sollte.

Gesamtschweizerisch gibt es laut Arealstatistik 35'000 ha Hecken und Feldgehölze (BFS 1999), davon sind ca. 10 % (3'000 ha) (Kapitel 3) als öAF angemeldet. Angemeldete Hecken im Mittelland erfüllten knapp zur Hälfte die Qualitätsanforderungen der ÖQV, während nur ein Drittel der nicht angemeldeten Hecken diese erfüllten.

Literatur

- BFS 1999. Arealstatistik Schweiz – Gemeindeergebnisse 1979/85 und 1992/97. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume: Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Moser D., Gyax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (Hrsg.). BUWAL-Reihe 'Vollzug Umwelt'. 118 S.
- Pfister H.-P., Naef-Daenzer B. und Blum H., 1986. Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Der Ornithologische Beobachter 83, 7-34.
- Reif A. und Achtziger R., 2000. Biotoptypen XI-2.2: Gebüsch, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze (Strauchformationen). In: Konold W., Böcker R. und Hampicke U. (Hrsg.). Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, Ecomed 3. Erg.-Lfg. 11/00. 1 - 46.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. und Engel J., 2001. Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984–1995. Bern, Bundesamt für Raumplanung und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. 48 S.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. und Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität. Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997-1999). Sempach, Schweizerische Vogelwarte. 63 S.
- Tanner K.-M. und Zoller S., 1996. Zur Veränderung von Landschaften durch Meliorationen, Fallbeispiel Wintersingen. Vermessung, Photogrammetrie, Kulturtechnik 94/3. 107-111.

Suzanne Dreier und Barbara Oberholzer, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Lukas Kohli, Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach.

5.3 Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)

Suzanne Dreier, Barbara Oberholzer und Lukas Kohli

In den drei biogeografischen Regionen des Mittellandes wurden 187 Hochstamm-Obstgärten untersucht. Insgesamt erfüllten 12 % der Hochstamm-Obstgärten die Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV). Das Fehlen von ökologischen Ausgleichsflächen im Unterwuchs oder in nächster Umgebung beeinträchtigte vor allem die Qualität der Hochstamm-Obstgärten. Viele Hochstamm-Obstgärten waren überaltert. Nur in einem Fünftel waren genügend Jungbäume vorhanden und damit der langfristiger Fortbestand gesichert.

Noch im zweiten Weltkrieg waren in vielen Teilen der Schweiz Hochstamm-Obstgärten auf dem Landwirtschaftsland weit verbreitet. Eine Übersättigung des Marktes mit Obst, die damit zusammenhängenden Schwierigkeiten beim Absatz und der starke Preiszerfall, führten zu Baumfällaktionen durch die eidgenössische Alkoholverwaltung. Der Obstbaumbestand in der Schweiz nahm in der Folge zwischen 1951 und 1971 um rund die Hälfte ab (Abb. 1). Die zeitintensive Handarbeit, die bei der Pflege der Hochstamm-Feldobstbäume und der Bewirtschaftung des Unternutzens erforderlich wird, ist mit den effizienten Arbeitsabläufen in der modernen Landwirtschaft nicht zu vereinbaren. Deshalb mussten die Obstgärten häufig zugunsten rationell bewirtschafteter Flächen und Intensivobstkulturen weichen. Hochstamm-Obstgärten in Siedlungsnähe wurden zugunsten von Überbauungen gefällt.

Die Hochstamm-Feldobstbäume im Schweizerischen Mittelland sind weitgehend für den ökologischen Ausgleich angemeldet. Angemeldete Hochstamm-Feldobstbäume (Datenquelle: AGIS 2001) machten 2001 86 % der in der Obstbaumzählung erfassten Hochstamm-Feldobstbäume aus (BFS 2001) (Abb. 1).

Werden Hochstamm-Feldobstbäume angemessen gepflegt, erfüllen sie ähnliche Funktionen wie lichte Feldgehölze und bieten Lebensraum für die verschiedensten Tier- und Pflanzenarten. Zudem erfüllen sie einen Klimaausgleich zwischen dem Umland und der besiedelten Ortsfläche und auch Schutz vor Bodenerosion. Vor allem Hochstamm-Obstgärten mit verschiedenen Baumarten und Baumsorten bieten ein breites und zeitlich gestaffeltes Angebot an Früchten (Müller *et al.* 1992, Langensiepen und Otte 1994, Weller 1996, Herzog 1998). Obstgärten können all diese Funktionen nur gewährleisten, wenn sie extensiv genutzt werden und grosse Flächen bedecken, sowie mit verschiedenen anderen naturnahen Strukturen vernetzt sind.

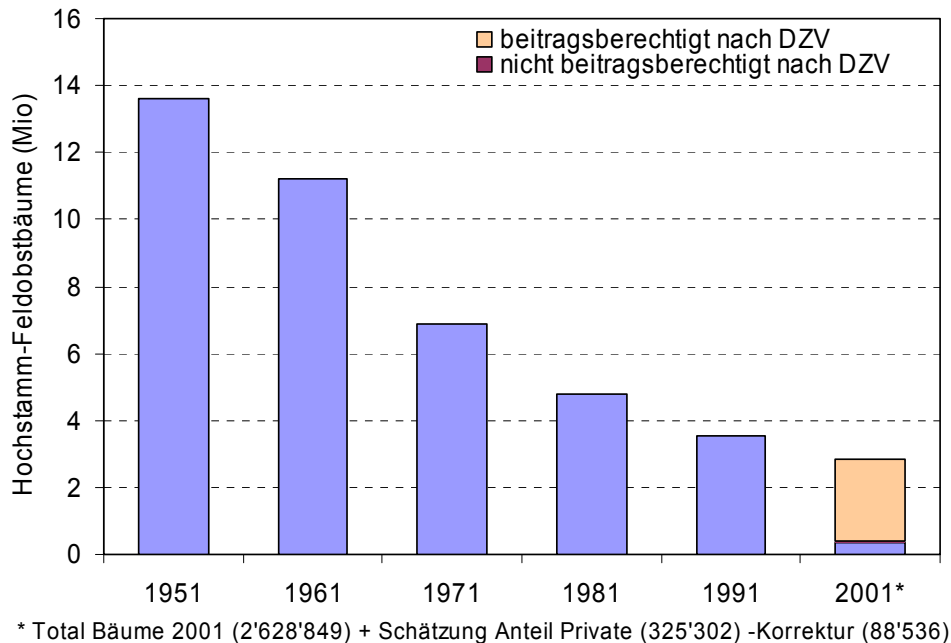


Abbildung 1: Entwicklung der Obstbaumbestände in der Schweiz während der letzten 50 Jahre (BFS 2001) und Anteil der im Jahr 2001 für den ökologischen Ausgleich angemeldeten beitragsberechtigten Hochstamm-Feldobstbäume (Datengrundlage: BFS 2001, AGIS).

Material und Methoden

In drei biogeografischen Regionen des Mittellandes untersuchten wir 187 Hochstamm-Obstgärten auf einer Fläche von insgesamt 95 ha (Tab. 1). Die vorkommenden Obstbaumarten und die häufigste Obstbaumart wurden festgehalten und die Flächenausdehnung der Obstgärten bestimmt. In allen Obstgärten wurden die Hochstamm-Feldobstbäume gezählt und die Obstbaumdichte (Anzahl Bäume pro Hektare) berechnet. Weiter wurde abgeschätzt, ob der Obstbaumbestand geschlossen (Baumdichte >80 %) oder lückig (Baumdichte <80 % und >30 %) ist oder ob die Bäume vereinzelt stehen (Baumdichte <30 %).

Das Alter und der Zustand der Pflege wurden geschätzt. Als 'geschnitten', galt ein Hochstamm-Obstgarten, wenn ein Pflegeschnitt an der Mehrzahl der Bäume sichtbar war. Das Vorkommen von dünnen Ästen, von absterbenden Bäumen und von Baumhöhlen wurde festgehalten. Der maximale und der minimale Stammdurchmesser der Bäume und der vorherrschende Stammdurchmesser (auf Brusthöhe) wurden gemessen. Die Anzahl der Jungbäume mit einem Stammdurchmesser von weniger als 10 cm wurde notiert. Die an die Obstgärten angrenzenden Landschaftselemente wurden festgehalten.

Tabelle 1: Untersuchte Hochstamm-Obstgärten nach biogeografischen Regionen und landwirtschaftlichen Produktionszonen: Anzahl (Anz) und Gesamtfläche (ha), durchschnittliche Hochstamm-Obstgartengrösse (Minimum; Maximum), total beobachtete Arten, Anzahl gefährdete Arten der Rote Liste.

Biogeografische Region	Zone	Hochstamm-Obstgärten								
		Flächen				Artenzahl im Unterwuchs				
		Anz	(ha)	Durchschnittliche Obstgartengrösse (Min; Max) (a)	total	Rote Liste				
						CH		Regional		
Gef	Pot	Gef	Pot							
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	51	20,39	30,0	(5,2; 211,0)	109	2	0	2	2
	HZ	19	9,24	38,1	(13,7; 144,7)	86	0	0	1	1
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	54	38,47	61,9	(8,6; 248,1)	88	0	0	0	4
	HZ	15	6,91	32,6	(14,1; 123,0)	85	0	1	1	2
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	28	9,56	32,8	(7,3; 61,8)	135	0	0	0	4
	HZ	20	10,72	41,3	(4,2; 113,7)	88	0	0	0	3
Mittelland total		187	95,29	36,3	(4,2; 248,1)	211	2	1	4	10

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelize; Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

Die Pflanzenarten im Unternutzen der Obstgärten wurden aufgenommen. Der Ertragsanteil einer Art wurde ab 10 % geschätzt, die vereinzelt vorkommenden Arten wurden vermerkt. Der Gefährdungsgrad der Arten wurden nach der Roten Liste (Moser *et al.* 2002) zugewiesen. Die Wiesen im Unterwuchs der Obstgärten wurden den von Dietl (1994) beschriebenen Wiesentypen des Wirtschaftsgrünlands für das schweizerische Mittelland zugeordnet (siehe Kapitel 5.1).

Die Qualität der Hochstamm-Obstgärten wurde nach den Vorgaben der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) beurteilt. Da nicht für alle Kriterien Angaben in der verlangten Genauigkeit vorlagen, konnten wir für die untersuchten Obstgärten lediglich ein Potenzial für ÖQV-Qualität abschätzen.

Baumbestand, Baumstrukturen und Pflege

Baumarten

Am häufigsten wurden in den Hochstamm-Obstgärten Apfelbäume gefunden (86 %), gefolgt von Kirsch- (69 %), Birn- (65 %) und Zwetschgenbäumen (55 %). Nussbäume wuchsen in 27 % der Obstgärten; verschiedene weitere Baumarten wie Pflaume, Mirabelle, Pfirsich und Quitte kamen nur vereinzelt vor. Apfelbäume dominierten in der Hälfte der Obstgärten, Kirschbäume in einem Fünftel. Birn- und Zwetschgenbäume waren seltener die vorherrschende Baumart (in 5 %, bzw. 4 % der Obstgärten).

28,5 % aller untersuchten Obstgärten enthielten mit Apfel, Kirsche, Birne und Zwetschge ein breites Spektrum an Obstbaumarten. In weiteren 26 % wuchsen drei der vier häufigsten Obstarten. Die Vielfältigkeit der Obstbaumkombinationen unterschied sich zwischen den biogeografischen Regionen. Obstgärten mit mehr als zwei Obstarten waren im ‚Westlichen Mittelland‘ häufiger (81 %) als im ‚Östlichen Mittelland‘ (62 %) und im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ (52 %) anzutreffen.

Anzahl Bäume und Baumdichte

Die meisten angemeldeten Hochstamm-Obstgärten bestanden aus nur wenigen Bäumen und ihre Fläche war klein (Abb. 2, Tab. 1). In 18 % der Obstgärten wurden weniger als die in der ÖQV geforderten minimalen 10 Bäumen vorgefunden. 40 % der Obstgärten enthielten zwischen 10 und 20 Bäume. Lediglich in einem Obstgarten wurden mehr als 100 Bäume (103 Bäume) gezählt. Im ‚Östlichen Mittelland‘ waren die Obstgärten durchschnittlich grösser als in den übrigen Regionen (Abb. 2).

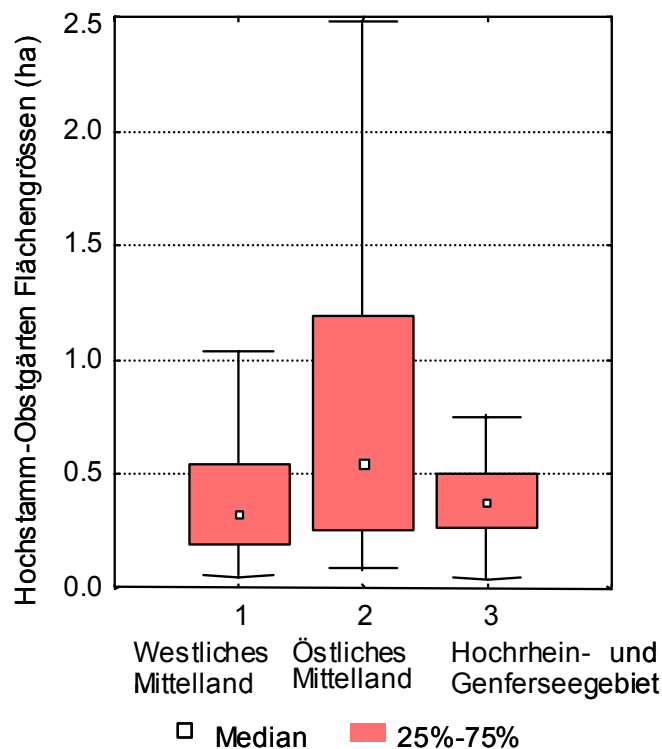


Abbildung 2: Verteilung der Flächengrößen in den drei biogeografischen Regionen (Median, 25 und 75 % Quantil, Min-, Max-Bereich ohne Ausreisser).

Ein statistisch gesicherter Unterschied der Flächengrößen konnte nur zwischen dem ‚Östlichen‘ und dem ‚Westlichen Mittelland‘ nachgewiesen werden (Mann-Whitney U Test, $p = 0,003$).

Die berechnete Obstbaumdichte in den untersuchten Obstgärten lag meist zwischen 10 und 70 Bäumen pro Hektare (68 %), in 14 % der Fälle bei mehr als 90 Bäumen pro Hektare. Die Obstbaumdichte war im ‚Östlichen Mittelland‘ nur etwa halb so hoch wie im ‚Westlichen Mittelland‘ und im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ (Mann-Whitney U Test, $p=0,0003$, bzw. $p=0,008$). Nur in einem Viertel der Obstgärten wurde ein geschlossener Baumbestand beobachtet. In 55 % waren grössere Lücken im Obstbaumbestand erkennbar und in 17 % kamen Bäume nur vereinzelt vor.

Zwischen den Produktionszonen wurden keine wesentlichen Unterschiede bezüglich Flächengrössen und Obstbaumdichte festgestellt.

Altersstruktur

Hochstamm-Obstgärten bedürfen einer dauernden Erneuerung und Verjüngung, damit die Baumbestände langfristig gesichert sind. Jungbäume (Stammdurchmesser <10 cm) kamen nur in der Hälfte der Obstgärten vor. In weiteren 30 % wurden weniger als die für den langfristigen Bestand erforderlichen 20 % Jungbäume beobachtet. Lediglich in einem Fünftel der Obstgärten kamen 20 % und mehr Jungbäume vor (Abb. 3). Drei dieser 37 Obstgärten waren neu angelegt. Müller *et al.* (1988) beobachteten Ende der Siebziger Jahre für den Kanton Zürich ebenfalls eine Überalterung der Obstgärten.

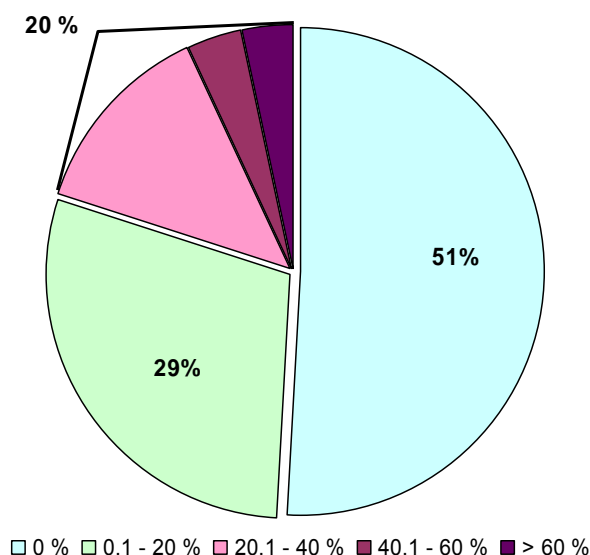


Abbildung 3: Anteil Jungbäume (%) in Hochstamm-Obstgärten.

Der Anteil an Jungbäumen variierte zwischen den verschiedenen biogeografischen Regionen. Im ‚Westlichen Mittelland‘ hatten immerhin 30 % der Obstgärten mehr als die erforderlichen 20 % Jungbäume. Im östlichen Mittelland waren es nur 20 %, im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ sogar nur 8 %.

Der Anteil Obstgärten mit absterbenden Bäumen hingegen war mit 41 % hoch. In rund 17 % der Obstgärten kamen keine Jungbäume, dafür aber absterbende Bäume vor.

Pflegeschnitt

Die Intensität der Baumpflege in Obstgärten beeinflusst einerseits die Häufigkeit der Höhlenbildung (Bitz 1992), andererseits das Vorkommen von Totholz. Dieses kam in der Form von dürren Ästen an den Bäumen und eventuell von abgestorbenen Bäumen oder Baumteilen vor.

60 % der Obstgärten wurden regelmässig geschnitten. Zwischen den biogeografischen Regionen konnte kein Unterschied festgestellt werden. Es zeichnete sich lediglich die Tendenz ab, dass im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ etwas mehr Obstgärten ‚geschnitten‘ waren als in den übrigen Regionen.

Knapp in der Hälfte der 187 untersuchten Hochstamm-Obstgärten wurden dürre Äste und Baumhöhlen gefunden. Insgesamt kamen in 54 % der Hochstamm-Obstgärten Baumhöhlen vor und in 75 % dürre Äste. Etwa 20 % der Obstgärten wiesen keine dieser Strukturen auf. Im ‚Östlichen und im Westlichen Mittelland‘ kamen in 59 %, respektive 54 % der Obstgärten dürre Äste und Baumhöhlen vor. Im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ waren es nur 26 % der Obstgärten, dafür fehlten beide Strukturen in 34 % der Obstgärten (Abb. 4).

Umfeld und Lage

56 % der untersuchten 187 Hochstamm-Obstgärten grenzten an Strassen oder Schienen und 53 % an Gebäude oder Plätze. 78 % der Hochstamm-Obstgärten lagen bei Wiesen oder Weiden, nur 5 % bei Kunstwiesen. Die für die Vernetzung wichtigen Lebensräume Wald oder Hecken grenzten nur ausnahmsweise an Obstgärten. In der Nähe der für den ökologischen Ausgleich angemeldeten Obstgärten waren häufig weitere öAF zu finden. Bei 41 % der Obstgärten waren im Umkreis von 50 m weitere ökologische Ausgleichsflächen zu finden. Dabei handelte es sich häufig um mehrere ‚Extensiv‘ oder ‚Wenig intensiv genutzte Wiesen‘ oder um Hecken.

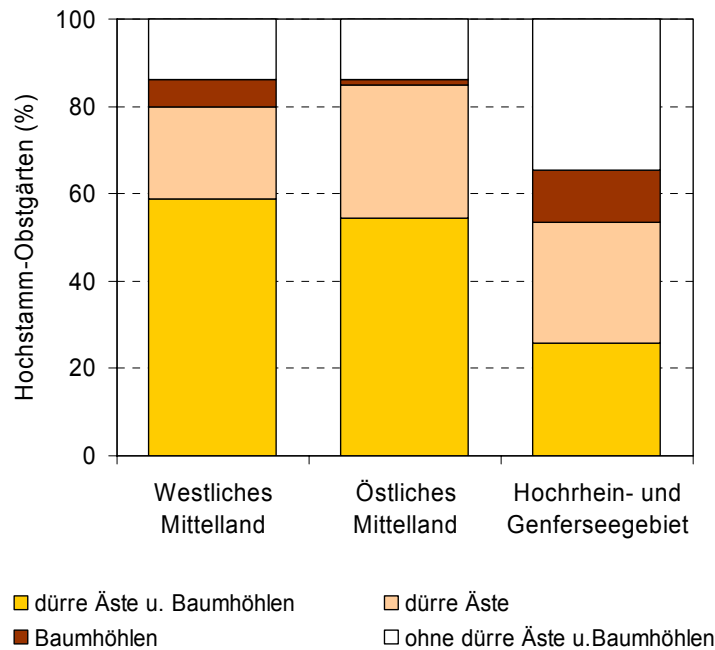


Abbildung 4: Strukturen wie dürre Äste und Baumhöhlen in den Hochstamm-Obstgärten der drei biogeografischen Regionen ‚Westliches Mittelland‘ (n=70), ‚Östliches Mittelland‘ (n=69) und ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ (n=48).

Vegetation im Unterwuchs

Die untersuchten Hochstamm-Obstgärten wiesen in der Regel im Unternutzen intensiv genutzte Wiesen auf. Gut die Hälfte dieser Wiesen wurde regelmässig beweidet. Je nach biogeografischer Region unterschieden sich die Flächenanteile die zur Nutzung als Weide verwendet wurden (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,000$). Die Obstgärten im ‚Westlichen Mittelland‘ wurden mit 75 % beweideten Wiesen im Unterwuchs häufiger beweidet als im ‚Östlichen Mittelland‘ (40 %) und im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ (34 %).

Strukturen, welche auf eine frühere Unternutzung durch Ackerbau zwischen den Obstbaumreihen (Wölbäcker) hinwiesen, waren nur ganz vereinzelt im ‚Westlichen‘ und im ‚Östlichen Mittelland‘ erkennbar. Büsche im Unterwuchs gab es nur in 4 %, Hochstaudengruppen in 17 % der Obstgärten. All dies wies darauf hin, dass die Wiesen in den Obstgärten intensiv genutzt und gepflegt wurden. Beurteilt nach Wiesentypen (Dietl 1994) waren 80 % der Obstgarten-Wiesen ‚Raigraswiesen‘, davon 58 % ‚Italienisch Raigras-Wiesen‘ (*Lolium multiflorum*-Wiesen) und 22 % ‚Englisch Raigras-Wiesen‘ (*Lolium perenne*-Wiesen). 10 % waren ‚Weissklee-Wiesenfuchsschwanz-Wiesen‘ (*Trifolium repens*-*Alopecurus*-Wiesen) und 4,5 % enthielten Arten der mittelintensiv genutzten ‚Knautgras-Wiesen‘ (*Dactylis*-Wiesen). Die Artenzusammensetzung der restlichen 5,5 % konnte keinem Wiesentyp zugeordnet werden. Die Flächen wurden teils von Saumarten dominiert, aber auch Weidezeiger und Arten der Trittfuren und Ruderalstandorte traten

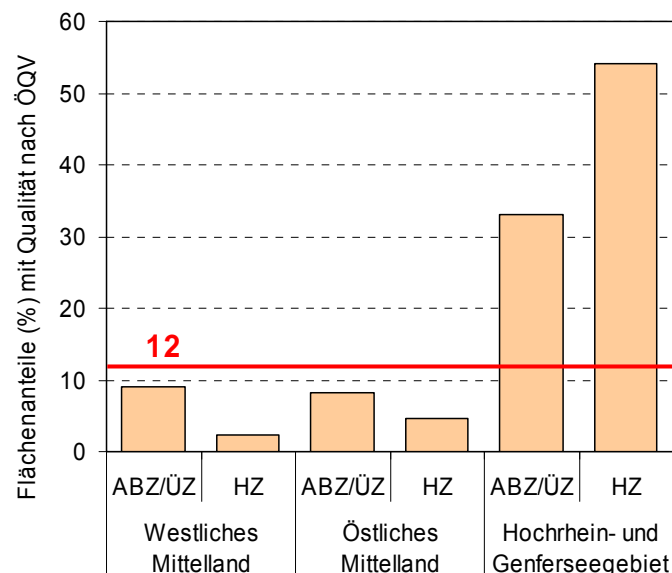
gehäuft auf. Nur zwei der untersuchten 187 Hochstamm-Obstgärten wiesen im Unterwuchs eine Artenzusammensetzung auf, die den Anforderungen der ÖQV für Wiesen gerecht wurde.

Arten der Rote Listen

In den Hochstamm-Obstgärten wurden 2 Arten (*Silene noctiflora* und *Odontites ver-nus*) der gesamtschweizerisch gültigen Roten Liste gefunden (Moser *et al.* 2002) und insgesamt 4 Arten mit regionalem Roten Liste-Status. Im Durchschnitt wurden auf nur 2 % der untersuchten Flächenanteilen Rote Liste Arten gefunden und auf 9 % potenziell gefährdete Arten.

Potenzial für Qualität nach ÖQV

12 % der untersuchten Hochstamm-Obstgärten erfüllten die Minimalkriterien gemäss ÖQV (Bundesrat 2001). Diese Anteile variieren zwischen den Untersuchungsgebieten (Abb. 5). Die biogeografische Region hatte einen wesentlichen Effekt auf die Verteilung der Flächenanteile mit ÖQV-Qualität. Im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ erfüllten wesentlich höhere Flächenanteile der Obstgärten die Kriterien der ÖQV als im ‚Westlichen Mittelland‘ und im ‚Östlichen Mittelland‘ (Pearson-Teststatistik: $p=0,002$, respektive $p=0,002$). Unterschiede zwischen den Produktionszonen sind statistisch nicht gesichert.



ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone

Abbildung 5: Flächenanteile (%) der Hochstamm-Obstgärten, die Mindestanforderungen an die ökologische Qualität (Bundesrat 2001) erfüllten.

Die Kriterien gemäss den Ausführungsbestimmungen zur Öko-Qualitätsverordnung wurden nicht alle gleichermassen erreicht. Besonders die Vorgabe, dass eine genügend grosse ökologische Zurechnungsfläche im Unterwuchs oder in der Nähe liegen soll (Maximaldistanz 50 m), traf nur bei 17 % der Obstgärten zu. Eine Baumdichte von 30-100 Bäumen pro Hektare wurde bereits von 57 % erreicht und die Anforderung an die Mindestfläche und eine minimale Anzahl Bäume wurde von jeweils über 90 % der Obstgärten erreicht (Abb. 6).

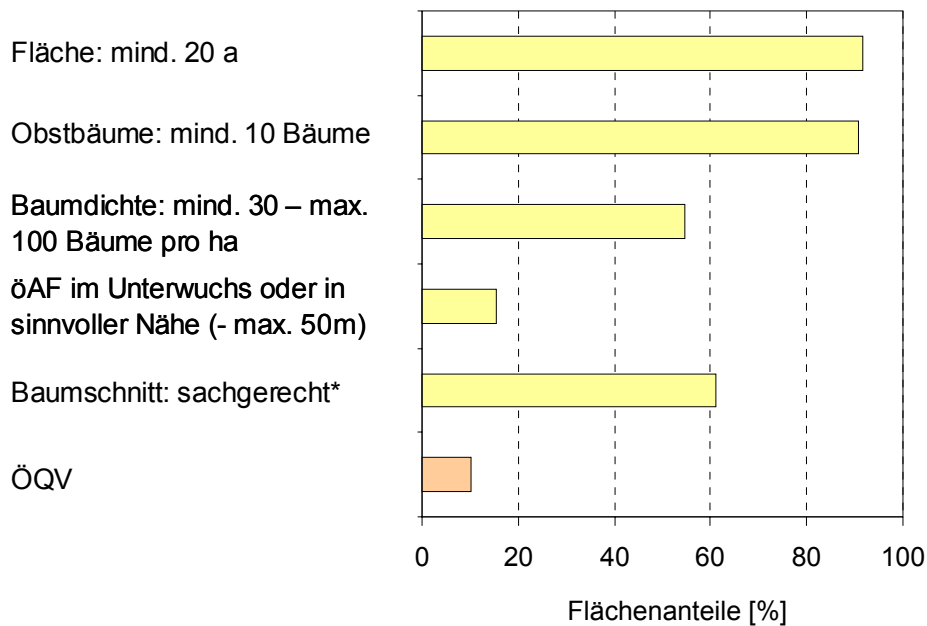


Abbildung 6: Kriterien der ÖQV und Flächenanteile (%) der Hochstamm-Obstgärten, welche diese erfüllen (* Baumsschnitt abgeschätzt).

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Anzahl der Hochstamm-Feldobstbäume und Obstgärten hat in den letzten 50 Jahren um 79 % abgenommen. Selbst in den letzten 10 Jahren sind die Bestände nochmals um rund 20 % zurückgegangen und dies trotz der seit 1993 entrichteten Beiträgen nach DZV (Bundesrat 1998).

Die meisten Hochstamm-Obstgärten waren klein, knapp zwei Drittel enthielten weniger als 20 Bäume. Nur etwa ein Viertel der untersuchten Obstgärten zeichnete sich durch einen geschlossenen Baumbestand aus.

Die Wiesen im Unternutzen der Hochstamm-Obstgärten waren meistens artenarm und wurden intensiv beweidet. Nur zwei der untersuchten Obstgartenwiesen enthielten genügend Arten der ÖQV-Artenlisten.

Meist lagen die Hochstamm-Obstgärten bei Siedlungen und grenzten teilweise an Strassen, Wege oder Gebäude. Waldränder, Hecken und Gebüsche, die das Vorkommen von Vögeln begünstigen, grenzten nur ausnahmsweise an Hochstamm-Obstgärten. Eine Aufwertung der Obstgärten durch diese Landschaftselemente in nächster Umgebung war die Ausnahme.

Nur 12 % der Hochstamm-Obstgärten erfüllten die Mindestanforderung der Öko-Qualitätsverordnung. Am häufigsten waren qualitativ gute Obstgärten in der Hügelzone des ‚Hochrhein- und Genferseegebiets‘ anzutreffen. Gleichzeitig war die Überalterung der Obstbaumbestände in diesem Gebiet am ausgeprägtesten.

Mit den Beitragszahlungen des Bundes für Hochstamm-Feldobstbäume soll bis jetzt vorwiegend die quantitative Erhaltung des Baumbestandes gewährleistet werden. Die bestehenden Bewirtschaftungsrichtlinien haben keinen wesentlichen Einfluss auf die Grösse der Hochstamm-Obstgärten, die Pflege der Bäume und die Bewirtschaftungsintensität des Unternutzens. Um ein langfristiges Überleben der Obstgärten zu gewährleisten und ihren Wert für die Vegetation und die Fauna zu erhöhen, müssten mit der Gewährung von Beiträgen deutlicher strengere Vorgaben verbunden sein; wie regelmässige Verjüngung der Bestände, wenig intensive bis extensive Bewirtschaftung des Unternutzens und das Vorkommen weiterer, die Biodiversität fördernder Strukturen (z.B. ungeschnittene Grasinselfen, Ast- und Steinhäufen, Holzpfähle). Wichtig sind ausserdem zusammenhängende Baumbestände und eine ausreichende Grösse des Obstgartens, sowie das Angrenzen von öAF-Wiesen und Hecken.

Allerdings muss bei der Umsetzung von Massnahmen, welche den Wert der Hochstamm-Obstgärten für die Biodiversität fördern sollen, berücksichtigt werden, dass die Nutzungsmöglichkeiten für die Landwirte oft eingeschränkt werden. Damit nimmt ihre Motivation für den Erhalt der Bäume zu garantieren (weiter) ab. Hier muss sorgfältig abgewogen werden und Nutzungseinschränkungen müssen finanziell abgegolten werden. Ansonsten wird sich der Rückgang der Hochstamm-Feldobstbäume, wie er seit 1951 beobachtet wird, weiter fortsetzen.

Literatur

- BFS, 2001. Schweizerische Obstbaumzählung 1951, 1961, 1971, 1981, 1991 und 2001. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- Bitz A., 1992. Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz 15. 593-719.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.

- Herzog F., 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems* 42. 61 - 80.
- Langensiepen I. und Otte A., 1994. Hofnahe Obstbaum-bestandene Wiesen und Weiden im Landkreis Bad Tölz – Wolfratshausen. Standortkundliche und nutzungsbedingte Differenzierungen ihrer Vegetation. *Tuexenia* 14. 169-196.
- Moser D., Gygax A., Bäumlner B., Wyler N. und Palese R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (Hrsg.). BUWAL-Reihe 'Vollzug Umwelt'. 118 S.
- Müller W., Hess R. und Nievergelt B., 1988. Die Obstgärten und ihre Vogelwelt im Kanton Zürich. *Der Ornithologische Beobachter* 85, 123-157.
- Müller W., Schifferli L. und Zwygart D., 1992. Obstgärten – vielfältige Lebensräume. Schweizer Vogelschutz (SVS) Zürich. 16 S.
- Weller F., 1996. Streuobstwiesen. Herkunft, heutige Bedeutung und Möglichkeiten der Erhaltung. In: Konold W. (Hrsg.), *Naturlandschaft, Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen*. Ecomed, Landsberg. 137 – 160.

Suzanne Dreier und Barbara Oberholzer, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Lukas Kohli, Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach.

5.4 Bunt- und Rotationsbrachen (Typen 7a und 7b)

Lisa Eggenschwiler und Katja Jacot

Die vorwiegend mit einheimischen Wildblumen gesäten Bunt- und Rotationsbrachen sind im Ackerland die ökologischen Ausgleichselemente mit der grössten Anbaufläche. Wenn sie sorgfältig angelegt und gepflegt werden, tragen Brachen wesentlich zur Erhaltung und Förderung der pflanzlichen und tierischen Artenvielfalt im Ackerland bei. Auch nach Umbruch der Brachen ist die Erhaltung von Pflanzenarten in geeigneten Habitaten möglich.

Buntbrachen wurden im Jahr 1994 als abgeltungsberechtigtes ökologisches Ausgleichselement speziell für den Ackerbau eingeführt. Sie werden mit Samenmischungen bestehend aus der Deckfrucht Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*) und einheimischen Wildblumen gesät (Abb. 1). Düngung und die Behandlung mit Pestiziden sind verboten; ein beschränkter Einsatz bewilligter Herbizide gegen Problempflanzen ist jedoch erlaubt (BLW, 2002). Ein Pflegeschnitt ist nur im Winterhalbjahr und maximal auf der Hälfte der Fläche zulässig, damit in der Krautschicht überwinternde Kleintiere eine Überlebenschance erhalten. Im Gegensatz zu den 1999 eingeführten flächigen, kürzer dauernden Rotationsbrachen, bleiben Buntbrachen bis sechs Jahre bestehen und sind oft in Streifen angelegt.



Abbildung 1: Buntbrache im zweiten Standjahr (Foto: Sibylle Studer).

Der Anbau von Bunt- und Rotationsbrachen hat seit ihrer Einführung stetig zugenommen und betrug im Jahr 2003 gesamtschweizerisch 3'734 Hektaren (BLW 2004).

Mit Brachen soll primär die pflanzliche und tierische Artenvielfalt im Ackerland erhalten und gefördert werden. Weiter dienen Brachen der Vernetzung naturnaher Lebensräume und der Verschönerung des Landschaftsbildes. Durch den Verzicht auf Düngung und den flächigen Einsatz von Herbiziden kann zusätzlich eine Verminderung der Gewässerbelastung und durch den ganzjährigen Bewuchs eine Hemmung der Erosion erreicht werden.

Entstehungsgeschichte der Bunt- und Rotationsbrache

Bedingt durch die Intensivierung der Landwirtschaft der letzten 50 Jahre nahm die pflanzliche und tierische Artenvielfalt im Ackerland stark ab. So zählt heute die Ackerbegleitflora zu den am stärksten bedrohten Pflanzengesellschaften in der Schweiz (Landolt 1991). Vor rund 20 Jahren wurden erste Ideen erarbeitet, um diesen Artenschwund zu stoppen (Müller, 1984; Ramseier, 1994): Beim Prinzip der Wanderbrache wird ein mit Wildblumen gesäter Streifen jedes Jahr auf der einen Seite um die Hälfte der Breite erweitert, während auf der anderen Seite dieselbe Breite wieder in Kultur genommen wird. Dadurch verschiebt sich der Brachestreifen im Lauf der Zeit über den ganzen Acker. Ramseier (1994) entwickelte für Wanderbrachen geeignete Samenmischungen, die vorwiegend aus Wildblumen bestanden. Da sich das Prinzip der Wanderbrache für die Handhabung in der Praxis als zu kompliziert erwies, schlug man längerdauernde Brachestreifen entlang von Ackerrändern oder innerhalb von Äckern vor. Die Samenmischungen wurden nun insbesondere im Hinblick auf die Förderung von Nützlingen weiterentwickelt (Nentwig 1989, Heitzmann *et al.* 1992). Als Ergänzung zu den streifigen, länger dauernden Buntbrachen wurden die flächigen Rotationsbrachen mit kürzerer Anlagedauer eingeführt.

Dynamische Sukzession

Neben Buchweizen enthalten die heutigen Samenmischungen für Brachen rund 20 bis 40 verschiedene Arten an Ackerwildkräutern, Pionierpflanzen und Wiesenblumen. Viele dieser Arten sind für die Fauna sehr wertvoll und tragen zudem im Pflanzenbestand zu einer hohen Strukturvielfalt bei. Wegen der vielfältigen Zusammensetzung aus Pflanzenarten mit unterschiedlichem Entwicklungszyklus präsentiert sich eine Brache immer wieder anders. Während im Saatjahr Buchweizen und die einjährigen Ackerwildkräuter dominieren, herrschen im zweiten und dritten Jahr Pionier- und Wiesenpflan-

zenarten vor. Ältere Buntbrachen hingegen zeichnen sich oft durch die Einwanderung von Gräsern und anderen spontan auflaufenden Pflanzenarten aus (Abb. 2).

Mit vielfältigen Samenmischungen gesäte Buntbrachen zeichnen sich im Schweizer Mittelland generell durch eine signifikant höhere pflanzliche Artenzahl aus als Spontanbegrünungen (Schaffner *et al.* 1998, Eggenschwiler *et al.* 2004a). Nur auf nährstoffarmen, skelettreichen Böden erreicht man auch ohne Saat eine hohe Artenvielfalt. Aus diesem Grund müssen Spontanbegrünungen von den kantonalen Behörden empfohlen und bewilligt werden.

Bei sorgfältiger Anlage und Pflege der Brache garantiert die Saat einer empfohlenen Samenmischung im allgemeinen eine Mindestqualität an Artenvielfalt und Artenzusammensetzung. Auf sehr schweren Böden und Böden mit hohem Nährstoffnachlieferungsvermögen hingegen laufen die heutigen Brachemischungen oft schlecht auf. Die Entwicklung spezieller Samenmischungen für solche Standorte ist deshalb im Gange.

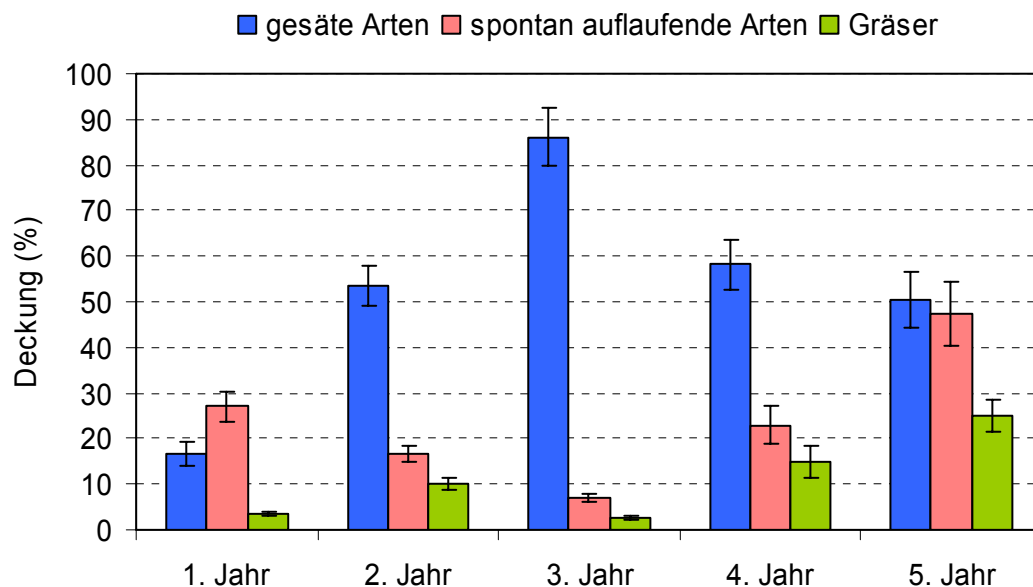


Abbildung 2: Entwicklung von Buntbrachenparzellen in Kalchrain (TG) während fünf Standjahren (Mittelwerte und Standardfehler, je N = 12, Parzellengrösse je 6 x 9 m).

Verunkrautung von Bunt- und Rotationsbrachen

In Bunt- und Rotationsbrachen sind Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), Bläue (*Rumex obtusifolius*) und Quecke (*Agropyron repens*) die problematischsten Unkräuter. Am besten werden Brachen an Standorten angelegt, wo diese Arten kaum vorkommen. Verglichen mit Spontanbegrünungen unterdrücken gesäte Brachen Problempflanzen besser (Eggenschwiler *et al.* 2004a), dennoch können sich Problempflanzen aufgrund ausbleibender Bewirtschaftungsmassnahmen in den Brachen relativ einfach ausbreiten.

Im Sommer 2001 beurteilte Agroscope FAL Reckenholz in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Öko-Ausgleich im Ackerbau (AGÖAA) 79 Buntbrachen und 72 Rotationsbrachen in zehn Kantonen im Hinblick auf die Verunkrautung mit Problempflanzen. Ein recht grosser Anteil der Brachen wies mässige Dichten an Ackerkratzdistel und Quecke auf (Tab. 1). Die Buntbrachen waren davon mehr betroffen, weil sie im allgemeinen älter waren. Blacken und Winden traten seltener mit hoher Abundanz auf.

Neben der mechanischen Bekämpfung von Problempflanzen sind für Nesterbehandlungen einige Herbizide zugelassen (Bohren und Delabays 2004). Im Jahr 2002 vom BLW (Bundesamt für Landwirtschaft) erlassene Ausschlusskriterien (Artikel 45 der revidierten Direktzahlungsverordnung, Bundesrat 1998) sorgen dafür, dass stark verunkrautete oder vergraste Brachen von den Öko-Beiträgen ausgeschlossen werden, wenn keine Sanierung vorgenommen wurde. Diese Regelung trägt dazu bei, dass nur noch agronomisch unproblematische und ökologisch wertvollere Brachen beitragsberechtigt sind.

Tabelle 1: Anteile (%) der beurteilten Bunt- und Rotationsbrachen mit Besatz an Problempflanzen in aufgeführter Dichte. *Calystegia sepium* und *Convolvulus arvensis* wurden unter Winden zusammengefasst. Die Buntbrachen waren zwei- bis sechsjährig, die Rotationsbrachen ein- oder zweijährig. Die Begehung der Brachen erfolgte längs und diagonal.

Dichte der Problempflanzen	Buntbrachen	Rotationsbrachen
<i>Rumex obtusifolius</i> : 4 bis 20 Pflanzen pro Are	10%	11%
<i>Rumex obtusifolius</i> : über 20 Pflanzen pro Are	3%	7%
<i>Cirsium arvense</i> : über 1 Nest auf 5 Aren bis 1 Nest pro Are	25%	14%
<i>Cirsium arvense</i> : über 1 Nest pro Are	8%	7%
<i>Agropyron repens</i> : 11-25% Deckung	32%	19%
<i>Agropyron repens</i> : > 25% Deckung	9%	4%
Winden: über 1 Nest pro Are	10%	11%

Tragen Buntbrachen zur Erhaltung seltener Pflanzenarten bei?

In den Brachemischungen sind mehrere seltene Ackerwildkräuter enthalten (z.B. *Agrostemma githago*, *Consolida regalis*, *Legousia speculum-veneris*). Neben diesen gesäten Arten laufen in den Brachen gelegentlich auch seltene Pflanzenarten spontan auf. So trat in einem Bracheversuch in Kalchrain (TG) die gefährdete Art *Silene noctiflora* auf. Meist sind seltene Ackerwildkräuter im Saatjahr in der Brache vertreten, in späteren Jahren verschwinden sie aufgrund der Konkurrenz durch andere Pflanzenarten.

Die Erhaltung seltener Pflanzenarten nach Umbruch der Brache ist in geeigneten Habitaten möglich. Wir untersuchten während drei Jahren nach Umbruch von zweijährigen Buntbracheparzellen die Begleitflora in der Folgekultur, wobei diese je zur Hälfte

mit Herbizid behandelt wurde (Eggenschwiler *et al.* 2004b). Zahlreiche, darunter auch seltene Arten der Brachemischung sowie spontan auflaufende Arten erschienen in den Folgekulturen (Tab. 2). Ihre Dichte war meist grösser, wenn auf Herbizidbehandlung verzichtet wurde. An anderen Standorten wurde verschiedentlich die Erhaltung von seltenen Brachearten (z.B. *Nigella arvensis*, *Agrostemma githago*, *Centaurea cyanus*) nach Umbruch der Brache an Weg- oder Ackerrändern registriert.

Tabelle 2: Totale Anzahl auflaufender Pflanzenarten sowie Anzahl seltener und gesäter Pflanzenarten nach Umbruch von zweijährigen Buntbracheparzellen im Frühling 2002 in Kalchrain (TG). Die Folgekulturen wurden je zur Hälfte mit Herbizid behandelt (Herbizideinsatz 2002: Hoestar/Trifolin, 2003: Foxstar, 2004: Ally Class). Die Pflanzenarten wurden pro Parzelle auf 2,25 m² erhoben.

Mit Herbizid	N	Arten total	Seltene Arten	Gesäte Arten	Folgekultur
2002	16	33	5	15	Weizen
2003	16	17	1	10	Triticale
2004	4	14	1	5	Gerste
Ohne Herbizid	N	Arten total	Seltene Arten	Gesäte Arten	Folgekultur
2002	16	34	5	14	Weizen
2003	16	21	4	11	Triticale
2004	4	22	6	10	Gerste

Erfahrungen mit Brachen in der Praxis

Im Jahr 2000 führte Agroscope FAL Reckenholz bei 75 Landwirten in acht Kantonen eine Umfrage über ihre Erfahrungen mit Bunt- und Rotationsbrachen durch (Jacot *et al.* 2002). 81 % der Landwirte waren mit dem Aussehen der eigenen Brache zufrieden und 74 % erhielten positives Echo von der nicht-landwirtschaftlichen Bevölkerung. Manche Landwirte vernahmen gelegentlich Kritik von Nachbarn und Passanten betreffend Unkräuter oder Unordentlichkeit der Pflanzenbestände im Winter.

Einen Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt zu leisten war für 55 % der Befragten eine Motivation, eine Brache anzulegen. Weitere wichtige Beweggründe waren die Öko-Beiträge (28 %), reduzierter Arbeitsaufwand (30 %) und eine Verbesserung des Images (39 %).

Als Hauptbefürchtungen nannten die Landwirte, dass Brachen zur Ausbreitung von Problemarten beitragen (43 %), dass gewisse Pflanzenarten in der Folgekultur zum Problem werden (25 %) und dass der Bund die Öko-Beiträge für Brachen senkt (39 %). Schneckenprobleme, Verbuschung oder die Förderung von Pflanzenkrankheiten wurden hingegen nur selten befürchtet.

Diskussion und Ausblick

Gesäte Brachen können zur Erhaltung und Förderung von Pflanzenarten auch über ihre Anlagedauer hinaus geeignet sein. In den letzten Jahren zeigten mehrere Studien, dass Buntbrachen zudem wesentlich zur Förderung der Fauna beitragen. So profitieren beispielsweise Laufkäfer, Spinnen, Feldhase, Feldlerche und Turmfalke von der Nahrung und dem Lebensraum der Buntbrachen (z.B. Weibel 1999, Nentwig 2000, Pfiffner und Luka 2000).

Bunt- und Rotationsbrachen stossen bei vielen Landwirten auf Interesse und sind bei einem grossen Teil der nicht-landwirtschaftlichen Bevölkerung beliebt (Jacot *et al.* 2002). Nicht zuletzt deshalb ist es wichtig, noch offene Fragen anzugehen. Neben der Entwicklung von Samenmischungen für schwere Böden sind momentan auch Versuche im Gange, einer raschen Vergrasung von Brachen durch Einsatz des Gräserhalbschmarotzers *Rhinanthus alectorolophus* entgegenzuwirken.

Literatur

- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
BLW, 2004. Agrarbericht 2004. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
Bohren C. und Delabays N., 2004. Herbizide gegen Unkräuter. UFA-Revue 1, 32-33.
Eggenschwiler L., Jacot K.-A. und Edwards P.-J., 2004a. Bedeutung von Samenmischungen und Schnitt für Bunt- und Rotationsbrachen. Natur und Landschaft 79(12), 16-22.
Eggenschwiler L., Jacot K., Studer S. und Edwards P., 2004b. Einfluss von Brachemischungen auf die Entwicklung des Samenvorrats im Boden und die Erhaltung von Pflanzenarten in der Folgekultur. Botanica Helvetica 114(1), 49-66.
Heitzmann A., Lys J.-A. und Nentwig W., 1992. Nützlingsförderung am Rand - oder: Vom Sinn des Unkrautes. Landwirtschaft Schweiz 5(1-2), 25-36.
Jacot K., Eggenschwiler L. und Studer S., 2002. Bunt- und Rotationsbrachen: Erfahrungen aus der Praxis. Agrarforschung 9(4), 146-151.
Landolt E., 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz: Mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 185 S.
Müller A., 1984. Mit Wanderbrachen gegen die Unvernunft. Tages Anzeiger Magazin 44, 48-51.
Nentwig W., 1989. Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. II. Successional strips in a winter wheat field. Journal of Plant Diseases and Protection 96, 89-99.
Nentwig W., 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Verlag vaö, Bern. 293 S.
Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment 78(3), 215-222.
Ramseier D., 1994. Entwicklung und Beurteilung von Ansaatmischungen für Wanderbrachen. Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 135 S.
Schaffner D., Keller S. und Fried P.-M., 1998. Spontanbegrünung von Brachen: Im Mittelland sinnvoll? Agrarforschung 5(5), 257-259.
Weibel U.-M., 1999. Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 104 S.
<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=13447>.

Lisa Eggenschwiler und Katja Jacot, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

6 Arthropoden auf öAF im Mittelland

Serge Buholzer, Philippe Jeanneret und Franz Bigler

In drei Fallstudiengebieten wurde im Schweizer Mittelland der Einfluss der Ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) auf die Artenvielfalt in der Landwirtschaft untersucht. Hierfür wurden im Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) und Combremont-le-Grand (VD) sowie in Ruswil und Buttisholz (LU) Indikatorgruppen (Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken) während acht Jahren in öAF und Kulturen untersucht und verglichen. Ein Vergleich der pflanzlichen Artenvielfalt in den öAF-Wiesen von 33 Gemeinden im Mittelland mit jenen der Fallstudiengebiete hat gezeigt, dass die drei ausgewählten Fallstudiengebiete bezüglich Artenvielfalt für ihre Biogeographische Region repräsentativ sind.

Arthropoden machen etwa 65% der gesamten Artenvielfalt aus (Hammond 1992). Deshalb werden Arthropoden-Taxa als Indikatoren für Biodiversitätsuntersuchungen besonders empfohlen (Duelli und Obrist 1998).

Die Arbeiten zu Tagfaltern, Laufkäfern und Spinnen wurden schwerpunktmässig in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) und Combremont-le-Grand (VD) sowie in Ruswil und Buttisholz (LU) durchgeführt (Kapitel 6.1 – 6.3). Untersuchungen zu Heuschrecken fanden ausserdem in 2000 statt (Kapitel 6.4). Um auch den grösseren Zusammenhang abbilden zu können, wurden zusätzlich an 42 über das Mittelland verteilten Standorten alle in Kombifallen gefangenen Arthropoden mit der Methode des „Rapid Biodiversity Assessment“ ausgewertet (Kapitel 6.5). Arthropoden als Biodiversitätsindikatoren wurden auch im Berggebiet und in den Voralpen verwendet (Kapitel 9 und 10).

In diesem einleitenden Kapitel werden die drei Fallstudiengebiete Rafzerfeld (Ra), Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) und Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) charakterisiert, in welchen über einen Zeitraum von acht Jahren aufeinander abgestimmte Erhebungen von Tagfaltern, Laufkäfern und Spinnen durchgeführt wurden. Erhebungs- und Analysemethoden werden zusammengefasst, sofern sie für die drei Gruppen identisch sind.

Beschreibung der Fallstudiengebiete

Die drei Fallstudiengebiete liegen in verschiedenen Biogeographischen Regionen (Rafzerfeld, Hochrhein- und Genferseegebiet; Ruswil/Buttisholz, östliches Mittelland; Nuvilly/Combremont-le-Grand, westliches Mittelland) und haben aus klimatischen und strukturellen Gründen unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzungsschwerpunkte (A-

ckerbau, Futterbau). Das Fallstudiengebiet im Rafzerfeld ist eine ackerbaulich genutzte Ebene mit eingestreuten Buntbrachen, einzelnen Wiesen im ökologischen Ausgleich und wenigen, teilweise neu gepflanzten Hecken, die grösstenteils als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet sind. In der Ebene zwischen Rafz und Wil wo heute noch Kies abgebaut wird, herrschen gut durchlässige Parabraunerden auf Schotter vor, während in den Hanglagen vermehrt Braunerden vorkommen. Der Futterbau beschränkt sich vorwiegend auf diese Gebiete und ist mit 8 % Anteil an der LN (landwirtschaftliche Nutzfläche) von geringer Bedeutung (Tab. 1) im Untersuchungsgebiet. Nur gerade 60 % der von den Untersuchungen betroffenen Betriebe kombinieren Ackerbau mit Viehhaltung.

Das Fallstudiengebiet Ruswil/Buttisholz liegt in hügeligem Gelände und wird durch intensiven Futterbau geprägt. Die Hochstamm-Obstgärten sind hier zahlreich, ebenso Einzelbäume und Hecken, von denen auch hier nur ein kleiner Teil als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet ist. Wie in den beiden anderen Fallstudiengebieten machen Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen einen beachtlichen Teil der ökologischen Ausgleichsflächen aus (Abb. 1). Die auf Moränematerial gewachsenen, eher schweren Braunerden sind oft grund- oder staunass und eher sauer. Alle untersuchten Betriebe sind Tierhalter mit teilweise hoher Viehdichte (Milchkühe und Mastschweine).

Zur Beurteilung der Repräsentativität der ausgewählten Fallstudiengebiete für die Situation im Mittelland, wurden in allen drei Fallstudiengebieten alle angemeldeten öAF-Wiesen durch Vegetationsaufnahmen mit identischer Methode wie in den Erhebungen in den 33 Gemeinden im Mittelland (Kapitel 5.1) verglichen. Die Fallstudiengebiete wurden jeweils mit den Gemeinden der gleichen Biogeographischen Region verglichen.

Die Anzahl der öAF-Wiesen, welche die Minimalkriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV; mindestens 6 Pflanzenarten aus der Artenliste B) erfüllten, liegt in allen drei Fallstudiengebieten im mittleren Bereich der Gemeinden der entsprechenden Biogeographischen Regionen (Abb. 1).

Auch die Zahl der regional gefährdeten Pflanzenarten (Rote Liste) ist in allen drei Fallstudiengebieten im mittleren Bereich verglichen mit den übrigen Gemeinden der entsprechenden Biogeographischen Region (Abb. 2). Im Rafzerfeld wurde 1 regional gefährdete Art gefunden, in Nuvilly/Combremont-le-Grand und in Ruswil/Buttisholz 2 regional gefährdete Arten. Allerdings sind alle fünf gefundenen Arten der Rote Liste keine Zeigerarten gemäss der Artenlisten der Mindestanforderungen an die ökologische Qualität (ÖQV 2001).

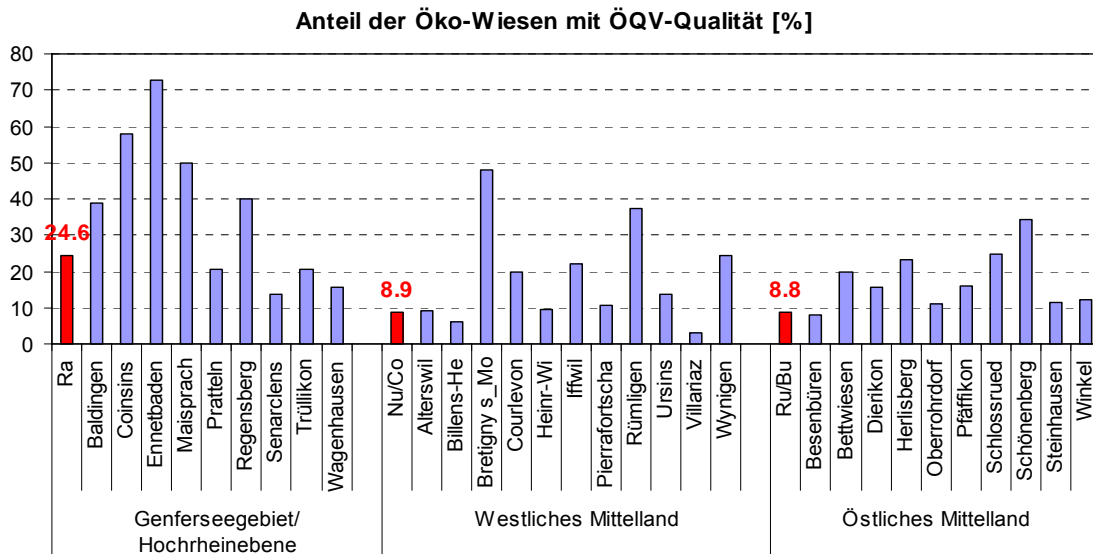
Tabelle 1: Kennzahlen zu den Fallstudiengebieten im Rafzerfeld (Ra), in Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und in Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu). Stand 2003; LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche; GVE: Grossvieheinheiten.

	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Grösse des Fallstudiengebietes (ha)	1'016	788	923
Höhe (m.ü.M.)	400 – 500	600 - 700	650 – 800
Ø Niederschlag* (mm/Jahr)	935	879	1'434
Landnutzung (% der Gesamtfläche)			
Landw. genutzte Fläche (LN)	60,1	66,8	75,8
Wald	25,1	26,8	17,1
Siedlung/Strasse/Freizeit	9,0	4,9	5,5
Gehölz/Saum/Böschung	1,4	1,5	1,4
Kiesabbau/Gewerbe	4,4	0,0	0,0
Landwirtschaftliche Nutzung (% der LN)			
Ackerbau	74,9	57,5	23,6
Grünland (inkl. Kunstwiese)	9,9	33,6	59,9
Hochstamm-Obstgärten	0,1	2,2	11,1
Spezialkulturen	12,2	0,0	0,3
Ökologische Ausgleichsflächen	2,9	6,7	5,2**
Landwirtschaftliche Betriebsstruktur			
Total der erfassten Betriebe	38	29	38
IP-Betriebe	32	29	38
BIO-Betriebe	4	0	0
Konventionelle Betriebe	2	0	0
Mittlere Betriebsgrösse (ha)	21,2	29,1	18,0
Mittlere Viehdichte (GVE/ha LN)	0,5	1,2	2,3
Anzahl Betriebe mit Viehhaltung	22	28	38
Ø Ertrag Weizen (dt/ha)	60	66	64
Ø Ertrag Kunstwiesen (dt/ha)	83	99	119
Ø Ertrag Naturwiesen (dt/ha)	59	74	108

* Niederschläge gemäss SMA 30-jähriges Mittel der Stationen Wil (Ra), Payern (Nu/Co) und Entlebuch (Ru/Bu)

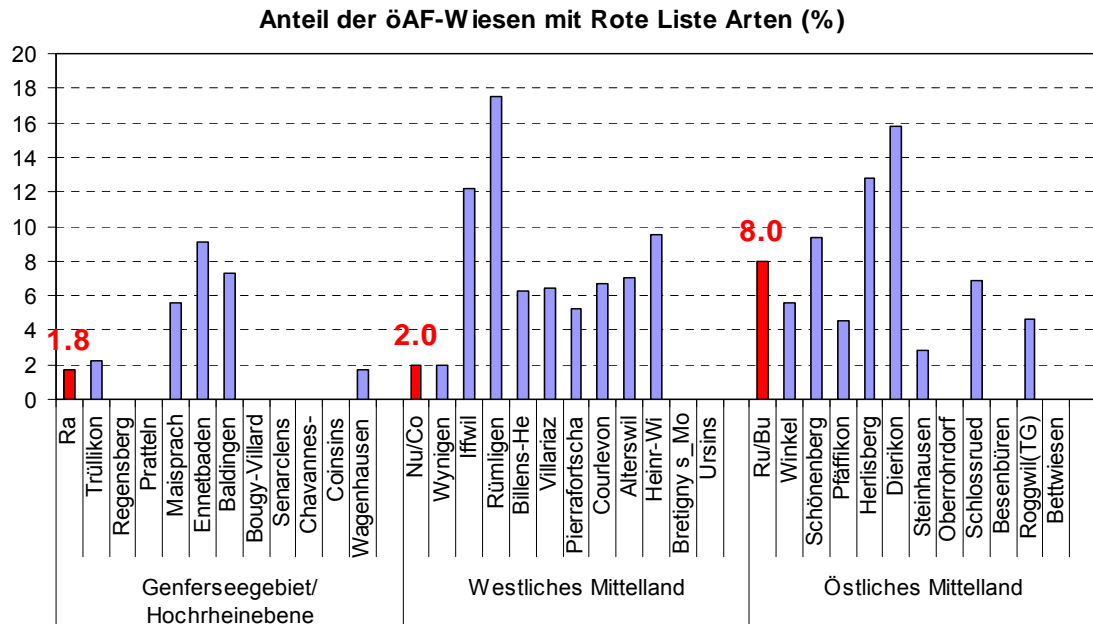
** öAF-Flächen ohne Hochstamm-Obstgärten

Da die einzelnen Gemeinden innerhalb einer Biogeographischen Region bezüglich floristischer Vielfalt in den öAF-Wiesen grosse Unterschiede aufweisen, können alle drei Fallstudiengebiete als repräsentativ für ihre Biogeographische Region bezeichnet werden.



Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennes, Bretigny s_Mo = Bretigny sur Morrone, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Abbildung 1: Vergleich der Fallsutdiengebiete mit Gemeinden der entsprechenden Biogeographische Region anhand vom prozentualen Anteil der öAF-Wiesen (Extensiv genutzte Wiesen, Typ 1A und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Typ 4) mit genügend Arten gemäss den Artenlisten der Ökoqualitätsverordnung (Bundesrat 2001).



Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennes, Bretigny s_Mo = Bretigny sur Morrone, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Abbildung 2: Vergleich der Fallsutdiengebiete mit Gemeinden der entsprechenden Biogeographische Region anhand des Anteils der öAF-Wiesen (Extensiv genutzte Wiesen, Typ 1A und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Typ 4) mit regionalen Arten der Rote Liste in % aller öAF-Wiesen.

Der Anteil der ökologischen Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche hat zwischen 1995 und 1999 mit der Einführung des Ökologischen Leistungsnachweises stark zugenommen und hat sich in allen drei Fallstudiengebieten nach 2000 kaum mehr verändert (Abb.3). Im Fallstudiengebiet Rafzerfeld liegt der Anteil der öAF an der LN deutlich tiefer als in den beiden übrigen Fallstudiengebieten, da viele ökologischen Ausgleichsflächen ausserhalb des Fallstudiengebietes in den umliegenden Hanglagen liegen. Die Hochstamm-Obstgärten sind im Fallstudiengebiet Rafzerfeld mit 0,1 % der LN unbedeutend. In den Fallstudiengebieten von Nuvilly/Combremont-le-Grand sind 2,2 % der LN Hochstamm-Obstgärten und in Ruswil/Buttisholz sind es sogar 11,2 % der LN. Weil Hochstamm-Feldobstbäume höchstens die Hälfte der angemeldeten ökologischen Ausgleichsflächen ausmachen dürfen, wurden die Hochstamm-Obstgärten in Abbildung 1 nicht berücksichtigt.

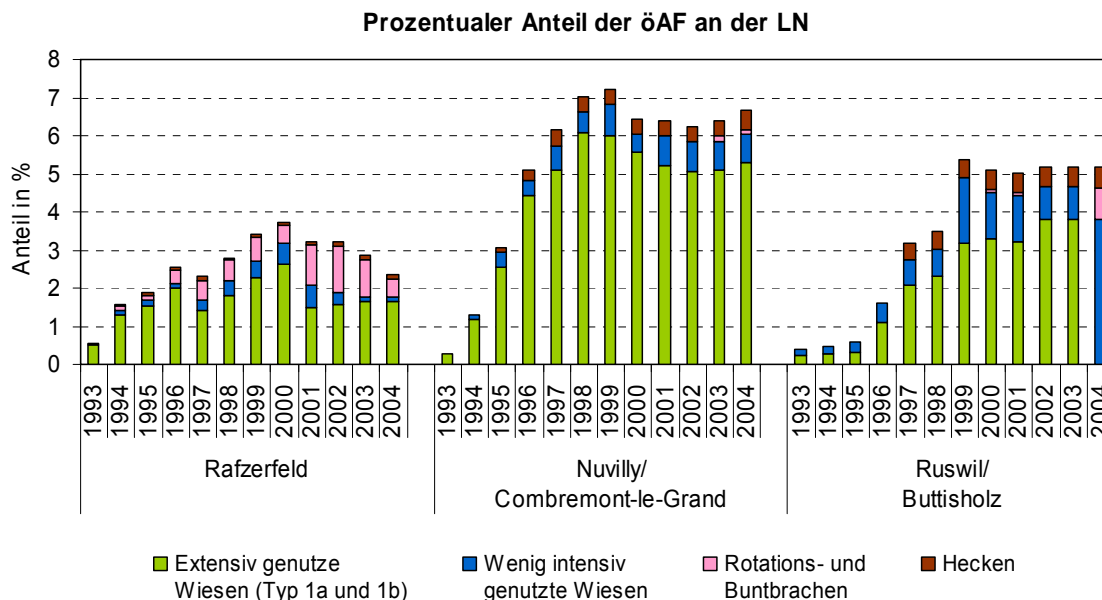


Abbildung 3: Entwicklung der ökologischen Ausgleichsflächen in den drei Fallstudiengebieten zwischen 1993 und 2004 ohne Berücksichtigung der Hochstamm-Obstgärten .

Stichprobenplan

Die Auswahl der untersuchten Nutzungstypen richtete sich nach den Nutzungsschwerpunkten in den drei Fallstudiengebieten. In Ruswil/Buttisholz und Nuvilly/Combremont-le-Grand wurden vorwiegend Nutzungstypen des Futterbaus und Hecken untersucht, während im Rafzerfeld der Schwerpunkt bei den Ackerkulturen lag.

Im Stichprobenplan waren zwei Straten enthalten: ökologische Ausgleichsflächen (öAF) und Kulturland. Die Anzahl der untersuchten Flächen pro öAF-Typ ist proportional

abhängig vom tatsächlichen Vorkommen der verschiedenen öAF-Typen in einem Fallstudiengebiet. 1997-1999 wurde eine Hauptkultur pro Fallstudiengebiet ausgewählt. Ab 2000 wurde die Anzahl an Kulturen erweitert, die Waldränder nicht mehr beprobt und die Zahl der Untersuchungsflächen pro Habitat-Typ erhöht, um die Variabilität besser erfassen zu können (Tab. 2). Die Untersuchungsflächen wurden in den einzelnen Fallstudiengebieten so verteilt, dass sie eine räumliche und landschaftliche Analyse (z.B. Einfluss der Nachbar-Parzellen oder der Anteil verschiedener Nutzungstypen im Umfeld der Untersuchungsfläche auf die Biodiversität der öAF) ermöglichen. Jede Untersuchungsfläche, wurde mit einem im Boden versenkten Magnet markiert und mit dem GPS referenziert. Dank dieser Markierung können zukünftige Messungen am gleichen Ort wiederholt werden. Alle zwei Jahre wurden die Arthropoden beobachtet und gefangen (Tab. 2).

Die Dynamik der Fruchtfolgen und sich ändernde Rahmenbedingungen in der Agrarpolitik erforderten regelmässige Anpassungen bei der Auswahl der Untersuchungsfläche. Dies führte dazu, dass die Zahl der Untersuchungsfläche von einem Nutzungstyp nicht immer über alle Jahre konstant gehalten werden konnten.

Erhebungsmethoden

Tagfalter

Beobachtete Tagfalter : Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae, Satyridae, Libytheidae, Lycaenidae, Riodinidae + Hesperidae et Zygaenidae. Die beiden sehr ähnlichen *Pieris*-Arten, *P. napi* und *P. rapae* wurden als „*Pieris* sp.“ aufgenommen, wenn das Individuum nicht gefangen und eindeutig bestimmt werden konnte. Ebenfalls wurden die Individuen von *Colias hyale* und *C. alfacariensis* als „*Colias* sp.“ registriert.

Beobachtungsmethode: Die Tagfalter wurden auf einer Fläche von 25 Aren (50m x 50m) während 10 Minuten beobachtet, identifiziert und gezählt. Für ausserordentlich artenreiche Untersuchungsflächen wurde die Beobachtungszeit erweitert, um eine vollständige Artenliste aufnehmen zu können. Die Tagfalter wurden zwischen 9 und 18 Uhr, bei schönem Wetter und minimalem Wind beobachtet. Die Beobachtungen wurden alle 15 bis 21 Tage wiederholt. Pro Saison (Ende April/Anfangs Mai bis Ende August) wurden 6 Begehungen durchgeführt.

Tabelle 2: Anzahl der untersuchten Ökoflächen und Kulturen im Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) je Fallstudiengebiet und Untersuchungsjahr.

Bodenarthropoden / Vegetation												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003
Buntbrachen	11	9	10	10								
Extensiv genutzte Wiesen	7	7	7	13		20	16	16	13	13	13	13
Wenig intensiv genutzte Wiesen	3	3	6	1		2	5	5	9	8	8	7
Hecken	2	2				7	7	7	3	3	7	7
Hochstamm-Obstgärten						8	7	7	8	8	8	8
Kunstwiesen			5	5		3	7	6	5	5	8	10
Naturwiesen	2	2	7	6		4	7	7	3	3	6	5
Weiden						1	5	5			6	7
Getreide	20	20	7	7		10	7	7			7	7
Mais			7	7								
Hackfrüchte			7	7								
Total	51	49	56	56	0	60	61	60	58	57	63	64

Tagfalter												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004
Buntbrachen	11	10	9	10								
Extensiv genutzte Wiesen	7	9	12	13	19	18	17	16	12	13	14	14
Wenig intensiv genutzte Wiesen	3	6	2	1	2	4	5	5	8	8	7	6
Hecken	2				7	7	7	7	3	7	7	7
Hochstamm-Obstgärten					8	7	7	7	8	8	8	8
Kunstwiesen	1	5	6	7	2	6	6	5	6	10	8	8
Naturwiesen	2	7	7	7	4	7	6	7	2	4	6	7
Weiden					1	5	6	5		6	7	7
Getreide	8	6	7	7	10	7	7	7		7	7	7
Mais	2	11	7	7	2							
Hackfrüchte	4	8	7	7								
Oelfrüchte	5											
Total	51	62	57	59	60	61	61	59	56	63	64	64

Spinnen und Laufkäfer

Spinnen wurden mit Bodenfallen, Streifnetz (Kescher) und Klopfrichter gefangen. Die Laufkäfer wurden mit Bodenfallen gefangen.

Bodenfallen: Epigäische (auf der Bodenoberfläche aktive) Spinnen und Laufkäfer wurden mit Hilfe von Bodenfallen (Aktivitätsfalle, Obrist und Duelli 1996) gefangen. In jeder Untersuchungsfläche wurden 3 Bodenfallen in einem Dreieck, 3 m voneinander entfernt, installiert. In Hecken (längliches, schmales Element) und Kulturland (Verminderung der Störung bei der Bewirtschaftung) wurden sie in einer Linie gesetzt. Die 3m-Distanz zwischen den Bodenfallen führt zu einer Fang-Abhängigkeit. Die 3 Bodenfallen bilden deswegen keine statistische Wiederholung. Folglich, wurden die Fänge der 3 Bodenfallen pro Untersuchungsfläche für die Analysen zusammengezählt. Eine Fangperiode dauerte jeweils eine Woche. Zwei Wochen nach der Vollblüte des Löwenzahns wurden die Fallen für drei Wochen geöffnet, dann während drei Wochen geschlossen und Ende Juni für weitere zwei Wochen wieder geöffnet (Duelli 1990).

Streifnetz: Mit der Streifnetz-Methode kann die in der Krautschicht lebende Fauna gefangen werden (Matthey *et al.* 1984). Das benutzte Streifnetz besteht aus einem 61 cm langen Stiel, an dem ein Netz aus kräftigem Stoff auf einem kreisförmigen Beschlag (Durchmesser 38 cm) aufgehängt ist. Eine Probe besteht aus 50 Schlägen durch die Vegetation (Pendelbewegung mit dem Streifnetz von rechts nach links und umgekehrt bei gleichzeitigem, langsamen Vorwärtsschreiten). Die Wiesen (inklusive des Unterwuchses in Hochstamm-Obstgärten), die Buntbrachen und die Getreidefelder wurden 4-5 Mal pro Saison beprobt.

Klopftrichter: Die Klopftrichter-Methode erlaubt das Fangen der in der Strauch- und Baumschicht lebenden Fauna (Matthey *et al.* 1984). Der Klopftrichter ist ein an einem Stiel befestigter Stofftrichter mit einer 60cm x 60cm grossen Öffnung, welcher sich nach unten hin verjüngt und in einer Plastikdose mündet. Die Äste und Zweige werden mit Hilfe eines Stabes geschlagen und geschüttelt, sodass die Tiere in den Trichter darunter fallen. In den Hecken wurden für eine Probe drei Wiederholungen von je 3-5 Stockschlägen auf Brusthöhe eines Mannes im Abstand von drei Metern getätigt. In Hochstamm-Obstgärten wurden jeweils 3-5 Bäume so behandelt. Die Hecken und Hochstamm-Obstgärten wurden 4-5 Mal pro Saison beprobt. In Mais wurden 3 mal pro Saison eine Probe mit drei Wiederholungen von je 3-5 Stockschlägen auf Brusthöhe eines Mannes im Abstand von drei Metern getätigt.

Kontextdaten

Für alle Untersuchungsflächen wurden umfassende Daten zu Standort, Vegetation und Boden, sowie zur Bewirtschaftung der betroffenen Parzellen erhoben. Zudem wurde für alle drei Fallstudiengebiete jedes Jahr flächendeckend die Landnutzung parzellenscharf kartiert und im GIS erfasst. Alle Kontextdaten wurden in einer zentralen Da-

tenbank erfasst, und als erklärende Variablen für die beobachteten Biodiversitätsindikatoren herbeigezogen.

Boden

Für alle Untersuchungsfläche wurde der Bodentyp, Wasserhaushalt, Gründigkeit und das Gefüge des Oberbodens beurteilt. Wo diese Daten nicht aus vorhandenen Bodenkarten abgeleitet werden konnten, wurden sie im Feld erhoben. Gleichzeitig wurden Bodenproben im Labor bezüglich Körnung, pH, P-Test und K-Test untersucht. Insgesamt wurden 25 Parameter erhoben.

Bewirtschaftung

Die Biodiversität in der landwirtschaftlichen Nutzfläche wird durch die Art und die Intensität der Nutzung stark beeinflusst (z.B. Mclaughlin und Mineau 1995). In Interviews mit den Landwirten wurden für alle untersuchten Parzellen für die Untersuchungsjahre 1997 bis 2003 verschiedene Parameter zum Betrieb, zur Geschichte, sowie zu Nutzung, Düngung, Ertrag und Pflege der Parzelle erhoben. Insgesamt wurden 50 Bewirtschaftungsparameter berücksichtigt (summarische Zusammenstellung in Tab. 1).

Vegetation

Die Vegetation in den Fallstudiengebieten wurde gleichzeitig mit den Beobachtungen der Bodenarthropoden im Zweijahresrhythmus kartiert. Auf einer Fläche von 100m² um die Bodenfallen wurden alle Gefässpflanzen mit einer fünfstufigen Dominanzschätzung erfasst (Lips *et al.* 2000, Dreier *et al.* 2000). Als erklärende Variablen wurden Pflanzenartenzahl, Vegetationstyp (Dietl 1994), sowie die mittleren Zeigerwerte für Nährstoffe und Feuchtigkeit (Landolt 1977) abgeleitet. Die Zuordnung zu den Vegetationstypen wurde aufgrund der Artenzusammensetzung der 100m²-Vegetationsaufnahmen fallweise vorgenommen.

Die mittleren Pflanzenartenzahlen der Extensiv genutzten Wiesen (zwischen 24,5 und 28,3 Arten) unterschieden sich in keiner der Fallstudiengebiete signifikant von jener der Wenig intensiv genutzten Wiesen (zwischen 23,4 und 26,9 Arten). Die mittleren Pflanzenartenzahlen der Extensiv genutzten Wiesen (28,3) unterschieden sich in Ruswil/Buttisholz signifikant von jenen der Hochstamm-Obstgärten (18,9). Alle übrigen Vergleiche der mittleren Pflanzenartenzahlen zwischen öAF-Wiesen und Intensive Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden, ohne Kunstwiesen) waren nicht signifikant. Zwischen den Untersuchungsjahren (1997 bis 2003) konnte keine signifikante Veränderung in der mittleren Pflanzenartenzahl innerhalb der einzelnen Nutzungstypen festgestellt werden.

Die Beobachtungsperiode war zu kurz um einen Effekt der Extensivierung auf die Pflanzenartenzahl der öAF-Wiesen festzustellen.

In den Hochstamm-Obstgärten liegen die Pflanzenartenzahlen in Ruswil/Buttisholz signifikant tiefer als in Nuvilly/Combremont-le-Grand.

In den Säumen der untersuchten Hecken liegt die Pflanzenartenzahl in Ruswil/Buttisholz signifikant tiefer als in Nuvilly/Combremont-le-Grand, während in den Hecken selbst die Pflanzenartenzahl in Ruswil/Buttisholz nur tendenziell tiefer liegt als in Nuvilly/Combremont-le-Grand. Für die Beurteilung der Qualität der untersuchten Hecken wurde die Beurteilungskriterien der Öko-Qualitätsverordnung (Vielfalt der einheimischen Baum- und Straucharten, Anteil Dornensträucher und Einzelbäume) herangezogen. In beiden Fallstudiengebieten Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz erfüllten in 2003 jeweils 4 von 7 untersuchten Hecken die Bedingungen für die ÖQV bezüglich Struktur und Artenvielfalt. Weil im Rafzerfeld nur wenige Hecken innerhalb der Fallstudiengebiet vorkommen, wurde nach 1999 die Beobachtung der beiden Heckenstandorte aus methodischen Gründen aufgegeben. Beide Hecken im Rafzerfeld erfüllten jedoch die Kriterien der ÖQV nicht.

Die Ackerkulturen Getreide, Mais und Hackfrüchte, unterscheiden sich kaum, so dass weder zwischen den Kulturen noch zwischen den Fallstudiengebieten oder zwischen den verschiedenen Beobachtungsjahren ein signifikanter Unterschied in den Pflanzenartenzahlen festgestellt werden konnte. Insgesamt konnten im Grasland sechs verschiedene Vegetationstypen unterschieden werden. Drei Vegetationstypen – Wiesenfuchsschwanzwiese, Raigraswiese und Knautgraswiese – sind dem Intensiv genutzten Grasland zuzuordnen, während die drei anderen Vegetationstypen Ausprägungen der klassischen Fromentalwiese sind. Auf trockeneren Standorten sind dies die Salbei-Fromentalwiese (Rafzerfeld und Nuvilly/Combremont-le-Grand), auf frischen Standorten die Raigras-Fromentalwiese und auf feuchten Standorten die Kohldistel-Fromentalwiese (Ruswil/Buttisholz). Wenn mindestens vier Zeigerarten mit einem Rückführungspotential (Koch 1996) in einer Aufnahme vorkamen, wurde sie dem entsprechenden Fromentalwiesentyp zugeordnet.

Mehr als die Hälfte aller Untersuchungsfläche mit Grasland werden den Raigraswiesen zugeordnet (Tab. 3). Dazu gehören im Untersuchungsjahr 2003 alle Hochstamm-Obstgärten und Kunstwiesen. In Ruswil/Buttisholz und in Nuvilly/Combremont-le-Grand dominiert dieser Wiesentyp auch in den öAF-Wiesen. Die artenreiche Salbei-Fromentalwiese bildet 31 % der Extensiv genutzten Wiesen im Rafzerfeld und 33 % der Weiden in Nuvilly/Combremont-le-Grand, während dieser Wiesentyp in Ruswil/Buttisholz nicht vorkommt.

Tabelle 3: Verteilung der Wiesentypen auf die verschiedenen Nutzungstypen des Graslandes im Untersuchungsjahr 2003.

Nutzungstyp	Wiesentyp	Ra	Nu/Co	Bu/Ru
Extensiv genutzte Wiesen	Wiesenfuchsschwanzwiesen	-	-	7%
	Raigraswiesen	23%	57%	67%
	Knaulgraswiesen	-	7%	-
	Kohldistel-Fromentalwiesen	-	0%	13%
	Raigras-Fromentalwiesen	46%	36%	13%
	Salbei-Fromentalwiesen	31%	-	-
Wenig intensiv genutzte Wiesen	Raigraswiesen	-	83%	60%
	Knaulgraswiesen	-	17%	-
	Kohldistel-Fromentalwiesen	-	-	20%
	Raigras-Fromentalwiesen	100%	-	20%
Hochstamm-Obstgärten	Raigraswiesen	-	100%	100%
Naturwiesen	Wiesenfuchsschwanzwiesen	-	-	10%
	Raigraswiesen	43%	86%	90%
	Knaulgraswiesen	-	14%	-
	Raigras-Fromentalwiesen	57%	-	-
Weiden	Raigraswiesen	-	67%	100%
	Salbei-Fromentalwiesen	-	33%	-
Kunstwiesen	Raigraswiesen	100%	100%	100%

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Alle drei Fromentalwiesentypen zusammen bilden in Extensiv genutzten Wiesen im Rafzerfeld 77 % der Untersuchungsfläche, in Nuvilly/Combremont-le-Grand 36 % und in Ruswil/Buttisholz 26 % der Untersuchungsfläche.

Analysemethode

Der Rahmen des Projektes und die erhobenen Daten haben zu einer breiten Palette notwendiger Analysen geführt, welche es ermöglichen, den Einfluss der öAF auf die Biodiversität zu messen. Die Analysen sind Teil einer in der numerischen Ökologie angewandten Prozedur und konzentrieren sich auf 2 prinzipielle Aspekte der Biodiversität. Erstens: Kenntnis der Anzahl Arten und Individuen (α -Diversität), durch Anwendung univariater Analysemethoden und zweitens: Kenntnis der Artenzusammensetzung (β -Diversität), dank multivariater Analysemethoden. Die Untersuchung der Artenzahlen ermöglicht eine allgemeine Beurteilung der Artenvielfalt, wobei sie in gewissen Fällen zu grob und ungenügend ist, da Habitate mit geringer Artenzahl durchaus einen grossen Beitrag zur Biodiversität leisten können, sofern die vorkommenden Arten sehr selten sind. Dem gegenüber vermag die Analyse der Artenzusammensetzung, den Wert

eines Habitates viel differenzierter zu beurteilen. Für die Analysen wurden die Fallenfänge bzw. die Beobachtungen je Untersuchungsfläche und Jahr zusammengefasst.

Allgemeine Hypothesen:

- Gemessen an der Artenzahl, der Anzahl Individuen, der Anzahl Spezialisten sowohl der Anzahl Arten der Roten Liste, und der Artenzusammensetzung:
- unterscheiden sich Ökologische Ausgleichsflächen (öAF) vom übrigen Kulturland

Spezifische Hypothesen:

- öAF-Wiesen (Extensiv genutzte Wiesen und Wenig intensiv genutzte Wiesen zusammen als auch einzeln) unterscheiden sich von Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden und Kunstwiesen). Zudem unterscheiden sich Extensiv genutzte Wiesen von Wenig intensiv genutzten Wiesen.
- Buntbrachen unterscheiden sich von Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte und Ölfrüchte)
- Hochstamm-Obstgärten unterscheiden sich von Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden)
- Hecken unterscheiden sich von Ackerkulturen sowie von Intensiven Naturwiesen
- Die Entwicklung der Diversität der Arthropoden in den Fallstudiengebieten während der Untersuchungsperiode von 7 Jahren ist positiv (bei Spinnen und Laufkäfer von 1997 bis 2003 und bei Tagfaltern von 1998 bis 2004).
- Die unten beschriebenen allgemeinen und speziellen Unterschiede sind unabhängig von abiotischen Faktoren wie Bodentyp, Exposition, Neigung, Distanz zum Wald oder der Anteil der offenen Ackerfläche im Umkreis der Untersuchungsfläche.

Die Vergleiche wurden im univariaten Bereich mittels Varianzanalysen (ANOVA, Sokal und Rohlf 1995) mit post-hoc Tests nach Bonferroni, in Fällen mit nicht normalverteilten Daten oder bei inhomogenen Varianzen mit Tests nach Kruskal-Wallis durchgeführt. Im multivariablen Bereich wurden Tests mittels Monte Carlo Permutationen (bootstrapping) durchgeführt, die in der Redundanzanalyse implementiert wurden (RDA, Ter Braak 1996). Die für die Analysen benutzten Informatikprogramme sind STATISTICA (StatSoft, Tulsa, OK) und CANOCO (Ter Braak und Smilauer 2002). Die abiotischen Einflussfaktoren, welche einen signifikanten Einfluss hatten, wurden als Co-Variablen in die Analysen einbezogen, um ihre Wirkungen zu eliminieren.

Die Ergebnisse der multivariaten Analysen (Kapitel 6.1 – 6.3) wurden in Ordinationsdiagrammen dargestellt. Diese erlauben es, Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen durch die Lage und Distanz der einzelnen Punkte innerhalb des Ordina-

tionsdiagrammes darzustellen. Es wurden drei Typen von Ordinationsdiagrammen verwendet:

- Ordinationsdiagramme in denen die Punkte die Untersuchungsflächen darstellen; ein Punkt repräsentiert die Artengemeinschaft einer Untersuchungsfläche und die Distanz zwischen zwei Punkten im Diagramm entspricht der Verschiedenheit der Artengemeinschaften der beiden Untersuchungsflächen (je grösser die Distanz zweier Punkte, desto grösser die Verschiedenheit der Artengemeinschaften).
- Ordinationsdiagramme in denen ein Punkt den Centroiden (mittlere Koordinate) aller Untersuchungsflächen eines Habitattyps darstellt. Dieser Punkt widerspiegelt die durchschnittliche Artenzusammensetzung eines Habitattyps. Die Distanz zwischen zwei Punkten ist Ausdruck der Unterschiedlichkeit der durchschnittlichen Artenzusammensetzungen der jeweiligen Habitattypen.
- Ordinationsdiagramme in denen die extremen Untersuchungsflächen eines Habitattyps durch eine Linie miteinander verbunden werden, so dass ein Vieleck entsteht. Dieses stellt die Intra-Habitat-Variabilität sowie die globale Ähnlichkeit zwischen den Habitattypen dar.

Literatur

- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Duelli P. 1990. Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32. 211-222.
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7. 297-309.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. und Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. *Agrarforschung* 7 (5). 206-211.
- Hammond P.-M., 1992. Species Inventory. In: Groombridge B. (Hrsg.), *Global Biodiversity, Status of the Earth's Living Resources*, Chapman and Hall, London. 17-39.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P. und Bigler F., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. *Agrarforschung* 7 (3). 106-111.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. *Agrarforschung* 3 (4). 149-152.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Matthey W., Della Santa E. und Wannenmacher C., 1984. *Manuel pratique d'écologie*. Payot, Lausanne. 264 S.
- Mclaughlin A. und Mineau P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55 (3). 201-212.
- Obrist M.-K. und Duelli P., 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft* 69. 361-369.
- Sokal R. und Rohlf F.-J., 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3ème édition. Freeman. New York. 887 S.
- Ter Braak C.-J.-F., 1996. Unimodal models to relate species to environment. *Agricultural Mathematics Group-DLO, Wageningen, the Netherland*. 266 S.

Ter Braak C.-J.-F. und Smilauer P., 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 500 S.

Serge Buholzer, Philippe Jeanneret und Franz Bigler, Agroscope FAL Reckenholz,
Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

6.1 Araignées

Philippe Jeanneret, Stefano Pozzi, Iris Klaus et Stephan Bosshart

Les surfaces de compensation écologique (SCE) abritent des assemblages d'araignées qui se distinguent significativement de ceux des cultures et qui sont caractérisés par la présence d'espèces indicatrices et exclusives. Les types de SCE qui favorisent nettement la richesse en espèces d'araignées sont les milieux à forte structure de végétation, c'est-à-dire les haies, les vergers traditionnels et les jachères. Ensemble, les prairies extensives et peu intensives sont composées d'assemblages significativement différents de ceux des prairies intensives, mais n'ont pas de valeur particulière. L'évolution au cours des 6 années d'étude montre une faible mais perceptible amélioration de la valeur des SCE. L'efficacité des SCE pour les araignées dépend essentiellement de leur mode d'exploitation, et dans une moindre mesure du contexte paysager dans lequel elles se situent.

Richesse en espèces et abondance (diversité α)

Dans les 3 régions du plateau suisse étudiées, 291 espèces d'araignées et 208'000 individus ont été capturés et identifiés, ce qui représente 32% de la faune arachnologique suisse (Maurer et Hänggi 1990) (voir « Méthodes » pour le détail du nombre de stations par type d'habitat, année et région). Nettement, le plus grand nombre d'individus a été capturé à Nuvilly/Combremont-le-Grand au total et en moyenne par année (26'500/an), soit 9'500 de plus qu'à Ruswil/Buttisholz (17'000/an) et 11'500 de plus qu'au Rafzerfeld (15'000/an). Il faut souligner néanmoins que la région du Rafzerfeld a été échantillonnée avec 7 stations de moins en moyenne par année. La plus riche en individus, la région de Nuvilly/Combremont-le-Grand est pourtant moins riche en espèces que celle du Rafzerfeld (202 contre 211) (Tab. 1). Etant donné l'effort d'échantillonnage différent, les nombres moyens d'espèces et d'individus capturés par station/année informent mieux sur les communautés arachnologiques des 3 régions et montrent que près de 150 individus de plus en moyenne par station ont pu être capturés à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Le nombre moyen d'espèces par station est, dans une moindre mesure, également plus élevé à Nuvilly/Combremont-le-Grand.

Dans les 3 régions, le nombre d'espèces « spécialistes » se situe aux environs de 30 % du nombre d'espèces total. Peu abondantes, les espèces spécialistes représentent 1-3% du nombre d'individus total.

Araignées « spécialistes »

Les espèces d'araignées définies comme spécialistes sont des espèces fidèles à un type de biotope. Leur fidélité est estimée à l'aide d'un indice prenant des valeurs de 1 à 6 (voir Pozzi *et al.* 1998).

Table 1: Nombre total et moyen d'espèces (S, par station/année) et d'individus (N) d'araignées (toutes, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra, 4 années de capture), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co, 3 années de capture) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu, 4 années de capture).

Diversité		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	211	202	165
	Moyen	24	28	18
N	Total	60'193	79'575	67'918
	Moyen	301	452	327
S-spécialistes	Total	66	68	46
	Moyen	2	3	2
N-spécialistes	Total	705	1'932	1'451
	Moyen	4	11	8

Globalement, la plus grande richesse en espèces a été observée dans les haies (Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz) et les jachères florales (Rafzerfeld) (Fig. 1). C'est également dans ces milieux que le plus grand nombre d'espèces spécialistes est rencontré, ainsi que dans les vergers traditionnels. Hormis dans le cas des jachères, ceci s'explique par la grande part d'espèces spécialistes trouvées dans la strate arborescente de ces milieux.

Bien qu'en règle générale, les nombres d'espèces soient légèrement plus élevés dans les SCE, la différence avec les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, cultures sarclées, maïs et cultures oléagineuses) n'est pas grande. Pourtant, la comparaison de la richesse en espèces entre les types d'habitat montre que les SCE mises ensemble contiennent significativement plus d'espèces que les cultures (Tab. 2), avec 3/3 années significatives à Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2/4 années significatives à Ruswil/Buttisholz et 3/4 années significatives au Rafzerfeld. Par contre, les nombres d'individus capturés dans les SCE et dans les cultures sont similaires. La différence dans le nombre d'espèces spécialistes entre les SCE et les cultures est contrastée: à Nuvilly/Combremont-le-Grand il y a 3/3 années significativement plus d'espèces spécialistes, à Ruswil/Buttisholz jamais significativement plus d'espèces et au Rafzerfeld 1/4 années significativement plus d'espèces.

La différence dans le nombre d'espèces entre les **prairies SCE** (prairies extensives et prairies peu intensives) et les prairies intensives (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs et prairies artificielles) n'est pas significative (1 seule année significative pour la richesse en espèces et le nombre d'individus à Nuvilly/Combremont-le-Grand, Tab. 2). De manière plus détaillée, il n'y a jamais significativement plus d'espèces, plus d'individus, plus d'espèces spécialistes ni plus d'individus spécialistes dans les prairies extensives que dans les prairies intensives (Fig. 1, Tab. 2). Pour les prairies peu intensives, le résultat est similaire, à l'exception d'une année au Rafzerfeld où la différence est positivement significative (Fig. 1, Tab. 2).

Malgré qu'en général, plus d'espèces aient pu être capturées dans les **vergers traditionnels** que dans les prairies naturelles intensives (prairies naturelles intensives et pâturages intensifs), cette différence n'est significative qu'à Nuvilly/Combremont-le-Grand 1/3 années, tant pour la richesse en espèces totale que pour le nombre d'espèces spécialistes (Fig. 1, Tab. 2).

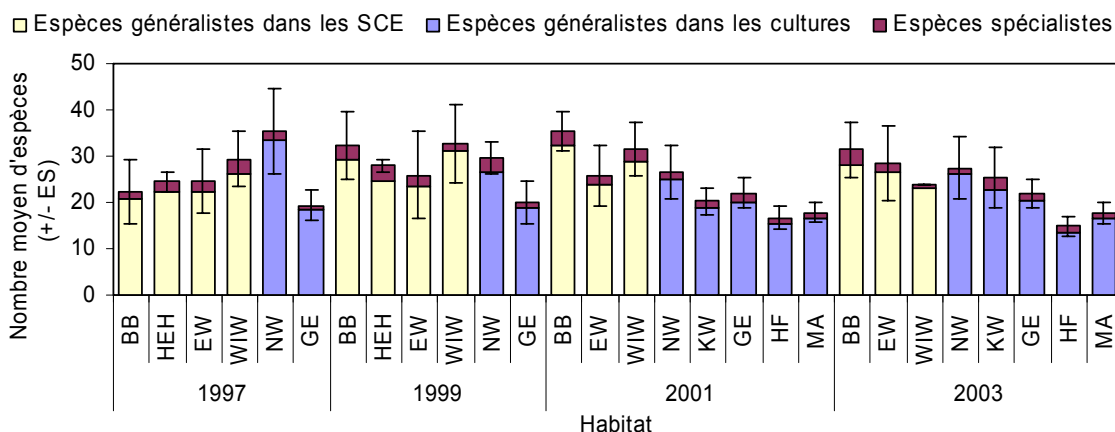
Au Rafzerfeld, seule région d'étude des **jachères florales**, la richesse en espèces est significativement plus élevée dans les jachères que dans les grandes cultures (prairies artificielles, céréales, maïs et cultures sarclées) (3/4 années) (Fig. 1, Tab. 2). Par contre, le nombre d'individus capturés n'est pas plus élevé et la richesse en espèces spécialistes, seulement 1/4 années significativement plus élevée.

Les **haies** sont significativement plus riches en espèces que les cultures à Nuvilly/Combremont-le-Grand (3/3 années pour la richesse en espèces totale et 1/3 années pour les espèces spécialistes) mais pas à Ruswil/Buttisholz (Fig. 1, Tab. 2).

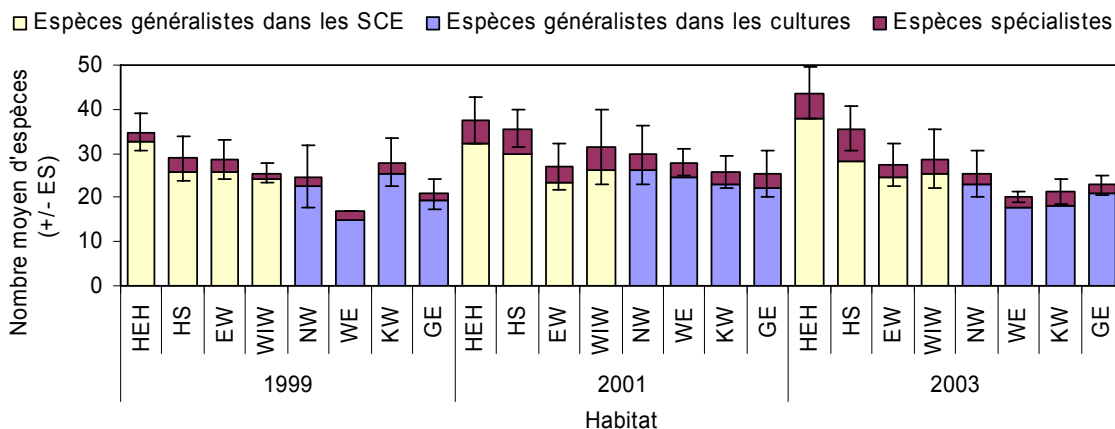
Sur la richesse en espèces totale, le nombre d'individus et le nombre d'espèces spécialistes, l'effet des SCE est globalement modéré, mais la tendance est positive (la Table 2 ne contient pratiquement que des « o » et des « + »).

Au cours du temps, on observe une augmentation de la richesse en espèces (Rafzerfeld), du nombre d'individus (Ruswil/Buttisholz, Rafzerfeld), et du nombre d'espèces et d'individus spécialistes (Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz) dans les SCE (Fig. 1, Tab. 3). Cette augmentation du nombre d'espèces entre 1997 et 2003 observée dans les SCE ne s'accompagne pas d'une augmentation dans les cultures, dans lesquelles la richesse en espèces et le nombre d'individus restent globalement stables.

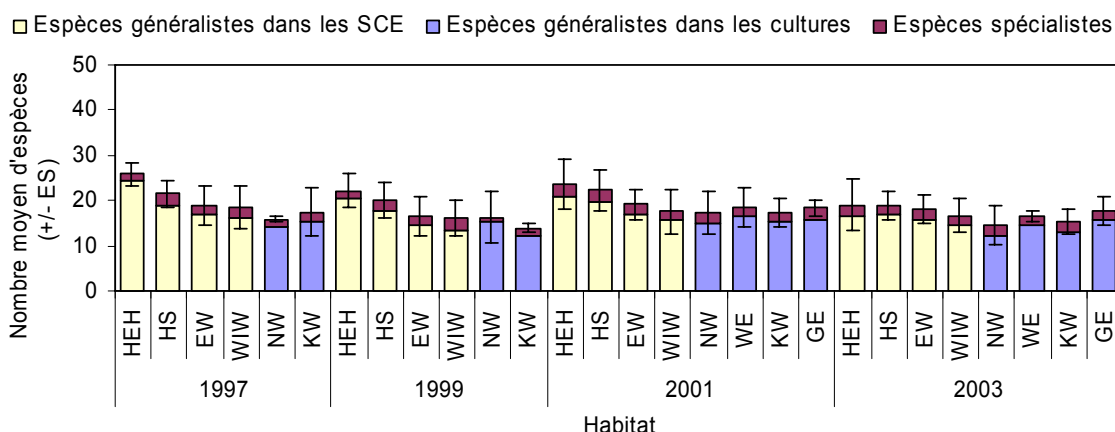
Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz



HEH = haie, HS = verger traditionnel, BB = jachère florale, EW = prairie extensive, WIW = prairie peu intensive, NW = prairie naturelle intensive, WE = pâturage intensif, KW = prairie artificielle, GE = céréale, MA = maïs, HF = culture sarclée (betterave).

Figure 1: Nombre moyen d'espèces (+/- erreur standard) et part des espèces spécialistes dans les SCE et les cultures dans les 3 régions de 1997 à 2003.

Table 2: Différences dans les nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) d'araignées (toutes, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation. + ou - : valeur plus élevée ou moins élevée dans les SCE ($P < 0.05$), o : pas de différence, n.t. : non testé à cause du trop petit nombre de stations. Les signes sont rangés par année croissante.

Région	Diversité	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	S	o+++	ntntoo	ntntoo	ntnt+nt	nt	o+++	nt
	N	ooo+	ntntoo	ntntoo	ntntont		oooo	nt
	S-spécialistes	oo++	ntnt+o	ntntoo	ntntont		oo+o	nt
	N-spécialistes	oo+o	ntntoo	ntntoo	ntntont		oooo	nt
Nu/Co	S	+++	oo+	ooo	ntoo	oo+	nt	+++
	N	ooo	+oo	ooo	ntoo	ooo		o-o
	S-spécialistes	+++	ooo	ooo	ntoo	oo+		oo+
	N-spécialistes	ooo	ooo	ooo	ntoo	ooo		ooo
Ru/Bu	S	oo++	oooo	oooo	oooo	oooo	nt	ntntoo
	N	ooo-	ooo-	oooo	oooo	oooo		ntnt--
	S-spécialistes	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		ntntoo
	N-spécialistes	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		ntntoo

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels ; Non SCE = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves). Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives. Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles. Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves). Prairies perm. intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs. Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves).

Les facteurs d'influence stationnels et paysagers ont un effet modéré sur la richesse en espèces, le nombre d'individus et les espèces spécialistes. A Ruswil/Buttisholz, la pente et la distance à la forêt explique une part significative de la différence entre les habitats 2/4 années, à Nuvilly/Combremont-le-Grand, le type de sol est significatif 1/3 années et au Rafzerfeld, la distance à la forêt et l'exposition sont significatives 1/4 années. Cette influence n'obscurcit en aucun cas la différence entre les types d'habitats. En d'autres termes, les différences significatives entre les SCE et les cultures sont in-

dépendantes du type de sol, de la pente, de l'exposition, de la distance à la forêt et de la proportion de grandes cultures aux alentours des stations échantillonnées.

Table 3: Différences dans les nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) d'araignées (toutes, spécialistes) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) de 1997 à 2003, dans les SCE et les cultures. + ou - : augmentation ou diminution significative de 1997 à 2003 ($P < 0.05$), o : pas d'augmentation ni de diminution significatives, ≈ : fluctuations significatives.

Diversité	Ra		Nu/Co		Ru/Bu	
	SCE	Cultures	SCE	Cultures	SCE	Cultures
S	+	o	o	≈	≈	o
N	+	o	-	o	+	o
S-spécialistes	o	o	+	≈	o	o
N-spécialistes	o	o	o	+	+	+

Composition en espèces et assemblages (diversité β)

Globalement, les araignées rencontrées dans l'étude appartiennent aux espèces courantes des paysages cultivés de l'Europe de l'ouest. Les espèces les plus abondantes, avec plus de 10'000 individus sont *Pardosa palustris* (54'000), *Pachygnatha degeeri* (27'000), *Oedothorax apicatus* (19'000), *Erigone dentipalpis* (17'000), *Oedothorax fuscus* (15'000), *Erigone atra* (14'000) et *Pardosa agrestis* (12'000). Elles représentent 76% des captures. Ces espèces sont aussi celles qui sont rencontrées le plus fréquemment, auxquelles s'ajoute *Trochosa ruricola*, moins abondante en nombre d'individus (5'000). Sur 291 espèces (total des 3 régions), environ 50% apparaissent moins de 10 fois, le nombre total d'occurrences possibles étant de 584 (3 années à Nuvilly/Combremont-le-Grand, 4 années à Ruswil/Buttisholz et au Rafzerfeld, avec env. 60 stations par région/année) et 13 espèces apparaissent plus de 292 fois (50% des occurrences possibles). La communauté est donc essentiellement composée d'espèces peu abondantes et peu fréquentes, et est dominée en abondance d'individus par quelques espèces seulement. Cette structure n'est pas exceptionnelle chez les arthropodes. Les espèces rares, apparues moins de 5 fois, sont au nombre de 104 et sont considérées en général comme peu communes à l'échelle de la Suisse (indice de rareté moyen de 4, sur une échelle de 1 à 6 selon Pozzi *et al.* 1998). Par contre, 2 espèces considérées comme très rares (indice de rareté 6) apparaissent plus de 50 fois dans notre étude, soit *Collinsia inerrans*, essentiellement capturée dans les prairies extensives et vergers traditionnels de Nuvilly/Combremont-le-Grand et *Philodromus aureolus*, essentiellement capturée dans les vergers traditionnels de Nuvilly/Combremont-le-

Grand et de Ruswil/Buttisholz. D'une manière générale, aucune espèce rencontrée dans les cultures n'apparaît pas au moins une fois dans les surfaces de compensation écologiques. Par contre, 89 espèces ont été capturées uniquement dans les SCE et jamais dans les cultures (Fig. 2a). Parmi ces espèces, les plus exigeantes écologiquement (indice de fidélité de 4 à 6 sur une échelle de 1 à 6 selon Pozzi *et al.* 1998) et qui apparaissent plus de 10 fois, sont *Synaema globosum*, *Thomisus onustus* et *Philodromus praedatus*, toutes trois capturées dans les vergers traditionnels et les haies à Nuvilly/Combremont-le-Grand. D'autre part, 154 espèces ont été plus fréquemment capturées dans les SCE que dans les cultures. Par contre ces dernières n'ont révélé que 22 espèces capturées plus fréquemment et 14 espèces exclusives (Fig. 2a).

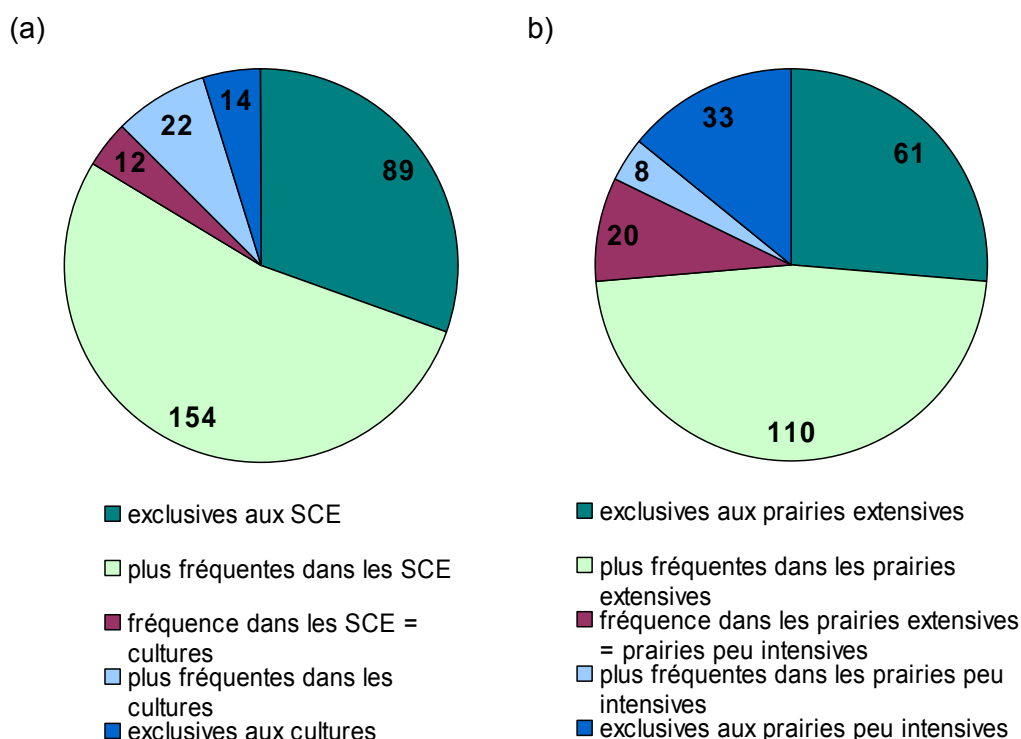


Figure 2: Distribution de l'occurrence des espèces d'araignées dans (a) les SCE et les cultures et (b) les prairies extensives et prairies peu intensives, basée sur les données des 3 régions.

L'analyse des assemblages spécifiques éclaire d'une lumière différente l'effet des SCE sur la faune arachnologique, en comparaison de la richesse en espèces. Les assemblages d'espèces réagissent plus sensiblement aux types d'habitats, car non seulement le nombre d'espèces et leurs abondances sont pris en considération, mais également la composition en espèces. Notamment, les assemblages spécifiques des SCE se différencient toujours (à l'exception de Ruswil/Buttisholz en 1999) significativement des assemblages des cultures (Tab. 4).

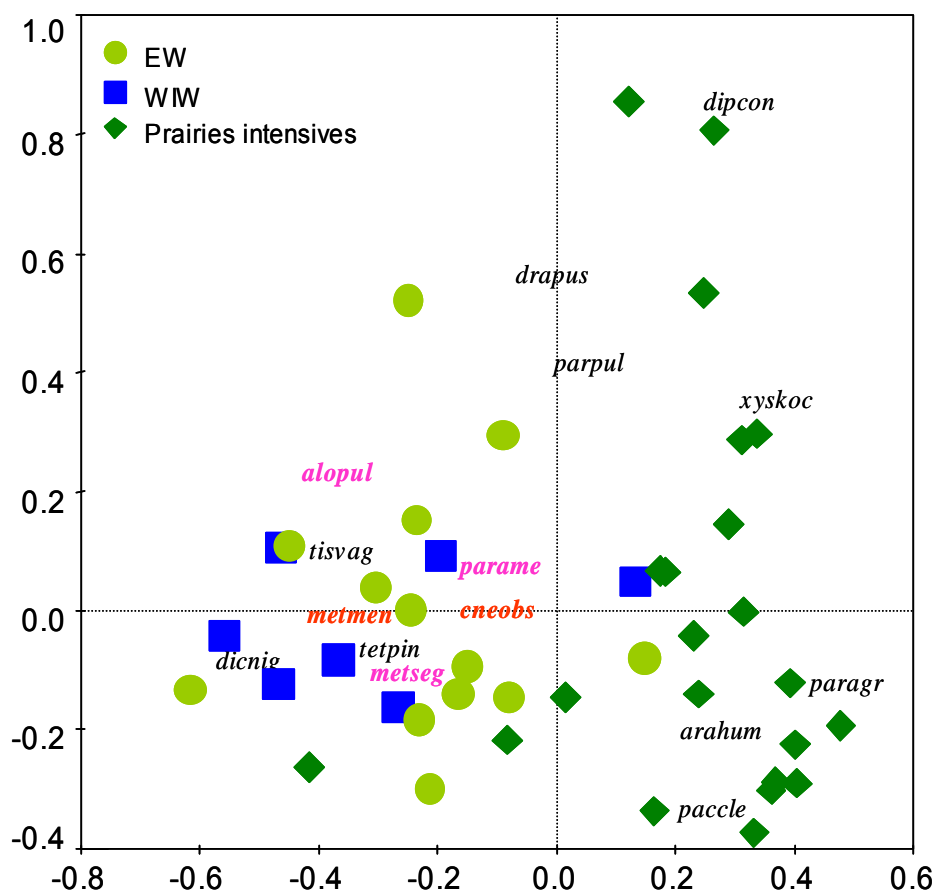
Table 4: Différences dans les assemblages et abondances d'espèces d'araignées dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation. Δ : différence significative (analyse de redondance RDA, test par permutations de Monte Carlo), o : pas de différence significative. n.t. : non testé à cause du trop petit nombre de stations. Les signes sont rangés par année croissante.

Région	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	ΔΔΔΔ	ntntoo	ntntΔo	ntntΔnt	nt	ΔΔΔΔ	nt
Nu/Co	ΔΔΔ	oΔo	ΔΔo	ntoo	ΔΔΔ	nt	ΔΔΔ
Ru/Bu	ΔoΔΔ	ΔΔΔΔ	oooo	oooo	ΔΔΔΔ	nt	ntntΔΔ

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels ; Non SCE = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves). Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives. Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles. Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves). Prairies perm. intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs. Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées (betteraves).

La différenciation entre les assemblages des **prairies SCE** (prairies extensives et prairies peu intensives combinées) et les assemblages rencontrés dans les prairies intensives dépend de la région. Si la différence n'est pas marquée à Nuvilly/Combremont-le-Grand (1/3 années significative) et au Rafzerfeld (non significative), elle l'est en particulier à Ruswil/Buttisholz avec 4/4 années significative (Tab. 4). Le diagramme d'ordination montre particulièrement bien la différence entre les assemblages des prairies intensives d'un côté et ceux des prairies extensives et peu intensives de l'autre (Fig. 3). *Metellina mengei* est l'espèce qui caractérise le mieux les assemblages des prairies SCE ('metmen', Fig. 3). Elle est accompagnée d'une autre espèce caractéristique, *Cnephalocotes obscurus* ('cneobs') et d'espèces indicatrices telles que *Pardosa amentata* ('parame'), plutôt typique des milieux humides (Hänggi *et al.* 1995), *Alopecosa pulverulenta* ('alopul') et *Metellina segmentata* ('metseg'). Considérées séparément, les assemblages des prairies extensives ne se distinguent pas clairement des assemblages des prairies intensives (2/3 années significativement à Nuvilly/Combremont-le-Grand, non significativement à Ruswil/Buttisholz et 1/2 années au Rafzerfeld) et les prairies peu intensives encore moins (non significativement à Nuvilly/Combremont-le-Grand ni à Ruswil/Buttisholz et 1/2 années au Rafzerfeld). L'étude de l'exclusivité montre que 82 espèces sur 314 (pool des 3 régions et des 3 et 4 années) apparaissent exclusivement dans les prairies SCE et 119 espèces plus fréquemment

que dans les prairies intensives (82%). Parmi celles-ci, 38 espèces apparaissent également dans d'autres SCE et 15 espèces peuvent être considérées comme rares ou très rares. Les prairies intensives comportent 31 espèces rencontrées plus fréquemment que dans les prairies SCE. La distribution des fréquences d'espèces dans les prairies extensives et peu intensives indique que 171 espèces sont exclusives et plus fréquentes dans les prairies extensives contre 41 exclusives et plus fréquentes dans les prairies peu intensives (Fig. 2b).



EW = prairies extensives, WIW = prairies peu intensives.

Figure 3: Assemblages d'espèces d'araignées des prairies SCE et des prairies intensives dans la région de Ruswil/Buttisholz en 2003 (analyse de redondance RDA ; différence significative, test par permutations de Monte Carlo). Chaque point représente l'assemblage d'une station. La distance entre les points représente la différence entre les assemblages. En rose : espèces indicatrices (IndVal) ; en rouge : espèces caractéristiques ; en noir : autres espèces (seules les espèces avec un grand poids dans l'analyse sont représentées).

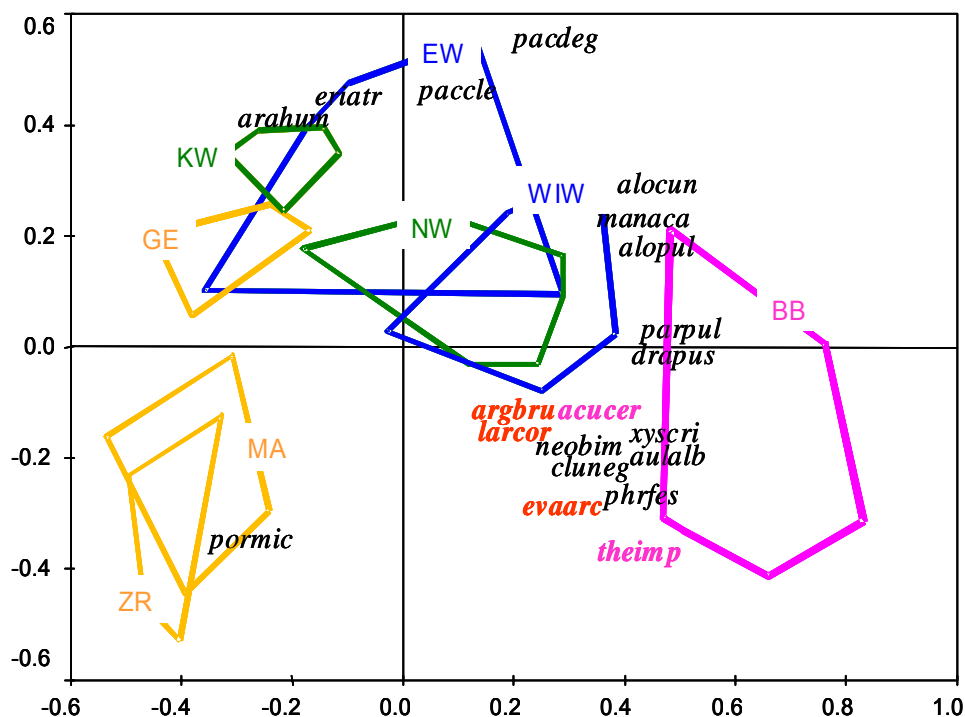
Espèce indicatrice (IndVal, Dufrene et Legendre 1997): espèce significativement plus abondante et plus fréquente dans un milieu donné que dans d'autres.

Espèce caractéristique (Duelli *et al.* 1990) : espèce dont plus de 2/3 des individus sont capturés dans un milieu donné.

Espèce exclusive : espèce dont tous les individus ont été capturés dans un type

Les **vergers traditionnels** sont composés d'assemblages significativement différents de ceux des prairies naturelles intensives (3/3 et 4/4 années significatives à Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz, respectivement) (Tab. 4). Deux espèces sont caractéristiques et indicatrices des vergers traditionnels, *Theridion pinastri* et *Hypomma cornutum* qui vivent principalement dans la couronne des arbres. D'autres espèces comme *Pirata latitans* (sol et strate herbacée) et *Lathys humilis* (apparaît également en lisière de forêt) peuvent également être considérées comme indicatrices. Sur 237 espèces capturées dans les habitats prairiaux et les vergers traditionnels de Ruswil/Buttisholz et Nuvilly/Combremont-le-Grand, 8 espèces ont été capturées exclusivement dans les vergers traditionnels et 88 espèces apparaissent plus fréquemment dans les vergers traditionnels que dans les prairies naturelles intensives. Ces dernières contiennent néanmoins 61 espèces non rencontrées ou rencontrées moins fréquemment dans les vergers traditionnels.

Au Rafzerfeld, les assemblages spécifiques des **jachères florales** se distinguent très nettement des assemblages des grandes cultures (4/4 années significatives) (Tab. 4, Fig. 4). Les espèces qui montrent une réelle valeur indicatrice pour les jachères sont *Aculepeira ceropegia* ('acucer') et *Theridion impressum* ('theimp') (Fig. 4). Elles forment leur toile dans la végétation et ne sont pas rares dans les paysages de grandes cultures (Hänggi *et al.*, 1995). Elles sont accompagnées des espèces caractéristiques *Argiope bruennichi* ('argbru'), *Larinioides cornutus* ('larcor') et *Evarcha arcuata* ('evaarc'). Sur 211 espèces capturées au Rafzerfeld, 11 espèces considérées comme rares et très rares ont exclusivement été capturées dans les jachères, 73 apparaissent plus fréquemment dans les jachères que dans les grandes cultures et inversement, 87 espèces apparaissent plus fréquemment dans les grandes cultures que dans les jachères florales, et 15 espèces parmi celles-ci sont exclusives aux grandes cultures.



BB = Jachère florale, EW = prairie extensive, WIW = prairie peu intensive, NW = prairie naturelle intensive, KW = prairie artificielle, GE = céréales, MA = maïs, ZR = betterave (culture sarclée).

Figure 4: Assemblages d'espèces d'araignées des jachères florales et des grandes cultures au Rafzerfeld en 2001 (analyse de redondance RDA ; différence significative, test par permutations de Monte Carlo). En rose : espèces indicatrices (IndVal) ; en rouge : espèces caractéristiques ; en noir : autres espèces (seules les espèces avec un grand poids dans l'analyse sont représentées). Les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations. La distance entre les différentes enveloppes exprime la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats.

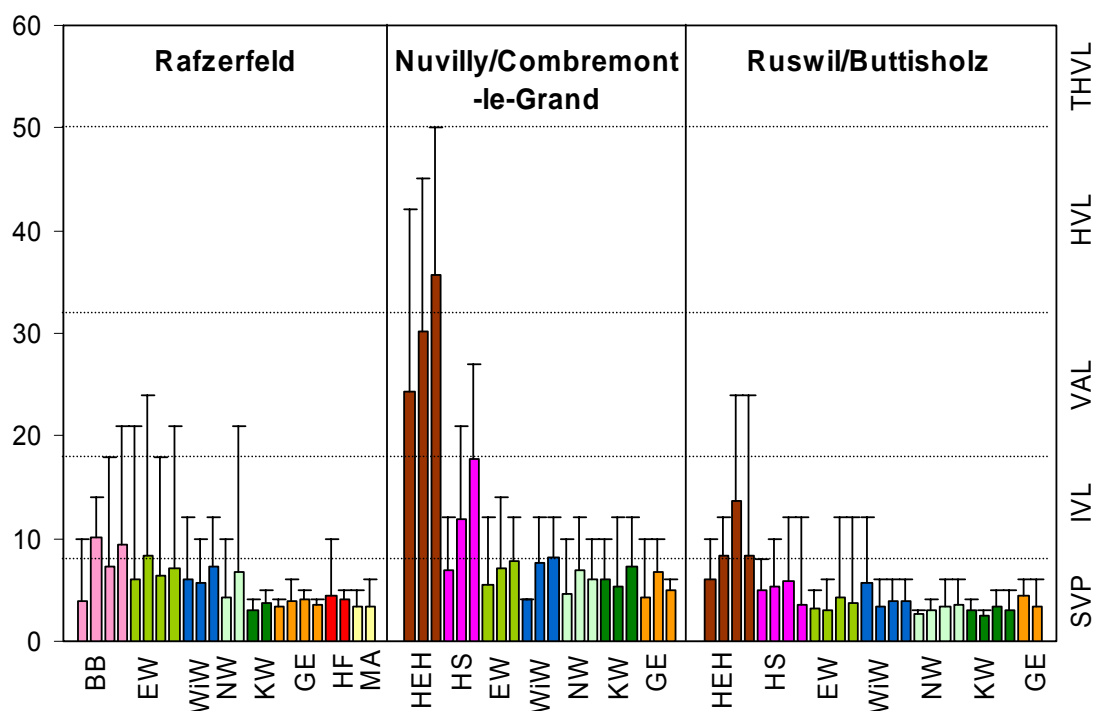
Les assemblages des **haies** sont toujours significativement différents des assemblages des cultures (3/3 et 2/4 à Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz, respectivement) (Tab. 4). Les haies sont sans nul doute les habitats les plus typés pour les araignées. En effet, alors que pour les autres SCE, 2 voire 3 espèces peuvent être considérées comme indicatrices, 13 et 9 espèces montrent une constante spécificité pour les haies à Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz, respectivement. Par exemple, *Diplocephalus latifrons* et *Diplostyla concolor* sont 2 espèces épigées abondantes qui sont significativement plus fréquentes dans les haies de Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz que dans les autres habitats, ainsi que *Araniella opisthographa* qui vit dans les strates arbustive et arborescente.

Basée sur la rareté et la fidélité des espèces rencontrées par rapport à leur occurrence en Suisse, une valeur comparative des types d'habitats a été calculée (Pozzi et

al. 1998). Celle-ci permet de comparer les types d'habitats entre eux et de suivre leur évolution au cours du temps (Fig. 5) :

- En général, dans les 3 régions, les SCE sont meilleures que les cultures.
- Les meilleures stations sont les haies (HEH) pour les 3 régions : en moyenne, elles atteignent le niveau VAL, qui signifie milieu de valeur, et individuellement peuvent atteindre THVL (très haute valeur).
- Les vergers traditionnels (HS) sont très intéressants (voire de valeur) à Nuvilly/Combremont-le-Grand, un peu moins à Ruswil/Buttisholz mais ils restent toutefois au dessus des cultures.
- Les jachères (BB) sont en moyenne les meilleurs milieux du Rafzerfeld.
- Les prairies extensives (EW) et peu intensives (WIW) sont légèrement meilleures que les prairie naturelle intensive (NW) et artificielles (KW) dans les 3 régions même si leur valeur globale est faible, toutefois au Rafzerfeld certaines stations de prairies extensives sont de valeur.
- Une tendance à une évolution positive (par catégorie) se dessine aussi dans les 3 régions (de gauche à droite), en particulier pour les SCE : elle est très nette à Nuvilly/Combremont-le-Grand pour les SCE (EW, WIW, HS et HEH), alors qu'on observe une stagnation pour les cultures ; les mêmes tendances sont observées à Ruswil/Buttisholz ; cette tendance est moins nette au Rafzerfeld même si l'on perçoit tout de même une tendance positive.
- Les grandes cultures (GE, MA, HF et KW) restent les plus basses valeurs des 3 régions.

L'influence des facteurs stationnels et paysagers est résumée dans la Table 5. Comme pour la richesse en espèces, le nombre d'individus et les espèces spécialistes, l'influence des facteurs sur les assemblages spécifiques est faible comparée à l'influence du type d'habitat. Cette dernière reste indépendante du type de sol, de l'exposition, de la pente, de la distance à la forêt et de la proportion de grandes cultures pour les araignées.



BB = Jachère florale, HS = verger traditionnel, HEH = haie, EW = prairie extensive, WIW = prairie peu intensive, NW = prairie naturelle intensive, KW = prairie artificielle, GE = céréales, MA = maïs, HF = culture sarclée (betterave).

Figure 5: Valeurs moyennes et meilleures stations de chaque type d'habitat par année (dans l'ordre de 1997 à 2003), calculées sur la base de la rareté et la fidélité des araignées (Pozzi *et al.* 1998). SVP: milieu sans valeur particulière; IVL : milieu intéressant de valeur limitée; VAL : milieu de valeur; HVL : milieu de haute valeur; THVL : milieu de très haute valeur.

Table 5: Résumé de l'influence des facteurs abiotiques sur les assemblages d'araignées. () : nombre d'années où le facteur a une influence significative / nombre d'années de capture.

Région	Facteurs abiotiques d'influence
Ra	Type de sol (3/4), Exposition (0/4), Pente (0/4), Distance à la forêt (2/4), Proportion de grandes cultures (2/4)
Nu/Co	Type de sol (0/3), Exposition (0/3), Pente (3/3), Distance à la forêt (1/3), Proportion de grandes cultures (3/3)
Ru/Bu	Type de sol (4/4), Exposition (2/4), Pente (1/4), Distance à la forêt (1/4), Proportion de grandes cultures (1/4)

Valorisation et Conclusion

L'étude de la richesse en espèces, du nombre d'individus et des espèces spécialistes (diversité α) montre un effet modéré des SCE sur la faune arachnologique. La richesse en espèces et le nombre d'individus sont peu ou pas plus élevés dans les SCE que dans les cultures. L'étude des espèces spécialistes conduit aux mêmes conclusions. Pourtant, il faut souligner que la richesse en espèces et le nombre d'espèces spécialistes réagit plus positivement à Nuvilly/Combremont-le-Grand et au Rafzerfeld qu'à Ruswil/Buttisholz. Les types de SCE qui apportent le plus en terme de nombre d'espèces d'araignées par rapport aux cultures de références sont les jachères florales et les haies. Les prairies extensives et peu intensives, de même que les vergers traditionnels ne contiennent en général pas plus d'espèces que les cultures.

Les assemblages spécifiques (diversité β), plus sensibles par définition, répondent nettement plus positivement, car très généralement les assemblages des SCE se distinguent significativement des assemblages des cultures, contribuant par là très substantiellement à la diversité régionale.

Les SCE qui se distinguent le plus des cultures en terme d'assemblages spécifiques sont les haies à Ruswil/Buttisholz et Nuvilly/Combremont-le-Grand, les jachères florales au Rafzerfeld, et les vergers traditionnels à Nuvilly/Combremont-le-Grand. Ces milieux apportent avant tout une structure verticale intéressante pour les araignées, ce qui confirme les résultats d'études précédentes (Duffey 1966). Les prairies extensives et peu intensives combinées sont composées d'assemblages significativement différents des prairies intensives, en particulier à Ruswil/Buttisholz où elles se complètent, ce que l'analyse de la richesse en espèces ne montre pas. Considérées séparément, les prairies extensives et peu intensives n'ont par contre qu'un impact modéré.

L'étude des espèces indicatrices, caractéristiques et exclusives montre que les SCE comportent un cortège important d'espèces dépendantes de ces habitats et qui ne pourraient pas ou que modérément trouver leur place dans un paysage composé de cultures uniquement. Ces espèces sont en général peu fréquentes et caractérisées par des exigences écologiques élevées.

L'évaluation des mesures de compensation écologique, basée sur les besoins écologiques et la rareté des araignées, confirme l'importance des haies et vergers traditionnels, ainsi que des jachères pour le maintien de la biodiversité dans le paysage agricole. Pour l'instant, même si une tendance positive semble apparaître, les prairies et pâturages intensifs inscrits comme extensifs ne diffèrent pas significativement, dans l'évaluation, de ceux exploités intensivement. Ce résultat est le reflet de l'hétérogénéité des stations étudiées.

En comparaison avec le type d'habitat, les facteurs d'influence stationnels et paysagers exercent une influence modérée sur la faune arachnologique (voir également Jeanneret *et al.* 2003a). Ce résultat concorde avec celui d'autres études qui montrent que les communautés d'araignées sont en grande partie déterminées par la structure du milieu (par ex. Robinson 1981). Néanmoins, leur impact n'est pas à négliger car, d'une part, les facteurs stationnels (le type de sol, la pente, l'exposition), associés au mode d'exploitation déterminent le micro-climat auquel sont sensibles les araignées et, d'autre part, les facteurs paysagers (la distance à la forêt et la proportion de grandes cultures) modulent l'accessibilité des milieux intéressants pour les araignées, par le biais d'effets de barrière ou de corridor (Jeanneret *et al.* 2003b).

En 5 points, les conclusions sont :

- Les SCE ne contiennent que rarement significativement plus d'espèces d'araignées que les cultures dans les 3 régions d'études,
- Les SCE contribuent par contre significativement à la diversité régionale des araignées dans les 3 régions d'études, car elles sont composées d'assemblages spécifiques distincts,
- Les SCE abritent nettement plus d'espèces indicatrices, caractéristiques et exclusives que les cultures,
- Les types de SCE qui ont le plus de valeur pour les araignées sont les haies, les jachères et les vergers traditionnels.
- L'amélioration sur 6 ans (1997-2003) est faible mais perceptible.

Remerciements

G. Blandenier, X. Heer, J. Steiger, (identification), D. Berner, F. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger et K. Zobrist (terrain et tri).

Bibliographie

- Duelli P., Studer M., Marchand I. et Jakob S., 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54, 193-207.
- Duffey E., 1966. Spider ecology and habitat structure. *Senck. Biol.* 47, 45-49.
- Dufrêne M. et Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Hänggi A., Stöckli E. et Nentwig W., 1995. Habitats of central european spiders. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel, 459 p.
- Jeanneret P., Schüpbach B. et Luka H., 2003a. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. In: Buchs W. (éd.), *Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. et Walter T., 2003b. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253-263.

- Maurer R. et Hänggi A., 1990. Katalog der schweizerischen Spinnen. Documenta faunistica Helvetiae 12.
- Pozzi S., Gonseth Y. et Hänggi A., 1998. Evaluation de l'entretien des prairies sèches du plateau occidental suisse par le biais de leur peuplement arachnologique (Arachnida, Araneae). *Revue suisse Zoologique*. 105(3), 465-485.
- Robinson J.-V., 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community : an experimental field study. *Ecology* 62, 73-80.

Philippe Jeanneret, Iris Klaus et Stephan Bosshart, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Stefano Pozzi, Agroscope RAC Changins, Route de Duillier, CP 254, CH-1260 Nyon 1

6.2 Laufkäfer

Henryk Luka und Lukas Pfiffner

Ökologische Ausgleichsflächen (öAF) haben teils in quantitativer und qualitativer Hinsicht zur Förderung der Laufkäferfauna in den drei Fallstudiengebieten beigetragen. Herausragend waren dabei die Buntbrachen und Hecken, sowie die Extensiv genutzte Wiesen und in geringerem Umfange die Wenig intensiv genutzten Wiesen, nicht aber die Hochstamm-Obstgärten. Die Artenvielfalt und Häufigkeit von bemerkenswerten, spezialisierten Arten wurden in allen Fallstudiengebieten durch die Ökoflächen positiv beeinflusst. Eine substantielle Förderung der Rote Liste Arten wurde nicht festgestellt; sie kamen aber in Ökoflächen häufiger oder teilweise sogar ausschliesslich vor. Die Wirkung der Ökoflächen auf die Laufkäfer wurde von gewissen Flächen- und Standorteigenschaften (Alter, Vorgeschichte und botanische Zusammensetzung) und Landschaftsparametern (z.B. Distanz zu Wald) wesentlich beeinflusst.

Einleitung

Die Laufkäfer kommen in der Schweizer Kulturlandschaft mit 536 Arten vielfältig und individuenreich vor (Marggi 1992, Marggi und Luka 2001). Einzelne Arten spielen in der Schädlingskontrolle von verschiedenen Kulturen eine wichtige Rolle (Sunderland 2002). Da die Laufkäfer empfindlich auf Veränderungen in der Landschaft reagieren und eine differenzierte Lebensraumbindung besitzen, eignen sie sich als Bioindikatoren zur Beurteilung von Umweltzuständen (vgl. Luka 1996). 44% der Arten gelten in der Schweiz als gefährdet und stehen auf der Roten Liste (Marggi 1994).

Arten- und Individuenreichtum

In den drei Fallstudiengebieten wurden gegen 250'000 Laufkäfer und 140 Arten (26% der CH Laufkäfer) mit den Bodenfallen an durchschnittlich 47 bis 52 Strandorten pro Jahr erfasst (Details siehe Kap. Methoden). Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) ein gemischt-wirtschaftliches, Rafzerfeld ein Ackerbau geprägtes und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) ein Futterbaugebiet. Je nach Fallstudiengebiet wurden 30 bis 38 spezialisierte Arten (vgl. Box unten) gefunden. Davon kamen jeweils 4 bis 10 Rote Liste (RL) Arten pro Fallstudiengebiet vor und insgesamt waren es 11 RL-Arten. Die durchschnittlichen Abundanzen (Häufigkeiten) und Artenzahlen der Laufkäfer waren in Nuvilly/Combremont-le-Grand und im Rafzerfeld ähnlich, in Ruswil/Buttisholz aber generell

tiefer (Tab. 1). Spezialisten und RL-Arten kamen im Rafzerfeld am zahlreichsten und in Ruswil/Buttisholz am geringsten vor. Aufgrund der Arten/Ind.-Kurven (unpubl. Daten, Duelli *et al.* 1999) und regionalen Potentialabschätzung (Faunendatenbank des Centre Suisse de la Cartographie de la Faune CSCF; Walter *et al.* 2003) war die nachgewiesene Artenvielfalt in Nuvilly/Combremont-le-Grand und im Rafzerfeld im Vergleich zu anderen Standorten im Schweizer Mittelland generell im zu erwartenden Durchschnitt, in Ruswil/Buttisholz eher unterdurchschnittlich. Dabei wiesen die Ackerkulturen und Intensiven Wiesen in allen drei Fallstudiengebieten tendenziell unterdurchschnittliche Artenzahlen auf.

Für die Bewertung ökologischer Ausgleichsflächen werden bemerkenswerte Arten wie Rote Liste Arten und Spezialisten eingesetzt. Spezialisten sind anspruchsvolle Arten, die eine enge Biotopbindung (Stenotopie) aufweisen und hinsichtlich der ökologischen Ansprüche spezialisiert sind. Im Weiteren wurden die Arten in Acker-, Grünland-, Waldarten und eurytope Arten (Ubiquisten) eingeteilt, dies basierend auf Grundlagen von Marggi (1992) und Luka (2004).

Tabelle 1: Gesamtfang und Mittelwert der Laufkäferarten (S) und Abundanzen (N) (alle, Spezialisten und Rote Liste-Arten) in den drei Fallstudiengebieten Raferfeld (Ra; 4 Untersuchungsjahre), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co; 3 Untersuchungsjahre) und Ruswil-Buttisholz (Ru/Bu; 4 Untersuchungsjahre). Abundanz = mit Bodenfallen erfasste Aktivitätsdichte.

Diversität		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	116	106	89
	Mittelwert	25,3	23,9	18,4
N	Total	110'522	93'635	44'914
	Mittelwert	521,3	517,3	184,8
S-Spezialisten	Total	38	32	30
	Mittelwert	2,9	2,6	2,7
N-Spezialisten	Total	7'466	4'857	2'326
	Mittelwert	35,2	26,8	9,6
S-Rote Liste	Total	8	10	4
	Mittelwert	0,7	0,6	0,4
N- Rote Liste	Total	1'060	649	193
	Mittelwert	5,0	3,6	0,8

Mittlere Artenzahlen und Abundanzen (α -Diversität)

Vergleich ökologischer Ausgleich mit Kulturland

Der Vergleich ökologischer Ausgleichsflächen (öAF) (Hecken, Hochstamm-Obstgärten, Extensiv genutzte Wiesen, Wenig intensiv genutzte Wiesen, Buntbrachen) mit Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) in allen drei Fallstudiengebieten auf Basis von univariaten Analysen zeigt, dass die mittlere Artenzahl der Laufkäfer in den Ökoflächen in Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz in einem Jahr und im Rafzerfeld in allen vier Untersuchungsjahren höher war (Tab. 2).

Tabelle 2: Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf die mittlere Artenvielfalt (S) und Abundanz (N) der Laufkäfer (alle Arten und Spezialisten) im Vergleich zum Kulturland. Symbole sind nach Untersuchungsjahren 1-3./4. geordnet; – / + / o bedeuten tieferer, höherer Wert bzw. kein Unterschied im Bezug auf den ökologischen Ausgleich mit $p < 0.05$; n: nicht getestet.

Fallstudien- gebiet	Diversität	öAF / Kultur- land	öAF- Wiesen / Intensive Wiesen	Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Hochstamm- Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Buntbra- chen / Acker- kulturen	Hecke / Kultur- land
Ra	S	++++	nn++	nn++	nnon	n	++++	n
	N	oooo	nnoo	nnoo	nnon	n	+ooo	n
	S-Spezialisten	++++	nn++	nn++	nn+n	n	++++	n
	N-Spezialisten	++++	nnoo	nnoo	nn+n	n	oooo	n
Nu/Co	S	oo+	oo+	o++	no+	ooo	n	+oo
	N	--o	oo+	ooo	noo	ooo	n	-oo
	S-Spezialisten	+++	oo+	oo+	no+	ooo	n	+++
	N-Spezialisten	+o+	ooo	ooo	noo	ooo	n	+oo
Ru/Bu	S	ooo+	++++	o+o+	o+oo	oooo	n	nnoo
	N	oo--	oooo	ooo-	ooo-	ooo-	n	nno -
	S-Spezialisten	oo++	oo++	oo+o	oo+o	oooo	n	nn++
	N-Spezialisten	o+++	o++o	oooo	oooo	oooo	n	nn++

öAF = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken;
 Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben; öAF-Wiesen = Extensiv und
 Wenig intensiv genutzte Wiesen; Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen; Intensive
 Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden. Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben.

Die Artenvielfalt und Abundanz von Spezialisten wurden in allen Fallstudiengebieten in den meisten Jahren durch die Ökoflächen gefördert. In Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz war die Abundanz der Laufkäfer in 4 von 7 Vergleichsfällen im Kulturland höher. Dies ist vor allem auf zwei blattlausfressende Arten (*Poecilus cupreus* und *Anchomenus dorsalis*) zurückzuführen, die durch eine optimale Ackeranpassung dort zahlreich vorkamen. Im Rafzerfeld gab es für die Abundanz keine gesicherten Unterschiede.

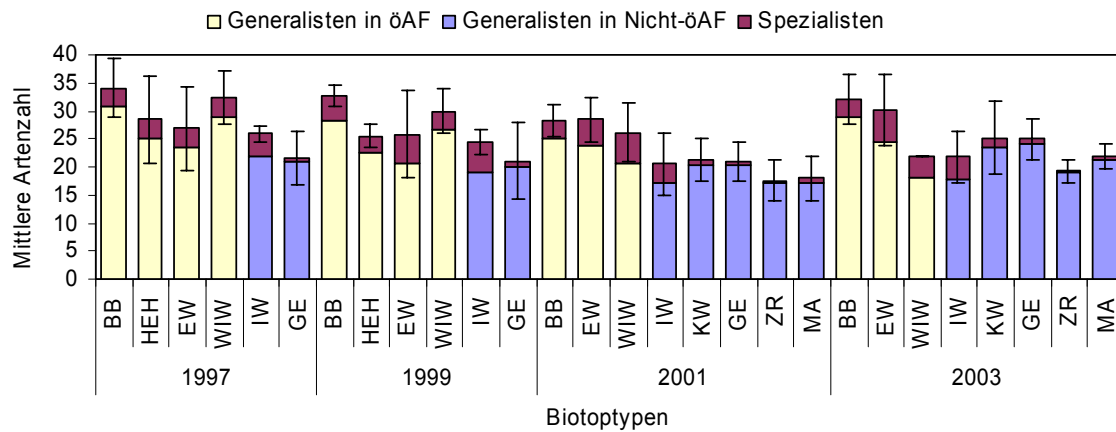
Vergleich ökologischer Ausgleichsflächen auf Ebene Fallstudiengebiet

Rafzerfeld: In Buntbrachen (BB) und Extensiv genutzten Wiesen (EW) waren die mittlere Artenzahl und die Vielfalt der Spezialisten stets höher als in den Ackerkulturen (Kunstpflanzen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) und Intensiven Wiesen (BB: in 4 von 4 Jahren; EW in 2 von 2 Jahren). Die Wenig intensiv genutzten Wiesen unterschieden sich in der Vielfalt und Abundanz der Spezialisten von den Intensiven Wiesen (nur ein Untersuchungsjahr). In Buntbrachen, Getreide und teils in Wenig intensiv genutzten Wiesen waren die Laufkäfer am zahlreichsten (Abb. 1, Tab. 2).

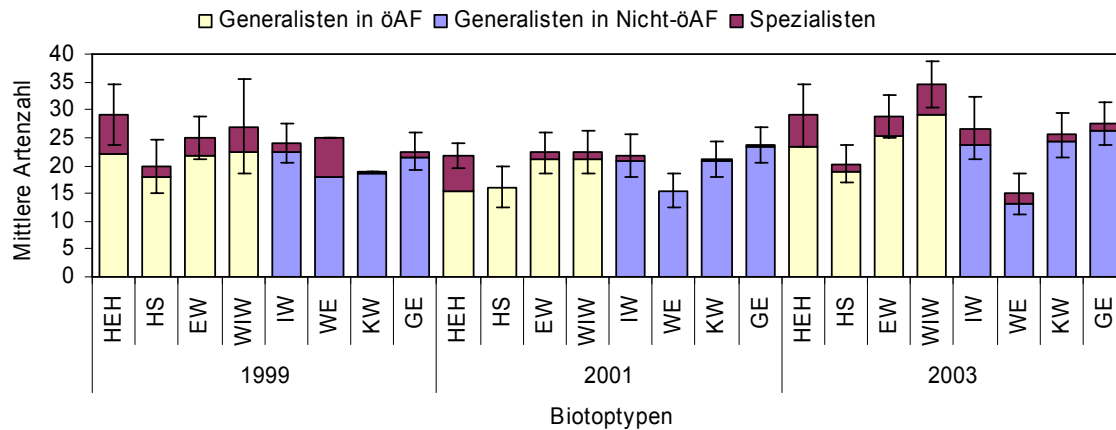
Nuvilly/Combremont-le-Grand: In Hecken, Wenig und Extensiv genutzten Wiesen waren die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt der Spezialisten teils höher als in den entsprechenden intensiven Flächen (vgl. Vergleichsreferenzen in Tab. 2). Insbesondere die Hecken hoben sich durch hohe Artenvielfalt der Spezialisten hervor. Die Hochstamm-Obstgärten unterschieden sich generell nicht wesentlich von Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden). Durch das extrem zahlreiche Vorkommen zweier Arten (*P. cupreus* und *A. dorsalis*) waren die Abundanzen in Getreidefeldern am höchsten (Abb. 1, Tab. 2).

Ruswil/Buttisholz: In Wenig und Extensiv genutzten Wiesen waren die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt der Spezialisten in 1 bzw. 2 Jahren höher als in den Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstpflanzen) (Tab. 2). In den Hecken wurde eine stets höhere Vielfalt und Abundanz an Spezialisten als im Kulturland festgestellt. In Hochstamm-Obstgärten waren Artenvielfalt (generell und Spezialisten) sowie die Abundanz nie höher als in Intensiven Naturwiesen. Im Vergleich der öAF-Wiesen mit Intensiven Wiesen gab es in den Abundanzen keine Unterschiede. Eine Ausnahme bildeten die Kunstpflanzen (2003), die höhere Werte aufgrund des vermehrten Auftretens von Ackerarten besaßen (Vorfruchteffekt).

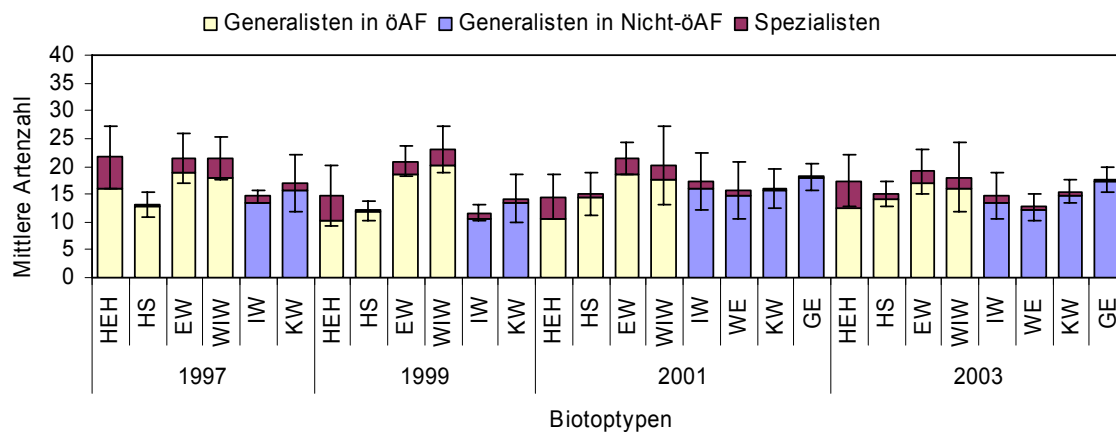
Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz



HEH = Hecke, HS = Hochstamm-Obstgarten, BB = Buntbrache, EW = Extensiv genutzte Wiese, WIW = Wenig intensiv genutzte Wiese, NW = Naturwiese, WE = Weide, KW = Kunstwiese, GE = Getreide, MA = Mais, ZR = Zuckerrüben.

Abbildung 1: Mittlere Artenzahl der Laufkäfer (+/- Standardfehler) mit Angabe des Anteils der Spezialisten in öAF und Kulturland in den drei Fallstudiengebieten von 1997 bis 2003.

Zusammenfassende Übersicht über alle Fallstudiengebiete (univariate Analysen mit $p < 0.05$)

Im Vergleich öAF-Wiesen und Intensive Wiesen war die Artenvielfalt in öAF in Ruswil/Buttisholz und im Rafzerfeld stets höher, in Nuvilly/Combremont-le-Grand in einem von drei Jahren. Die Vielfalt der Spezialisten war in 5 von 9 Vergleichsfällen höher in den öAF-Wiesen, die Abundanz in 2 von 9 Fällen (Tab. 2), in den restlichen Fällen gab es keine Unterschiede.

- Die **Extensiv genutzten Wiesen** zeigten in 6 von 9 Vergleichsfällen eine höhere mittlere Artenzahl und in 4 Fällen eine höhere Vielfalt an Spezialisten, sonst gab es keine Unterschiede. Die Abundanzen generell und bei den Spezialisten unterschieden sich nicht von den Intensiven Wiesen.
- Die **Wenig intensiv genutzten Wiesen** verzeichneten in 2 von 7 Vergleichsfällen eine höhere mittlere Artenvielfalt und in 3 Fällen eine höhere Vielfalt an Spezialisten; in den Abundanzen generell und bei den Spezialisten unterschieden sie sich selten von den Intensiven Wiesen.
- Die **Hochstamm-Obstgärten** unterschieden sich weder in der Artenvielfalt noch in den Abundanzen wesentlich von den Intensiven Naturwiesen.
- In **Buntbrachen**, die nur im Rafzerfeld untersucht wurden, waren die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt an Spezialisten stets höher als in den Ackerkulturen, die Abundanzen in einem von 8 Vergleichsfällen.
- In **Hecken** waren die mittlere Artenvielfalt in einem von 5 Vergleichsfällen und die Vielfalt der Spezialisten in allen fünf Fällen höher als im Kulturland. Die mittleren Abundanzen waren teils geringer, die der Spezialisten hingegen in 3 von 5 Fällen höher als im Kulturland.

Der Einfluss des Biotoypes war also in allen Fallstudiengebieten ausgeprägt und dennoch hatten folgende Umweltfaktoren die mittlere Artenvielfalt und Abundanz signifikant mitbeeinflusst:

(1) die zunehmende Distanz zum Wald wirkte sich in allen Fallstudiengebieten negativ auf Artenvielfalt und Abundanz (Ausnahme Rafzerfeld) aus, (2) im Rafzerfeld beeinflusste ein zunehmender Anteil Ackerkulturen (im Radius von 200m) die Abundanzen positiv (vgl. obige Bemerkung Dominanz zweier Arten), (3) ebenso war der Bodentyp im Rafzerfeld und in Nuvilly/Combremont-le-Grand ein wesentlicher Einflussfaktor.

Aufgrund univariater Analysen konnten keine eindeutigen Trends in der zeitlichen Entwicklung der Artenvielfalt gefunden werden, weder im Kulturland noch in öAF und dies über den Zeitraum von 1997 bis 2003. An einzelnen Standorten wurde dennoch

eine Zunahme der Artenvielfalt festgestellt, die mit dem Niveau des Ausgangszustandes zusammenhing. So wurde z.B. im Rafzerfeld in jungen, artenreichen Extensiv genutzten Wiesen mit niedriger Artenvielfalt im Jahr 1997 sechs Jahre später eine eindeutige Steigerung der Artenzahlen nachgewiesen.

Einfluss der Biotope und Umweltfaktoren auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (β -Diversität)

Die Laufkäfergemeinschaften bzw. die Zusammensetzung der Arten werden durch vielfältige lokale abiotische (Boden, Klima und Höhe) und biotische Standortfaktoren und regionale Landschaftsfaktoren beeinflusst (Petit und Burel 1998). Unterschiedliche Kultur- und Bewirtschaftungsmassnahmen wirken sich zusätzlich direkt auf die Tiere aus oder indirekt auf wichtige biotische Faktoren wie Nahrungsquellen, botanische und mikroklimatische Verhältnisse (Pfiffner 1996). Neben dem Anteil an Ökoflächen beeinflusst die Anbauintensität das Artenvorkommen in einer Region entscheidend (Pfiffner und Niggli 1996). Extensiv bewirtschaftete Ackerflächen (Bio) kombiniert mit Ökoflächen haben ein höheres Potential die Laufkäfervielfalt quantitativ und qualitativ zu fördern als entsprechend geführte IP-Anbausysteme (Pfiffner und Luka 2003).

Jedes Fallstudiengebiet hat deshalb eine spezifische Ausprägung der Tiergemeinschaften in Abhängigkeit von Umweltfaktoren und der Art der Landnutzung. Dies hat auch der Vergleich der drei Fallstudiengebiete klar aufgezeigt: Die Laufkäfergemeinschaften unterschieden sich im Vergleich öAF mit Kulturland in 9 von 11 Fällen, im Vergleich öAF-Wiesen mit Intensiven Wiesen in 8 von 9 Fällen (Multivariate Analysen; Tab. 3). ÖAF-Standorte leisteten somit einen wesentlichen Beitrag zur β -Diversität. Je nach Fallstudiengebiet hatten die Hecken, Ackerkulturen, verschiedene Wiesentypen, Hochstamm-Obstgärten und die Buntbrachen die Laufkäfergemeinschaften signifikant beeinflusst. Effekte einzelner Biotoptypen (mehrheitlich Ökoflächen) waren stark ausgeprägt, die aber auch durch Umweltfaktoren wie Distanz zum Wald, Neigung der Flächen (>35%), Anteil Ackerkulturen (im Radius von 200m) und Pflanzenartenvielfalt (alle Fallstudiengebiete), Süd-Exposition und Boden (nur Rafzerfeld) signifikant mitbeeinflusst wurden.

Die Gemeinschaften in den Buntbrachen und Hecken unterschieden sich stets vom Kulturland, die der Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen in mindestens der Hälfte der Vergleichsfälle (Tab. 3).

Tabelle 3: Effekte des ökologischen Ausgleichs und einzelner Elemente auf die Gemeinschaften der Laufkäfer im Vergleich zum Kulturland . Ein Symbol pro Untersuchungsjahr: Δ bedeutet signifikanter Unterschied, o kein Unterschied (RDA, Monte-Carlo Permutation test), n =nicht getestet.

Fallstudiengebiet	öAF/ Kultur- land	öAF- Wiesen / Intensive Wiesen	Extensiv ge- nutzte Wiesen / Intensive Wie- sen	Wenig int. Ge- nutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Hochstamm- Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Bunt- brachen / Acker- kulturen	He- cken / Kultur- land
Ra	$\Delta\Delta\Delta\Delta$	$nn\Delta\Delta$	$nn\Delta\Delta$	$nn\Delta n$	n	$\Delta\Delta\Delta\Delta$	n
Nu/Co	$\Delta\Delta\Delta$	$\Delta\Delta\Delta$	$o\Delta\Delta$	$n\Delta\Delta$	$o\Delta\Delta$	n	$\Delta\Delta\Delta$
Ru/Bu	$oo\Delta\Delta$	$\Delta o\Delta\Delta$	$oo\Delta o$	$oo\Delta o$	$oo\Delta o$	n	$nn\Delta\Delta$

öAF= Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken;
Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben; öAF-Wiesen = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen; Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen; Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden. Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben.

Drei bis fünf Gruppen von Biotoptypen mit relativ ähnlichen Gemeinschaften ergaben sich: Zum Beispiel im Rafzerfeld 2001 und 2003 unterschieden sich die Gemeinschaften der Ackerkulturen (Getreide, Mais, Zuckerrüben) von denjenigen des Dauergrünlandes (öAF-Wiesen, Naturwiesen und Weiden) und den Buntbrachen deutlich (Abb. 2a). Kunstwiesen als mögliches Übergangsstadium von Ackerkulturen zum Dauergrünland platzierten sich im mittleren Bereich. Buntbrachen, die im Unterschied zu den Kunstwiesen und anderen Ackerkulturen mehr Grünlandarten und in Vergleich mit Dauergrünland noch zusätzlich Acker- und Ruderalarten (Spezialisten) aufwiesen, trennten sich von den restlichen Biotoptypen klar ab. Abbildung 2b zeigt in höherer Auflösung vier Biotopgruppen in Nuvilly/Combremont-le-Grand (2001): (1) Hecken, (2) Ackerkulturen (Getreide und Kunstwiesen), (3) Hochstamm-Obstgärten und Weiden und (4) Wiesen. Die Hecken waren durch Waldarten, die Ackerkulturen durch eurytope und Ackerarten sowie die öAF-Wiesen durch typische Grünlandarten charakterisiert. Die relativ grossen Einrahmungen der Intensiv- wie öAF-Wiesen zeigen die hohe Variabilität der jeweiligen Biotoptypen auf, was auch auf die recht unterschiedliche botanische Zusammensetzung zurückzuführen ist. Je kleiner die Einrahmungen sind (z.B. Kunstwiese) und mit zunehmenden Überlappungen nehmen die Ähnlichkeiten der Gemeinschaften zu. Die in der Abbildung 2b erwähnten biotoptypische Arten sind charakteristisch für die jeweiligen Biotoptypen.

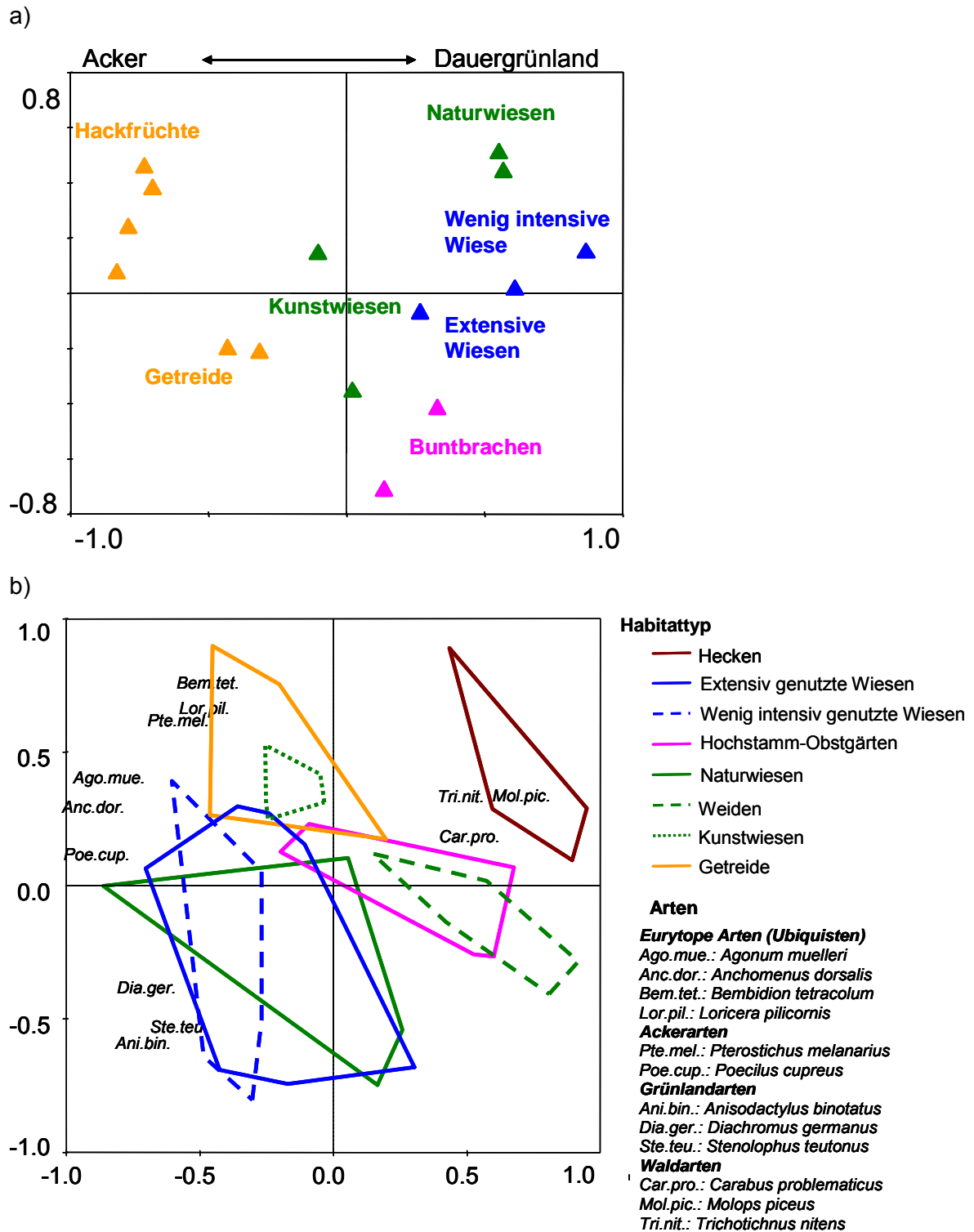


Abbildung 2: Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften von öAF und Kulturland. a) Grafisch vereinfachte Ordination mit Centroiden: Situation im Rafzerfeld 2001 und 2003 (Wenig intensiv genutzte Wiesen: 2001). b) Darstellung Situation in Nuville/Combremont-le-Grand 2001 mit Standorten und entsprechenden biotoptypischen Arten. Die Standorte pro Biotoptyp sind eingerahmt, um ihre Variabilität aufzuzeigen. Je grösser die gemeinsamen Flächen der jeweiligen Einrahmungen sind, desto ähnlicher sind die Artengemeinschaften (PCA-Ordination).

Ausschliesslich vorkommende Arten und bemerkenswerte Arten

Insgesamt kamen 22 Arten exklusiv in öAF vor – also 16% der nachgewiesenen Arten. Dies zeigt auf, dass öAF für diese anspruchsvollen Arten, meist Spezialisten, überlebenswichtig sind und die Artenvielfalt mit öAF effektiv erhöht wurde. Im Kulturland aller Fallstudiengebiete kamen 3 Arten exklusiv vor (Nuvilly/Combremont-le-Grand und Rafzerfeld je 6 und Ruswil/Buttisholz 3 Arten). In Nuvilly/Combremont-le-Grand waren 19 Arten nur in öAF aufgetreten. Es waren stenotope Grünland- oder Waldarten und vier Rote Liste Arten. In Ruswil/Buttisholz wurden 14 Arten, davon eine RL-Art, ausschliesslich in öAF nachgewiesen. Dies waren Feuchtgrünland- und typische Waldarten, die vor allem in Hecken vorkamen. Im Rafzerfeld wurden 17 Arten exklusiv in öAF vorgefunden, drei davon waren RL-Arten. Am meisten waren es Grünlandspezialisten, die ältere, extensiv bewirtschaftete Wiesen bevorzugen und Arten der Ruderalflächen, die in den Buntbrachen nachgewiesen wurden. Im Direktvergleich Buntbrachen und Getreide (Abb. 3a), Extensiv genutzte Wiesen und Intensive Wiesen oder Wenig intensiv genutzte Wiesen und Intensive Wiesen war der Anteil ausschliesslich oder zahlreicher aufgetretener Arten in diesen Ökoflächen deutlich höher, im Vergleich der Hochstamm-Obstgärten mit Intensiven Naturwiesen (Abb. 3b) war es hingegen umgekehrt.

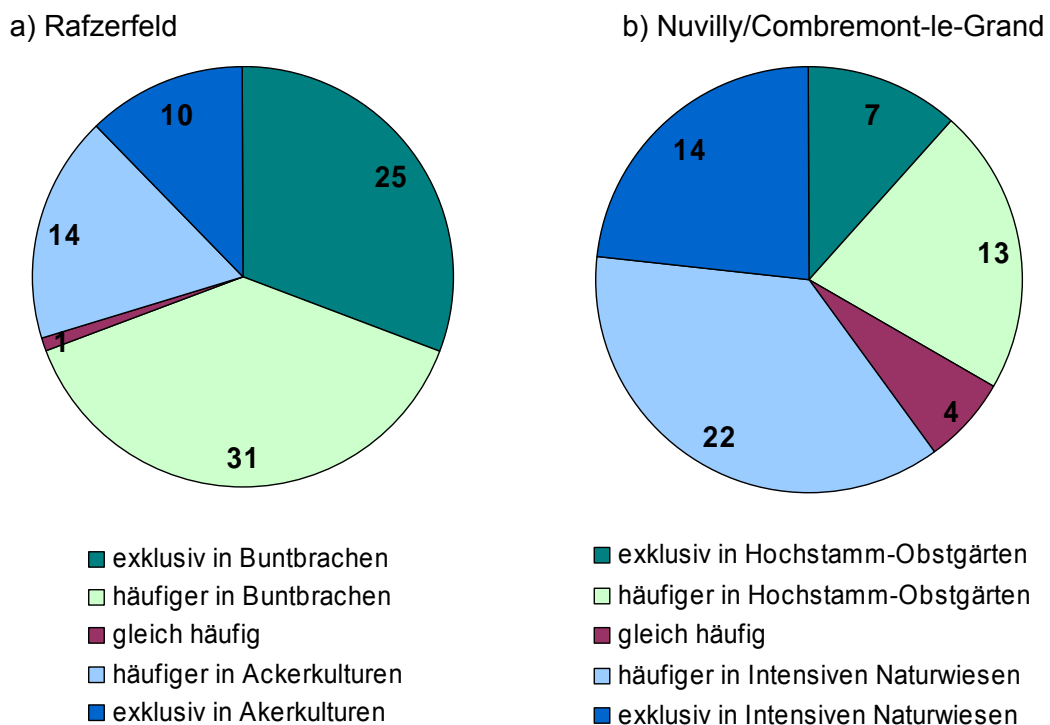


Abbildung 3: Vergleich des Artenvorkommens im Direktvergleich (ausschliesslich, gleich bzw. häufiger) zwischen (a) Buntbrachen und Getreide (n = 36) und (b) Hochstamm-Obstgärten und Intensiven Naturwiesen (n=24) während 3 bzw. 4 Untersuchungsjahren in einem Fallstudiengebiet.

RL-Arten kamen mit 11 Arten und einer Abundanz von 0.4-0.9% gering vor. Die Ökoflächen unterscheiden sich in der Förderung von RL-Arten insofern vom Kulturland, dass 8 von 11 RL-Arten dort exklusiv vorkamen.

Insgesamt scheinen die untersuchten Ökoflächen die RL-Arten nicht substantiell gefördert zu haben. Hecken, Extensiv genutzte Wiesen und Buntbrachen besitzen aber das Potential, bemerkenswerte, spezialisierte Arten zu fördern.

Weitere mögliche Einflussfaktoren auf die Artenvielfalt

Junge **Buntbrachen** weisen relativ hohe Artenzahlen auf. Mit zunehmendem Alter der Buntbrachen kann die Artenvielfalt der Laufkäfer (verschiedene *Harpalus* und *Amara* sp.) abnehmen und es kommt zu Artenverschiebungen. Bei zunehmender Vergrasung nehmen Grünlandarten wie *Diachromus germanus*, *Amara plebeja*, *Poecilus versicolor* und *Anisodactylus binotatus* zu. In den **öAF-Wiesen** wurde die Artenvielfalt durch die Vorgeschichte insofern beeinflusst, dass bei eher jungen Wiesen (< 10 Jahre umgestellt) noch Ackerarten vorhanden sind. Sie wiesen dadurch eine höhere Vielfalt als alte öAF-Wiesen auf, die hingegen hauptsächlich (typische) Grünlandarten und weniger Ubiquisten beherbergen. Dieser Aspekt erklärt teils auch die relativ grosse Heterogenität der Laufkäfergemeinschaften innerhalb der öAF-Wiesen. Auch bei den **Hecken** ist insofern ein Alterseffekt festgestellt worden, dass in jungen Hecken die Waldarten fast vollständig fehlten. Alte und teils ausgelichtete Hecken, die neben den Waldarten auch Ackerarten oder Grünlandarten beherbergten, wiesen die höchste Artenvielfalt auf. Die **Hochstamm-Obstgärten** sind durch eine hohe Nutzungsintensität des Unterwuchses geprägt (bis 6 Nutzungen pro Jahr). Dies führt zu relativ tiefer Artenvielfalt und einseitigen Artengemeinschaften, die durch Ubiquisten und Ackerarten charakterisiert sind.

Synthese und Schlussfolgerungen

In Tabelle 4 sind die uni- und multivariaten Ergebnisse dieser Studie zusammengefasst. Für alle Standorte und alle Vergleichspaare zusammengefasst, zeigt sich, dass die Ökoflächen im Vergleich zum Kulturland oder die öAF-Wiesen im Vergleich zu den Intensiven Wiesen – in den meisten Fällen – eine höhere Artenvielfalt aufwiesen (generell und Spezialisten). Auch die Laufkäfergemeinschaften unterschieden sich im Allgemeinen. Zudem war die Wirkung der Ökoflächen auf bemerkenswerte Arten, wie RL-Arten und Spezialisten, durchwegs positiv.

Auch auf der Ebene der einzelnen Vergleichspaare unterschieden sich die Laufkäfergemeinschaften in den Ökoflächen meist vom Kulturland. Hecken und Buntbrachen

wiesen dabei eine überdurchschnittliche Artenvielfalt und Abundanz auf; sie wirkten sich deutlich positiv auf die bemerkenswerten Arten aus. Diese Effekte nahmen von den Extensiv zu Wenig intensiv genutzten Wiesen kontinuierlich ab. Schliesslich zeigten die Hochstamm-Obstgärten eine vergleichsweise geringe fördernde Wirkung auf die Artenvielfalt und dennoch unterschieden sich deren Laufkäfergemeinschaften teilweise von Intensiven Wiesen.

Tabelle 4: Übersicht der vergleichenden Ergebnisse zwischen öAF und Kulturland auf aggregierter Ebene und Elementebene: Durchschnittliche Artenvielfalt (S) und Abundanzen (N), Unterschiede in Laufkäfergemeinschaften und Wirkung auf bemerkenswerte Arten (Spezialisten, exklusiv auftretende Arten und RL-Arten) in Bezug auf Ökoflächen.

Habitattyp	Durchschnittliche			Wirkung auf bemerkenswerte Arten	Unterschiede Tiergemeinschaft
	Arten	S	N		
Ebene aggregiert					
öAF vs. Kulturland	Alle	+	o		ΔΔ
	Spezialisten	++	+	+	
öAF-Wiesen vs. Intensive Wiesen	Alle	++	o		ΔΔ
	Spezialisten	+	o	+	
Ebene Habitat					
Extensiv genutzte Wiesen vs. Intensive Wiesen	Alle	+	o		Δ
	Spezialisten	+	o	+	
Wenig intensiv genutzte Wiesen vs. intensive Wiesen	Alle	o	o		Δ
	Spezialisten	+/o	o	+/o	
Hochstamm-Obstgarten vs. Intensive Naturwiesen	Alle	o	o		Δ
	Spezialisten	o	o	o	
Buntbrachen vs. Ackerkulturen	Alle	++	+		ΔΔ
	Spezialisten	++	o	++	
Hecken vs. Kulturland	Alle	o	o		ΔΔ
	Spezialisten	++	+	++	

- ++ höherer Wert in > 75% der Fälle bzw. hohe Wirkung
- + höherer Wert in mindestens 50% der Fälle bzw. mittlere Wirkung
- o Ähnliche Werte bzw. keine Wirkung
- ΔΔ Unterschiede in > 75% der Fälle
- Δ Unterschiede in mindestens 50% der Fälle

- Die ökologischen Ausgleichsflächen haben die Laufkäferfauna in allen drei Fallstudiengebieten positiv beeinflusst. Hecken, Extensiv genutzte Wiesen und Buntbrachen haben dabei in quantitativer und qualitativer Hinsicht zur Förderung der

Laufkäferfauna beigetragen, in geringerem Umfange auch die Wenig intensiv genutzten Wiesen, nicht aber die Hochstamm-Obstgärten.

- Effekte der öAF-Wiesen auf die Laufkäfer waren uneinheitlich, was teilweise auf deren unterschiedliche botanische Qualitäten/Zusammensetzung zurückzuführen ist.
- Die Artenvielfalt und Abundanz von Spezialisten wurde in allen Fallstudiengebieten durch die Ökoflächen gefördert. Eine substantielle Förderung der Rote Liste Arten wurde nicht festgestellt; sie kamen aber in Ökoflächen häufiger oder teilweise sogar ausschliesslich vor.
- Die Wirkung der Ökoflächen auf die Laufkäfer wurde von Flächeneigenschaften (Alter, Vorgeschichte und botanische Zusammensetzung) und Landschaftsparametern (z.B. Distanz zu Wald) wesentlich beeinflusst.
- Ein zeitlicher Entwicklungstrend in den Jahren 1997/99 bis 2003 war auf öAF und Kulturland-Ebene nicht erkennbar. Auf dem Niveau der Ökoflächen wurde insbesondere bei anfänglich tiefer Artenvielfalt eine zunehmende Erhöhung der Artenvielfalt festgestellt.

Dank

J. Derron (Bestimmung Nu/Co 1999), W. Marggi (Taxonomie), D. Berner, S. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, I. Klaus, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger und K. Zobrist (Feldarbeit).

Literatur

- Duelli P., Obrist M., und Schmatz R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33-64.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3, 33-36.
- Luka H., 2004. Ökologische Bewertung von Landschaftselementen mit Arthropoden. *Opusc. Biogeogr. Basilensia* 4, 1-253.
- Marggi W.-A., 1992. Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae). *Documenta Faunistica Helvetiae* 13(1), Neuchâtel, 477 S.
- Marggi W.-A., 1994. Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer und Sandlaufkäfer der Schweiz. In Duelli P. (ed): *Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 1997, 55-59.
- Marggi W. und Luka H., 2001. Die Laufkäfer der Schweiz - Gesamtliste 2001 (Coleoptera: Carabidae). *Opuscula biogeographica basilensia* 1, 37 S.
- Petit S. und Burel F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 243-52.
- Pfiffner L., 1996. Welche Anbaumethoden fördern die Vielfalt der Kleintierfauna? *Agrarforschung* 3, 537-540.
- Pfiffner L. und Niggli U., 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeaic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture* 12, 353-364.

- Pfiffner L. und Luka H., 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders in cereal crops – a paired farm approach in NW-Switzerland. *Basic and Applied Ecology* 4, 117-127.
- Sunderland K.-D., 2002. Invertebrate pest control by carabids. In: Holland J.-M. (Hrsg.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, Intercept, 165-214.
- Walter T. und Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: A Tool for Both Determining the Faunistic Potential and Estimating Impacts of Land Use on Animal Species. In: *Agriculture and Biodiversity, Developing indicators for Policy analysis*, OECD, 152-155.

Henryk Luka und Lukas Pfiffner, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Ackerstrasse CH-5070 Frick

6.3 Papillons diurnes

Stéphanie Aviron, Philippe Jeanneret, Iris Klaus et Emmanuel Wermeille

A l'exception des jachères florales, les surfaces de compensation écologique (SCE) n'abritent en général pas plus d'espèces de papillons diurnes que les cultures. Elles présentent néanmoins des assemblages d'espèces particuliers caractérisés par la présence d'espèces spécialistes ou menacées. Les différents types de SCE hébergent un nombre similaire d'espèces mais apportent des cortèges différents d'espèces, suggérant qu'une diversité de SCE doit être favorisée plutôt qu'un type en particulier. Aucune tendance (positive ou négative) n'est démontrée après 6 années d'observations, un temps plus long étant nécessaire pour pouvoir observer des effets significatifs de la compensation écologique. L'efficacité des SCE varie en fonction des caractéristiques locales (exposition, pente, etc.) de chaque SCE, de la nature des milieux environnants et du contexte régional. Il est donc important de prendre en compte ces caractéristiques lors de la mise en place des SCE dans une région donnée.

La Suisse compte 195 espèces de papillons diurnes (Rhopalocères, Hesperidae), dont 100 sont menacées ou en danger d'extinction (Gonseth 1994). La biologie des papillons diurnes est bien connue, les chenilles et papillons adultes ayant besoin de plantes-hôtes et d'habitats spécifiques. Ils sont particulièrement sensibles à des modifications des ressources et faciles à échantillonner *in situ*. Les papillons diurnes sont donc de bons indicateurs de la qualité écologique d'un paysage et sont appropriés pour évaluer l'effet de la compensation écologique sur la biodiversité.

Nombre d'espèces de papillons diurnes et nombre d'individus dans les SCE et les cultures

43 espèces de papillons diurnes et 19'316 individus ont été observés dans les trois régions Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand et Ruswil/Buttisholz de 1998 à 2004, ce qui représente 42% des espèces potentiellement présentes dans les paysages agricoles du plateau suisse (selon la base Eco-Faune ; Walter et Schneider 2003). Parmi ces espèces, 18 espèces spécialistes – des espèces se reproduisant sur un nombre restreint de plantes hôtes (moins de 10 espèces de plantes regroupées dans une famille végétale) et présentant un nombre limité de périodes d'émergence pendant l'été (2 au maximum) (Kitihara *et al.* 2000) – et 5 espèces menacées en Suisse (Gonseth 1994) ont été dénombrées (Tab. 1). Le plus grand nombre d'espèces de papillons et d'individus ont été observés à Nuvilly/Combremont-le-Grand en comparaison du Raf-

zerfeld et de Ruswil/Buttisholz (Tab. 1). Les nombres d'espèces observées dans chaque région sont supérieurs ou identiques à ceux constatés lors d'observations complémentaires visant à caractériser plus globalement la diversité des trois régions (observations réalisées en 1999 et 2000 dans chaque région dans diverses SCE, cultures, et milieux naturels ou semi-naturels : lisières forestières, ourlets, talus ; Wermeille, données non publiées).

Table 1: Nombre total et moyen (par station/année) d'espèces (S) et d'individus (N) de papillons (total, spécialistes, liste rouge) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-Le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu).

Diversité		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	38	41	23
	Moyen	5,1	11,1	2,9
N	Total	4'668	12'270	2'378
	Moyen	21,1	52,0	10,3
S-spécialistes	Total	15	18	6
	Moyen	1,0	2,5	0,3
N-spécialistes	Total	422	1'350	93
	Moyen	1,9	5,7	0,4
S-liste rouge	Total	4	4	0
	Moyen	0,2	0,1	0,0
N-liste rouge	Total	104	29	0
	Moyen	0,5	0,1	0,0

Globalement, le plus grand nombre d'espèces a été observé dans les prairies extensives (39 espèces), les prairies naturelles intensives (37 espèces) et les prairies peu intensives (35 espèces). Les grandes cultures présentent les nombres d'espèces les plus faibles (27 espèces).

Les SCE (haies, vergers traditionnels, prairies extensives et prairies peu intensives, Jachères florales), lorsqu'elles sont regroupées, abritent en moyenne plus d'espèces et d'individus que les cultures (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses) (Tab. 2). Les espèces spécialistes sont plus nombreuses dans les SCE dans deux régions (Rafzerfeld Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2 à 3 années sur 4) (Tab. 2). Les SCE situées au Rafzerfeld sont également plus riches en espèces menacées (3 années sur 4) (Tab. 2). Les nombres moyens d'espèces et d'individus dans les **prairies SCE** (prairies extensives et peu intensives) considérées ensemble diffèrent peu de ceux observés dans les prairies intensives (prairies naturelles intensives, pâturages intensifs et prairies artificielles) ; les prairies SCE accueillent toutefois plus d'individus à Ruswil/Buttisholz (4 années) et plus

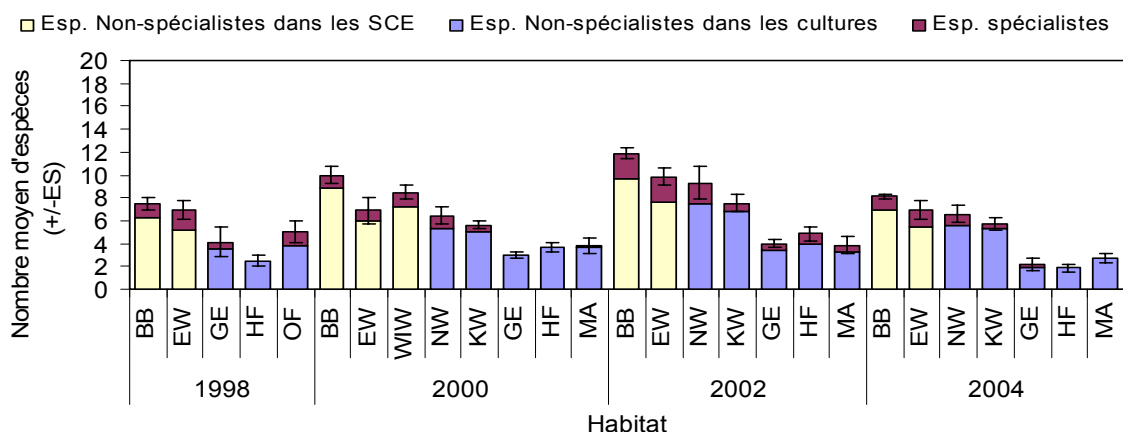
d'espèces à Nuvilly/Combremont-le-Grand (2 années sur 4) (Tab. 2). Plus en détail, la diversité des papillons est identique dans les prairies extensives, peu intensives et intensives (Fig. 1, Tab. 2).

Table 2 : Différences dans les nombres moyens d'espèces (S) et d'individus (N) de papillons (total, spécialistes, liste rouge) dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation. + ou - : valeur plus ou moins élevée dans les SCE (P<0.05), o : pas de différence, n.t. : pas testé. Les signes sont rangés par année croissante.

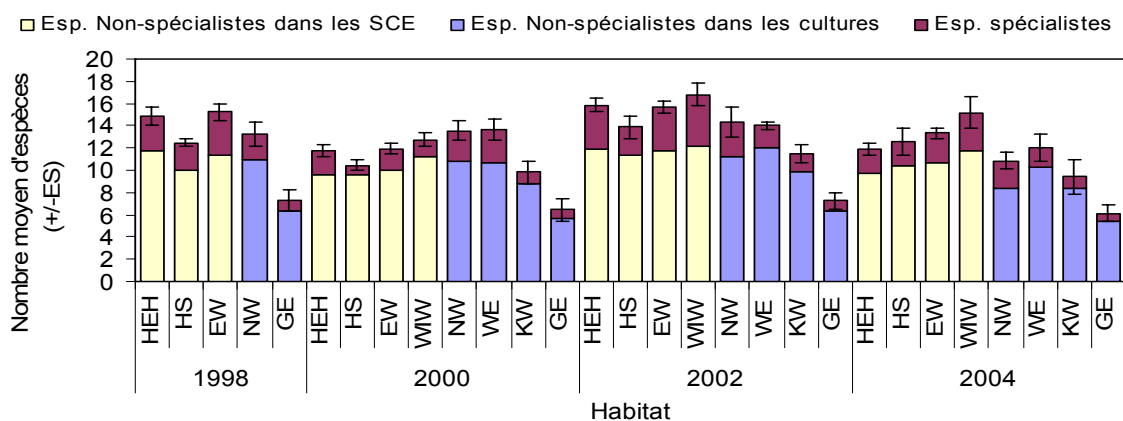
Région	Diversité	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	S	++++	ntoo	ntoo	ntoo	nt	o+++	nt
	N	++++	ntoo	ntoo	ntoo		o+++	
	S-spécialistes	o+++	ntoo	ntoo	ntoo		oo+o	
	N-spécialistes	oo++	ntoo	ntoo	ntoo		oooo	
	S-liste rouge	o+++	ntoo	ntoo	ntoo		o+++	
	N-liste rouge	o+++	ntoo	ntoo	ntoo		o+++	
Nu/Co	S	+o++	oo++	oooo	oooo	oooo	nt	+ooo
	N	++++	oooo	oooo	oooo	oooo		+ooo
	S-spécialistes	+o++	oo+o	oooo	oooo	o--o		+ooo
	N-spécialistes	+o+o	oooo	oooo	oooo	o--o		oooo
	S-liste rouge	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		oooo
	N-liste rouge	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		oooo
Ru/Bu	S	++o+	+ooo	+ooo	oooo	ntoo	nt	ntoo
	N	++++	++++	oooo	+ooo	ntoo	nt	ntoo
	S-spécialistes	ooo+	oooo	oooo	oooo	ntoo	nt	ntoo
	N-spécialistes	oooo	oooo	oooo	oooo	ntoo	nt	ntoo

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels ; Cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses. Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives. Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles. Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses. Prairies perm. intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs.

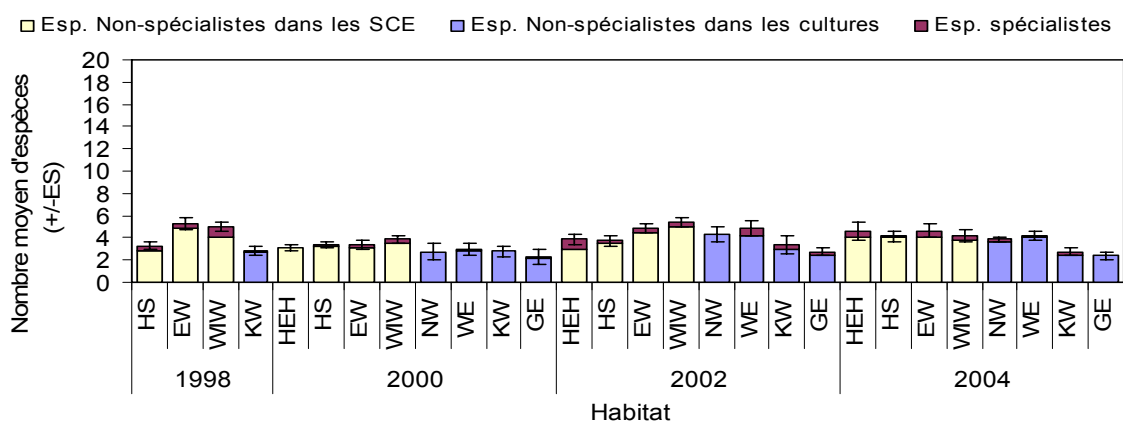
Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz



HEH = haie, HS = verger traditionnel, BB = jachère florale, EW = prairie extensive, WIW = prairie peu intensive, NW = prairie naturelle intensive, WE = pâturage intensif, KW = prairie artificielle, GE = céréale, MA = maïs, HF = culture sarclée, OF = culture oléagineuse.

Esp. = Espèces

Figure 1: Nombre moyen d'espèces de papillons (+/- erreur standard) et part des espèces spécialistes dans les SCE et les cultures dans les trois régions de 1998 à 2004.

Les vergers traditionnels sont caractérisés par des nombres d'espèces et d'individus similaires à ceux des prairies permanentes intensives (prairies naturelles intensives et pâturages intensifs), mais sont moins riches en espèces spécialistes dans une région (Nuvilly/Combremont-le-Grand, 2 années sur 4) (Fig. 1, Tab. 2). **Les jachères florales**, observées uniquement au Rafzerfeld, accueillent plus d'espèces et d'individus que les grandes cultures (prairies artificielles, maïs, céréales, cultures sarclées et cultures oléagineuses) et plus d'espèces menacées (3 années sur 4) (Fig. 1, Tab. 2). Enfin, **les haies** présentent des nombres d'espèces et d'individus similaires à ceux observés dans les cultures (Fig. 1, Tab. 2).

La comparaison de la diversité de papillons entre les différents types de SCE ne révèle pas de différence significative entre les prairies extensives, les prairies peu intensives, les jachères florales et les haies (Anova, $P > 0,05$, Fig. 1). Les vergers traditionnels sont toutefois moins riches en espèces (total) et en espèces spécialistes que les prairies extensives et peu intensives (Ruswil/Buttisholz, 1998) ou les haies (Nuvilly/Combremont-le-Grand, 1998) (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1).

Les nombres d'espèces et d'individus ne varient pas significativement entre 1998 et 2004 dans les SCE et dans les cultures (Anova, $P > 0,05$, Fig. 1), à l'exception de Ruswil/Buttisholz où le nombre d'individus diminue dans les SCE (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1). Les nombres d'espèces et d'individus varient cependant fortement d'une année sur l'autre et sont le plus souvent moins élevés en 2000 et 2004 en comparaison des années 1998 et 2002 (Anova, $P < 0,05$, Fig. 1).

Les conditions locales des stations et les caractéristiques du paysage environnant affectent la diversité des papillons dans chaque région. Les nombres d'espèces et d'individus (total et/ou de spécialistes) varient en fonction des facteurs testés suivants : l'exposition (sud) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), la pente ($>35\%$) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), le type de sol (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz) des parcelles, la proportion de cultures dans les 200m alentours (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz), et la distance de la parcelle à la forêt la plus proche (Rafzerfeld) (Anova, $P < 0,05$). Les différences de diversité entre les SCE et les cultures restent cependant significatives lorsque l'effet de ces facteurs environnementaux est éliminé, c'est-à-dire lorsque ces facteurs sont considérés comme covariables dans les analyses.

Assemblages d'espèces de papillons dans les SCE et les cultures

La Table 3 résume les différences dans les assemblages d'espèces de papillons entre les SCE et les cultures (analyse de redondance, test par permutations de Monte-Carlo). La Figure 2 illustre les résultats des ordinations (analyse en composantes prin-

cipales) dans les exemples du Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand en 2002 ; les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations : une enveloppe étendue traduit ainsi une grande variabilité des assemblages spécifiques entre les stations d'un même type d'habitat. La distance entre les différentes enveloppes exprime quant à elle la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats : des enveloppes éloignées et bien distinctes sur le diagramme traduisent des différences marquées dans les assemblages d'espèces. Les espèces indiquées sur les figures sont celles qui sont les plus caractéristiques des différents habitats.

Sur l'ensemble des 3 régions et 4 années d'observation, 5 espèces de papillons dominent les assemblages spécifiques et représentent près de 70 % des observations : ce sont les Piérides (plus de 17'000 individus), le Myrtil (*Maniola jurtina*) (2'892 individus), le Demi-deuil (*Melanargia galathea*) (2'380 individus), le Tristan (*Aphantopus hyperantus*) (2'204 individus) et l'Argus bleu (*Polyommatus icarus*) (2'148 individus).

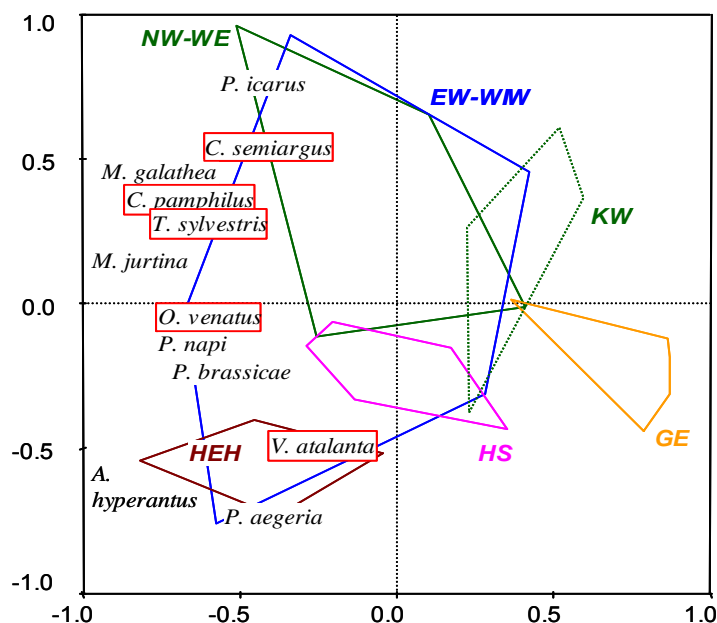
Quelques soient la région ou l'année d'observation, **les SCE** sont caractérisées par des assemblages d'espèces de papillons différents des cultures (Tab. 3). Les types de SCE qui se différencient le plus du point de vue de leur assemblage d'espèces par rapport aux cultures varient cependant d'une région à une autre. **Les haies et vergers traditionnels** se distinguent respectivement des cultures et des prairies permanentes intensives à Nuvilly/Combremont-le-Grand (Fig. 2, Tab. 3). Les haies sont caractérisées par la présence de deux espèces de lisières forestières, le Tristan (*Aphantopus hyperantus*) et le Tircis (*Pararge aegeria*). La comparaison des occurrences des espèces entre les haies et cultures révèle que certaines espèces sont observées exclusivement ou plus fréquemment dans ces SCE (Nuvilly/Combremont-le-Grand : 7 espèces, Ruswil/Buttisholz : 3 espèces). Les vergers traditionnels présentent des assemblages d'espèces intermédiaires entre ceux des prairies permanentes intensives et des haies (Fig. 2). A Nuvilly/Combremont-le-Grand, 3 espèces sont observées exclusivement dans les vergers traditionnels et 6 espèces sont plus fréquentes dans ces SCE que dans les prairies permanentes intensives. Les assemblages d'espèces des prairies SCE de cette région ne diffèrent pas de ceux des prairies intensives et sont dominés par des espèces prairiales ubiquistes comme le Demi-deuil (*Melanargia galathea*) ; plusieurs espèces spécialistes telles que le Demi-argus (*Cyaniris semiargus*) ou l'Hespérie de la Houque (*Thymelicus sylvestris*) sont plus abondantes dans les prairies extensives et peu intensives (Fig. 2). Ces espèces, qui se reproduisent sur des graminées, demeurent cependant abondantes en milieu agricole.

Table 3: Différences dans les assemblages et abondances d'espèces de papillons dans les trois régions du Rafzerfeld (Ra), de Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) et de Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu), entre les SCE et les cultures à différents niveaux d'agrégation. Δ : différence significative (analyse de redondance RDA, test par permutations de Monte Carlo), o : pas de différence significative, nt : non testé. Les signes sont rangés par année croissante.

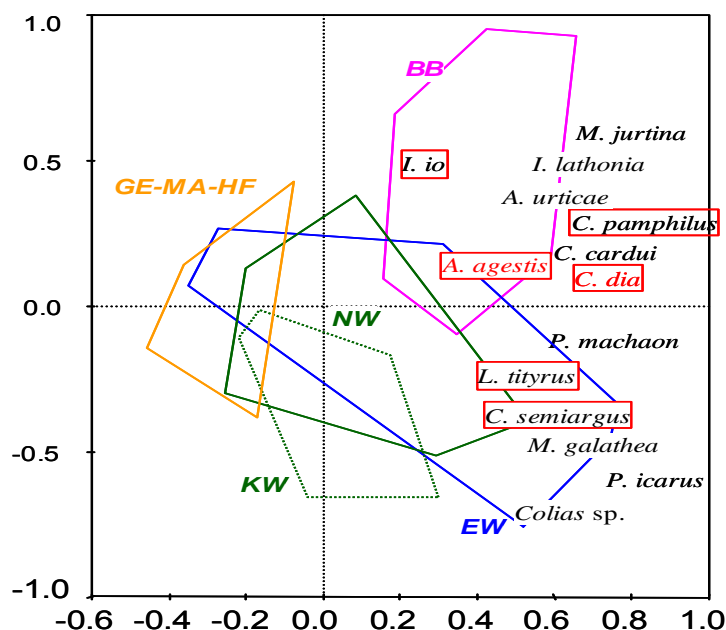
Région	SCE / Cultures	Prairies SCE / Prairies intensives	Prairies extensives / Prairies intensives	Prairies peu intensives / Prairies intensives	Vergers / Prairies perm. intensives	Jachères florales / Grandes cultures	Haies / Cultures
Ra	ΔΔΔΔ	ntooo	ntoΔΔ	ntΔΔΔ	nt	ΔΔΔΔ	nt
Nu/Co	ΔΔΔΔ	oooΔ	oooΔ	oooo	ΔoΔo	nt	ΔΔΔΔ
Ru/Bu	oΔΔΔ	ΔΔΔΔ	ΔoΔΔ	ΔΔΔΔ	ntooo	nt	ooΔo

SCE = prairies extensives, prairies peu intensives, jachères florales, haies, vergers traditionnels ; cultures = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses. Prairies SCE = prairies extensives, prairies peu intensives. Prairies intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs, prairies artificielles. Grandes cultures = prairies artificielles, céréales, maïs, cultures sarclées, cultures oléagineuses. Prairies perm. intensives = prairies naturelles intensives, pâturages intensifs.

Les prairies extensives et peu intensives sont caractérisées par des assemblages d'espèces distincts des prairies intensives (NW, WE, KW) à Ruswil/Buttisholz et Rafzerfeld (Tab. 3, Fig. 2). Les prairies SCE accueillent des espèces prairiales ubiquistes comme les Piérides. Elles hébergent des espèces spécialistes encore relativement communes en milieu agricole, telles que le Paon de jour (*Inachis io*) dont les plantes hôtes sont les orties (Ruswil/Buttisholz) ou le Cuivré fuligineux (*Lycaena tityrus*) qui se reproduit principalement sur des Rumex (Rafzerfeld). Une espèce inscrite sur liste rouge, la petite Violette (*Clossiana dia*) est plus abondante dans les prairies SCE au Rafzerfeld (25 individus sur 70 au total). Les assemblages d'espèces dans les prairies SCE varient fortement en fonction des stations échantillonnées ; la superposition des différents groupes de stations indique que certaines prairies SCE ont des assemblages d'espèces caractéristiques de ceux des haies, ou encore de prairies intensives, voire de cultures (Fig. 2).



Rafzerfeld



HEH = haie, HS = verger traditionnel, BB = Jachère florale, EW = prairie extensive, WW = prairie peu intensive, NW = prairie naturelle intensive, WE = pâturage intensif, KW = prairie artificielle, GE = céréales, MA = maïs, HF = cultures sarclées.

Figure 2: Assemblages d'espèces de papillons dans les SCE et les cultures dans les régions de Rafzerfeld et Nuvilly/Combremont-le-Grand en 2002 (analyse en composantes principales PCA). Les espèces spécialistes sont encadrées en rouge ; les espèces de la liste rouge sont écrites et encadrées en rouge. Les stations d'un même type d'habitat ont été regroupées par une enveloppe dont l'étendue exprime la variabilité des assemblages d'espèces entre les stations. La distance entre les différentes enveloppes exprime la similitude des assemblages spécifiques entre les types d'habitats.

Certaines espèces sont observées exclusivement dans les prairies extensives (Rafzerfeld : 6 espèces, Nuvilly/Combremont-le-Grand : 5 espèces, Ruswil/Buttisholz : 4 espèces) ou plus fréquemment dans les prairies extensives que dans les prairies intensives (Rafzerfeld : 13 espèces, Nuvilly/Combremont-le-Grand : 26 espèces, Ruswil/Buttisholz : 5 espèces) (Fig. 3a) ce qui représente entre 45 % et 85 % des observations selon les régions. La majorité des espèces rencontrées dans les prairies peu intensives sont présentes ou plus fréquentes dans les prairies intensives ou les prairies extensives.

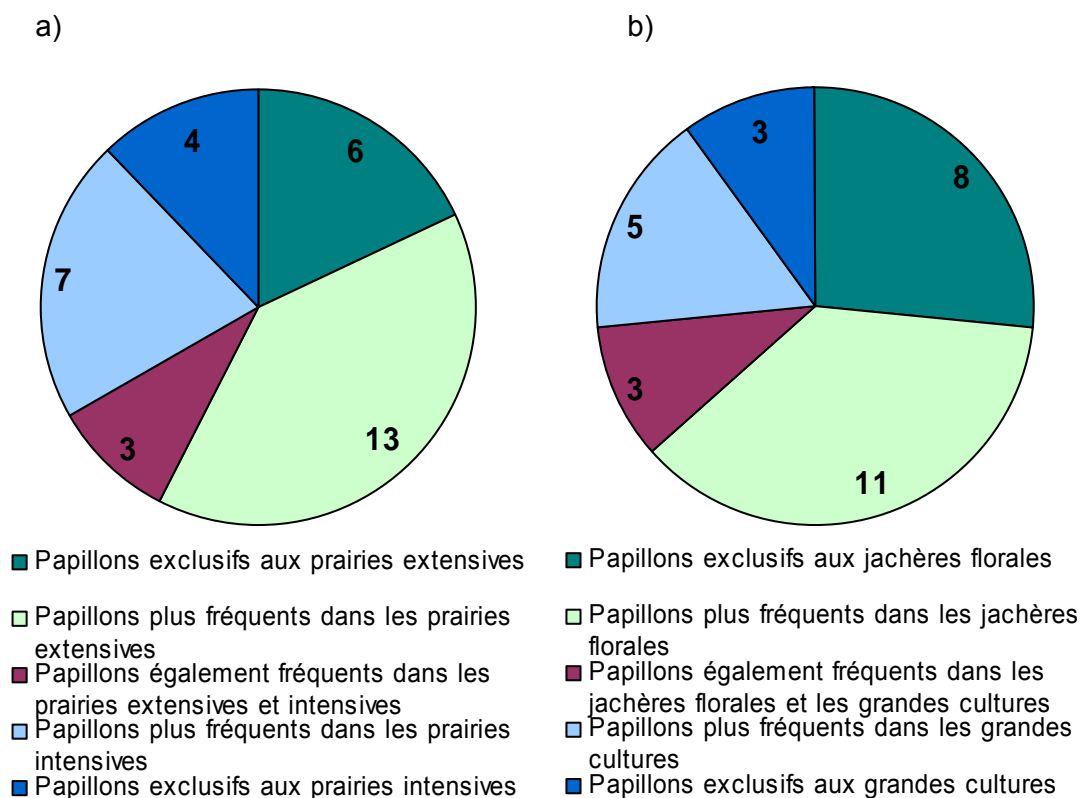


Figure 3: Distribution de l'occurrence des espèces de papillons dans (a) les prairies extensives et intensives et (b) les jachères florales et les grandes cultures, dans l'exemple du Rafzerfeld (4 années regroupées).

Enfin, **les jachères florales** au Rafzerfeld présentent des assemblages différents de ceux rencontrés dans les grandes cultures (Tab. 3, Fig. 2). Elles abritent tout particulièrement certaines espèces spécialistes ainsi que des espèces inscrites sur liste rouge : ce sont la Petite Violette (*Clossiana dia*) (28 individus sur 70 au total), la Gri-sette (*Caracharodus alceae*) présente uniquement dans ces jachères (14 individus) et l'Argus Brun (*Aricia agestis*) en moindre abondance (2 individus sur 5 au total). Huit espèces sont rencontrées exclusivement dans les jachères florales et 11 espèces sont

plus fréquentes dans les jachères que dans les grandes cultures (Fig. 3b), soit plus de 60% des espèces observées. Dans cette région, différentes espèces spécialistes sont favorisées par les prairies SCE (*Lycaena tityrus* et *Cyaniris semiargus*) et les jachères (*Inachis io* et *Coenonympha pamphilus*) (Fig. 2).

Les assemblages d'espèces sont influencés par les conditions environnementales des stations : localement, l'exposition (sud) (Rafzerfeld), la pente (>35%) (trois régions), le type de sol (trois régions) ; la proportion de cultures dans un rayon de 200m et la distance à la forêt la plus proche (trois régions) (analyse de redondance, permutations de Monte-Carlo, $P < 0,05$). L'effet du type d'habitat reste toutefois significatif lorsque l'effet des facteurs environnementaux est éliminé.

Synthèse

Diversité des papillons diurnes dans les SCE en comparaison des cultures

Les surfaces de compensation écologique sont globalement plus riches en espèces de papillons et en individus que les milieux cultivés. Les comparaisons plus détaillées entre les différents types de SCE et de cultures montrent cependant que seules les jachères florales abritent plus d'espèces et d'individus que les cultures. Les prairies extensives, peu intensives et intensives ne présentent peu ou pas de différences de richesse spécifique ou d'abondance. La qualité des prairies SCE dans deux des trois régions est faible si l'on considère le nombre moyen d'espèces observées (6 espèces à Ruswil/Buttisholz et 12 espèces à Rafzerfeld), des prairies de bonne qualité étant définies comme hébergeant en moyenne au moins une vingtaine d'espèces de papillons (Schneider et Walter 2001). La qualité des prairies SCE situées dans la troisième région est toutefois bonne (18 espèces en moyenne à Nuvilly/Combremont-le-Grand). Les haies et les vergers traditionnels présentent également des nombres d'espèces et d'individus similaires en comparaison des cultures. La méthode d'échantillonnage utilisée ne permet pas de distinguer les individus de passage (e.g en vol pour une recherche de nourriture) des individus se nourrissant ou se reproduisant effectivement dans une surface ; cela peut contribuer aux différences parfois faibles entre les cultures et les SCE. D'autres facteurs peuvent expliquer en partie la diversité similaire des prairies SCE et intensives. Certaines prairies intensives (permanentes ou artificielles) peuvent être très fleuries et utilisées comme sites d'alimentation par les papillons, et certaines espèces communes de papillons peuvent utiliser quelques plantes cultivés comme plantes hôtes.

Les SCE présentent toutefois des assemblages d'espèces bien distincts en comparaison des cultures, et contribuent ainsi de façon substantielle à la diversité régionale.

Elles sont caractérisées par la présence d'espèces moins fréquentes ou absentes dans les cultures, spécialistes, ou typiques de lisières forestières (haies), ou encore menacées (jachères florales et prairies). En milieu agricole, les régimes de gestion des prairies et bords de champs déterminent la disponibilité des fleurs pour les papillons adultes et des plantes hôtes pour les chenilles (Oates 1995). La date à laquelle ces pratiques interviennent durant l'été est également déterminante pour les papillons ; les milieux fauchés ou pâturés en dehors de la saison de reproduction fournissent du nectar en continu pour les adultes, des sites où les femelles peuvent pondre et où les chenilles accomplissent leur cycle de développement (Feber et Smith 1995). Les SCE sont fauchées en début (prairies SCE) ou en dehors (jachères florales) de l'été. Les papillons peuvent ainsi utiliser en alternance les SCE et les surfaces intensives au cours de l'été en fonction de la disponibilité des fleurs et des plantes hôtes qui varie avec la gestion de ces milieux. La diversité limitée des papillons dans les vergers traditionnels s'explique par le fait que seuls les arbres sont soumis à une gestion extensive, la prairie étant gérée de façon intensive. Dans le cas des jachères florales, certaines espèces de papillons menacées peuvent profiter de plantes hôtes particulières (voir encadré).

La présence des espèces de papillons associées aux lisières forestières dans les haies est liée à la présence d'une végétation arbustive et arborescente.

Les résultats montrent que les différents types de SCE se différencient plus par la nature des espèces présentes que par le nombre d'espèces ou d'individus. Chaque type de SCE apporte un cortège d'espèces différent des autres. Il convient donc de favoriser autant que possible la présence d'une diversité de SCE – prairies, haies, vergers traditionnels et jachères florales – plutôt qu'un type en particulier. La mise en place de jachères florales dans des paysages de grandes cultures comme au Rafzerfeld est une mesure efficace pour accroître la diversité des papillons diurnes, mais le rôle des prairies SCE situées à proximité des forêts et autres milieux semi-naturels ne doit pas être négligé.

Dans des paysages d'agriculture laitière ou d'élevage (exemple de Ruswil/Buttisholz), ou encore d'agriculture mixte (Nuvilly/Combremont-le-Grand), les prairies SCE, haies et vergers traditionnels contribuent à favoriser la diversité des papillons.

L'intérêt des Jachères florales pour les papillons de jour

La synthèse d'observations réalisées dans diverses régions agricoles de Suisse révèle que la mise en place de jachères florales contribue à favoriser la présence d'espèces intéressantes de papillons de jour, notamment de certaines espèces inscrites sur la liste rouge des espèces menacées en Suisse.

Les jachères florales : une source de nourriture pour les papillons

Les papillons profitent tout d'abord du fait que les jachères sont riches en fleurs et qu'ils peuvent s'y nourrir de façon plus ou moins continue pendant la saison de reproduction. Les jachères sont en effet fauchées entre octobre et mars, au contraire des prairies, bords de champs et bords de routes qui sont entretenus régulièrement pendant l'année.



Les papillons adultes trouvent nourriture et abris dans les jachères florales (Photo : Sybille Studer)

Les jachères florales : des sites pour se reproduire

Certaines espèces de papillons trouvent également dans les jachères florales les plantes-hôtes de leurs chenilles. Parmi ces espèces, la Grisette (*Carcharodus alceae*), considérée comme très menacée, profite des diverses espèces de mauves dans les jachères pour se reproduire. Bien que la Grisette ait été sous-échantillonnée par le passé, son apparition et/ou expansion récentes dans certaines régions de Suisse (Rafzerfeld-ZH, Val de Ruz-NE, Ajoie-JU notamment) peuvent clairement être liées au développement des jachères florales. D'autres espèces profitent localement des plantes-hôtes présentes dans les jachères : le Cuivré des marais (*Lycaena dispar*) par exemple,



La Grisette (*Carcharodus alceae*) sur sa plante-hôte, la Mauve (Photo : Emmanuel Wermeille).

espèce menacée considérée comme hautement prioritaire au niveau national, utilise les jachères comme milieu de reproduction accessoire dans les deux régions où il est présent, en Ajoie et dans la région genevoise. Il se reproduit sur certaines espèces de Rumex qui y poussent spontanément. D'une manière générale, le nombre d'espèces de plantes hôtes présentes dans les jachères est cependant limité et la structure souvent dense et haute de la végétation n'est pas très favorable pour les papil-

lons : le rôle de ces surfaces en tant que sites de reproduction est restreint à quelques espèces seulement.

Les jachères florales en relation avec les milieux environnants

La colonisation des jachères est favorisée par la qualité des milieux proches. Récemment, plusieurs espèces menacées ont ainsi été observées dans des jachères florales dans des régions riches en prairies maigres. Il reste à confirmer que ces espèces se reproduisent dans ces jachères et que leur reproduction dans celles-ci contribue effectivement au maintien et à la stabilité des populations locales, voire à l'établissement de nouvelles populations.

Source : Wermeille et Carron, en prép.

Evolution de la diversité des papillons diurnes au cours du temps

Le nombre d'espèces ou d'individus n'augmente pas entre 1998 et 2004. Au contraire, le nombre d'individus diminue pendant cette période à Ruswil/Buttisholz. Dans cette région, les prairies naturelles et pâturages sont gérées de façon plus intensive en comparaison de celles situées dans les deux autres régions (plus forte quantité de fertilisants, etc.) et les SCE actuellement en place ne suffisent pas à contrebalancer les effets de cette gestion sur les papillons. L'étude de la végétation des SCE dans le plateau Suisse montre que la végétation des prairies extensives et des vergers traditionnels reflète toujours la gestion intensive réalisée sur ces surfaces dans le passé (Herzog *et al.* 2005). La période d'observation des papillons (6 années) peut alors être trop restreinte pour pouvoir observer un effet significatif de la compensation écologique sur la diversité des papillons. En outre, les fortes variations de diversité de papillons observées entre les 4 saisons d'échantillonnage rendent difficile toute interprétation quant à une tendance positive ou négative au cours du temps.

Variations de la diversité des papillons diurnes en fonction du contexte local, paysager et régional

Au sein de chaque région, la diversité des papillons varie de façon récurrente en fonction des conditions locales des stations d'échantillonnage : les surfaces exposées sud, pentues (>35%) accueillent une plus forte diversité de papillons, du fait d'une gestion, de conditions d'ensoleillement et d'une qualité de végétation particulières.

Les caractéristiques du paysage environnant influencent également la diversité des papillons dans les SCE. Les surfaces isolées dans des zones de cultures sont moins riches que celles situées à proximité d'une forêt. Les papillons doivent se déplacer entre différents habitats pour trouver les diverses ressources nécessaires à

l'accomplissement de leur cycle de vie (Ouin *et al.* 2004). La gestion extensive des habitats influence la diversité des papillons mais la quantité et l'organisation des surfaces de compensation écologique à l'échelle du paysage est également importante (Jeanne-*ret et al.* 2003). Il apparaît donc important de favoriser l'installation des SCE à proximité d'autres SCE ou de milieux semi-naturels (e.g. forêts) pour disposer d'un réseau de milieux favorables à l'échelle régionale.

D'autres facteurs affectent la diversité des papillons au sein des SCE et des cultures : la qualité initiale des prairies varie en fonction de leur utilisation actuelle ou passée (fauche, pâturage ou utilisation mixte ; utilisation plus ou moins intensive), ou encore de leur âge (prairies de longue durée ou récemment semées). La variabilité de la qualité des prairies sous l'effet de ces facteurs, ainsi que l'âge des SCE, sont autant de facteurs qui peuvent expliquer la variabilité de la diversité des prairies extensives, des haies ou des vergers, et les diversités similaires observées dans certaines prairies intensives et extensives.

Les assemblages d'espèces de papillons au sein des différentes surfaces de compensation écologique varient fortement entre les régions. Les prairies extensives et peu intensives situées à Nuvilly/Combremont-le-Grand présentent des assemblages d'espèces similaires aux prairies intensives. Au contraire, les prairies SCE situées dans les deux autres régions présentent des assemblages d'espèces intéressants en comparaison des prairies intensives. Les vergers traditionnels et les haies sont plus diversifiés que les milieux cultivés à Nuvilly/Combremont-le-Grand alors qu'ils ne présentent pas d'intérêt particulier à Ruswil/Buttisholz. Ces variations sont liées à des différences régionales de climat, d'utilisation agricole et de paysage, qui se traduisent par des conditions plus ou moins favorables pour les papillons.

Conclusions

- Nos résultats montrent que les surfaces de compensation écologique n'accueillent le plus souvent pas plus d'espèces que les cultures ; elles sont cependant caractérisées par des ensembles d'espèces différents et contribuent ainsi à la diversité régionale.
- Les différents types de SCE hébergent un nombre similaire d'espèces, mais apportent des cortèges différents d'espèces.
- Aucune tendance positive ou négative n'est démontrée après 6 années d'observations.

- L'efficacité des SCE varie en fonction du contexte local de chaque SCE, de la nature des milieux environnants et du contexte régional.

Remerciements

D. Berner, S. Bosshart, S. Buholzer, S. Pozzi, K. Schneider, T. Walter.

Bibliographie

- Feber R.-E. et Smith H., 1995. Butterfly conservation on arable farmland. In: Pullin A.-S. (éd.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman & Hall, London, 84-97.
- Gonseth Y., 1994. Rote Liste der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. In: Duelli P. (éd.), Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ, 48-51.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. et Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on vegetation and breeding birds in Swiss agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment. Sous presse.
- Jeanneret P., Schüpbach B. et Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity on cultivated landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 311-320.
- Kitihara M., Sei K. et Fujii K., 2000. Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further analysis based on the generalist/specialist concept. Population Ecology 42, 135-144.
- Oates M.-R., 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. In: Pullin A.-S. (éd.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman and Hall, London, 98-112.
- Quin A., Aviron S., Dover S. et Burel F., 2004. Complementation/supplementation or resources for butterflies in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 103, 473-479.
- Schneider K. et Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. Schriftenreihe der FAL 39, 34-44.
- Walter T. et Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: a tool for both selecting indicator species for land use and estimating impacts of land use on animal species. In: Agriculture and biodiversity, developing indicators for policy analysis, Rapport de l'OECD, 152-155.
- Wermeille E. et Caron G., en préparation. L'intérêt des jachères pour les papillons de jour : le cas de la Grisette (*Carcharodus alceae*) et de quelques autres espèces de papillons diurnes.

Stéphanie Aviron, Philippe Jeanneret et Iris Klaus, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Emmanuel Wermeille, Rue des Monts 15, CH-2053 Cernier.

6.4 Heuschrecken

Thomas Walter, Beatrice Schüpbach und Matthias Wolf

In den drei Fallstudiengebieten wurden die Heuschrecken-Arten im Jahr 2000 auf allen ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) und den übrigen Flächen kartiert und ihre Dichte geschätzt. Die Anzahl Arten ist in allen Flächen sehr tief. Reservoir mit vielen Heuschreckenarten fehlen. Für die Erhaltung und Förderung der Heuschrecken ist eine gezielte Vernetzung von extensiv genutztem Dauergrasland und die Schaffung von Reservoirflächen mit den entsprechenden qualitativen Aufwertungsmassnahmen vordringlich. Gute Beispiele aus dem Kanton Zürich geben Anlass zur Hoffnung auf eine Verbesserung.

Heuschrecken können im Feld leicht beobachtet, gehört und auf die Art identifiziert werden. Sie reagieren auf Veränderungen ihres Lebensraumes und eignen sich daher gut für eine Beurteilung von Bewirtschaftungsänderungen (Bellmann 1985, Fricke und von Nordheim 1992, Detzel 1992, 1998, Ingrisch und Köhler 1998). In der Schweiz sind bis anhin ca. 110 Arten nachgewiesen (Thorens und Nadig 1997). Davon leben ca. 80 % im Grasland. Im Grasland auf trockenen Böden kommen 82 Arten, auf frischen Böden 35 und auf feuchten Böden 30 Arten vor (Schneider und Walter 2001). Für die Erhaltung und Förderung der heimischen Heuschrecken ist daher unser Umgang mit dem Grasland von zentraler Bedeutung.

Die Heuschrecken in den drei Fallstudiengebieten

Die Heuschrecken der Fallstudiengebiete wurden im Jahr 2000 untersucht. Dabei wurden die bereits abgegrenzten Nutzungseinheiten (Schläge) auf einer Begehung zwischen Mitte Juli und Ende August nach Heuschrecken abgesucht. Die Feldgrille ist im Mai und Juni am besten zu beobachten und sie wurde daher in dieser Untersuchung sicherlich unterschätzt. Neben der Identifikation der vorhandenen Arten wurde die Dichte je Art in drei Dichteklassen geschätzt (Klasse 1: ein Tier pro 10 m², Klasse 2: 2-5 Tiere pro 10 m², Klasse 3: > 5 Tiere pro 10 m²).

Rafzerfeld

Im Rafzerfeld wurden 17 Arten nachgewiesen (Tab. 1). Dominante Arten waren *C. parallelus* und der Nachtigall-Grashüpfer (*C. biguttulus*). Neben den in der Schweiz verbreiteten und häufigen Arten kamen fünf gemäss Roter Liste gefährdete Arten und die vom Aussterben bedrohte Blauflügelige Sandschrecke (*S. caerulans*) vor. Wärmelieben-

de und auf Extensiv genutzte Wiesen oder Weiden angewiesene Grasland-Arten wie die Zweifarbige Beissschrecke (*M. bicolor*) waren nur lokal anzutreffen. Vereinzelt in Brachen, Hochstauden und Ruderalflächen mit Hochgras oder Hochstauden kam die Sichelschrecke (*P. falcata*) vor. Arten der Ruderalstandorte wie der Braune Grashüpfer (*C. brunneus*) und die Blauflüglige Sandschrecke (*S. caerulans*) ergänzen die Heuschreckenfauna des Gebietes. Letztere kam im Rafzerfeld lediglich in den Kiesabbaugebieten vor. Feuchte Standorte und damit die dafür typischen Arten fehlen.

Nuvilly/Combremont-le-Grand

Im Fallstudiengebiet wurden 13 in der Schweiz vorwiegend verbreitete und häufige Arten der Standorte mit mittlerer Feuchte gefunden. Dominant war wiederum der Gemeine Grashüpfer. Ebenfalls verbreitet und zahlreich waren der Braune Grashüpfer (*C. brunneus*), eine typische Art für trockenwarme Standorte und der Nachtigall – Grashüpfer. Die Roesels Beissschrecke war im Vergleich zu Ruswil/Buttisholz und dem Rafzerfeld sehr häufig und eine Folge der auf vielen Flächen etwas weniger intensiven Graslandnutzung in Nuvilly/Combremont-le-Grand. Typische Arten, die auf extensive Graslandnutzung angewiesen sind wie die Sichelschrecke (*P. falcata*) oder die Zweifarbige Beissschrecke (*M. bicolor*) fehlten, obwohl beide Arten im Fallstudiengebiet vorkommen. Die Langflüglige Schwertschrecke (*C. fuscus*) und die Grosse Goldschrecke (*C. dispar*), zwei typische Arten der Riedwiesen und Schilfbestände, wurden vereinzelt in feuchten Wiesen gefunden.

Ruswil/Buttisholz

In diesem Fallstudiengebiet wurden 16 Arten nachgewiesen, wobei der Gemeine Grashüpfer (*C. parallelus*) und der Weissrandige Grashüpfer (*C. albomarginatus*) sehr dominant waren (Tab. 1). Bei den Vorkommenden Arten handelt es sich vorwiegend um in der Schweiz häufige und verbreitete Arten des Graslandes auf mittelfeuchten Standorten. Wärmeliebende Arten sowie Arten der sehr feuchten Standorte fehlten. Zwei Arten waren sehr dominant. Die verbreitetste Art war erwartungsgemäss der Gemeine Grashüpfer (*C. parallelus*). Er wurde auf nahezu allen Grasland-Flächen gefunden. Der gefährdete Weissrandige Grashüpfer (*C. albomarginatus*) war im Fallstudiengebiet ähnlich zahlreich und ebenso verbreitet wie *C. parallelus*. Dies ist aber für die Region typisch. Die Art hat gemäss Thorens und Nadig (1997) ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Schweiz im Mittelland vom Bieler- und Murtensee, südlich der Aare bis an den Zugersee. Beide Arten nutzen vorwiegend Dauergrasland, wobei sehr feuchte oder trockene Standorte gemieden werden. Der Gemeine Grashüpfer besiedelt Kunstwiesen häufiger als der Weissrandige Grashüpfer. Beide Arten legen ihre Eier in den Boden

und ihre Entwicklungszyklen in den Kunstwiesen werden in den Jahren des Umbruch jeweils verunmöglicht. Arten des Wenig intensiv bis Extensiv genutzten Wiesen wie die Roesels Beissschrecke (*M. roeselii*) wurden nur vereinzelt gefunden. Drei Arten sind nach der Roten Liste (Nadig und Thorens 1994) als gefährdet eingestuft. Sehr lokal und spärlich wurden die gefährdete Lauschschrecke (*M. parapleurus*) und in einer trockenen Wiese die Grosse Goldschrecke (*C. dispar*) beobachtet.

Tabelle 1: Artenliste der Heuschrecken in den drei Fallstudiengebieten, Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu).

Artnamen	Rote Liste CH	Häufigkeit ¹⁾			
		Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Total
Gemeiner Grashüpfer (<i>C. parallelus</i>)	N	178	479	488	967
Weissrandiger Grashüpfer (<i>C. albomarginatus</i>)	3	1	0	386	387
Nachtigall Grashüpfer (<i>C. biguttulus</i>)	N	157	198	33	378
Brauner Grashüpfer (<i>C. brunneus</i>)	N	52	200	2	254
Rote Keulenschrecke (<i>G. rufus</i>)	N	41	32	88	161
Grünes Heupferd (<i>T. viridissima</i>)	N	52	52	3	107
Säbeldorschrecke (<i>T. subulata</i>)	N	41	5	61	107
Waldgrille (<i>N. sylvestris</i>)	N	2	92	4	98
Roesels Beissschrecke (<i>M. roeselii</i>)	N	1	92	2	95
Gewöhnliche Strauchschrecke (<i>P. griseoptera</i>)	N	5	83	3	91
Lauschschrecke (<i>M. parapleurus</i>)	3	44	0	1	45
Feldgrille (<i>G. campestris</i>)	3	1	14	0	15
Langfühler-Dornschröcke (<i>T. tenuicornis</i>)	N	2	2	9	13
Bunter Grashüpfer (<i>O. viridulus</i>)	N	0	0	12	12
Zweifarbige Beissschrecke (<i>M. bicolor</i>)	3	12	0	0	12
Wiesengrashüpfer (<i>C. dorsatus</i>)	N	8	0	3	11
Gemeine Sichelschrecke (<i>P. falcata</i>)	3	6	0	0	6
Blaufüßlige Sandschröcke (<i>S. caeruleans</i>)	1	5	0	0	5
Zwitscher Heupferd (<i>T. cantans</i>)	N	0	0	5	5
Grosse Goldschrecke (<i>C. dispar</i>)	3	0	2	2	4
Langflüßlige Schwertschröcke (<i>C. fuscus</i>)	3	0	1	0	1
Gesamtartenzahl	21	17	13	16	
Anzahl Arten der roten Liste	8	6	3	3	

¹⁾ Summe der Fundpunkte * Dichteklasse pro Untersuchungsgebiet

Artenarme Flächen

Der Anteil an Extensiv oder Wenig intensiv genutzten Wiesen (inklusive öAF), Brachen, Böschungen, Hochstaudenfluren und Feuchtgebiete beträgt in allen drei Fallstudiengebieten um 10 % (Abb. 1). Die durchschnittliche Anzahl Arten einer Untersu-

chungsfläche war je nach Lebensraumtyp mit 1,5 bis 3,6 tief (Abb. 2), ebenso die maximale Anzahl Arten mit 3 bis 7 Arten. Vergleichsweise wurden in Wiesen und Weiden auf trockenen Standorten im Kanton Basel – Landschaft durchschnittlich 11 und maximal 17 Arten gezählt. (Schneider und Walter 2001). In feuchten Wiesen und Weiden der Gemeinde Schönenberg (ZH) wurden durchschnittlich 5 und maximal 9 Arten nachgewiesen (Peter und Walter 2001). Solche „Arten-Reservoir“ kamen in den Fallstudiengebieten nicht vor.

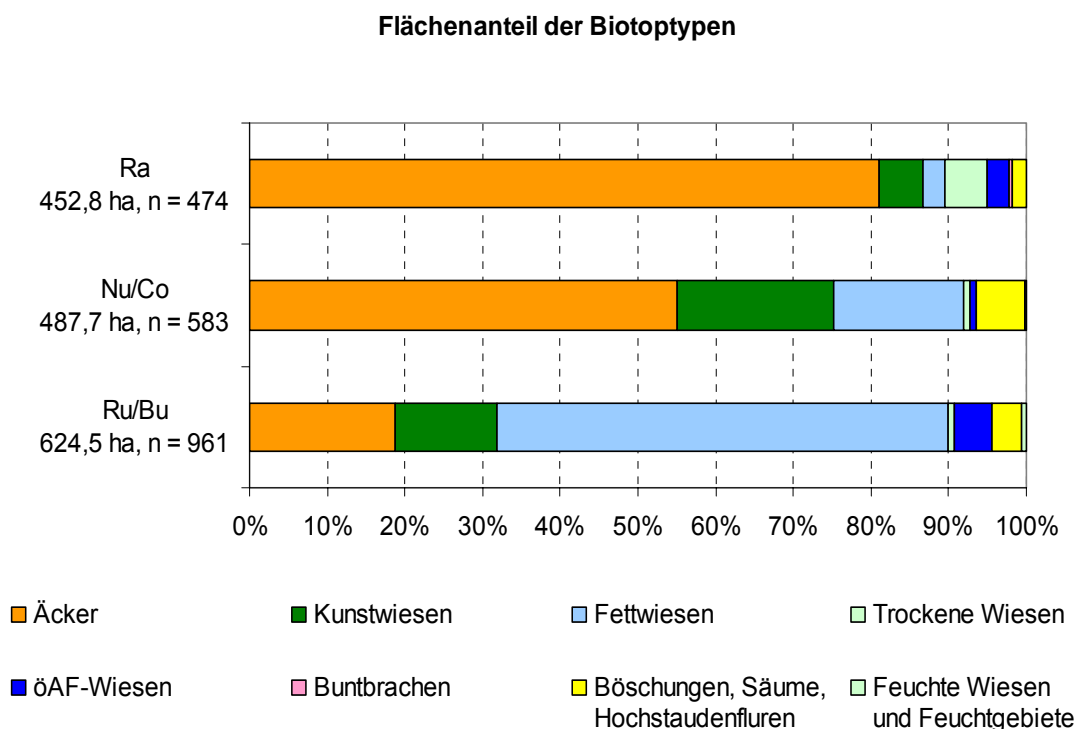


Abbildung 1: Flächenanteil der Biotoptypen. n = Total Anzahl Flächen. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

öAF-Wiesen zumeist ungenügend und nicht besser als übriges Dauergrasland

Die Extensiv oder Wenig intensiv genutzten öAF-Wiesen (Typ 1 und 4) hatten in Ruswil/Buttisholz und im Rafzerfeld tendenziell weniger Arten als das restliche Dauergrasland (Abb. 1). Knop *et al.* (Kapitel 10) stellten in Ruswil/Buttisholz bei Feldaufnahmen im Jahr 2004 ebenfalls keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Anzahl Heuschrecken-Arten in öAF und anderen Wiesen fest. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass die öAF-Wiesen in diesen beiden Fallstudiengebieten sich qualitativ als Heuschreckenlebensraum nicht besser eignen als das übrige Dauergrasland. In Nuvilly/Combremont-le-Grand hingegen kamen in den öAF, den Feuchtwiesen und den tro-

ckenen Wiesen durchschnittlich signifikant mehr Arten vor als im übrigen Dauergrasland (Abb. 2). Dies, obwohl der Anteil an öAF-Wiesen mit nur gerade 1% am kleinsten ist. Diese Befunde sind im Vergleich zu Ruswil/Buttisholz durch eine generell extensivere Bewirtschaftung des Graslandes in Nuvilly/Combremont-le-Grand zu erklären (Datenbank Evaluation Agroscope FAL, unveröffentlicht). So beträgt z. B. die Anzahl Schnitte bei den öAF-Wiesen in Nuvilly/Combremont-le-Grand 1 bis 2 pro Jahr, in Ruswil/Buttisholz 2 bis 3. Im Rafzerfeld ist die durchschnittliche Schnitthäufigkeit zwar nur geringfügig höher als in Nuvilly/Combremont, dafür ist jedoch der Dauergrasland-Anteil mit 12 % nur halb so gross wie in Nuvilly/Combremont-le-Grand. Entsprechend ist das Dauergrasland stark fragmentiert, und es ist für anspruchsvollere oder nicht flugfähige Arten wie z. B. die Roesels Beisschrecke schwieriger, die geeigneten Lebensräume zu finden.

Artenzahlen in verschiedenen Biotoptypen

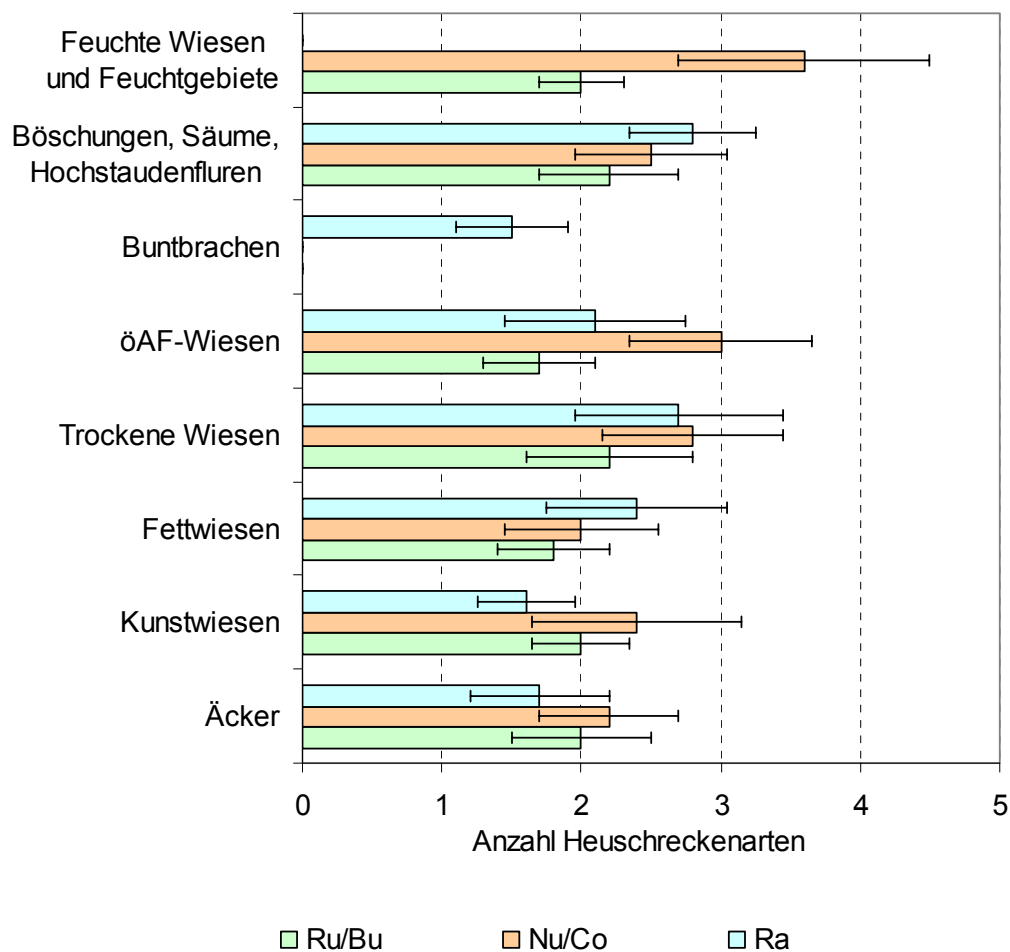


Abbildung 2: Anzahl Heuschrecken-Arten in verschiedenen Biotoptypen. Mittelwerte und Standardabweichung. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Buntbrachen – Kunstwiesen – Äcker

Buntbrachen kamen nur im Fallstudiengebiet Rafzerfeld vor. Mit ein bis drei Arten waren sie ähnlich artenarm wie die übrigen Ackerflächen. Inwieweit sich auf längerfristig angelegten Brachen mehr Heuschreckenarten etablieren können als auf Ackerflächen, müsste noch durch weitere Untersuchungen belegt werden. Ein Indiz, dass die Brachen mit zunehmendem Alter auch für seltene Heuschrecken interessanter werden, ist der Nachweis der Sichelschrecke (*P. falcata*) in einer Buntbrache. Diese Art ist flugfähig und legt ihre Eier an verschiedene Hochstauden. Andere Arten, die Eier an Stauden ablegen, konnten nicht beobachtet werden.

Dauergrasland inklusive öAF verbinden

In den drei Fallstudiengebieten wurde die Bedeutung des Verbundes von verschiedenen Lebensraumtypen für drei in der Schweiz weit verbreitete und häufige Heuschrecken-Arten nach Schüpbach *et al.* (2002) ermittelt (Tab. 2). Dazu wurden die kartierten Flächen mit einem 50 x 50 m Gitter überlagert und ein Verbundswert für jede Gitterzelle ermittelt. Für jede Gitterzelle wurden die Anteile der verschiedenen Biotoptypen errechnet und mit einem für jede Art spezifischen, lebensraumtypischen Wert multipliziert. Der lebensraumtypische Wert wurde nach dem Präferenzindex nach Duncan (1983) berechnet und entspricht dem Quotienten aus dem Anteil eines Biotoptyps, in dem Heuschrecken einer bestimmten Art beobachtet wurden und dem Anteil, den dieser Biotoptyp an der Fläche des gesamten Fallstudiengebietes ausmacht. Bevorzugte Biotoptypen erhalten einen hohen Wert. Die Präferenzindizes wurden aus den Daten der Arbeit von Peter und Walter (2001) ermittelt. Für den Verbundswert der einzelnen Zelle wurden die Werte aller anderen Zellen im Umkreis von 300 m durch die Distanz dividiert und addiert. Zudem wurde die geschätzten Dichte der Heuschrecken pro Art in den einzelnen Gitterzellen addiert. Zwischen dem Verbundswert pro Biotoptyp und der Dichte der Heuschrecken wurden Korrelationen berechnet (Tab. 2). Die Dichte der drei Arten und der Verbund von Dauergrasland waren in den drei Fallstudiengebieten signifikant positiv korreliert – einzig für *G. rufus* in Nuvilly/Combremont-le-Grand konnte die Signifikanz nicht erreicht werden. Für öAF-Wiesen gilt dasselbe, wobei hier für *C. biguttulus* in Ruswil/Buttisholz keine Signifikanz vorliegt. Die Verbundswerte der Nicht-öAF-Dauergraslandflächen waren in der Regel ebenfalls positiv mit den Heuschreckendichten korreliert. Weniger einheitlich ist diesbezüglich die Bedeutung der Kunstwiesen. Für *C. parallelus* scheinen die Kunstwiesen durchaus als verbindendes Element von ähnlicher Bedeutung zu sein wie das übrige Grasland. Bei *C. biguttulus* ist die Korrelation

zur Dichte je einmal signifikant negativ und positiv und einmal nicht signifikant. Für den bereits etwas anspruchsvolleren *G. rufus* stellen die Kunstwiesen ebenso wie die intensiv genutzten Fettwiesen in allen Fallstudiengebieten kein wesentliches Verbundselement mehr dar.

Generell ist daraus abzuleiten, dass Dauergrasland und zum Teil auch Kunstwiesen für in der Schweiz häufige und verbreitete Heuschreckenarten wie *C. parallelus* und *C. biguttulus* Lebensraumverbundselemente darstellen. Bereits für den etwas weniger nutzungstoleranten *G. rufus* sind jedoch nur noch die öAF und andere extensiv genutzte Dauergraslandflächen bedeutende Vernetzungselemente.

Tabelle 2: Korrelation zwischen der Dichte dreier in der Schweiz häufiger Heuschrecken-Arten und dem Lebensraum-Verbundswert nach Schüpbach et al. (2002).

	<i>Chorthippus parallelus</i>			<i>Chorthippus biguttulus</i>			<i>Gomphocerippus rufus</i>		
	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Kunstwiesen	-0,032	0,069*	0,161*	-0,062*	0,254*	0,034	0,009	0,030	-0,025
Fettes Grasland	0,137*	0,239*	0,172*	0,095*	0,059	0,039	-0,027	0,030	0,048
Grasland mit Struktur	0,008	0,180*	0,181*	0,053	0,284*	-0,002	0,049	0,074*	0,2*
Feuchte Wiesen und Weiden	--	0,059	0,065*	--	0,047	-0,006	--	-0,008	-0,012
Trockene Wiesen und Weiden	0,123*	0,124*	0,104*	0,269*	0,051	-0,008	0,132*	-0,048	0,25*
öAF-Wiesen	0,113*	0,228*	0,134*	0,073*	0,074*	0,017	0,171*	0,129*	0,053*
Buntbrachen	-0,020			-0,024			-0,023*		
Alle öAF	0,077*			0,043			0,138*		
Nicht öAF-Dauergrasland	0,124*	0,215*	0,236*	0,155*	0,288*	0,053*	0,119*	0,044	0,076*
Dauergrasland	0,169*	0,246*	0,259*	0,193*	0,292*	0,06*	0,147*	0,047	0,068*
Naturnahe Flächen	0,087*	0,098*	0,049*	0,196*	0,060	-0,006	0,076*	0,149*	0,068*
Alle Flächen	0,197*	0,184*	0,269*	0,171*	0,284*	0,06*	0,162*	0,291*	0,12*

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

Haben die Heuschrecken in der Schweiz von den öAF profitiert?

Die Ergebnisse der drei Fallstudiengebiete zeigen ein tristes Bild was die Heuschreckenfauna betrifft. Die Fallstudiengebiete und vor allem die einzelnen Flächen sind sehr artenarm. Die öAF unterscheiden sich kaum von den übrigen Flächen. Die Ergebnisse dürften für die Situation in vielen intensiv genutzten Gebieten des Mittellan-

des, wo kaum Reservoirs von seltenen und gefährdeten Arten vorkommen, repräsentativ sein. Ein Vergleich mit der Situation vor Einführung der öAF ist jedoch schwierig, da in den Fallstudiengebieten die Heuschrecken anfangs der 90er Jahre nicht untersucht worden waren. Entsprechend sind die Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren. Dennoch kann angenommen werden, dass zumindest in den letzten 10 Jahren auf diesem tiefen Niveau keine weitere Verschlechterung eingetreten ist. Ein Erfolg, bei welchem auch etwas anspruchsvollere Arten ihr Areal ausdehnen können, ist jedoch in den Fallstudiengebieten noch nicht eingetreten. Dass Erfolge aber durchaus möglich sind, zeigen die Studien von Peter und Walter (2001) in der Gemeinde Schönenberg (ZH) und Hunziker (2001) in Glattfelden (ZH). In beiden Gemeinden bilden artenreiche Naturschutzgebiete Reservoirs, aus welchen sich auch seltene und gefährdete Heuschreckenarten in die öAF ausbreiten konnten. Dabei wurde bei einem Zeitvergleich zwischen den Jahren 1990 und 2000 eine stärkere Ausbreitung der Heuschreckenarten in die öAF festgestellt als in die übrigen Dauergraslandflächen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Graf *et al.* (1999) bei Grünlandextensivierungen im Wauwiler Moos. Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass in artenarmen Gebieten vordringlich die Wiederherstellung und Ausdehnung solcher Reservoirs, wie sie Naturschutzgebiete darstellen, anzustreben sind. Zudem sollten öAF vorzugsweise an Reservoirflächen angrenzend angelegt werden, was im Rahmen der Ökoqualitätsverordnung in Vernetzungsprojekten möglich ist (Walter *et al.* 2004).

Zur Wirkung der öAF auf Heuschrecken im Alpenraum liegen zur Zeit noch unpublizierte Ergebnisse aus dem NFP 48 vor. Kampmann *et al.* (in Vorb.) stellen keine klaren Unterschiede zwischen öAF und nicht-öAF fest. In den Berggebieten bestehen vielerorts angrenzend an intensiv genutzte Flächen solche mit der oben beschriebenen Reservoir-Funktion. Entsprechend können viele Heuschrecken-Arten auch in die intensiver genutzten Flächen einwandern und diese zumindest als Adulttiere nutzen. Es ist jedoch mangels Zeitvergleich in dieser Studie nicht möglich, einen Effekt der öAF auf die Heuschrecken abzuschätzen. Hohl *et al.* (in Vorb.) konnten in Grindelwald bei einem Zeitvergleich von 1981-1983 und 2002/2003 auf 20 Flächen keine signifikante Verarmung der Heuschrecken-Fauna feststellen. Aufgrund der unzureichenden Datenlage von 1981-1983 konnte eine Wirkung der öAF aber auch in dieser Studie nicht untersucht werden. Beide Studien lassen jedoch vermuten, dass die öAF im Berggebiet keine wesentliche Änderung der Heuschreckenfauna bewirkt haben, aber vielerorts zu einer Stabilisierung auf einem wesentlich artenreicheren Niveau beitragen, als dies in den Fallstudiengebieten der Fall ist. Dennoch ist auch im Berggebiet zu beachten, dass öAF vorzugsweise und vermehrt auf artenreichen oder daran angrenzenden Flächen oder solchen, welche sonst verganden würden, angelegt werden sollten.

Literatur

- Bellmann H., 1985. Heuschrecken, beobachten, bestimmen. Neumann-Neudamm Melsungen. 216 S.
- Detzel P., 1992. Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: Trautner J. (Hrsg.), Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag Josef Marggraf. 189–194.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer. 580 S.
- Duncan P., 1983. Determinants of the use of habitat by horses in a mediterranean wetland. *Journal of Animal Ecology* 1983, 52 British Ecological Society, 93-109.
- Fricke M. und Von Nordheim H., 1992. Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 4 (1), 59–89.
- Graf R., Hertach T. und Rösli T., 1999. Auswirkungen einer Grünlandextensivierung auf Laufkäfer Carabidae und Heuschrecken Orthoptera. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 36, 245–257.
- Hohl M., Jeanneret P., Walter T. und Gigon A., in Vorb. Comparison of grasshopper assemblages of 1981 and 2003 as indication of land use change in Grindelwald, northern Swiss Alps.
- Hunziker M., 2001. Grasshoppers and bush-crickets in an agricultural landscape: the effect of ecological compensation areas and nature reserves. Diplomarbeit Universität Zürich. 28 S.
- Ingrisch S. und Köhler G., 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Westrapp Wissenschaften, Die Neue Brehm-Bücherei* Bd. 629. 460 S.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. und Wildi, O. in Vorb. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps.
- Nadig A. und Thorens P., 1994. Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.) Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL. 66-68.
- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 8 (11-12), 452-457.
- Schneider K. und Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Schriftenreihe der FAL* 39, 34–44.
- Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. und Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart ‚Chorthippus parallelus‘ in drei Fallstudiengebieten. In: Strobel J., Blaschke T. und Griesebner G. (Hrsg.), Beitrag zum AGIT-Symposium Salzburg 2002. Wichman Verlag Heidelberg. 495-500.
- Thorens P. und Nadig A., 1997. Atlas de distribution des Orthoptères en Suisse. CSCF. 236 S.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. und Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. *Grassland Sciences in Europe* 9, 234-236.

Thomas Walter, Beatrice Schüpbach und Matthias Wolf, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

6.5 Rapid biodiversity assessment (RBA), eine preiswerte Methode zur Abschätzung der lokalen Artenvielfalt der mobilen Arthropodenfauna

Peter Duelli und Martin K. Obrist

Mit dem RBA-Index können wir feststellen, ob sich die durchschnittliche Artenzahl der Insekten und Spinnen in Landwirtschaftsflächen anders entwickelt als in unbewirtschafteten Gebieten und im Wirtschaftswald. Vier Jahre und 15 Fallenstandorte im Landwirtschaftsgebiet reichen noch nicht für gesicherte Trendausagen, aber die generelle Prognose scheint für die Landwirtschaftsflächen positiver auszufallen als für den Wald und die Wildnis.

Einleitung

Artenzahl als pragmatische Währung für die Biodiversität

Es leuchtet ob der Vielfalt der Zielvorstellungen und Nutzniesser der Biodiversität ein, dass nicht ein einzelner Indikator „die Biodiversität“ beschreiben kann. Und doch hat sich in der Praxis ein Mass für die Biodiversität besonders durchgesetzt: Artenvielfalt, bzw. die Artenzahl. Der Vorteil der Artenzahl liegt darin, dass die „Währung“ klar definiert ist (Claridge *et al.* 1997), dass sie relativ einfach zu quantifizieren ist, und dass sie zumindest intuitiv gut mit anderen, weniger präzis messbaren Qualitäten der Biodiversität korreliert: Prozessvielfalt, Strukturvielfalt, Biotopvielfalt, u.a..

Im Naturschutz sind nicht alle Arten gleich viel wert: Je seltener und gefährdeter, desto höher wird eine Art bewertet. Daher eignen sich reine Artenzahlen weniger für Naturschutzanliegen. Sobald aber ökologische Werthaltungen im Vordergrund stehen, zum Beispiel in der Land- und Forstwirtschaft, gibt es gute Gründe, die Artenzahl als solche mittels geeigneter Indikatoren zu erfassen. Da wir zum Voraus nicht sicher sein können, welche Arten in der Zukunft für die erwünschten Ökosystemleistungen wichtig sein werden, sollten im Hinblick auf die ökologische Resilienz bei Biotopbewertungen möglichst alle mit standardisierten Methoden erfassbaren Arten berücksichtigt werden.

Morphospezies statt Artbestimmung

Die besten Monitoring-Daten beruhen zweifellos auf Artbestimmungen. Der Nachteil von Artbestimmungen ist aber, dass der Aufwand bei Monitoring-Programmen mit dem Anspruch der Repräsentativität auf nationalem oder internationalem Niveau so hoch ist, dass die Erhebungen in der Praxis nur auf ganz wenige Organismengruppen be-

schränkt bleiben. Damit ist die Repräsentativität für die Biodiversität aber nicht mehr gegeben. Bei keinem der bisherigen regionalen, nationalen oder internationalen Monitoring-Programme wurde je getestet, wie gut die ausgewählten Indikatoren mit der tatsächlichen Artenvielfalt eines Lebensraumes korrelieren.

Wie lässt sich das taxonomische Spektrum erweitern, ohne astronomische Kosten zu erzeugen? Eine Möglichkeit ist der Verzicht auf Artbestimmungen, die einen grossen Teil der Kosten ausmachen. In Australien, wo viele Insekten und andere Invertebraten noch gar keine wissenschaftlichen Namen haben, wurde eine Methode entwickelt, bei der die Fänge nach gleich aussehenden Tieren (sogenannte Morphospezies) sortiert und gezählt werden (Oliver und Beattie 1996). Damit kommt man in Untersuchungen, bei denen letztlich doch nur die Artenzahlen kommuniziert werden, ohne wissenschaftliche Artnamen aus. Der Kompromiss ist ein Verzicht auf die Möglichkeit, die Artenlisten und damit die Artenzahlen mehrerer Flächen zu kumulieren. Auch fällt die naturschutzspezifische Wertung in Form einer Priorisierung von seltenen und gefährdeten Arten weg. Dafür können mit Morphospezieszahlen viel grössere taxonomische Spektren erfasst werden.

Im RBA-Projekt haben wir die australische Methode für die Situation in der Schweiz angepasst, optimiert, und getestet, wie gut die Trends der durchschnittlichen lokalen Artenvielfalt der Arthropoden mit dem RBA-Index dargestellt werden können. Wir liefern damit auch eine jährlich erhobene Eichkurve für die auf dem Artniveau viel detaillierteren Erhebungen aus dem Evaluationsprojekt der Agroscope FAL Reckenholz (Zitate).

Material und Methoden

Fallenstandorte

Die Wahl der Fallenstandorte war nicht zufällig oder stratifiziert, sondern wurde durch die Wünsche der Geldgeber bestimmt. Das BLW (Bundesamt für Landwirtschaft) wünschte, dass die 15 Landwirtschaftsflächen möglichst gut mit den Untersuchungsgebieten des FAL-Projektes „Evaluation Ökomassnahmen“ übereinstimmen. Sechs Standorte (je 2) befinden sich auf den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR/VD) und Ruswil/Buttisholz (LU), die restlichen 9 Fallenstandorte liegen in Gemeinden, die ebenfalls in das Erfolgskontrolle-Projekt der Agroscope FAL Reckenholz integriert sind (Kapitel 4). Die Landwirtschafts-Standorte liegen alle im Mittelland, vom Bodensee bis zum Genfersee (Abb.1).

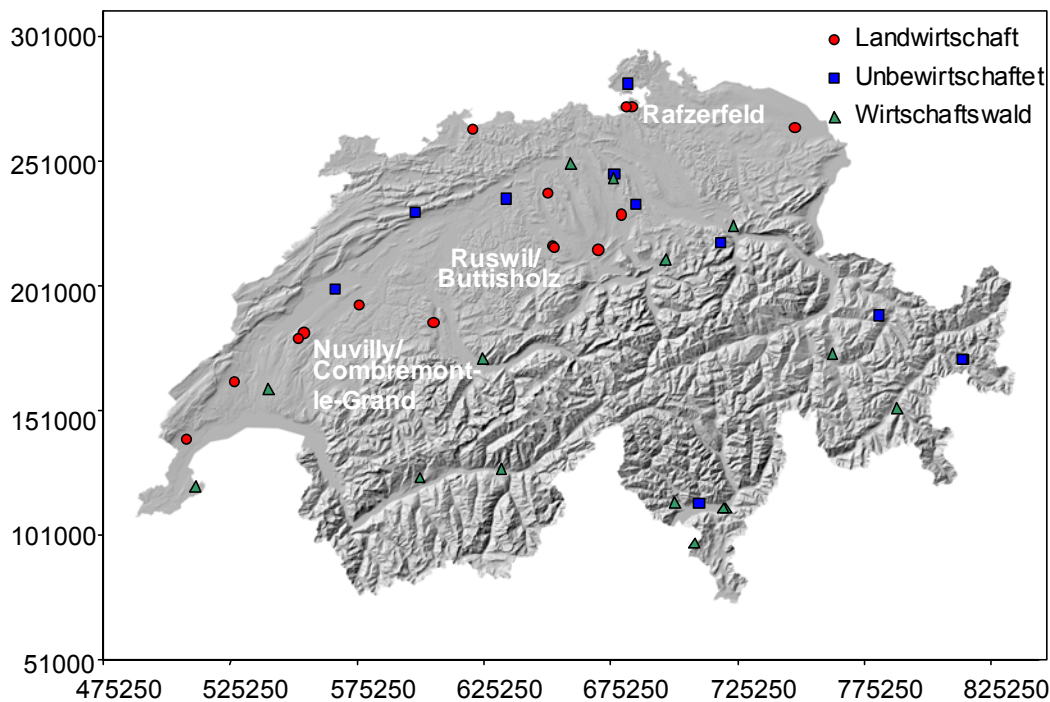


Abbildung 1: Die 42 Fallenstandorte der RBA-Aufnahmen in der Schweiz. Jeweils zwei Fallenstandorte befinden sich in den drei angeschriebenen Fallstudiengebieten.

Auf Wunsch der Forstdirektion stehen die Fallen der 15 Waldstandorte vor allem auf LWF-Flächen (Langfristige Waldökosystemforschung Schweiz, BUWAL/WSL (Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft/Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft)). Diese sind über die ganze Schweiz verteilt. Die von der Forstdirektion und der Abt. Natur und Landschaft des BUWAL finanzierten zwölf „Wildnis“-Flächen bestehen zur Hälfte aus zurzeit unbewirtschafteten Wäldern, wobei diese zum Teil bis vor wenigen Jahrzehnten bewirtschaftet wurden. Heute sind es Naturwaldreservate oder sie liegen in Schutzgebieten. Auch die unbewirtschafteten Offenlandflächen liegen in Naturschutzgebieten oder auf hochalpinen Rasen.

Methodenentwicklung

Die Arthropoden machen den grössten Teil der Artenvielfalt der Erde aus. Auch national, regional und lokal sind sie jeweils die artenreichste Organismengruppe. In einem Pilotprojekt wurde 1999 zunächst getestet, welche Fallenkombination die Artenvielfalt der Arthropoden am repräsentativsten erfasst. Aus über 20-jährigen standardisierten Aufsammlungen vor allem in Landwirtschaftsgebieten konnten wir feststellen, dass eine Kombination von Flugfallen und Bodenfallen das beste Verhältnis von Aufwand (Anzahl Fallen, Anzahl Fangwochen) zu Ertrag (Artenvielfalt) ergab (Duelli *et al.* 1999). Die

Flugfalle besteht zudem aus einer Kombination einer Fensterfalle (gekreuztes Plexiglas für Unabhängigkeit von der Windrichtung) mit einer Gelbschale (Anlockung von Blütenbesuchern). Abbildung 2 zeigt einen Fallenstandort, bestehend aus einer Kombifalle (für fliegende Insekten) und einer Bodenfalle (Trichterfalle mit 15 cm Durchmesser) für bodenlebende Arthropoden.



Abbildung 2: Kombifalle (Fensterfalle und Gelbschale kombiniert) und Boden- (Trichter-) Falle bilden einen Fallenstandort.

Die beste Fangperiode wurde ermittelt, indem aus früheren Projekten, bei denen während der ganzen Vegetationsperiode standardisiert gesammelt worden war, nachträglich die besten Fangwochen ausgesucht wurden. Dabei wurde eruiert, bei welcher 7-wöchigen Fangperiode der höchste Prozentsatz an Arten relativ zum Ganzjahresfang gefunden worden wäre. Eine Optimierungsroutine wählte dabei die jeweils vier Wochenfänge mit der höchsten Individuenzahl aus einer siebenwöchigen Fangperiode, um den Bestimmungsaufwand zu reduzieren und trotzdem ein saisonal breites Spektrum an Arten zu erfassen. Durch das Ausscheiden von drei der sieben Wochenfänge kann zudem der Einfluss witterungsbedingter Flauten minimiert werden. In früheren Projekten hatten wir festgestellt, dass je nach Meereshöhe, Fangmethode und Tiergruppe die optimalen Fangperioden variieren (Duelli *et al.* 1999). Aus finanziellen und ökologischen

Überlegungen ist es aber sinnvoller, alle Standorte zur gleichen Zeit zu besammeln, und damit Fahrzeiten zu minimieren.

Aufgrund der bisherigen Projekte, bei denen für eine grössere Anzahl Gruppen die Fänge der ganzen Vegetationsperiode auf die Art bestimmt worden waren, können wir nachträglich feststellen, dass wir mit den vier aus sieben Wochenfängen ausgesuchten Proben etwa 43% der Artenzahlen der Jahresfänge erfassen konnten. Die pro Fallenstandort ermittelten Artenzahlen für die vier optimalen Wochen korrelieren mit einem Bestimmtheitsmass von $R^2 = 0,95$ sehr gut mit den Jahresfängen.

Die durchschnittlichen Artenzahlen der siebenwöchigen Fangperioden schwanken von Mitte Mai bis Anfang August nur um 1-2%, was bedeutet, dass die Wahl des Beginns der Fangperiode in dieser Zeit nicht kritisch ist. Im Jahr 2000 wurden die Fallen in der Woche 25 scharf gestellt, später in Woche 24.

Laborarbeit

Aus den 7 Wochenfängen eines Standortes werden, getrennt für Flug- und Bodenfalle, 4 Wochenfänge ausgewählt: Die erste und die letzte Fangwoche, sowie aus den 5 restlichen Wochenfängen die beiden vollsten Gläser. Dabei wird darauf geachtet, dass die hohe Individuenzahl nicht von einzelnen in Massen auftretenden Arten verursacht wurde. Dann werden die 4 Wochenfänge der beiden Fallentypen zu einem Glas vereint. Nur dieses eine Glas pro Standort und Jahr wird weiter verarbeitet.

Entomologisch versierte, aber nicht spezialisierte Fachleute sortieren das Material zunächst in 14 taxonomische Gruppen (Tab. 1). Dann werden diese in Morphospezies aufgeteilt, das heisst in Gruppen identisch aussehender Individuen. Die Anzahl Morphospecies pro taxonomische Gruppe wird notiert, dann werden diese Zahlen zusammengezählt. Das Resultat für einen Fallenstandort und ein Jahr besteht somit aus einer Gesamtzahl, dem RBA-Index, sowie den Zahlen für die 14 unterteilten Gruppen. Das Material wird pro Gruppe separat aufbewahrt, um eine eventuelle spätere Determination durch Spezialisten zu erleichtern.

Kosten

Nach 4 Jahren lassen sich die Kosten pro Fallenstandort und Jahr wie folgt berechnen: Das Sortieren und Bestimmen der Morphospecies erfordert im Durchschnitt 16,5 Std. (CHF 1'155.-) Die Feldarbeit wird geprägt durch die Anfahrtswege. Das eigentliche Leeren der Fallen und die Verarbeitung der Rohfänge im Labor bis zum Versand an die Fachleute braucht pro Falle inklusive Auf- und Abbau etwa 5 Std. (350,-) pro Jahr. Dabei gehen wir von mindestens 40 Fallenstandorten aus. Auch die Anfahrtszeiten pro Standort sinken mit zunehmender Dichte der Fallen. Für unsere 42 Fallenstandorte ergaben

sich für jeweils 8 Anfahrten (inkl. Fussmarsch!) durchschnittlich 700 km (420,-) Fahrspesen und 18 Std. Arbeitszeit (1'260,-).

Die Herstellung eines Fallenstandortes, der eine Funktionsdauer von ca. 4 Jahren hat, kostet CHF 70,- für Material und CHF 110,- für Arbeit, was jährlich mit CHF 45,- zu Buche schlägt. Somit kostet das Betreiben einer RBA-Falle insgesamt CHF 3'230,- pro Jahr. Lokale Hilfskräfte beim Leeren der Fallen sind finanziell und ökologisch sinnvoll.

Tabelle 1: Liste der separat ausgezählten Gruppen. Die Anzahl Morphospezies wurde gemittelt über 4 Jahre und 42 Standorte. Nicht gezählt wurden Diptera, Collembola und juvenile Spinnen (insgesamt ca. 60% der Fänge), Würmer, Schnecken, Wirbeltiere (<1% der Fänge).

Gruppe	Anzahl Morphospezies	Prozentsatz
Arachnoidea	20	8,1%
Carabidae	10	4,0%
Cerambycidae	3	1,2%
Buprestidae	1	0,4%
Alle anderen Coleoptera	51	20,6%
Lepidoptera	18	7,3%
Neuroptera/Mecoptera/Raphidioptera	2	0,8%
Hymenoptera aculeata	22	8,9%
Alle anderen Hymenoptera	81	32,8%
Heteroptera	11	4,5%
Homoptera	15	6,1%
Thysanoptera	5	2,0%
Psocoptera	3	1,2%
Übrige Taxa	7	2,8%
Total	247	100%

Ergebnisse und Diskussion

Gute Korrelation der Morphospezies-Zahlen mit den tatsächlichen Artenzahlen

Um zu klären, wie gut die von nicht spezialisierten Fachleuten geschätzten Artenzahlen (Anzahl Morphospezies) mit den tatsächlich erfassten Artenzahlen übereinstimmen, liessen wir alle auf dem Morphospezies-Niveau bestimmten Fänge der 42 Fallenstandorte des Jahres 2000 von Expertinnen und Experten im Nachhinein auf die Art bestimmen.

Abbildung 3 zeigt, dass die geschätzten und bestimmten Artenzahlen sehr gut übereinstimmen. Oft werden wohl sehr ähnliche Arten verwechselt, andererseits können Larvalstadien oder die beiden Geschlechter einer Art als zwei Arten gezählt werden. Insgesamt scheinen sich diese Fehler recht gut aufzuheben. In Abbildung 3 fällt auf,

dass bei kleinen Proben (mit wenigen Arten) die Artenzahl eher überschätzt wird, bei grösseren Artenzahlen aber eher unterschätzt. Die Erklärung ist naheliegend: Je mehr Arten in einem Sample vorliegen, desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich zwei Arten sehr ähnlich sind und als nur eine Art gezählt werden.

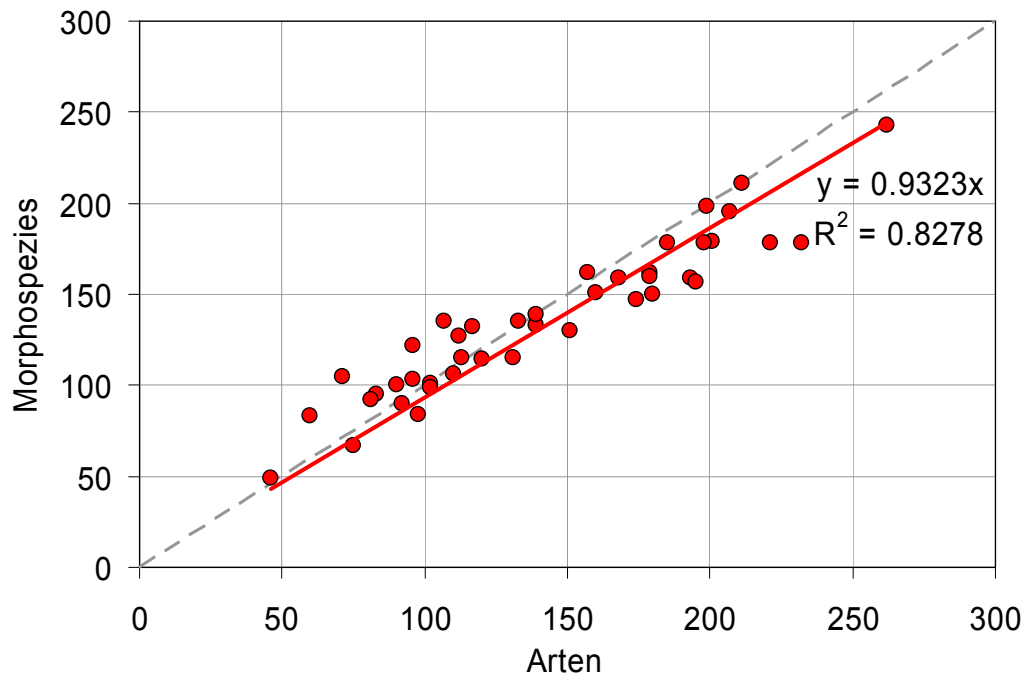


Abbildung 3: Korrelation der Anzahl Morphospezies gegen die Anzahl der bestimmten Arten. Eingeschlossen sind für beide Achsen folgende Gruppen: Arachnoidea, Coleoptera, Hymenoptera aculeata, Heteroptera, Homoptera, Neuroptera, Raphidioptera, Mecoptera, Psocoptera, Thysanoptera.

Trends 2000-2003

Für die Periode 2000-2003 liegen alle RBA-Daten der 42 Fallenstandorte vor. Mit vier Jahresmessungen ist es wohl etwas verfrüht, von Trends zu sprechen, aber die Daten zeigen schon klar die Möglichkeiten und Grenzen für zukünftige Aussagen und Prognosen mit Hilfe der RBA-Indikatoren.

In Abbildung 4 sind die jährlichen Durchschnittswerte für alle 42 Standorte zusammen aufgeführt (Mittelwert: RBA-Index), sowie die Trends für die Bewirtschaftungsformen „Landwirtschaft“, „Wirtschaftswald“ und „Unbewirtschaftet“. Die Annahme ist, dass die Veränderungen auf den unbewirtschafteten Flächen („Wildnis“) durch natürliche oder grossräumig durch den Menschen verursachte Veränderungen erzeugt werden. Die „Wildnis“-Kurve dient also quasi als Kontrolle für das Bewerten der durch Bewirt-

schaftungsänderungen in Land- und Forstwirtschaft erzeugten Effekte auf die Biodiversität.

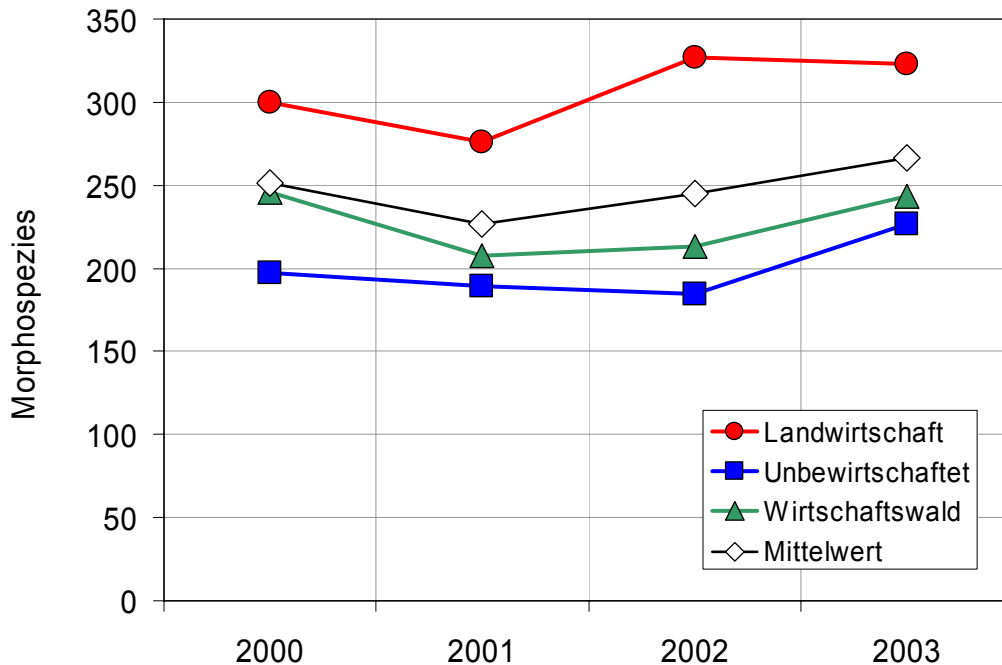


Abbildung 4: RBA-Trends der Jahre 2000 bis 2003 für die durchschnittlichen RBA-Werte im Landwirtschaftsgebiet, im Wirtschaftswald und auf unbewirtschafteten Flächen. Die schwarze Linie zeigt den Verlauf aller 42 Fallenstandorte.

Der RBA-Index ist ein relatives Mass für die lokale Artenvielfalt (Alpha-Diversität). Wichtig ist die Veränderung mit der Zeit, nicht der direkte Vergleich zwischen den Bewirtschaftungsformen. Da im Wald die gleiche Fallenordnung steht wie im Offenland, also keine Tiere des Kronenraumes erfasst werden, erfassen die RBA-Werte im Wald nur einen Teil der Waldfauna. Unbewirtschaftete Probeflächen liegen durchschnittlich höher über Meer als bewirtschaftete, was bei Wirbellosen niedrigere Artenzahlen bedeutet.

Die Abbildung 4 zeigt einen deutlichen Abfall von 2000 auf 2001 für alle drei Bewirtschaftungsformen, gefolgt von einem Anstieg, vor allem in der Landwirtschaft. Generelle jährliche Schwankungen des RBA-Indexes lassen sich als Folgen von klimatischen Ereignissen interpretieren. Extremereignisse wie der vergangene „Jahrhundertssommer“ 2003 mit hohen Hitzewerten und grosser Trockenheit erleichtern die Interpretation: Während die Hitze die RBA-Werte in höheren Lagen, in Feuchtgebieten und Wäldern in die Höhe trieb, litten die Tiere in den Landwirtschaftsflächen offenbar unter der Trockenheit.

In den 15 Landwirtschaftsflächen wirken sich natürlich auch individuelle Wechsel in den Fruchtfolgen oder in der Bewirtschaftung der benachbarten Flächen auf die RBA-Werte aus. Oft ist nachträglich schwer zu erklären, warum ein Standort ausscherte. So zeigen die beiden Fallenstandorte im Rafzerfeld (Ackerbau) auf 2003 einen steilen Anstieg (Abb. 5), derweil die beiden Standorte in den Fallstudiengebieten Ruswil/Buttsiholz (Grasland) und Nuvilly/Combremont-le-Grand (Ackerbau und Grasland gemischt) dem schweizerischen Durchschnitt der Landwirtschaftsflächen entsprachen.

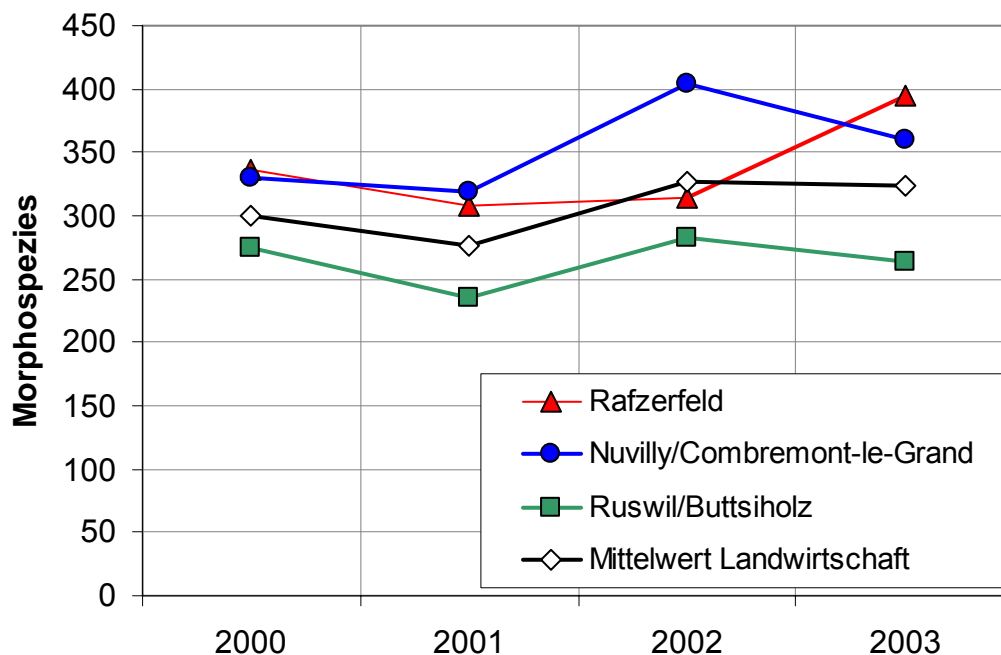


Abbildung 5: Verlauf der Artenvielfalt in den Fallstudiengebieten (jeweils zwei gemittelt) im Vergleich zum Trend aller Landwirtschaftsflächen im Mittelland.

Aus den bisherigen Auswertungen wird klar, dass es für national oder regional repräsentative Aussagen oder für das Aufdecken von Kausalzusammenhängen wesentlich mehr als 42 Fallenstandorte bräuchte.

Da 14 verschiedene Tiergruppen separat ausgezählt werden, lassen sich Trends für einzelne Taxa (z.B. Laufkäfer, Abb. 6) oder für funktionelle Gruppen (Herbivoren, Räuber und Parasitoiden, Bestäuber etc.; Abb. 7) darstellen. Dabei zeigte sich tendenziell (für statistische Sicherheit reicht die Datenmenge nicht aus), dass der Hitzesommer in der Landwirtschaft den potentiellen Nützlingen (Karnivoren) mehr zusetzte als den potentiellen Schädlingen (Herbivoren).

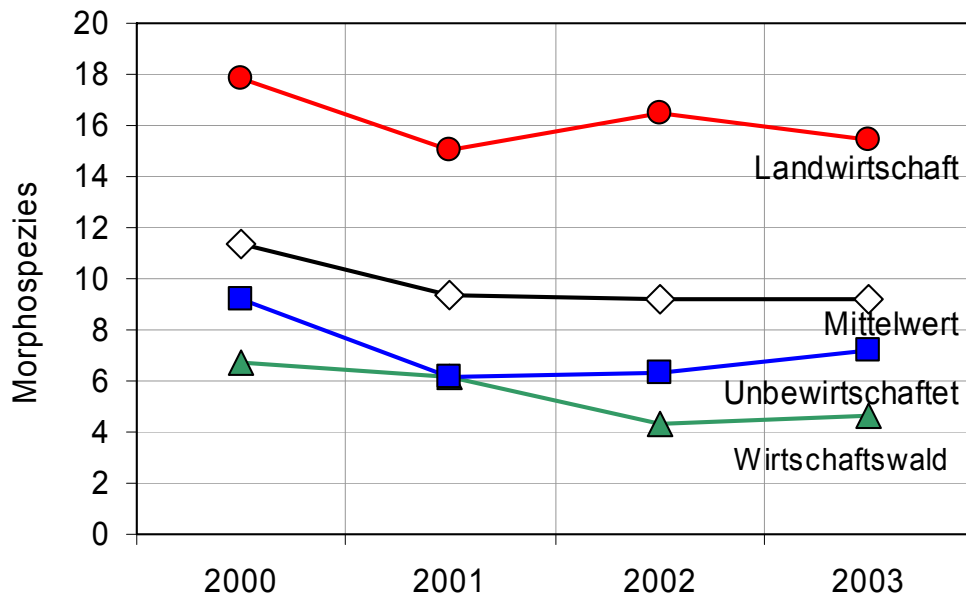


Abbildung 6: Durchschnittliche Vielfalt der Laufkäfer in den drei Lebensraumtypen und gemittelt über alle 42 Standorte.

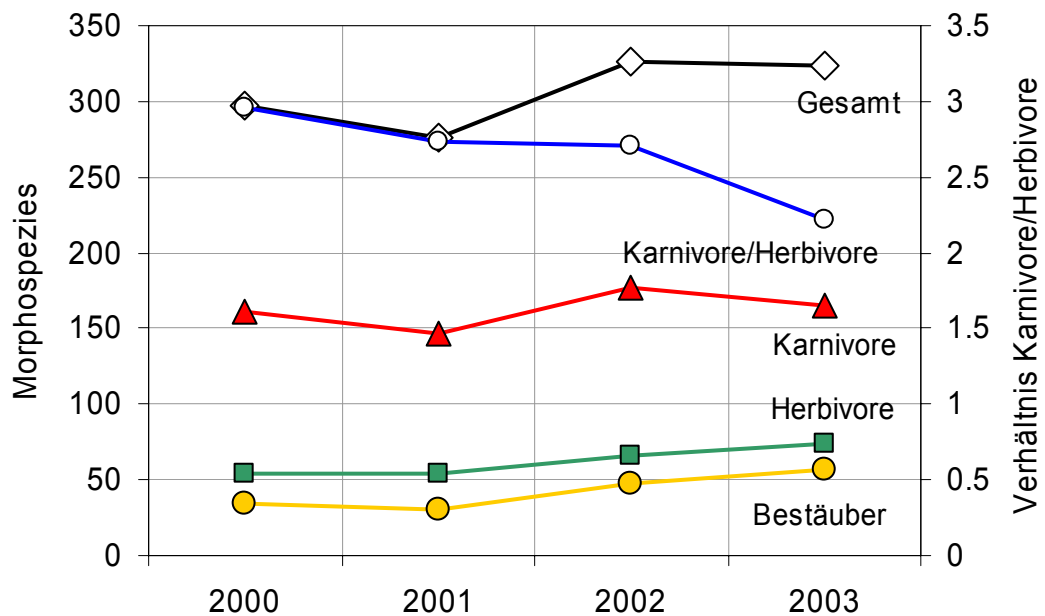


Abbildung 7: Trends für bestimmte funktionelle Gruppen (Ökosystemleistungen). Familien und Ordnungen wurden pauschal bewertet: Alle Laufkäfer (Carabidae) und Spinnen (Arachnoidea) werden als Räuber (Karnivoren) eingestuft, alle Falter (Lepidoptera), Bockkäfer (Cerambycidae), Pflanzenläuse und Thripse als Pflanzenfresser (Herbivoren), die Falter zudem als Bestäuber, usw.. Gemischte Taxa (restliche Käfer, Wanzen) wurden nicht berücksichtigt. Die Skala rechts zeigt das Verhältnis von potentiellen Nützlingen (Karnivoren) zu potentiellen Schädlingen (Herbivoren).

Schlussfolgerungen

Die bisherigen Resultate aus dem RBA-Projekt 2000-2003 zeigen, dass sich eine gezielte Auswahl von Arthropodengruppen sehr gut eignet, um als Biodiversitätsindikator (lineares Korrelat) kurz- und langfristige Trends in der lokalen Artenvielfalt zu erfassen. Da die Arten nicht bestimmt werden müssen, sondern nur als Morphospezies gezählt werden, ist der RBA-Index ein äusserst preiswerter Indikator, da er in kurzer Zeit ein vergleichsweise breites Artenspektrum relativ zuverlässig abdeckt. Durch die fehlende Artidentifikation ergeben sich allerdings Einschränkungen: Alle Arten erhalten denselben „Wert“; eine Priorisierung seltener oder gefährdeter Arten ist nicht möglich, ebenso wenig ein qualitativer Vergleich oder eine Kumulation von Artenlisten (Beta- oder Gamma-Diversität). Qualitative Bewertungen auf dem Artniveau, z.B. im Naturschutzbereich, erfordern auch in Zukunft Artbestimmungen. Stehen Artenzahlen aber als Indikatoren für Artenvielfalt an sich (Alpha-Diversität), oder als Indikatoren für ökologische Resilienz (Duelli und Obrist 2003), reicht ein RBA-Index durchaus. Der RBA-Index ersetzt teure Artenlisten überall dort, wo letztlich doch nur die Artenzahl verwendet wird.

Der RBA-Index erfasst vor allem mobile Organismen und integriert damit auch temporäre Habitatnutzungen und die Habitatqualität benachbarter Lebensräume. Er ergänzt andere Indices ideal, wenn diese vor allem Pflanzen und wenig mobile Tiere erfassen (z.B. Biodiversitätsmonitoring Schweiz, Indikator Z9). Für kurzfristige Änderungen in der Habitatqualität (3-5 Jahre) haben sich Arthropoden als bessere Indikatoren erwiesen als Pflanzen (Perner und Malt 2003). Durch die jährlichen Aufnahmen der Artenvielfalt an genau denselben Standorten ergibt sich mit dem RBA-Index zudem eine Eichkurve für andere, kurzfristigere Projekte, oder für langfristige Monitoringprogramme, welche die Artenvielfalt nur alle paar Jahre an derselben Stelle aufnehmen (Weber *et al.* 2004).

Literatur

- Claridge M.-F., Dawah H.-A. und Wilson M.-R., 1997. Species: the units of biodiversity. London, Chapman & Hall. 439 S.
- Duelli P. und Obrist M.-K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1-3), 87-98.
- Duelli P., Obrist M.-K. und Schmatz D.-R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33-64.
- Oliver I. und Beattie A.-J., 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10, 99-109.
- Perner J. und Malt S., 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1-3), 169-181.
- Weber D., Hintermann U. und Zangger A., 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2), 97-104.

Peter Duelli und Martin K. Obrist, Eidg. Forschungsanstalt WSL, CH-8903 Birmensdorf ZH

7 Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen anhand der Brutvögel

Simon Birrer, Lukas Kohli, Martin Spiess und Felix Herzog

Um zu zeigen, welchen Einfluss ökologische Ausgleichsflächen (Ökoflächen) auf Kulturlandvögel haben, erstellten wir für 37 Arten gesamtschweizerische Bestandstrends. Wir verglichen zudem die Verteilung und Revierdichte der Kulturlandvögel in Abhängigkeit von den naturnahen Landschaftselementen und Ökoflächen in 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland. Die typischen Kulturlandvogelarten zeigten in der Schweiz zwischen 1990 und 2003 keine einheitliche Bestandszunahme, wie aufgrund des ökologischen Ausgleiches erhofft wurde. Von den 16 gefährdeten Arten nahmen drei Arten zu, fünf hingegen ab. Die häufigen Arten haben sich auf tiefem Niveau tendenziell eher positiv entwickelt. In den Untersuchungsgebieten im Mittelland fehlten seltene Arten weitgehend; die Artenzahl pro Gebiet und die Revierdichten waren gering. Ökoflächen beeinflussen aber messbar die Revierdichte und Verteilung einiger Arten. Fallbeispiele zeigen, dass die Vogelbestände in Regionen mit speziell vielen und qualitativ hochwertigen Ökoflächen innerhalb kurzer Zeit zunehmen können. Die Förderung der typischen Kulturlandvögel ist demnach mit Ökoflächen möglich. Aufgrund der ungenügenden Qualität vieler Ökoflächen war ihr Einfluss auf die Vogelbestände der Schweiz bisher gering.

Die Schweizerische Vogelwarte Sempach übernahm die Aufgabe, im Rahmen des Projektes „Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme 94–05“ die Auswirkungen der ökologischen Ausgleichsflächen (Ökoflächen) auf ausgewählte Brutvogelarten zu erfassen. Das Teilprojekt wurde eng mit den Untersuchungen der Agroscope FAL Reckenholz koordiniert. Die vorliegende Publikation ist eine Zusammenfassung des umfangreichen Berichtes zu Handen des BLW (Kohli et al. 2004).

Brutvögel werden als geeignete Indikatoren für den Zustand der gesamten Kulturlandschaft und der Artenvielfalt angesehen. Sie sind sehr mobil und viele Arten stellen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum. Zur Brutzeit leben die meisten Arten in einem Revier, das sie kaum verlassen. Deshalb müssen sie innerhalb ihres Reviers alles Lebensnotwendige finden, wobei viele Arten auf ein Lebensraumverbundsystem angewiesen sind. Das Vorkommen von Brutvögeln zeigt somit sowohl den Zustand der ganzen Landschaft als auch einzelner Ökoflächen an. Die so gewonnenen Aussagen ergänzen somit diejenigen, welche von Pflanzen und von Wirbellosen gewonnen werden können. Im Rahmen dieses Projektes haben wir von den 99 Vogelarten, die regelmässig im Kulturland brüten oder dort ihre Nahrung suchen, 37 Arten ausgewählt, die sich als Indika-

toren für die Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen eignen. Im Folgenden werden diese „typische Kulturlandvögel“ genannt. Für verschiedene Auswertungen wurden sie zu fünf Artengruppen mit ähnlichen Ansprüchen an den Lebensraum zusammengefasst (Tab. 1). Zu den Landschafts-Indikatoren gehören die Arten, welche grosse Flächen und/oder mehrere Lebensraumtypen in ihrem Revier benötigen.

Mit den ausgewählten Vogelarten wird das ganze Spektrum von weit verbreiteten, auch heute noch in grösserer Zahl im Kulturland brütenden Arten (z.B. Feldlerche und Goldammer) bis zu sehr seltenen, in der Schweiz nur noch lokal brütenden Arten mit hohen Lebensraumansprüchen (z.B. Wachtelkönig, Steinkauz, Heidelerche oder Rotkopfwürger) abgedeckt (Schmid *et al.* 1998). 21 Arten stehen nicht auf der Roten Liste (Keller *et al.* 2001; Kategorien „nicht gefährdet, LC“ und „potenziell gefährdet, NT“). Die übrigen 16 Arten sind gefährdet (Kategorien „verletzlich, VU“, „stark gefährdet, EN“ und „vom Aussterben bedroht, CR“; Tab. 1).

Wir untersuchten die Auswirkungen des ökologischen Ausgleichs auf drei Ebenen: a) Landesweite Bestandsentwicklung der typischen Kulturlandarten; b) Bestand und Revierverteilung der typischen Kulturlandvögel in 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland verglichen mit dem Angebot an naturnahen Landschaftselementen und Ökoflächen und c) Reaktion der Brutvogelbestände in Regionen mit speziell vielen und qualitativ wertvollen Ökoflächen.

Material und Methoden

Bestandstrends von Brutvogelarten des Kulturlandes in der Schweiz

Für 37 typische Kulturlandvogelarten wurden Bestandstrends aufgrund der Daten aus verschiedenen Überwachungsprojekten der Schweizerischen Vogelwarte ermittelt (Schmid *et al.* 2001, Zbinden *et al.* in Vorb.). Die Trends beruhen nicht nur auf Daten aus dem Landwirtschaftsgebiet, sondern repräsentieren das gesamte von der Art besiedelte Spektrum an Lebensräumen. Für eine ausführlichere Beschreibung verweisen wir auf Zbinden *et al.* (in Vorb.)

Untersuchungsgebiete im Mittelland

Im Mittelland ist das Potenzial für eine hohe Artenvielfalt auf Grund klimatischer und naturräumlicher Gegebenheiten besonders gross, und die Nutzungskonflikte sind hier am grössten. Entsprechend sind im Mittelland besonders viele Lebensräume für Wildtiere und wildwachsende Pflanzen verloren gegangen oder in ihrer Qualität beeinträchtigt worden. Der Bedarf an zusätzlichen naturnahen Flächen wie Ökoflächen ist somit im Mittelland besonders gross. Aus Effizienzgründen beschränkten sich die Untersu-

chungen deshalb auf die Ackerbau- und Übergangszone. Es wurden 23 Untersuchungsgebiete so ausgewählt, dass sie offene und halboffene Kulturlandschaften und die verschiedenen Naturräume des gesamten Mittellandes abdecken (Kapitel 4). Sie wurden so festgelegt, dass sie einerseits möglichst einheitliche Landschaftsräume umfassten, andererseits den grössten Teil der Fläche einer Gemeinde mit einschlossen. Als Feldfläche definierten wir die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes abzüglich der Fläche von Siedlung und Wald. Die mittlere Feldfläche pro Untersuchungsgebiet betrug 6,1 km².

In den Untersuchungsgebieten (total 136,7 km²) wurden die typischen Kulturlandvögel, die landwirtschaftliche Nutzung, die naturnahen Landschaftselemente (Kohli und Birrer 2003) und die Ökoflächen (Kapitel 4) je zwei Mal im Abstand von vier Jahren erfasst. Die eine Hälfte der Untersuchungsgebiete wurde 1998 und 2002, die andere Hälfte 1999 und 2003 bearbeitet.

Die Bestandserfassung der typischen Kulturlandvögel erfolgte mit der vereinfachten Probeflächenkartierung (Luder 1981, Bibby *et al.* 1992). Grosse Untersuchungsgebiete wurden so aufgeteilt, dass an einem Morgen maximal 3 km² kartiert werden mussten. Alle Reviere, deren Revierzentren sich im Untersuchungsgebiet befanden, wurden mitgezählt, auch wenn einzelne Beobachtungen ausserhalb des Untersuchungsgebietes lagen. Als „Brutvögel“ wurden Arten mit mindestens einem Revier bezeichnet. Die Basis bei Angaben der Revierdichte war jeweils die Feldfläche.

Einfluss der Ökoflächen auf die Besiedlung durch Kulturlandvögel

Wir prüften, ob die Reviere typischer Kulturlandvogelarten in der Nähe von Ökoflächen konzentriert vorkamen bzw. ob in Gebieten mit mehr Ökoflächen mehr Reviere vorhanden waren. Wenn das der Fall wäre, könnte geschlossen werden, dass sich Ökoflächen positiv auf die Arten auswirken, obwohl sich allenfalls noch keine Bestandsveränderung nachweisen lässt. Für Offenland- und Landschafts-Indikatoren wurde mit schrittweise vorwärtsgerichteten multiplen Regressionen untersucht, mit welchen Faktoren die Revierdichte korreliert ist.

Für Hecken- und Hochstamm-Obstgarten-Indikatoren (Tab. 1) wurde mit Hilfe von logistischen Regressionen geprüft, ob angemeldete Hecken häufiger besiedelt wurden als nicht angemeldete Hecken bzw. ob Hecken respektive Hochstamm-Obstgärten häufiger besiedelt wurden, wenn sich Ökoflächen in deren unmittelbaren Umgebung befanden.

Bestandsentwicklung typischer Kulturlandvögel in der Schweiz

Bei den typischen Kulturlandvögeln ist von 1990 bis 2003 in der gesamten Schweiz kein einheitlicher Bestandstrend festzustellen (Tab. 1). Zehn Arten nahmen signifikant ab, darunter fünf gefährdete Arten wie Rebhuhn und Rotkopfwürger, aber auch weit verbreitete Arten wie Feldlerche und Braunkehlchen. Andererseits nahmen acht Arten zu, darunter drei gefährdete (Wachtelkönig, Dorngrasmücke und Zaunammer) und zwei potenziell gefährdete Arten (Schwarzkehlchen und Saatkrähe).

Bestände der typischen Kulturlandvögel im Mittelland

In den 23 Untersuchungsgebieten konnten bei beiden Erhebungen zusammen 30 Arten als Brutvögel festgestellt werden. Pro Erhebung waren es jeweils 27 Arten, jedoch veränderte sich die Artenzusammensetzung. Pro Untersuchungsgebiet und Jahr brühten zwischen 4 und 17 Arten. 1998/99 waren es durchschnittlich 8,7 Arten, 2002/03 lag dieser Wert mit 9,3 Arten geringfügig aber nicht signifikant höher. Bei der ersten Erhebung kamen in den Ackerbaugebieten mit im Mittel 9,0 Arten pro Untersuchungsgebiet signifikant mehr Arten vor als in den Futterbaugebieten mit einer mittleren Artenzahl von 6,0 (ANOVA; $F_{2,40} = 6,38$; $p = 0,004$). In der zweiten Erhebung waren die Unterschiede statistisch nicht mehr signifikant, die Niveaus in den Futterbaugebieten und den gemischt bewirtschafteten Gebieten hatten sich dem Niveau in den Ackerbaugebieten angenähert. Gemäss dem potenziellen Verbreitungsgebiet wären im Durchschnitt pro Gebiet 27 Vogelarten zu erwarten (Schmid *et al.* 1998).

Feldlerche und Goldammer erreichten im Durchschnitt aller 23 Untersuchungsgebiete mit über fünf Revieren/km² die höchsten Werte. Ansonsten erreichten nur noch Teichrohrsänger und Dorngrasmücke im Durchschnitt knapp über ein Revier/km².

Im Durchschnitt aller 23 Untersuchungsgebiete waren 17 Arten bei der zweiten Erhebung häufiger, 12 Arten seltener und eine Art gleich häufig wie bei der ersten Erhebung. Die Arten waren bei der zweiten Erhebung somit nicht nur weiter verbreitet, sondern auch geringfügig häufiger.

Die Revierdichte aller Arten zusammen war generell tief, in den Futterbaugebieten sogar sehr tief (Abb. 1). Im Vergleich zu den Ackerbaugebieten lag sie in den Futterbaugebieten bei beiden Erhebungen signifikant tiefer (ANOVA; $F_{2,40} = 16,16$; $p < 0,001$; Tukey post-hoc-Test).

Tabelle 1: Bestandsentwicklung der 37 ausgewählten, typischen Kulturlandarten in der ganzen Schweiz von 1990 bis 2003 aufgeteilt nach den Kategorien „signifikante Zunahme“, „signifikante Abnahme“ und „kein Trend nachweisbar“. Fett: gefährdete Arten, unterstrichen: potenziell gefährdete Arten gemäss Roter Liste (Keller et al. 2001).

Artengruppe	signifikante Abnahme	kein Trend nachweisbar	signifikante Zunahme
Offenland-Indikatoren	Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	Wachtel (<i>Coturnix coturnix</i>)	<u>Schwarzkehlchen (<i>Saxicola torquata</i>)</u>
	Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	<u>Wiesenpieper (<i>Anthus pratensis</i>)</u>	
	Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	Graumammer (<i>Miliaria calandra</i>)	
	Schafstelze (<i>Motacilla flava</i>)		
	<u>Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)</u>		
Feuchtgebiets-Indikatoren	Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)
		Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	
Hochstamm-Obstgarten-Indikatoren	<u>Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)</u>	Steinkauz (<i>Athene noctua</i>)	Grünspecht (<i>Picus viridis</i>)
	Rotkopfwürger (<i>Lanius senator</i>)	Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	Zaunammer (<i>Emberiza cirlus</i>)
		Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>)	
		Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	
Hecken-Indikatoren	Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	<u>Orpheusspötter (<i>Hippolais polyglotta</i>)</u>	Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)
		Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)
		Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	
Landschafts-Indikatoren	Ortolan (<i>Emberiza hortulana</i>)	<u>Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)</u>	Hohltaube (<i>Columba oenas</i>)
		Turteltaube (<i>Streptopelia turtur</i>)	<u>Saatkrähe (<i>Corvus frugilegus</i>)</u>
		<u>Kuckuck (<i>Cuculus canorus</i>)</u>	
		Kleinspecht (<i>Dendrocopos minor</i>)	
		Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	
		Dohle (<i>Corvus monedula</i>)	
		Hänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	

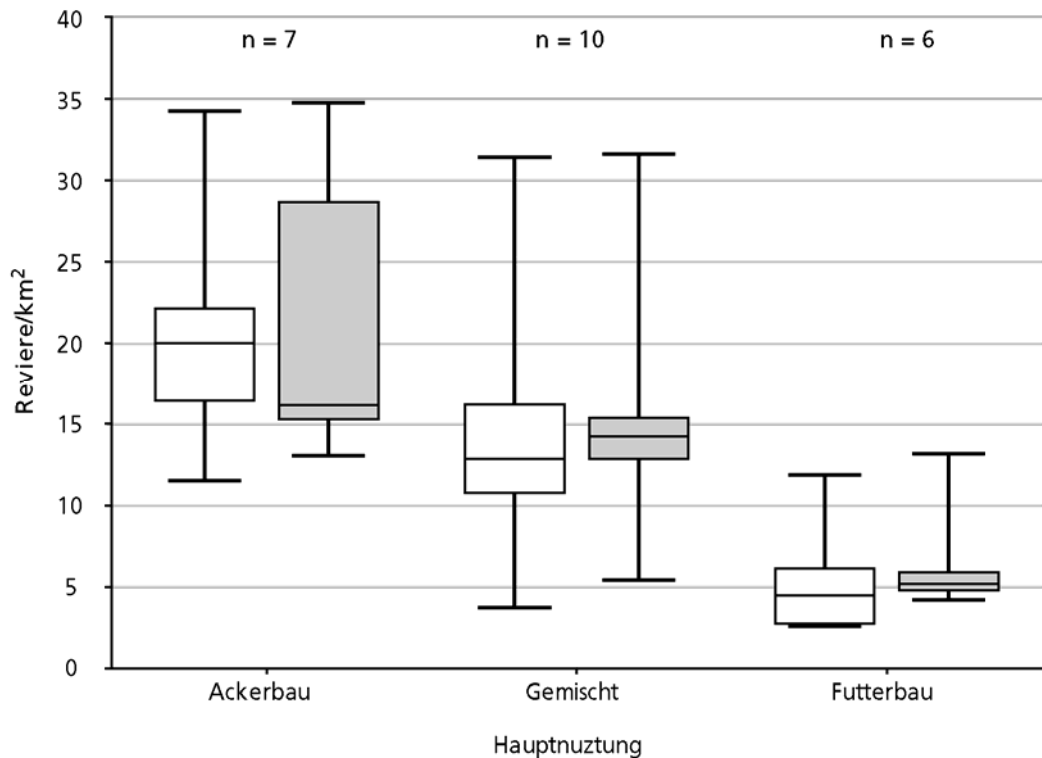


Abbildung 1: Durchschnittliche Revierdichte aller Arten (Anzahl Reviere pro km²) aufgeteilt nach der Hauptnutzung der Untersuchungsgebiete. Links (weiss): 1. Erhebung, rechts (grau): 2. Erhebung. Die Kästen stellen die Hälfte der Untersuchungsgebiete dar (Median, unteres und oberes Quartil), die Linien zeigen Minimal- bzw. Maximalwerte.

Der Grund für die geringen Artenzahlen und Revierdichten in den 23 Untersuchungsgebieten lag in der allgemein schlechten Lebensraumsituation für die Kulturlandvögel. Ein Drittel der Untersuchungsgebiete wies auf weniger als 5 % der Feldfläche naturnahe Landschaftselemente auf. Der durchschnittliche Anteil der beitragsberechtigten Ökoflächen an der Feldfläche machte bei der zweiten Erhebung 8,1 % aus. Der Anteil Ökoflächen mit ökologischer Qualität lag hingegen bei nur 2–3 % der Feldfläche (Kapitel 13, Tab. 2). Die botanische Qualität von 79 % der öAF-Wiesen wurde als ungenügend beurteilt und nur in 13 % der öAF-Wiesen hatte es Lücken im Bestand, die als Brutplatz für typische Kulturlandvögel dienen könnten und ihnen die Nahrungssuche erleichtern. Der Anteil an qualitativ guten Hochstamm-Obstgärten war klein, denn weniger als 10 % wurden unter den Bäumen genutzt. Bei den Hecken war bei 40 % der Krautsaum höchstens 0,5 m breit und bei 80 % fehlten dornentragende Sträucher ganz oder waren selten. Die angemeldeten Hecken erfüllten durchschnittlich knapp zur Hälfte die Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung, während diese von einem Drittel der nicht angemeldeten Hecken erfüllt wurde.

Einfluss von Typ und Qualität der Ökoflächen auf die Besiedlung durch typische Kulturlandvögel

Wir untersuchten, ob Reviere typischer Kulturlandvogelarten in der Nähe von Ökoflächen konzentriert vorkommen bzw. ob in Gebieten mit mehr Ökoflächen mehr Reviere vorhanden waren. Daraus könnte geschlossen werden, dass Ökoflächen attraktiv für Vögel sind. Da jede Artengruppe, oft jede Art, spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum stellt, haben wir für jede Artengruppe und für die häufigeren Arten jeweils eine multiple Modellrechnung durchgeführt, wobei je nach Ansprüchen der Arten unterschiedliche Variablen einbezogen wurden.

Offenland-Indikatoren (Tab. 1) meiden die Nähe von Vertikalstrukturen wie Wald-ränder, Baumhecken oder Siedlungsränder (Spiess et al. 2002). Sie können deshalb nur einen Raum mit einem Abstand von mindestens 100 m zu Vertikalstrukturen besiedeln. In diesem Raum waren die Ökoflächen mit durchschnittlich 3,2 % der Feldfläche signifikant weniger häufig als zu erwarten wäre, wenn die Ökoflächen gleichmässig auf das ganze Untersuchungsgebiet verteilt wären (siehe auch Kapitel 3, Tab. 7). Die Revierdichte der Offenland-Indikatoren in diesem Raum war negativ mit dem Anteil der Weiden und signifikant positiv mit den Anteilen von Gemüse, Rüben und Raps korreliert. Ökoflächen hatten jedoch keinen Einfluss auf die Revierdichte.

Die Revierdichte der Landschafts-Indikatoren korrelierte signifikant positiv mit den Anteilen von Ackerkulturen, Reben und Ökoflächen (Tab. 2). Aus biologischer Sicht macht die Beziehung Sinn: Die dominierende Art ist der Hänfling, welcher im Mittelland den Verbreitungsschwerpunkt in den Weinbaugebieten hat. Die zweite häufige Art dieser Artengruppe ist der Turmfalke, der schwerpunktmässig in den offenen Landwirtschaftsgebieten der Niederungen vorkommt.

Tabelle 2: Statistische Beziehung zwischen Revierdichte der Landschafts-Indikatoren und den Anteilen von Reben, Ackerkulturen und Ökoflächen an der Feldfläche der Untersuchungsgebiete. Regressionszusammenfassung für die unabhängige Variable = Revierdichte der Offenland-Indikatoren; SE = Standardfehler des Schätzwertes B, t = Teststatistik, p = Wahrscheinlichkeit; $R^2 = 0,66$, korrigiertes $R^2 = 0,63$, $F_{3,42} = 26,75$, $p < 0,001$, $N = 46$.

	B	SE von B	t (42)	p
Konstante	-0,66	0,3489	-1,336	0,189
Reben (%)	0,255	0,0367	6,947	< 0,001
Ackerkulturen (%)	0,049	0,0097	5,067	< 0,001
Ökoflächen (%)	0,112	0,0355	3,157	0,003

Die Besiedlung der Hecken durch Hecken-Indikatoren korrelierte signifikant positiv mit der Heckenfläche, der Breite des Krautsaums, dem Anteil dornentragender Sträu-

cher sowie dem Faktor, ob die Hecke als Ökofläche angemeldet ist oder nicht. Signifikant negativ mit der Besiedlung korreliert war der Anteil an überbauter Fläche in der Umgebung und die X-Koordinate des Schweizer Landeskartennetzes, die als Platzhalter für nicht erfasste regionale Unterschiede eingeführt wurde (Tab.3).

Tabelle 3: Statistische Beziehung zwischen Besiedlung von Hecken durch Hecken-Indikatoren und die Qualität beschreibenden Variablen mit einer logistischen Regression. X-Koordinate = Platzhalter für nicht erfasste regionale Unterschiede; SE = Standardfehler des Schätzwertes B, t = Teststatistik, P = Wahrscheinlichkeit; angemeldet = als Ökofläche angemeldet. N = 2'466 Hecken der 1. und 2. Erhebung.

	B	SE von B	t	P
Konstante	3,24	0,674	4,81	<0,001
X-Koordinate	-0,01	0,001	-7,31	< 0,001
Heckenfläche (Aren)	0,05	0,007	6,77	< 0,001
Krautsaum (m)	0,14	0,050	2,90	0,004
Anteil Dornsträucher (%)	0,01	0,002	2,29	0,02
Distanz zur nächsten Hecke (m)	0,00	0,001	-0,67	0,50
angemeldet (ja/nein)	0,32	0,067	4,85	< 0,001
überbaut (% der Umgebung)	-0,04	0,008	-4,38	< 0,001

Ersetzte man im Modell den Faktor, ob eine Hecke als Ökofläche angemeldet ist oder nicht, mit dem Anteil Ökoflächen in der Umgebung, zeigten sich ähnliche Abhängigkeiten. Von den verschiedenen Ökoflächen-Typen korrelierte allerdings einzig der Anteil Extensiv genutzter Wiesen in der Umgebung positiv mit der Besiedlung einer Hecke durch Hecken-Indikatoren (df 1; χ^2 5,68; p = 0,017).

Die Besiedlung der Hochstamm-Obstgärten durch den Gartenrotschwanz korrelierte signifikant positiv mit der Grösse des Hochstamm-Obstgartens, dem Anteil Ökoflächen im Umkreis von 50 m und negativ mit der X-Koordinate des Schweizer Landeskartennetzes, die als Platzhalter für nicht erfasste regionale Unterschiede eingeführt wurde. Die anderen Faktoren trugen nicht signifikant zur Erklärung bei, ob ein Hochstamm-Obstgarten besiedelt wird oder nicht. Aus dem Modell kann berechnet werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Gartenrotschwanz in einem durchschnittlichen Hochstamm-Obstgarten brütet (X-Koordinate 637, 0,3 ha Fläche, 11 % extensiv genutzter Fläche unter den Bäumen und 8 % überbauter Fläche in der Umgebung), wenn unterschiedliche Anteile an Ökoflächen in dessen Umgebung vorkommen (Abb. 2). Beim Grünspecht bestand kein Zusammenhang zwischen Anteil Ökoflächen an der Umgebung und der Besiedlung des Hochstamm-Obstgartens.

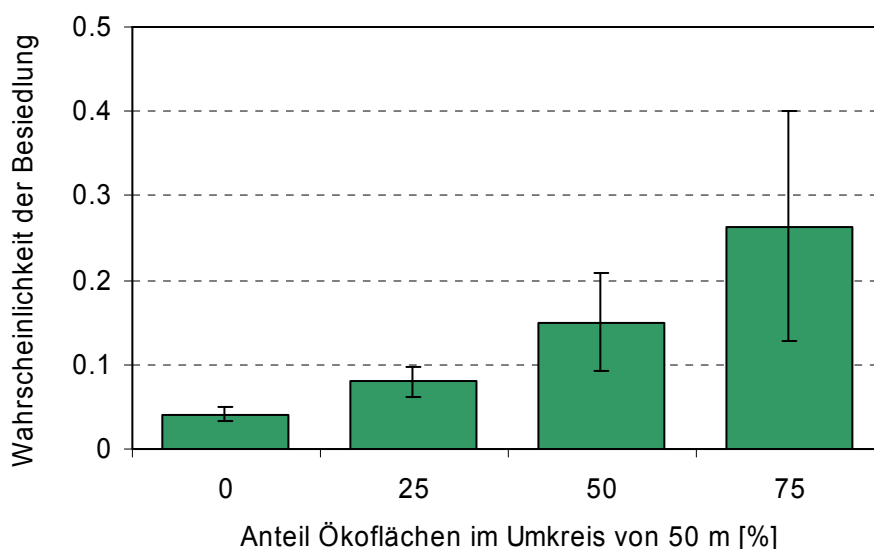


Abbildung 2: Modellrechnung zur Besiedlung eines durchschnittlichen Hochstamm-Obstgartens durch den Gartenrotschwanz in Abhängigkeit vom Anteil Ökoflächen im Umkreis von 50 m.

Stark aufgewertete Gebiete

Seit 1990 hat die Schweizerische Vogelwarte in verschiedenen Regionen der Schweiz Landschaftsaufwertungsprojekte durchgeführt. Zusammen mit Partnerorganisationen und den ansässigen Landwirten wurden gezielt Ökoflächen mit einer hohen Qualität angelegt. In begleitenden Forschungsprojekten wurde untersucht, wie typische Kulturlandvögel auf die Aufwertungen reagierten. Die Gebiete Lacconex (GE) und Widen (Klettgau, SH) sind Ackerbaugebiete, das Gebiet Altstätten im St. Galler Rheintal ist ein Futterbaugebiet.

Die Beispiele Lacconex (Abb. 3) und Widen zeigen, dass typische Kulturlandvogelarten im Stande sind, sehr rasch mit einem starken Bestandswachstum auf eine verbesserte Lebensraumsituation zu reagieren. Im Fall des Futterbaugebietes Altstätten war bisher bei den Brutvögeln noch keine markante Bestandszunahme zu verzeichnen, obwohl dort die renaturierten Feuchtgebiete, Extensivwiesen und anderen ökologisch wertvolle Elementen einen Viertel der Gesamtfläche ausmachten. Anderen Artengruppen wie Amphibien, Libellen, Heuschrecken, aber auch rastende Zugvögel reagierten jedoch sehr positiv auf das verbesserte Lebensraumangebot (Schlegel und Weber 2002).

Die Beispiele zeigen, dass das Potenzial für Lebensraumaufwertungen in Ackerbaugebieten mit dem heute praktizierten ökologischen Ausgleich bei weitem nicht aus-

geschöpft ist. In Futterbaugebieten besteht aber weiterhin ein grosser Forschungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der Ökoflächen für Kulturlandvögel.

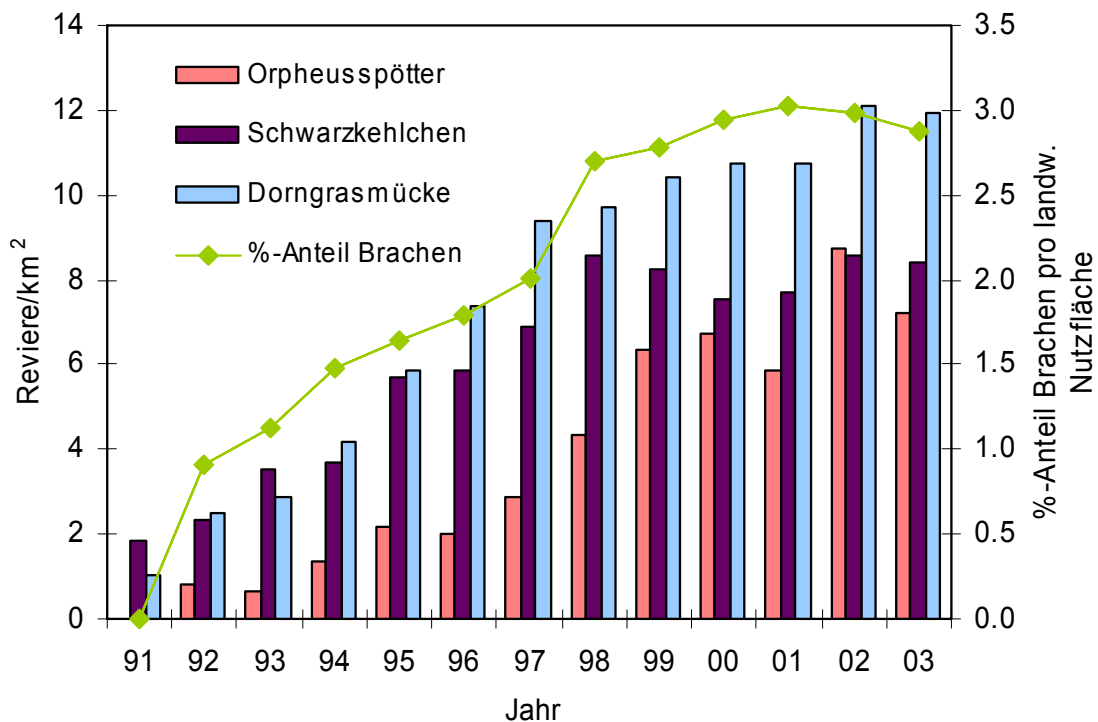


Abbildung 3: Entwicklung des Anteils Brachen (Bunt-, Rotations- und kantonal geförderte Spontanbrachen) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sowie der Revierdichten (Reviere/km²) von Orpheusspötter, Schwarzkehlchen und Dorngrasmücke von 1991 bis 2003 in Laconnex GE.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Als Wirkungsziele für den ökologischen Ausgleich werden angestrebt, dass weitere Artenverluste vermieden werden, gefährdete Arten sich wieder ausbreiten und die natürliche Artenvielfalt gefördert wird (Gantner et al. 1999). Zehn Jahre nach der Einführung der Ökoflächen ist dieses Ziel noch nicht erreicht, lässt sich doch in der Schweiz bei den Kulturlandvögeln keine generelle Bestandszunahme nachweisen. Zwei typische Kulturlandvogelarten, das Rebhuhn und der Rotkopfwürger, sind vom Aussterben bedroht (Keller et al. 2001) und nahmen landesweit zwischen 1990 und 2003 signifikant ab. Weitere Bestandsverluste konnten also nicht vermieden werden, und die Artenvielfalt der Schweiz nimmt weiter ab.

In den 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland waren nur wenige typische Kulturlandarten und diese nur in sehr geringen Dichten vorhanden. Im Durchschnitt waren es 14,4 Reviere/km² (kumulierte Revierdichte aller nachgewiesenen Arten). Das Maximum lag bei 34,8 Revieren/km². In extensiv genutzten Landschaften der Schweiz werden

wesentlich höhere Gesamtdichten erreicht (Schifferli 1989). Im Verlauf der Projektdauer entwickelte sich die Artenvielfalt leicht positiv. Sowohl bei der Artenzahl als auch bei der Revierdichte zeigten alle Arten zusammen genommen eine geringfügige Zunahme. Wiederum trugen vorwiegend die nicht gefährdeten Arten zu dieser positiven Entwicklung bei, während die gefährdeten Arten weiter zurückgingen.

Die Ursache für die tiefen Revierdichten in unseren Untersuchungsgebieten muss im geringen Anteil naturnaher Strukturen und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung gesucht werden. Intensiv genutzte Kulturlandschaften sind generell arten- und individuenärmer als extensiv genutzte Vergleichsgebiete (Schifferli et al. 1999). Mehrfach konnte gezeigt werden, dass Bestandsabnahmen und Arealverluste von Vogelarten signifikant mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung korrelieren (Donald et al. 2001). Die Vogeldichte korreliert zudem mit der Insektendichte (Nahrungsangebot) und dem Klima (Benton et al. 2002). Das Angebot an Arthropoden wurde mehrfach als der limitierende Faktor für den Aufzuchtserfolg bei Vögeln identifiziert (Jenny 1990, Oppermann 1990).

Der grösste Teil der angemeldeten Ökoflächen sind Wiesen (Kapitel 3). Davon sollten vor allem die Feldlerche und andere Offenland-Indikatoren profitieren können. Entgegen den Erwartungen zeigten jedoch die meisten Offenland-Indikatoren einen negativen Trend. Dies ist erstens darauf zurückzuführen, dass viele öAF-Wiesen in der Nähe von Waldrändern und anderen Vertikalstrukturen angelegt wurden (Kapitel 3), zweitens ist die Qualität vieler öAF-Wiesen für Wiesenbrüter ungenügend (Kapitel 5.1). Damit die Wiesen als Brutort und zur Nahrungssuche genutzt werden können, braucht es einen geringen Deckungsgrad der Vegetation respektive Lücken in der Vegetation (Birrer et al. 2001). Die meisten öAF-Wiesen waren sehr dicht und Lücken im Bestand fehlten weitgehend. Schliesslich ist bekannt, dass neu geschaffene Lebensräume Zeit brauchen, bis sie ihre Funktion voll erfüllen können. Bei Wiesen kann diese Zeitspanne mehrere Jahrzehnte dauern. Der ökologische Ausgleich wurde vor gut zehn Jahren eingeführt. Eine Bestandszunahme bei den Wiesenvögeln war demnach noch nicht zu erwarten (Pfister und Birrer 1997). Andere Arten, vor allem solche, die Buntbrachen als Lebensraum nutzen können, zum Beispiel Grauammer, Schwarzkehlchen und Dorngrasmücke, reagieren aber bekanntermassen sehr rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot (Jenny et al. 2002). In Gebieten mit vielen Buntbrachen oder vielen Stilllegungsflächen in EU-Ländern profitierten diverse Vogelarten und die Artenvielfalt allgemein (Van Buskirk und Willi 2004). Auch in der Schweiz nahmen Dorngrasmücke und Schwarzkehlchen seit 1990 signifikant zu.

Hochstamm-Feldobstbäume sind ein weiterer flächenmässig bedeutender Typ von Ökoflächen (Kapitel 3, Tab. 2). Der häufigste Hochstamm-Obstgarten-Indikator war der

Gartenrotschwanz. Er kam signifikant häufiger in grossen Hochstamm-Obstgärten mit viel Ökofläche in der Umgebung vor. Sein Bestand nahm auf nationalem Niveau signifikant ab. Dies dürfte mit dem Verlust seines Lebensraumes zusammenhängen, denn die Zahl der Hochstammbäume in den Untersuchungsgebieten sank im Untersuchungszeitraum (Kapitel 5.3). Die meisten Hochstamm-Obstgärten hatten zudem eine ungenügende Grösse und wurden unter den Bäumen zu intensiv genutzt. Zudem waren weitere Ökoflächen in der Umgebung der Hochstamm-Obstgärten selten (Kapitel 5.3). Der Grünspecht nahm als zweithäufigster Hochstamm-Obstgarten-Indikator jedoch signifikant zu. Wahrscheinlich erholte er sich von einem durch strenge Winter in den 80er-Jahren verursachten Bestandstief.

Typische Kulturlandvögel profitierten von grossen Ökoflächen mit guter Qualität wie die Beispiele stark aufgewerteter Gebiete im Widen (Klettgau, SH) und Laconnex (GE) zeigen. Andere Aufwertungsprojekte in klimatisch weniger begünstigten und vorwiegend futterbaulich genutzten Gebieten des Mittellandes zeigten jedoch, dass nicht alle Vogelarten gleich schnell auf qualitative Verbesserungen reagieren. Über die Ursachen herrscht Unklarheit. Es besteht somit weiterhin ein grosser Forschungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der Ökoflächen für Kulturlandvögel in Futterbaugebieten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich das Konzept des ökologischen Ausgleichs für Brutvögel positiv auswirkt, wenn es richtig umgesetzt wird. Das Potenzial, das im ökologischen Ausgleich steckt, wurde bisher aber bei weitem nicht ausgeschöpft. Nur eine Minderheit der Ökoflächen weist eine Qualität auf, die den Anforderungen der Vögel genügt.

Literatur

- Benton T.-G., Bryant D.-M., Cole L. und Crick H.-Q.-P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.
- Bibby C.J., Burgess, N.D. und Hill D.A., 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. und Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? *Schriftenreihe der FAL* 39, 45-52.
- Donald P.-F., Green R.-E. und Heath M.-F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268, 25-29.
- Gantner U., Forni D. und Gujer H.-U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – überarbeiteter Konzeptbericht, Juni 1999. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- Jenny M., 1990. Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. *Der Ornithologische Boebachter* 87, 31-53.
- Jenny M., Weibel U., Lugin B., Josephy B., Regamey J.-L. und Zbinden N., 2002. Rebhuhn. Schlussbericht 1991–2000. *Schriftenreihe Umwelt* 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft & Schweizerische Vogelwarte, Bern und Sempach. 143 S.

- Keller V., Zbinden N., Schmid H. und Volet B., 2001. Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL und Schweizerische Vogelwarte, Bern und Sempach. 57 S.
- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach. 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 64 S.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 84 S.
- Luder R., 1981. Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). Ornithol. Beob. 78, 137-192.
- Oppermann R., 1990. Eignung verschiedener Vegetationstypen als Habitat für Wiesenbrüter - unter besonderer Berücksichtigung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). Dissertation, Universität Freiburg im Breisgau.
- Pfister H.-P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern 35, 173-193.
- Schifferli L., 1989. Die naturnahen Walliser Kulturlandschaften: Biotope von nationaler Bedeutung für Vogelarten. Bull. Murithienne 107, 9-19.
- Schifferli L., Fuller R.-J. und Müller M., 1999. Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. Vogelwelt 120, 151-161.
- Schlegel J. und Weber U., 2002. Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Zwischenbericht Periode 1999–2001. Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 24 S.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Schmid H., Burkhart M., Keller V., Knaus P., Volet B. und Zbinden N., 2001. Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Avifauna Report Sempach 1, Annex. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 444 S.
- Spiess M., Marfurt C. und Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe von Brutvögeln. Agrarforschung 9, 158-163.
- Van Buskirk J. und Willi Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. Conserv. Biol. 18, 987-994.
- Zbinden N., Schmid H., Kéry M. und Keller V., in Vorbereitung. Artweise und kombinierte Bestandsindices für die Beurteilung der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten und Artengruppen in der Schweiz 1990–2003. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Simon Birrer, Lukas Kohli und Martin Spiess, Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach. simon.birrer@vogelwarte.ch

Felix Herzog, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

Teil III

Weitere Projekte, Berggebiet

8 Comeback des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich?

Otto Holzgang, Daniela Heynen und Marc Kéry

Seit 1993 wurden die Feldhasenbestände in 57 Zählgebieten des Schweizer Mittellandes jährlich erhoben. Im Durchschnitt nahmen die Feldhasenbestände trotz ökologischem Ausgleich seit 1993 weiter ab. Die Bestandsentwicklung hing jedoch stark von der landwirtschaftlichen Hauptnutzung im Zählgebiet ab. In Ackerbaugebieten waren die Feldhasendichten generell höher als in Zählgebieten im Grünland und zeigten im Durchschnitt seit 1997 sogar leicht positive Tendenzen. Zudem war in Zählgebieten der Ackerbauzone die Entwicklung der Feldhasenbestände positiv mit dem Anteil an angemeldeten beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen korreliert. In drei Testregionen zeigten Gebiete mit besonders starker ökologischer Aufwertung im Vergleich zu benachbarten, nur durchschnittlich aufgewerteten Gebieten eine deutliche Zunahme und einen höheren Feldhasenbestand. Diese Resultate zeigen, dass der Feldhase in Ackerbaugebieten mit wertvollen ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden kann. Im Grünland dagegen haben die Feldhasenbestände trotz ökologischem Ausgleich weiterhin abgenommen. Hier haben die bisherigen Massnahmen des ökologischem Ausgleichs noch zu keiner Förderung des Feldhasen geführt. Spezifische Massnahmen, wie grosszügig angelegte Saumstrukturen als Felderabgrenzungen oder veränderte Bewirtschaftungstechniken, sollten deshalb getestet und ihr Einfluss auf den Feldhasenbestand untersucht werden.

Der Feldhase war in der Schweiz einst häufig. Seit über 50 Jahren sind aber seine Bestände rückläufig, weshalb er in der Roten Liste als gefährdet aufgeführt wurde (Nievergelt et al. 1994). Die Hauptursache dieser Abnahme liegt in der Schweiz ebenso wie in Europa in der Veränderung seines Lebensraums (Pfister et al. 1998), (Sieber & Pfister 1999), (Haerer et al. 2001), (Smith et al. 2005). Aufgrund der zurückgehenden Bestände stellten Ende der 80er-Jahre einige Jagdgesellschaften und Kantone die Jagd auf den Feldhasen ein oder bejagten ihn nur noch sehr zurückhaltend. Damit eignete sich die Abschussstatistik nicht mehr als relatives Mass für die Feldhasenbestände. Das BUWAL beauftragte deshalb 1991 die Schweizerische Vogelwarte mit der längerfristigen Überwachung der Feldhasenbestände in der Schweiz. Zudem regte die Schweizerische Vogelwarte in grossflächigen, offenen Kulturlandschaften Massnahmen zur Förderung der Feldhasenbestände an und begleitete ihre Durchführung mittels Erfolgskontrollen. Seit 2001 beteiligte sich auch das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) an diesem Feldhasenprojekt mit dem Ziel, die Feldhasenbestandsentwicklung mit den

Entwicklungen im landwirtschaftlichen ökologischen Ausgleich in Beziehung zu setzen. Der Feldhase war das einzige Säugetier, das im Zusammenhang mit dem ökologischen Ausgleich untersucht wurde. Er ist das kleinste Säugetier, das ganzjährig oberirdisch in einem Gebiet von wenigen dutzend Hektaren lebt. Dieser Lebensraum muss daher seinen Bedürfnissen entsprechen und beispielsweise das ganze Jahr Nahrung sowie Schutz vor Witterung oder Prädatoren bieten. Während der Fortpflanzungsperiode, die etwa von Februar bis September dauert, müssen geeignete Flächen für die Jungenaufzucht vorhanden sein.

Material und Methoden

Die Feldhasenbestände wurden mit der Methode der Scheinwerfer-Flächentaxation erhoben (Pfister 1978). Dabei wird ein sehr hoher und vermutlich über die Jahre und Gebiete konstanter Anteil des lokalen Hasenbestands erfasst. Da jedoch nicht der gesamte Bestand erfasst wird, bezeichnen wir die resultierenden Zählungen im Folgenden als Bestandsindex. In der Regel wurden zwischen Februar und März zwei Taxationen durchgeführt. Bei 47 der 57 Zählgebiete wurden die Feldhasen während mindestens 8 von 12 Jahren gezählt, bei sieben Zählgebieten fünf- bis siebenmal und bei den restlichen drei Zählgebieten lediglich drei- bis viermal. Die Zählgebiete lagen hauptsächlich in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Tieflagen der Schweiz (Abb. 1) und umfassten insgesamt eine Fläche von rund 43'000 ha. Die Zählgebiete wurden anhand gliedernder Landschafts- und Zivilisationsstrukturen abgegrenzt und fallen daher nicht mit den Gemeindegrenzen zusammen. Oft erstreckt sich ein Zählgebiet über Teile mehrerer Gemeinden. Um eine Angabe über Typ und Flächengrösse der beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) in einem Zählgebiet zu erhalten, wurden die entsprechenden Daten gemeindeweise über kantonale Landwirtschaftsämter sowie bei 86 Ackerbaustellenleitern angefordert. Der Rücklauf von Seiten der Ackerbaustellenleiter betrug 74 %. Insgesamt konnten für 42 Zählgebiete (74 %) die öAF eruiert werden. Die einzelnen Zählgebiete wurden aufgrund der landwirtschaftlichen Zonengrenzen (1997, BFS GEOSTAT / BLW) in die beiden Kategorien «Ackerbau» und «Grünland» eingeteilt. Umfasste der Flächenanteil der Ackerbauzone und der erweiterten Übergangszone mehr als 50 % einer Zählgebietsfläche, wurde das Zählgebiet in die Kategorie «Ackerbau» eingeteilt. Die restlichen Zählgebiete, die meist in der Übergangs- oder voralpinen Hügelzone lagen, wurden der Kategorie «Grünland» zugeteilt. Um die Entwicklung der ökologischen Ausgleichsflächen in den Zählgebieten mit jener in der Schweiz zu vergleichen, wurden die gemeindebezogenen Angaben zu allen jährlich angemeldeten öAF von 1999 bis 2003 der Sektion Produktionskataster des BLW verwendet. Die Ge-

meinden wurden wie oben beschrieben aufgrund der Zonenkarte in die beiden Kategorien „Ackerbau“ (1'068 Gemeinden) und „Grünland“ (675 Gemeinden) eingeteilt.

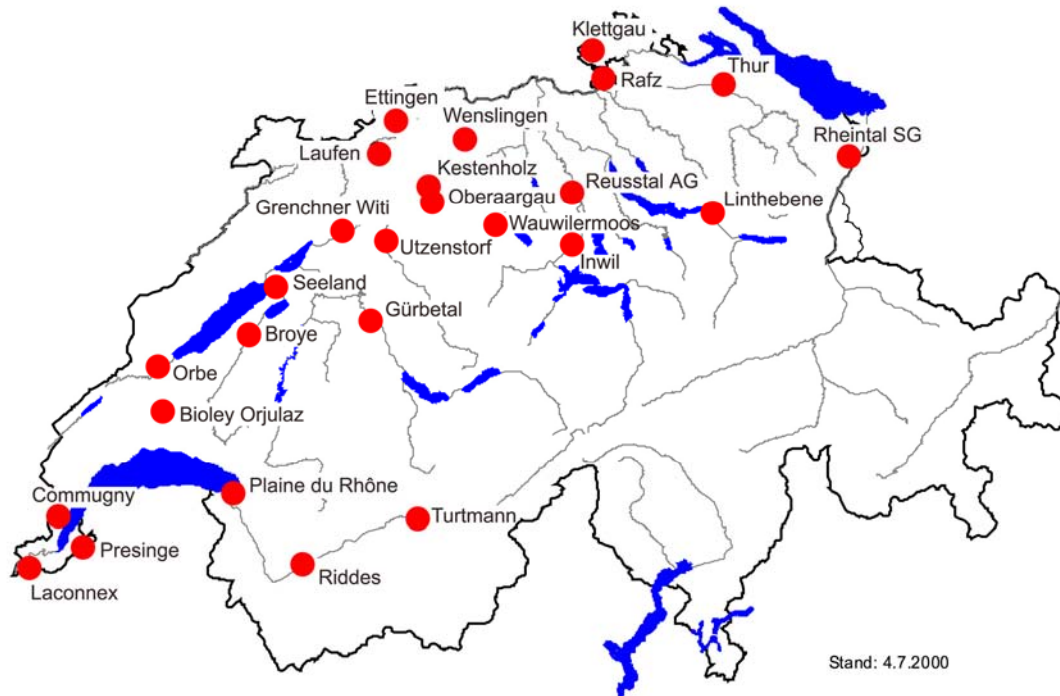


Abbildung 1: Die 57 Zählgebiete sind auf die 26 eingezeichneten Regionen verteilt und umfassen rund 43'000 ha.

Wir verwendeten ein Mixed Model (Littell *et al.* 1996, Pinheiro und Bates 2000, Littell 2002), um die Bestandsindizes auf Trends und auf Unterschiede zwischen der landwirtschaftlichen Hauptnutzung (Grünland, Ackerbau) sowie auf Effekte der Anteile von öAF-Typen auf den Trend der Feldhasenbestände zu testen. Wir modellierten den Einfluss von Region (siehe Abb. 1), Zählgebiet und den gebietsspezifischen Effekt von Jahr (Jahr innerhalb Zählgebiet) als zufällige Effekte, da wir die Ausprägungen dieser Faktoren in unserer Studie als eine Stichprobe aus einer hypothetischen, statistischen Population an Regionen, Gebieten und Jahreseffekten betrachten. Die fixen Faktoren wurden mit dem Wald-Test, die zufälligen Effekte durch einen Likelihood ratio-Test (LRT) geprüft. Falls nicht anders erwähnt, besitzen alle Tests einen Freiheitsgrad.

Unser Basis-Modell beinhaltete als fixe Faktoren Landnutzung (Grünland vs. Ackerbau), den Jahreseffekt (gemittelt über alle Zählgebiete) sowie die Interaktion zwischen Landnutzung und Jahr und als zufällige Faktoren Region, Zählgebiet und „Jahr innerhalb Zählgebiet“. Um zeitliche Autokorrelationen in den Zählungen aufeinander folgender Jahre zu berücksichtigen, testeten wir die autoregressive Korrelation ersten Grades

(d.h. zwischen aufeinanderfolgenden Jahren) in den Jahreseffekten innerhalb der Zählgebiete. Die Autokorrelation wurde als zufälliger Term im Modell ebenfalls durch einen LRT getestet. Es ergab sich ein sehr klarer Hinweis auf die Existenz einer zeitlichen Autokorrelation in den Bestandsindizes (Chiquadrat = 219, $p < 0,001$, Korrelationskoeffizient zwischen Zählungen aufeinanderfolgender Jahre = 0,94, SE = 0,05). Wir behielten daher den zeitlichen Autokorrelationsterm in allen Modellen bei, um einer Verfälschung in den Signifikanztests vorzubeugen.

Um zu testen, ob der Bestand eine gerichtete Tendenz aufweist, ersetzten wir im Basismodell den fixen Effekt von Jahr durch einen linearen Trend. Das bedeutet, dass der Bestand nicht mehr für jedes Jahr einzeln geschätzt, sondern durch einen linearen Regressionsterm über alle Jahre ersetzt wird. Man schätzt also einen Achsenabschnitt und eine Steigung. Mit einem zusätzlichen quadratischen Term prüften wir, ob eine nichtlineare Bestandsveränderung vorliegt. Um herauszufinden, ob der Trend in Ackerbaugebieten und Grünlandgebieten unterschiedlich verläuft, prüften wir die Interaktion zwischen der Landnutzung und jedem linearen und quadratischem Trend.

Um zu prüfen, ob der Flächenanteil der öAF einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung hat, fügten wir im Modell mit landnutzungsspezifischem, linearem und quadratischem Trend zusätzlich den prozentualen Flächenanteil der öAF als Haupteffekt mit seinen Interaktionen ein. Ein signifikanter Haupteffekt des Flächenanteils besagt, dass der Anteil der angemeldeten, beitragsberechtigten öAF über alle Gebiete einen Zusammenhang mit der Entwicklung der Feldhasenbestandsindizes zeigt. Eine Interaktion mit der Landnutzung besagt, dass ein solcher Einfluss je nach Landnutzung unterschiedlich ist. Eine Zweifachinteraktion mit dem Trend (also z.B. %öAF * Jahr(lin)) besagt, dass der lineare Trend des Bestandsindizes je nach Anteil der ökologischen Ausgleichsflächen unterschiedlich verläuft. Eine signifikante Dreifachinteraktion (z.B. Landnutzung * %öAF * Jahr(quad)) gibt an, dass der nach Landnutzung unterschiedliche quadratische Trend des Bestandsindizes zusätzlich noch vom Anteil öAF beeinflusst wird. Den Effekt der prozentualen Anteile der öAF untersuchten wir sowohl getrennt für die einzelnen öAF-Typen (Typen 1, 4, 5, 7, 8 und 10) als auch für den Gesamtanteil (Summe dieser Typen). Alle Modelle wurden mit dem Statistikpaket GenStat (Payne 2003, Thompson und Welham 2003) berechnet.

Um Aussagen über die Landschaftszusammensetzung und die Habitatsnutzung durch den Feldhasen zu erhalten, wurde in 18 Gebieten der Lebensraum anhand von Nutzungskartierungen im Winter (November – Anfang März) beschrieben. In 15 dieser Gebiete wurden zeitgleich zur Kartierung des Winterlebensraumes zusätzlich zu den Frühjahrszählungen auch Herbstzählungen durchgeführt. Die Fläche jedes Zählgebietes wurde anhand der Zählungen in die beiden Zonen «von Hasen genutzt» und «von

Hasen nicht genutzt» eingeteilt. Dabei wurde wie folgt vorgegangen: Die beiden Zählungen einer Saison wurden gepoolt. Es wurden immer die Herbstzählungen unmittelbar vor beziehungsweise die Frühjahrzählungen gerade nach der Kartierung des Winterlebensraumes verwendet. In ArcView GIS 3.2 (ESRI, Redlands, Kalifornien, USA) wurde dann für jede 5 x 5 m Zelle in einem Zählgebiet anhand der Anzahl Hasen im Umkreis von 350 m mit einer Kernel-Dichtefunktion ein Feldhasen-Dichtewert berechnet. Die Zellen wurden anschliessend anhand eines Grenzwertes in die beiden Zonen eingeteilt. Bei den gepoolten Zählungen wurden Zellen mit mindestens sechs Feldhasen der Zone «von Hasen genutzt» zugeteilt. Der Zone «nicht genutzt» wurden Zellen mit Werten <6 zugeteilt. Wenn nur eine saisonale Zählung vorhanden war, wurde der Grenzwert bei drei gesetzt. Mit der Compositional analysis von (Aebischer et al. 1993) testeten wir, ob sich der von Hasen genutzte Lebensraum (Zone „von Hasen genutzt“) vom Angebot im gesamten Zählgebiet unterscheidet. Für die Analyse wurde das Compositional Analysis Add-In Tool für Excel benutzt (Version 5; Peter Smith, Abergavenny, Wales, UK). Zählgebiete mit geringer Hasendichte schwächen vermutlich Unterschiede in der Nutzung des Lebensraums ab, weil nicht alle geeigneten Gebiete besetzt sein können. Die Nutzung des Lebensraumes wurde deshalb zusätzlich nur für Zählgebiete mit mindestens 2 Hasen / 100 ha berechnet.

Bestandsentwicklung in den Tieflagen der Schweiz

Bereits 1993 wies die Hälfte der bearbeiteten Gebiete geringe Dichten auf (Median: 5,4 Feldhasen / 100 ha). Abbildung 2 zeigt die Bestandsentwicklung der 57 untersuchten Gebiete seit 1993, d.h. seit Beginn der Direktzahlungen gemäss DZV. Über die gesamte Untersuchungsperiode zeigte sich eine kontinuierliche Bestandsabnahme, wenn auch mit Tendenz zur Abflachung gegen Ende der Untersuchungsperiode. Ein linearer, abnehmender Trend war statistisch signifikant (Wald-Test: Chiquadrat = 4,44, $p = 0,036$). Ein positiver quadratischer Term zusätzlich zum linearen Trend, der auf eine Abflachung beim Negativtrend deutet, verfehlte hingegen knapp die formale Signifikanz (Wald-Test: Chiquadrat = 3,36, $p = 0,067$).

Unterschiedliche Bestandsentwicklung im Ackerbau und Grünland

Die Entwicklung der Feldhasenbestände verlief in Ackerbau- und in Grünlandgebieten unterschiedlich (Abb. 3).

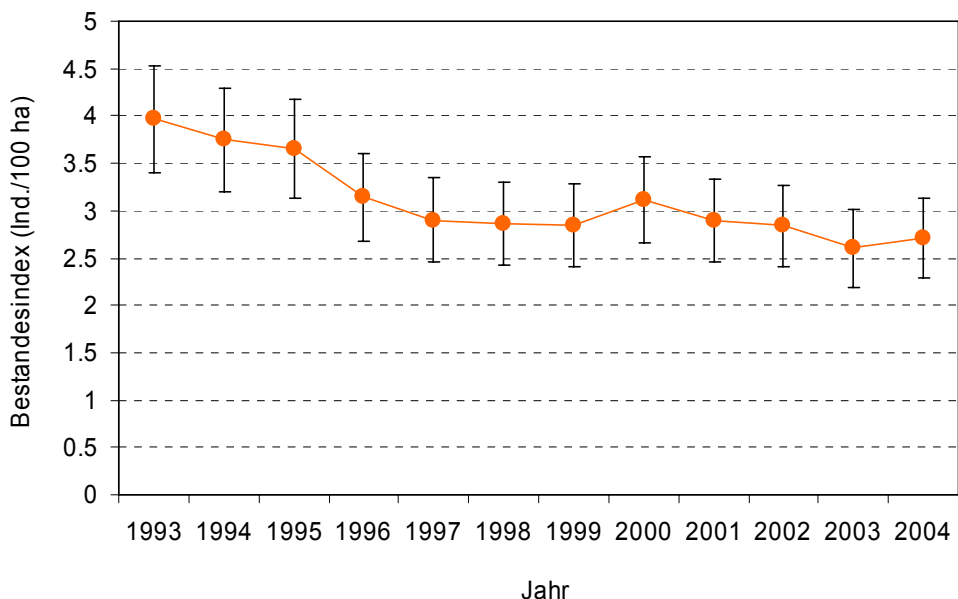


Abbildung 2: Entwicklung des Bestandsindex (Ind. / 100 ha) beim Feldhasen zwischen 1993 und 2004 (mit Standardfehlern) in 57 Untersuchungsgebieten der Schweiz. Berechnung mittels Mixed Model (Details im Text, Kap. Material und Methoden).

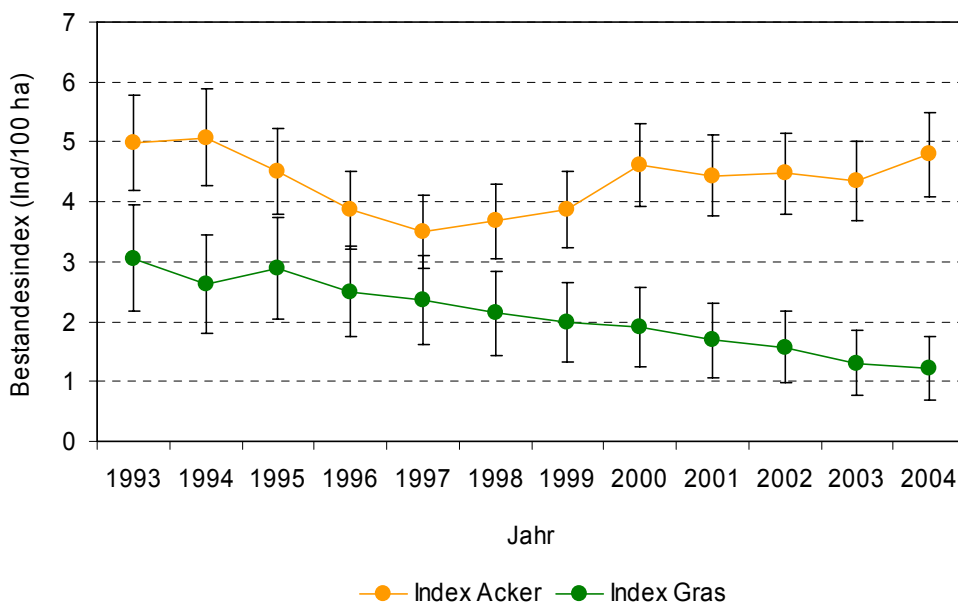


Abbildung 3: Entwicklung des Bestandsindex (Ind. / 100 ha) beim Feldhasen zwischen 1993 und 2004 (mit Standardfehlern) in 57 Untersuchungsgebieten, aufgeteilt nach der Hauptnutzung Ackerbau (35 Gebiete) und Graswirtschaft (22 Gebiete). Berechnung mittels Mixed Model (Details im Text, Kap. Material und Methoden). Einteilung der Zählgebiete in die beiden landwirtschaftlichen Nutzungen gemäss der Zonenkarte (1997, BFS GEOSTAT / BLW) wie folgt: Ackerbau = Flächenanteil der Ackerbauzone und der erweiterten Übergangszone mehr als 50%, Grünland = Übergangszone und voralpine Hügelzone.

In Grünlandgebieten nahmen die Bestände von 1993 bis 2004 kontinuierlich ab. In Ackerbaugebieten folgte der Abnahme zwischen 1993 und 1996 hingegen eine sichtbare Erholung der Bestände in der zweiten Hälfte der 90er Jahre. Trotz darauf folgender Schwankungen lag der Bestandsindex 2004 in Ackerbaugebieten fast gleich hoch wie im Basisjahr 1993 und fast vier mal so hoch wie in den Grünlandgebieten. Der Unterschied im Verlauf der Bestandstrends in Ackerbau- und Grünlandgebieten ist signifikant (Unterschied im linearen Trend: Wald Chiquadrat = 9,74, FG = 1, $p = 0,002$; Unterschied in der quadratischen Abweichung vom linearen Trend: Wald Chiquadrat = 3,86, FG = 1, $p = 0,049$).

Entspricht die ökologische Aufwertung der Feldhasenzählgebiete dem Schweizer Durchschnitt?

Die Entwicklung der angemeldeten, beitragsberechtigten öAF-Typen in den Feldhasenzählgebieten ist in Tabelle 1 zusammengefasst. In Feldhasenzählgebieten im Ackerbau stieg der Anteil der öAF (Summe der Typen 1, 4, 5, 7 und 10) von durchschnittlich 3,8 % im Jahr 1999 auf 7 % im Jahr 2004. Die Feldhasenzählgebiete wiesen damit im Durchschnitt einen um 1,9 % Prozentpunkte geringeren Anteil an diesen ökologischen Ausgleichsflächentypen auf als der Durchschnitt der Schweizer Gemeinden im Ackerbaugebiet.

Tabelle 1: Mittlere Flächenanteile (%) in 42 der 57 Feldhasenzählgebiete pro Jahr und Landnutzungstyp (A – Ackerbau; G – Grünland) von folgenden beitragsberechtigten öAF-Typen: Typ 1 (Extensiv genutzte Wiese), Typ 4 (Wenig intensiv genutzte Wiese), Typ 5 (Streuefläche), Typ 7 (Bunt- und Rotationsbrache), Typ 8 (Dichte von Hochstamm-Feldobstbäumen in Stk. / ha), Typ 10 (Hecken, Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum), Typ komb (Summe der Anteile der Typen 1, 4, 5, 7 und 10).

Jahr	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 7		Typ 8		Typ 10		Typ komb	
	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G
1993	0,35	1,23	0,05	0,04	0,00	0,41	0,00	0,00	0,07	0,39	0,03	0,00	0,43	1,69
1994	0,74	1,64	0,09	0,14	0,01	0,50	0,01	0,00	0,09	0,47	0,05	0,01	0,90	2,28
1995	1,15	1,84	0,11	0,16	0,01	0,55	0,02	0,00	0,09	0,53	0,08	0,03	1,36	2,58
1996	1,68	2,24	0,18	0,30	0,01	0,56	0,03	0,00	0,11	0,56	0,09	0,04	2,00	3,14
1997	2,15	2,70	0,32	0,51	0,01	0,74	0,12	0,00	0,12	0,52	0,12	0,05	2,73	3,99
1998	2,54	3,33	0,40	1,02	0,01	1,03	0,17	0,07	0,13	0,49	0,15	0,12	3,36	5,57
1999	3,11	4,72	0,30	1,33	0,06	2,82	0,18	0,08	0,16	0,74	0,18	0,16	3,83	9,11
2000	3,42	5,22	0,33	1,40	0,10	3,32	0,32	0,16	0,19	0,75	0,20	0,17	4,36	10,28
2001	4,01	5,84	0,37	1,49	0,15	3,57	0,51	0,22	0,20	0,76	0,21	0,17	5,25	11,30
2002	4,32	5,72	0,53	1,56	0,19	3,10	0,63	0,33	0,18	0,69	0,25	0,16	5,92	10,87
2003	4,87	6,48	0,43	1,56	0,36	5,57	0,80	0,46	0,21	0,93	0,26	0,21	6,72	14,29
2004	5,21	6,65	0,47	1,67	0,49	5,70	0,58	0,48	0,25	0,97	0,28	0,21	7,03	14,72

In den Zählgebieten im Grünland nahm im selben Zeitraum der Flächenanteil der oben genannten Typen durchschnittlich von 9,1 auf 14,7 % zu und war damit im Mittel um rund 3,4 % höher als der Flächenanteil der Schweizer Gemeinden im Grünland. Gemäss Tabelle 1 wiesen die Zählgebiete im Grünland einen recht hohen Streueflächenanteil auf. Dies ist jedoch auf ein kleines Zählgebiet von 80 ha Grösse mit einem Streueflächenanteil von 40 % zurückzuführen.

Mit einem durchschnittlichen Flächenanteil an der Feldfläche von 6,7 % im Grünland und 5,2 % im Ackerbau im Jahr 2004 waren Extensiv genutzte Wiesen in den Zählgebieten flächenmässig der wichtigste öAF-Typ. Zählgebiete im Ackerbaugebiet wiesen bei den Extensiv genutzte Wiesen einen um durchschnittlich 0,5 % Prozentpunkten geringeren Anteil auf als die entsprechenden Schweizer Gemeinden. Bei Zählgebieten im Grünland war der Anteil der Extensiv genutzte Wiesen im Durchschnitt um 1,5 % höher als bei den entsprechenden Schweizer Gemeinden. Sowohl in Ackerbau- als auch in Grünlandgebieten war der durchschnittliche Anteil der Wenig intensiven Wiesen (Typ 4), der Bunt- und Rotationsbrachen (Typ 7) sowie der Hecken, Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum (Typ 10) an der Feldfläche in den Zählgebieten jeweils kleiner als in den entsprechenden Schweizer Gemeinden. Der Unterschied (in % der Feldfläche) machte 1,2 % beim Typ 4 sowie 0,1 % bei Typ 7 und Typ 10 aus.

Positive Entwicklung der Feldhasenbestände infolge des ökologischen Ausgleichs?

Der mittlere Flächenanteil der angemeldeten, beitragsberechtigten öAF-Typen veränderte sich über die Untersuchungsperiode beträchtlich und zwar in Ackerbaugebieten oft anders als in Grünlandgebieten (Tab. 1). Diese Veränderungen sind bei der Interpretation der folgenden Analysen in Betracht zu ziehen. So sollten projizierte Bestandsindizes (Abb. 4) eigentlich nur im Bereich der effektiv beobachteten Variation der Flächenanteile interpretiert werden. Diese Bereiche können je nach Landnutzung unterschiedlich sein.

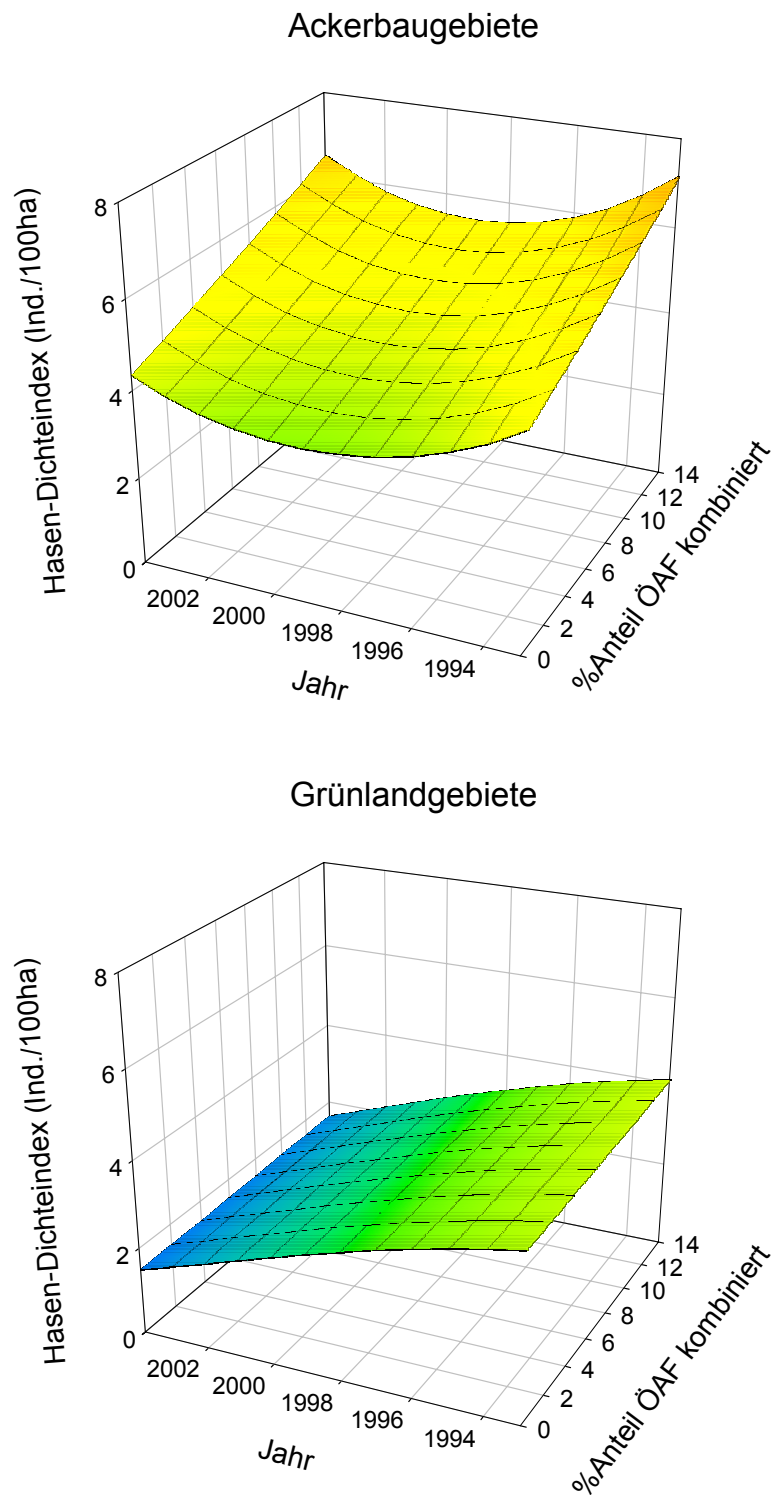


Abbildung 4: Effekt des prozentualen Anteils beitragsberechtigter ökologischer Ausgleichsflächen auf den Feldhasen-Bestandsindex (Ind. / 100 ha) in Acker- und Grünlandgebieten. Die der Abbildung zugrunde liegenden Werte wurden mittels einer reduzierten Version des Mixed models in Tab. 2 berechnet, welche bloss die signifikanten Einflussfaktoren beinhaltet.

Der prozentuale Gesamtanteil der öAF (Summe der öAF-Typen 1, 4, 5, 7 und 10) hatte einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der Feldhasenbestandsindizes in den Schweizer Tieflagen (Tab. 2). Die Interaktion Landnutzung * %Anteil war signifikant (Wald-Test: Chiquadrat = 8,19, $p = 0,004$), was besagt, dass der Einfluss des prozentualen Gesamtanteils ökologischer Ausgleichsflächen je nach Landnutzung unterschiedlich war. Die Modellvorhersagen aus einer reduzierten Version des Modells in Tabelle 2, aus der alle nichtsignifikanten Terme eliminiert wurden, zeigten, dass der Einfluss des prozentualen Gesamtanteils ökologischer Ausgleichsflächen in Ackerbaugebieten sehr positiv, in Grünlandgebieten hingegen praktisch nicht messbar war (Abb. 4).

Tabelle 2: Ergebnisse der „Mixed model“-Analyse von Einflussfaktoren auf den Feldhasen-Bestandsindex (Ind./100 ha) in Schweizer Tieflagen. Die Analyse wurde mit zufälligen Faktoren für Region, Gebiet und Jahr innerhalb Gebiet durchgeführt. Die anderen Faktoren wurden als fixe Faktoren betrachtet (Details im Text, Kap. Material und Methoden). Notation: %öAF – Gesamtanteil beitragsberechtigte ökologische Ausgleichsflächen = Typ komb in Tab. 1; A * B – Interaktion zwischen A und B; Neg, Pos – Negativer oder Positiver Koeffizient; p-Wert – Signifikanz der Prüfgrösse bei einem Freiheitsgrad; lin – linear; quad – quadratisch.

Einflussfaktor	Richtung Effekt	Wald- χ^2	p-Wert
Landnutzung (Gras vs. Acker)	Neg	2,41	0,120
%öAF	Pos	0,14	0,704
Jahr (lin)	Neg	0,60	0,440
Jahr (quad)	Pos	4,06	0,044
Landnutzung * %öAF	Pos	8,19	0,004
Landnutzung * Jahr (lin)	Neg	3,24	0,072
%öAF * Jahr (lin)	Pos	0,15	0,696
Landnutzung * Jahr (quad)	Neg	5,05	0,025
%öAF * Jahr (quad)	Neg	0,77	0,379
Landnutzung * %öAF * Jahr (lin)	Neg	0,92	0,336
Landnutzung * %öAF * Jahr (quad)	Pos	1,53	0,216

Betrachtet man die einzelnen öAF-Typen sowie die Dichte der Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8), so ergibt sich folgendes Bild: Der Anteil Extensiv genutzter Wiesen (öAF-Typ 1) hatte einen signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung. Signifikante Interaktionen waren: Landnutzung * %Anteil (Chiquadrat = 7,96, $p = 0,005$), %Anteil * Jahr(quad) (Chiquadrat = 4,49, $p = 0,034$) und Landnutzung * %Anteil * Jahr(lin) (Chiquadrat = 7,38, $p = 0,007$). Die Modellvorhersagen zeigten im wesentlichen das gleiche Bild wie beim prozentualen Gesamtanteil ökologischer Ausgleichsflächen: Der Anteil Extensiv genutzter Wiesen hatte nur im Ackerland einen positiven Einfluss.

Sowohl bei der Analyse des Anteils Wenig intensiv genutzter Wiesen (öAF-Typ 4) als auch des Anteils der Streueflächen (öAF-Typ 5) besass kein Term, welcher eine dieser beiden Variablen beinhaltete, einen signifikanten Zusammenhang mit der Entwicklung des Feldhasenbestandsindizes.

Der Anteil Buntbrachen (öAF-Typ 7) hatte keinen strikt signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung des Feldhasen. Hingegen war die Interaktion %Anteil * Jahr(lin) fast signifikant (Chiquadrat = 3,65, $p = 0,056$). Die Modellvorhersagen zeigten, dass ein hoher Brachenanteil zu Beginn der Studie mit einem etwas kleineren, zum Schluss der Studie hingegen mit einem höheren Bestandsindex assoziiert war.

Die Analyse der Dichte der Hochstamm-Feldobstbäume (öAF-Typ 8) ergab eine signifikante Dreifachinteraktion Landnutzung * Dichte * Jahr(quad) (Chiquadrat = 4,12, $p = 0,042$). Obwohl eine solche eher schwierig zu interpretieren ist, zeigten die Modellvorhersagen im Ackerland einen Zusammenhang von hoher Baumdichte mit einem niedrigeren Bestandsindex, im Grünland hingegen eher mit einem höheren Bestandsindex.

Der Anteil Hecken und Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum (öAF-Typ 10) hatte einen signifikanten Zusammenhang mit dem Hasen-Dichteindex. Zwei Interaktionen waren signifikant: Landnutzung * %Anteil (Chiquadrat = 6,46, $p = 0,011$) sowie %Anteil * Jahr(quad) (Chiquadrat = 4,72, $p = 0,030$). Wider Erwarten zeigten aber die Modellvorhersagen, dass im Ackerland zu Beginn der Studie ein kleinerer Anteil dieses Typs mit einem höheren Feldhasen-Bestandsindex und zum Schluss der Studie mit einem etwa konstanten Bestandsindex assoziiert war. Im Grünland hingegen ging ein höherer Anteil dieses Typs immer mit einem kleineren Bestandsindex einher.

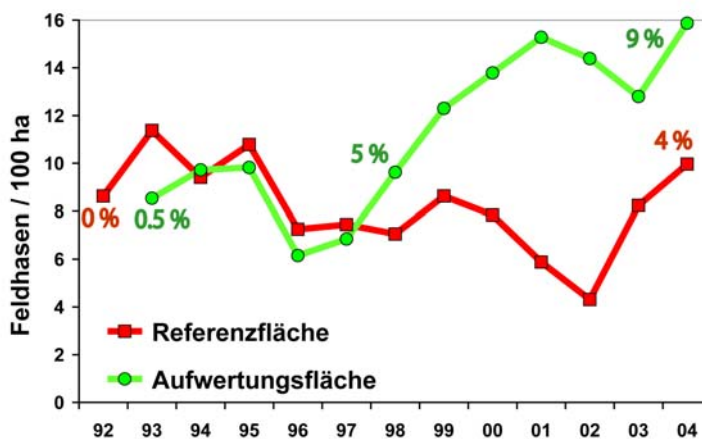
Positive Feldhasenbestandsentwicklungen dank engagierter ökologischer Aufwertung in drei Untersuchungsgebieten

Seit 1991 wertet die Schweizerische Vogelwarte in der Champagne genevoise (GE) und im Klettgau (SH) zusammen mit Bund, Kantonen und finanzieller Unterstützung von privater Seite intensiv genutztes Ackerland auf mehreren Quadratkilometern ökologisch auf. Im St. Galler Rheintal ist die Stiftung Pro Riet Rheintal mit Beteiligung der Schweizerischen Vogelwarte sehr aktiv. Neben einem grossen Aufwand für die Motivation und Beratung der Bewirtschafter wurde zusätzlich zu den Sockelbeiträgen nach der DZV ein finanzieller Anreiz geboten. Eingesäte und spontan begrünte Buntbrachen wurden besonders stark gefördert. In allen drei Regionen konnte dank dem grossen Engagement ein Gebiet jeweils besonders stark aufgewertet werden, insbesondere die Fläche an qualitativ hochwertigen ökologischen Ausgleichsflächen war hier höher als in der Um-

gebung. Im Vergleich zu angrenzenden, durchschnittlichen Gebieten, in welchen die Landwirte ohne besondere Beratung öAF anlegten, waren diese Gebiete ökologisch wesentlich stärker aufgewertet. Im Folgenden wird das stark aufgewertete Gebiet «Aufwertungsfläche», die angrenzende Fläche «Referenzfläche» genannt. Es stehen damit drei Vergleichsstudien zur Verfügung, in denen die Entwicklung der Feldhasenbestände sowohl in den Aufwertungs- als auch den Referenzflächen verfolgt werden kann.

In den beiden Ackerbaugebieten Champagne genevoise und Klettgau hat der Feldhasenbestand in der Aufwertungsfläche gegenüber der Referenzfläche deutlich zugenommen (Abb. 5).

Champagne genevoise



Klettgau

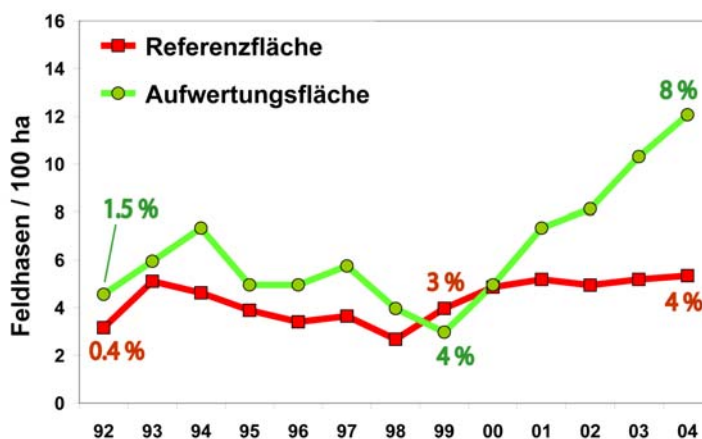


Abbildung 5: Feldhasenbestandsentwicklung in ökologisch stark aufgewerteten Gebieten (Aufwertungsfläche) im Vergleich zu nach dem Landwirtschaftsgesetz aufgewerteten Gebieten (Referenzfläche) in der Ackerbauzone. Prozentzahlen: Anteil wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Allerdings hat es sechs respektive neun Jahre gebraucht, bis sich eine unterschiedliche Entwicklung abzuzeichnen begann. Ein Anteil von 5 – 8 % hochwertiger ökologischer Ausgleichsflächen (auf die Feldfläche bezogen) scheint in deutlich höheren Feldhasenbeständen zu resultieren. Im Grünlandgebiet im St. Galler Rheintal war der Feldhasenbestand in der Aufwertungsfläche ab 2001 zwar ebenfalls deutlich höher als in der Referenzfläche (Abb. 6). Trotzdem ist der Bestand auch in der Aufwertungsfläche nach wie vor tiefer als zu Beginn der Zählungen, trotz etwa 5 % hochwertiger ökologischer Ausgleichsflächen und insgesamt rund 18 % naturnaher Flächen im Gebiet (auf die Feldfläche bezogen). Etwa 1/3 der naturnahen Flächen sind Feuchtgebiete mit einem hohen Anteil an Streuflächen mit Wassergräben und somit für den Feldhasen nicht optimal. In der Referenzfläche sind die Feldhasenbestände auf dem tiefsten Niveau seit Beginn der Feldhasenzählungen.

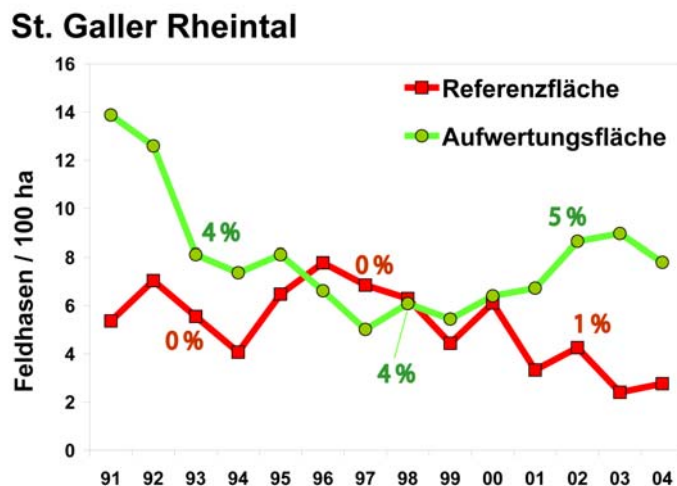


Abbildung 6: Feldhasenbestandsentwicklung in ökologisch stark aufgewertetem Gebiet (Aufwertungsfläche) im Vergleich zu nach dem Landwirtschaftsgesetz aufgewerteten Gebiet (Referenzfläche) im Grünland. Prozentzahlen: Anteil wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Brachflächen werden im Frühjahr bevorzugt

Die Habitatzusammensetzung der Zonen mit Hasen im Vergleich zu jener des gesamten Zählgebiets (Angebot) unterschied sich signifikant sowohl zur Zeit der Frühjahrs- (Wilks' $\lambda = 0,238$, Chiquadrat = 25,8, FG = 7, $P = 0,004$) als auch der Herbstzählungen (Wilks' $\lambda = 0,129$, Chiquadrat = 30,7, FG = 7, $P = 0,001$). Die Habitattypen wurden in der Reihenfolge der relativen Nutzung geordnet und signifikante Unterschiede zwischen den Habitattypen identifiziert. Im Frühjahr waren Brachflächen, Ackerfrüchte (Gemüse, Getreide, Zwischenfrüchte, Raps), Kies- und Graswege sowie Grünland hö-

her rangiert als die übrigen Habitattypen und unterschieden sich signifikant von diesen (Tab. 3). Werden bei der Analyse nur Zählgebiete mit einer Mindestdichte von 2 Feldhasen pro 100 ha berücksichtigt (N = 14), bleibt die Rangierung der Habitattypen gleich. Es resultieren jedoch drei Habitatgruppen, die sich signifikant voneinander unterscheiden (in der folgenden Reihenfolge mit einem >>> bezeichnet): Brache > Ackerfrüchte >>> Kies- und Graswege > Grünland >>> Sonderkulturen > Gehölze > Wald > Siedlungsflächen. Im Frühjahr halten sich Hasen nachts, also während der Aktivitätsphase, demnach bevorzugt in Zonen mit Brachflächen und Ackerfrüchten auf.

Tabelle 3: Vereinfachte Rangierungsmatrix für Frühjahrszählungen. Verglichen wurde die proportionale Habitatzusammensetzung in Zonen mit Hasen mit jener im ganzen Zählgebiet. Die Habitattypen sind absteigend nach relativer Nutzung geordnet (Rang 7 = höchster Rang). +++ und --- bedeuten eine signifikante Abweichung vom Angebot bei $P < 0,05$. N = 18 Zählgebiete. Versiegelt – Siedlungsgebiete, versiegelte Wege, Sportanlagen und Gewächshäuser.

Rang		Brache	Acker	Kiesweg	Grünland	Gehölz	Versiegelt	Diverse	Wald
7	Brache		+	+	+++	+++	+++	+++	+++
6	Acker	-		+	+++	+++	+++	+++	+++
5	Kiesweg	-	-		+	+++	+++	+++	+++
4	Grünland	---	---	-		+++	+++	+++	+++
3	Gehölz	---	---	---	---		+	+	+
2	Versiegelt	---	---	---	---	-		+	+
1	Diverse	---	---	---	---	-	-		+
0	Wald	---	---	---	---	-	-	-	

Im Herbst sind Ackerfrüchte sowie Kies- und Graswege signifikant höher rangiert als die übrigen Habitattypen (Tab. 4). Lässt man hier ebenfalls Gebiete mit weniger als 2 Hasen pro 100 ha weg, so ändert sich in der Reihenfolge wenig, bei den signifikanten Unterschieden nichts. Die Reihenfolge lautet dann wie folgt: Ackerfrüchte > Kies- und Graswege >>> Gehölze > Sonderkulturen > Grünland > Brachflächen > Wald > Siedlungsflächen. Ackerfrüchte haben im Herbst wie bereits im Frühjahr eine grosse Bedeutung, zusammen mit Kies- und Graswegen.

Tabelle 4: Vereinfachte Rangierungsmatrix für Herbstzählungen. Verglichen wurde die proportionale Habitatzusammensetzung in Zonen mit Hasen mit jener im ganzen Zählgebiet. Die Habitattypen sind absteigend nach relativer Nutzung geordnet (Rang 7 = höchster Rang). +++ und --- bedeuten eine signifikante Abweichung vom Angebot bei $P < 0,05$. $N = 15$ Zählgebiete. Versiegelt – Siedlungsgebiete, versiegelte Wege, Sportanlagen und Gewächshäuser.

Rang		Acker	Kiesweg	Grünland	Gehölz	Diverse	Brache	Wald	Versiegelt
7	Acker		+	+++	+++	+++	+	+++	+++
6	Kiesweg	-		+++	+++	+	+	+++	+++
5	Grünland	---	---		+	+	+	+	+++
4	Gehölz	---	---	-		+	+	+	+++
3	Diverse	---	-	-	-		+	+	+++
2	Brache	-	-	-	-	-		+	+
1	Wald	---	---	-	-	-	-		+
0	Versiegelt	---	---	---	---	---	-	-	

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Gesamthaft betrachtet haben die Feldhasenbestände in den Tieflagen der Schweiz seit 1993 weiter abgenommen. Schweizweit scheint damit der Feldhase auf die seit 1993 eingeführten beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen nicht mit einer Bestandszunahme reagiert zu haben. Allerdings muss man sagen, dass es unbekannt ist, ob der Bestand ohne diese Massnahmen nicht noch stärker abgenommen hätte. Es wäre also verfehlt zu sagen, dass der ökologische Ausgleich für den Feldhasen bedeutungslos sei.

Die Jagd hat in der Schweiz zur Zeit keinen nennenswerten Einfluss auf den Feldhasenbestand. In den Kantonen AI, AR, BE, BL, BS, FR, GE, NW, SZ, UR und ZG wurden gemäss der Eidgenössischen Jagdstatistik (Internetabfrage vom 20.12.2004) in den letzten Jahren beispielsweise keine Feldhasen mehr geschossen. Die zwischen 1999 und 2003 jährlich total rund 2500 erlegten Feldhasen entfielen zu rund drei Viertel auf die Gebirgskantone Wallis und Graubünden und nur etwa zu insgesamt 10 % auf die Kantone AG, LU, SH, SO, TG und ZH.

Wie in Grossbritannien (Vaughan et al. 2003) sind bei unseren Zählgebieten die Feldhasendichten in der Ackerbauzone höher als im Grünland. Zudem zeigen Zählgebiete in der Ackerbauzone im Gegensatz zu solchen im Grünland seit 1997 im Durchschnitt wieder leicht positive Tendenzen. Die positive Tendenz korreliert signifikant mit dem Flächenanteil der beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen, obwohl ihre Qualität mehrheitlich ungenügend ist (Kohli et al. 2004) und es mehrere Jahre

braucht, bis qualitativ gute Ausgleichsflächen entstehen und ihre ökologische Funktion voll erfüllen können. Unsere Vergleichsstudien zeigen, dass es auch in stark aufgewerteten Gebieten sechs bis neun Jahre dauert, bis sich beim Feldhasen positive Tendenzen zeigen. Die Resultate in zwei Ackerbaugebieten deuten zudem darauf hin, dass es einen Anteil von mehr als 5 % ökologisch wertvoller Ausgleichsflächen braucht, damit die Feldhasenbestände profitieren. Bei 23 untersuchten Gebieten im Talgebiet betrug aber der Anteil ökologisch qualitativ hochstehender Ausgleichsflächen an der Feldfläche durchschnittlich erst 2 % (Kohli *et al.* 2004) und ist damit zu niedrig.

Die Überlebensrate der Junghasen beeinflusst im Wesentlichen den Reproduktionserfolg und die Bestandsveränderungen (Bray *et al.* 2002). In Ackerbaugebieten ist vermutlich genügend Nachwuchs möglich, da mindestens während beschränkter Zeiten grossflächig Zonen vorhanden sind, die genügend lückig sind und nicht gemäht werden und damit eine Aufzucht ermöglichen. Die direkte Mortalität durch Vermähen der Jungtiere ist in Raps- und Getreidefeldern gering (weniger als 5 %), verglichen mit Wiesen (17 %) oder Luzernefeldern (45 %) (Kaluzinski & Pielowski 1976). Hohe Herstdichten sind gemäss (Panek & Kamieniarz 1999) positiv mit permanenten deckungsgebenden Strukturen (ohne Bäume) korreliert, wie sie hierzulande beispielsweise mit Bunt- und Rotationsbrachen oder Niederhecken mit Krautsaum erreicht werden. Hecken und Wälder (Tapper & Barnes 1986) oder andere landwirtschaftlich nicht genutzte Habitatstrukturen (Peschel *et al.* 2004) werden gerne für den Tageseinstand benutzt. In schneereichen Wintern, wenn Gräser und Kräuter nur schwer zugänglich sind, werden zudem Gehölze gerne verbissen, vor allem junge Büsche mit dünneren Trieben (Rödel & Völkl 2002). In mehreren europäischen Studien wurde ein positiver Zusammenhang zwischen Brachflächen und Feldhasenbestand festgestellt (Smith *et al.* 2005). Brachen wurden bei unserer Untersuchung im Frühjahr deutlich bevorzugt und sind nicht nur als Deckung von Bedeutung. Sie bieten je nach Alter und Pflege auch aufgrund der Artenvielfalt einen grösseren Anteil an Pflanzenteilen mit hohem Fettgehalt, wie er für ein höheres Geburtsgewicht, eine bessere Milchleistung der Häsinnen und damit für schnelleres Wachstum der Jungen von Bedeutung ist (Hackländer *et al.* 2002a, Hackländer *et al.* 2002b, Ruf 2003).

Empfehlungen für Ackerbaugebiete

In vielen Ackerbaugebieten ist der Feldhasenbestand nach wie vor tief. Hier kann der Feldhase mit ökologisch wertvollen Ausgleichsflächen gefördert werden. Gemäss dem Landschaftskonzept Schweiz (BUWAL und BRP 1998) wird in absehbarer Zeit ein Anteil von 10 % qualitativ wertvollen ökologischen Ausgleichsflächen angestrebt. Der Feldhase dürfte dabei deutlich profitieren, wie unserer Erfahrungen im Klettgau und in

der Champagne genevoise zeigen. Vor allem förderungswürdig sind Bunt- und Rotationsbrachen, Hecken mit Krautsaum und Extensiv genutzte Wiesen. Beim Getreide kann mit weitreihigen Saaten, also Saatreihenabständen von über 20 cm, ein zu dichter Pflanzenwuchs verhindert und damit die für den Feldhasen nutzbare Fläche massiv vergrößert werden (Rühe 1999), (Rühe 2000). Versuche, wie sie IP-Suisse derzeit in Weizenfeldern zur Förderung der Feldlerche durchführt (Jenny 2004), werden vermutlich auch dem Feldhasen zu Gute kommen. Die räumliche Lage von ökologischen Ausgleichsflächen relativ zum Wegnetz sollte mehr beachtet werden. So verlieren lineare Strukturen wie Hecken oder Buntbrachen viel von ihrem ökologischen Wert, wenn sie einem Weg entlang verlaufen. Permanente Störungen durch Fahrzeuge, Fussgänger und Hunde (ob angeleint oder nicht) machen diese Flächen für Hasen praktisch nutzlos, denn auch bei guter Deckung wird dort die Fluchtdistanz unterschritten. Lineare Strukturen sollten daher mit der Stirnseite an einen Weg grenzen.

Empfehlungen für Grünlandgebiete

Im Grünland haben die Feldhasenbestände trotz ökologischem Ausgleich weiterhin abgenommen. Vermutlich sind hier Quantität und Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen weitgehend ungenügend. Die Vergleichsstudie im St. Galler Rheintal zeigt aber, dass die Feldhasenbestände mit gezielter ökologischer Aufwertung mit wertvollen Flächen auch in Grünlandgebieten gefördert werden können. Allerdings ist im St. Galler Rheintal der Anteil an naturnahen Flächen, wertvolle ökologische Ausgleichsflächen und Naturschutzflächen zusammen gerechnet, mit rund 18 % sehr hoch, was wohl kaum als Standard gefordert werden kann. Daher braucht es zusätzlich zu den ökologischen Ausgleichsflächen weitere Massnahmen, um den Feldhasen im Grünland fördern zu können. (Smith et al. 2004) schlagen für Grossbritannien eine Erhöhung des Brachlandanteils und eine geringere Bestossung der Weiden vor, um den Feldhasen zu fördern. Da Feldhasen mit Vieh bestossene Weiden meiden (Barnes et al. 1983), sollte aber nicht zu grossflächig beweidet werden. Anstelle von Zäunen könnte man die Felder mit mehreren Metern breiten Saumstrukturen wie Niederhecken (ohne Bäume) oder Krautsäumen abgrenzen. Wenn damit ein Netz von Saumstrukturen aufgebaut werden kann, dürfte dies ökologisch wesentlich mehr bringen als wenig intensiv genutzte Wiesen – nicht nur für den Feldhasen. Auch mit einem veränderten Mahdregime oder angepasster Mähtechnik kann dem Feldhasen geholfen werden. Allerdings sollte das ökologischere Bewirtschaftungsverfahren vergütet werden, da verringerte Futtermengen oder Futterqualität und eventuell auch ein Mehraufwand anfallen. Untersuchungen von (Stein-Bachinger & Fuchs 2004) auf einem 1'250 ha grossen Naturschutzhof in Deutschland zeigen interessante Resultate: auf dem Hof wurden vier- bis fünfmal höhe-

re Feldhasendichten gezählt als im brandenburgischen Durchschnitt. Folgende dort verwendete Bewirtschaftungstechniken sind auch für die Schweiz prüfenswert: Ein auf sieben Wochen verlängertes Mahdintervall zwischen dem erstem und zweitem Schnitt, was allerdings grosse Futterqualitätsverluste mit sich bringt. Als Alternative bietet sich ein erster Schnitt mit einer Schnitthöhe von mindestens 10 cm an, was geringere ökonomische Einbussen zur Folge hat. Der 2. Schnitt erfolgt praxisüblich. Eine Kombination von Saumstrukturen als Felderabgrenzung und angepasster Mahdtechnik sollte in der Schweiz unbedingt getestet und ihr Einfluss auf die Feldhasenbestände und weitere Tiergruppen untersucht werden.

Danksagung

BUWAL und BLW für die finanzielle Beteiligung; den beteiligten kantonalen Jagdverwaltungen für finanzielle Unterstützung oder erbrachte Eigenleistungen; den regionalen Koordinatoren für die Organisation der Zählungen; den vielen Wildhütern, Jägern, Naturschützern oder anderen Freiwilligen für die Durchführung der Zählungen; L. Kohli, C. Marfurt und G. Hilke Peter für Datensammlung, –aufbereitung und –auswertung mit GIS; L. Jenni, S. Birrer und R. Spaar für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

- Aebischer N., Robertson P. und Kenward R., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313-1325.
- Barnes, R.F.W., Tapper S.C. und Williams J., 1983. Use of pastures by brown hares. *Journal of Applied Ecology* 20, 179-185.
- Bray Y., Marboutin E., Péroux R. und May R., 2002. Variabilité du bilan de la reproduction chez le Lièvre d'Europe : parts respectives de la fécondité des hases et de la survie des levrauts. *ONCFS Rapport Scientifique* 2001, 16-23.
- BUWAL und BRP, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Teil 1 Konzept; Teil 2 Bericht. Konzepte und Sachpläne. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Bundesamt für Raumplanung, Bern.
- Eidgenössische Jagdstatistik: http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_wild/dienstleistungen/jagdstatistik/index.html
- Hackländer K., Klansek E., Ruf T. und Arnold W., 2002a. Feldhasen: Führen Brachen zu höheren Besätzen? *Schweizer Jäger* 10, 64-66.
- Hackländer K., Tataruch F. und Ruf T., 2002b. The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 19-28.
- Haerer G., Nicolet J., Bacciarini L., Gottstein B. und Giacometti M., 2001. Todesursachen, Zoonosen und Reproduktion bei Feldhasen in der Schweiz. *Arch.Tierheilk.* 143, 193-201.
- Jenny, M., 2004. Wildtierfreundlicher Getreidebau - Die IP-SUISSE fördert die Feldlerche. IP-SUISSE und Schweizerische Vogelwarte, Zollikofen und Sempach.
- Kaluzinski J. und Pielowski Z., 1976. The effect of technical agricultural operations on the hare population. In: Pielowski, Z. (Hrsg.), *Ecology and management of European brown hare populations*. Proc. Int. Symp. Warszawa. 205–211.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume. Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Littell R.C., 2002. Analysis of unbalanced mixed model data: A case study comparison of ANOVA results versus REML/GLS. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 7, 472–490.
- Littell R.C., Milliken G.A., Stroup W.W. und Wolfinger R.D., 1996. *SAS System for Mixed models*, Cary, NC. SAS Institute Inc.

- Nievergelt B., Hausser J., Meylan A., Rahm U., Salvioni M. und Vogel P., 1994. Rote Liste der gefährdeten Säugetiere der Schweiz (ohne Fledermäuse). In: Duelli P. (Hrsg.), Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 20–21.
- Panek M. und Kamieniarz R., 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1982-1995. *Acta Theriologica* 44, 67-75.
- Payne R.W. (Hrsg.), 2003. The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics. VSN International, Oxford/UK.
- Peschel U., Fuchs S., Klar N. und Voigt C.C., 2004. Home range and habitat use of the brown hare (*Lepus europaeus*) on organic farmland. Wissenschaftliches Poster zum 5th International Symposium on Physiology, Behaviour and Conservation of Wildlife, Berlin, 26.-29.9.2004.
- Pfister H.P., 1978. Einführung in die Methodik der Scheinwerttaxation. Dokumentationsstelle für Wildforschung, Zürich.
- Pfister H.P., Birrer S. und Sieber U., 1998. Lebensraum für den Feldhasen (Beilage). *Jagd und Natur* 3, 1-12.
- Pinheiro J.C. und Bates D.B., 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer-Verlag, New York.
- Rödel H.G. und Völkl W., 2002. Überleben im Schnee. Verbissgehölze für den Feldhasen. *Pirsch* 21, 4-7.
- Ruf T., 2003. Von Feldhasen, Pflanzen und Fettsäuren. *Schweizer Jäger* 5, 22-25.
- Rühe F., 1999. Effect of stand structures in arable crops on brown hare (*Lepus europaeus*) distribution. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 16, 317-337.
- Rühe F., 2000. Ausgesperrt? Grüngelbe Gitter. *Wild und Hund*, 36-40.
- Sieber U. und Pfister H.P., 1999. Der Feldhase (*Lepus europaeus*) in der Wauwiler Ebene: Ergebnisse der Zählungen 1992-1999. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* 36, 174-179.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N. und Harris S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35, 1-24.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N., Robinson A. und Harris S., 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41, 1092-1102.
- Stein-Bachinger K. und Fuchs S., 2004. Wie kann der Lebensraum Acker im grossflächigen Ökologischen Landbau für Feldvögel und Feldhase optimiert werden? In: Rahmann, G. und van Elsen T. (Hrsg.), Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus. *Landbauforschung Völkenrode FAL Agricultural Research, Braunschweig*. 1–13.
- Tapper S.C. und Barnes R.F.W., 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23, 39-52.
- Thompson, R. und Welham S.J., 2003. REML analysis of mixed models. In: Payne (Hrsg.), The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics. VSN International, Oxford/UK. 513–607.
- Vaughan N., Lucas E.-A. und Harris S., 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40, 163-175.

Otto Holzgang, Daniela Heynen und Marc Kéry: Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach.

9 Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen in den ‚Nordalpen‘ und ‚Östlichen Zentralalpen‘

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann und Suzanne Dreier

In zwei biogeografischen Regionen des Berggebietes wurde die Artenvielfalt und die Artenzusammensetzung von Wiesen, die als ökologische Ausgleichsflächen (öAF) angemeldet waren mit derjenigen von ‚Intensiv genutzten Naturwiesen‘ verglichen. Knapp zwei Drittel der beobachteten Pflanzenarten kamen nur in öAF-Wiesen vor und die durchschnittliche Artenzahl in öAF-Wiesen lag signifikant höher als in den Vergleichsflächen. 82 % der untersuchten öAF-Wiesen erfüllten die Kriterien der ÖQV. Gefährdete Arten der Roten Liste wurden in den Wiesen des Berggebietes selten beobachtet.

Ähnlich wie im Mittelland hat die Industrialisierung in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts auch in den Schweizer Alpen zu einer tief greifenden Umstrukturierung des Agrarraumes geführt. Die Aufgabe vieler traditioneller Bewirtschaftungsmethoden, intensivere Beweidung, verändertes Mahdregime, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und eine Vergrößerung der Sömmerungsgebiete führten gerade im Grasland zu Veränderungen in der botanischen Zusammensetzung der Vegetation (Bätzing 1994). Viele ehemals artenreiche Wiesen der montanen und subalpinen Zone wurden mittlerweile vernachlässigt oder durch Düngung und häufigen Schnitt intensiver genutzt. Solche Nutzungsveränderungen sind meist mit Veränderungen in der Artenzusammensetzung und einem Rückgang der Biodiversität verbunden (Hegg *et al.* 1992, Klötzli *et al.* 1994).

Im Rahmen der Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) wurden im Jahr 2000 in den biogeografischen Regionen ‚Nordalpen‘ und ‚Östliche Zentralalpen‘ insgesamt 25'000 ha Wiesen als ökologische Ausgleichsfläche bewirtschaftet, zu gleichen Teilen als ‚Extensiv genutzten Wiesen‘ (Typ 1) und als ‚Wenig intensiv genutzte‘ Wiesen (Typ 4) (Kapitel 3, Abb. 2).

Die vorliegende Untersuchung beschäftigte sich mit der Frage, ob im Berggebiet öAF-Wiesen artenreicher sind als intensiv genutzte Naturwiesen. Sie wurde im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes ‚Landschaften und Lebensräume der Alpen‘ (NFP 48) durchgeführt.

Material und Methoden

In den Jahren 2002 bis 2004 wurde in 10 Gemeinden der ‚Östlichen Zentralalpen‘ (Kanton Graubünden) und 9 Gemeinden der ‚Nordalpen‘ (Kantone Bern, Glarus, Luzern, Nidwalden und St. Gallen) die floristische Zusammensetzung in insgesamt 170 zufällig ausgewählten ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) der Typen ‚Extensiv genutzte Wiese‘ (Typ 1), und ‚Wenig intensiv genutzte Wiese‘ (Typ 4), untersucht (Abb. 1). Zu jeder öAF wurde eine Vergleichsfläche auf einem intensiv genutzten Naturwiesenstandort ausgesucht. Auswahlkriterien für die Vergleichsflächen waren eine möglichst geringe räumliche Distanz zur öAF, sowie ähnliche physische Standortfaktoren, wie Höhenlage, Hangneigung und Exposition. Dieses ‚Sampling Design‘ entspricht dem Vorgehen, das auch im Projekt ‚EASY‘ (Kapitel 10) gewählt wurde. Auf den Untersuchungsflächen wurden quadratische Aufnahme­flächen mit einer homogen strukturierten Pflanzendecke von 5 x 5 m Grösse abgesteckt und die Gefässpflanzen notiert.

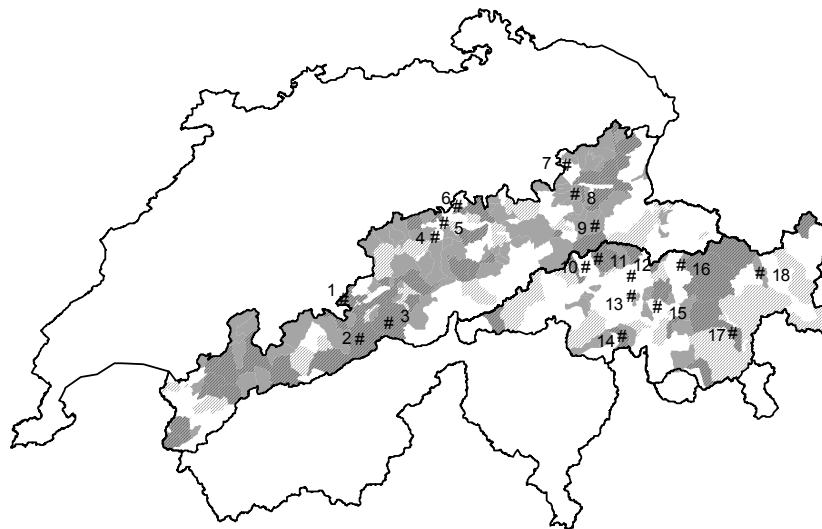


Abbildung 1: Untersuchungsgebiete. ‚Nordalpen‘: 1 Beatenberg, 2 Lauterbrunnen, 3 Grindelwald, 4 Ennetmoos, 5 Greppen, 6 Stansstaad, 7 Kaltbrunn, 8 Mollis, 9 Matt; ‚Östliche Zentralalpen‘: 10 Siat, 11 Falera, 12 Rhäzüns, 13 Flerden, 14 Splügen, 15 Stierva, 16 Peist, 17 La Punt, 18 Lavin.

Aus dem Datensatz von 170 Flächenpaaren wurden die Paare aussortiert, bei welchen die Höhendifferenz zwischen öAF und zugehöriger intensiv genutzter Naturwiese mehr als 300 m betrug, um den Einfluss des Standorts auf die Artenzusammensetzung zu minimieren.

Der so auf 142 Flächenpaare (davon 76 in den ‚Nordalpen‘ und 66 in den ‚Östlichen Zentralalpen‘) reduzierte Datensatz bildete die Grundlage für die Vergleiche zwischen den zwei Bewirtschaftungsformen ‚öAF-Wiese‘ und ‚Intensiv genutzte Naturwiese‘. Verglichen wurden die durchschnittliche Artenzahl, die Anteile der Flächen die Arten der Roten Listen aufwiesen, die Anteile der Flächen welche genügend Arten der Artenlisten der Öko-Qualitätsverordnung aufwiesen (ÖQV, Bundesrat 2001), die typischen Kennarten (Dufrêne und Legendre 1997), sowie die Anteile der Flächen, welche den Wiesentypen nach Dietl und Jorquera (2003) zugeordnet werden konnten.

Standortvergleich

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Standortbedingungen der öAF-Wiesen und der Vergleichsflächen. Dazu wurden für beide Bewirtschaftungsformen die Mittelwerte und die Extremwerte von Höhenlage, jährlicher Niederschlagssumme, Feuchtigkeitsindex (Differenz zwischen der durchschnittlichen Niederschlagsmenge und der potenziellen Evapotranspiration), potenzieller Evapotranspiration, ‚Degreedays‘ (Temperatursumme der Werte oberhalb 10 Grad C) und potenzieller Direktstrahlung ermittelt und auf Unterschiede getestet.

Aus der Tabelle 1 wird ersichtlich, dass für keinen der ausgewählten Faktoren wesentliche Unterschiede zwischen den Standorten mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen bestanden und der Einfluss des Standorts auf die Artenzusammensetzung durch die Flächenauswahl minimiert werden konnte. Dies bestätigte die durchgeführte einfaktorische Varianzanalyse (ANOVA), bei der für keinen der Parameter signifikante Mittelwertsunterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen öAF und Vergleichsfläche nachgewiesen wurden. Es kann deshalb angenommen werden, dass botanische Unterschiede zwischen den Vergleichsflächen hauptsächlich durch die unterschiedliche Bewirtschaftung verursacht wurden. Wie lange die Bewirtschaftungsform auf diesen Flächen schon in der heutigen Art und Weise praktiziert wurde und wie der Zustand der floristische Artenzusammensetzung bei Einsetzen der Massnahmen war, wissen wir nicht.

Die am tiefsten gelegenen Flächen fanden sich in der Gemeinde Mollis/GL, die höchsten im Tujetsch/GR.

Tabelle 1: Standortvergleich zwischen öAF-Wiesen und Vergleichsflächen.
(N=Gesamtzahl der untersuchten Flächen).

Standortfaktor		N	Mittelwert	Minimum	Maximum
Höhenlage (m über Meer) ¹	öAF	142	1'273	421	1'835
	Vergleichsfläche	142	1'239	420	1'868
	Gesamt	284	1'256	420	1'868
Mittlere jährliche Niederschlags- summe 1961-1990 (mm/a) ²	öAF	142	1'396	821	2'176
	Vergleichsfläche	142	1'383	818	2'012
	Gesamt	284	1'389	818	2'176
Mittlerer monatlicher Feuchtigkeits- index (mm/Monat) ²	öAF	142	60,2	16,5	12,8
	Vergleichsfläche	142	57,1	12,2	107,5
	Gesamt	284	58,6	12,2	122,8
Potentielle Evapotranspiration nach Turc (mm/d) ²	öAF	142	1,8	1,2	2,7
	Vergleichsfläche	142	1,9	1,3	2,7
	Gesamt	284	1,8	1,2	2,7
Degreedays (d*°C*10) ²	öAF	142	20'822	13'539	33'023
	Vergleichsfläche	142	21'258	13'259	32'870
	Gesamt	284	21'040	13'259	33'023
Mittlere potentielle Direktstrahlung (kJ/d) ²	öAF	142	15'745	9'060	20'319
	Vergleichsfläche	142	16'108	9'106	20'263
	Gesamt	284	15'927	9'060	20'319

¹ DHM25 © 2001 Bundesamt für Landestopographie (DV002207.1), swisstopo, Landesweites Höhenmodell, Raster-Auflösung 25 m

² Bioklimatische Karten der Schweiz, © Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) auf Grundlage der Stationsdaten SMA-Meteo Schweiz; 30-jährige Mittelwerte 1961-1990, Raster-Auflösung 25 m)

Artenzahlen

Auf allen 284 Aufnahmeflächen wurden insgesamt 452 Arten beobachtet. Davon wurden 278 Arten (61,5 %) ausschliesslich auf den öAF-Wiesen aufgenommen, während nur 16 Arten (3,5 %) allein auf den ‚Intensiv genutzten Naturwiesen‘ notiert wurden. 158 Arten (35,0 %) waren in beiden Gruppen vertreten. Die öAF-wiesen in ihrer Gesamtheit ein deutlich vielfältigeres Artenspektrum auf. Auch die durchschnittlichen Artenzahlen pro Aufnahmefläche war in den untersuchten öAF mit 35,6 Arten signifikant höher als in den ‚Intensiv genutzten Naturwiesen‘ (21,0 Arten pro Fläche) (Abb. 2).

In der ANOVA erwies sich dieser Unterschied als hochsignifikant ($p < 0,001$). Dieser Trend spiegelte sich in ähnlicher Weise auch bei einer getrennten Betrachtung der beiden biogeografischen Regionen wider, wobei die mittlere Artenzahl in den ‚Östlichen

Zentralalpen‘ etwas höher lag. Dort fanden sich auch die Maximalwerte von bis zu 61 Arten pro Aufnahme­fläche. Das Minimum (7 Arten/Fläche) wurde auf extrem intensiv genutzten Wiesen am Vierwaldstädter See beobachtet.

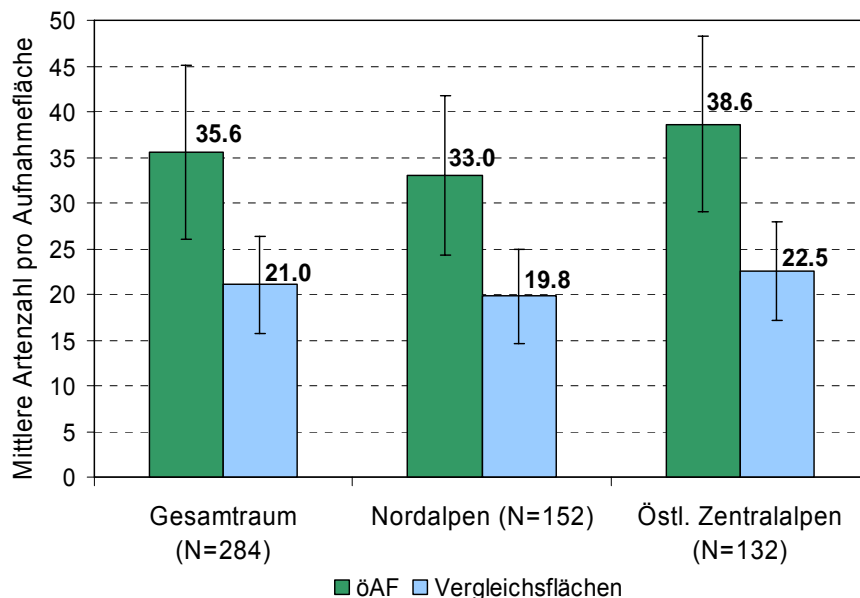


Abbildung 2: Durchschnittliche Anzahl Pflanzenarten pro Aufnahme­fläche nach Bewirtschaftungs­form und biogeografischer Region.

(Fehlerbalken entsprechen ± 1 Standardabweichung; Stichprobengrößen: Gesamt­raum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungs­form).

Gefährdete Arten (Rote Liste)

Neben der Artenzahl ist auch das Vorhandensein von gefährdeten Arten der Roten Liste für eine Einschätzung des ökologischen Wertes einer Wiesenfläche bedeutend. In Abbildung 3 sind für die beiden Bewirtschaftungs­formen und die biogeografischen Regionen die Anteile der jeweiligen Flächen dargestellt, auf welchen gefährdete Arten der Roten Listen (Moser *et al.* 2002) gefunden wurden.

Auf 18,3 % aller öAF konnten Arten der gesamtschweizerisch gültigen Roten Liste festgestellt werden, und damit deutlich mehr als auf den Vergleichsflächen (4,2 %). Auf keiner der Aufnahme­flächen wurde mehr als eine Art der Roten­Liste gefunden.

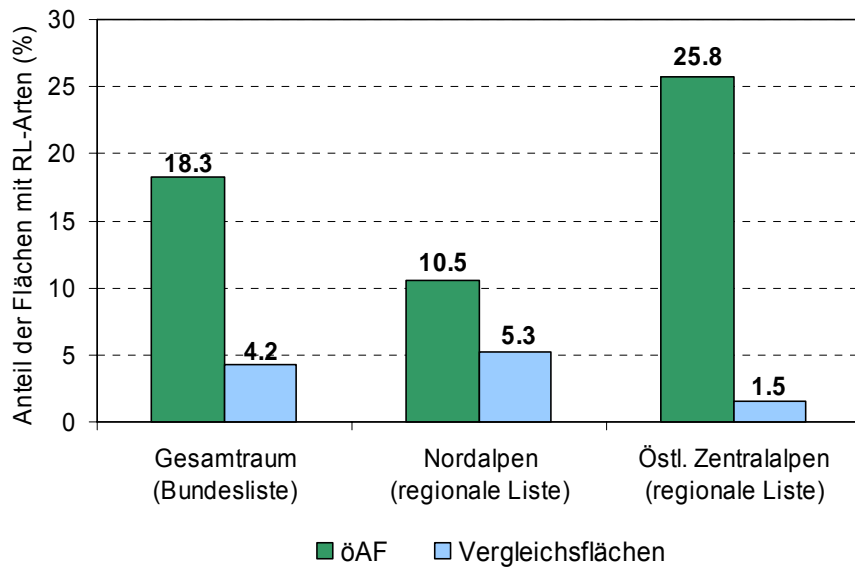


Abbildung 3: Anteile der Flächen mit Vorkommen von Arten der Roten Liste.

(Stichprobengrößen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsform).

Für die beiden biogeografischen Regionen wurden ausserdem die jeweiligen regionalen Roten Listen zur Bewertung beigezogen. Dabei fiel auf, dass der Unterschied zwischen öAF (25,8 %) und Vergleichsflächen (1,5 %) in den ‚Östlichen Zentralalpen‘ besonders deutlich ausfiel, während in den ‚Nordalpen‘ in beiden Bewirtschaftungsformen nur ein relativ kleiner Teil der Flächen als Habitat für regional bedrohte Arten fungiert (10,5 % der öAF und 5,3 % der intensiv genutzten Wiesen) (Abb. 3).

Die potenziell gefährdeten Arten wurden getrennt von den gefährdeten Arten betrachtet. Der Bestand dieser Arten kann als kritisch betrachtet werden und bei anhaltendem negativen Trend in den Bereich der gefährdeten Arten abrutschen. Es zeigte sich ein Unterschied zwischen der Bewertung mit der Bundesliste und der jeweiligen regionalen Liste: 7,7 % der öAF-Wiesen und nur 0,7 % der intensiv genutzten Naturwiesen stellten Habitate für potenziell gefährdete Arten dar. Dagegen fanden sich in den ‚Nordalpen‘ auf 50,0 % (öAF) bzw. 42,1 % (Vergleichsflächen) der Aufnahmeflächen potenziell gefährdete Arten der regionalen Roten Listen. In der Region der ‚Östlichen Zentralalpen‘ fiel für die potenziell gefährdeten Arten der Unterschied zwischen öAF (Funde auf 47,0 % der Flächen) und Vergleichsflächen (3,0 %) wesentlich deutlicher aus. Die intensiv genutzten Naturwiesen der ‚Nordalpen‘ wiesen nicht nur wenige Arten der Roten Liste auf, sondern auch kaum potenziell gefährdete Arten. Wiesenarten ‚mittlerer Verhältnisse‘ sind in den Roten Listen generell schlecht vertreten, etwas häufiger kommen Feucht- und Magerwiesenarten vor. Wiesenarten scheinen demzufolge nicht wesentlich gefährdet zu sein. Die grösseren Anteile von öAF mit potenziell gefährdeten

Arten ist aber ein Hinweis dafür, dass öAF-Wiesen einen Beitrag dazu leisten, Arten davor zu bewahren, den Status von gefährdeten Arten zu bekommen. Dies könnte passieren, wenn die Nutzung der öAF-Wiesen intensiviert würde oder wenn ihre Nutzung aufgegeben würde.

Qualität gemäss ÖQV

Die Wiesen wurden ausserdem anhand der Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001) bewertet. Es wurde untersucht, ob genügend Indikator-Arten (sowohl der ÖQV-‚Bundesliste‘ als auch der regional durch die Kantone angepassten Listen) vorkamen, damit die Flächen potenziell zum Bezug von ÖQV-Bonuszahlungen berechtigen würden. Abbildung 4 zeigt die Anteile der Flächen mit Qualität nach den Vorgaben der ÖQV.

Der Unterschied zwischen öAF und intensiv genutzten Naturwiesen fiel sehr deutlich aus. Im gesamten Untersuchungsraum erfüllten 81,7 % der öAF und nur 14,1 % der Vergleichsflächen die Kriterien der ÖQV. In den beiden biogeografischen Regionen wichen die Anteile etwas ab, bestätigten aber weitgehend den für den gesamten Untersuchungsraum gültigen Trend.

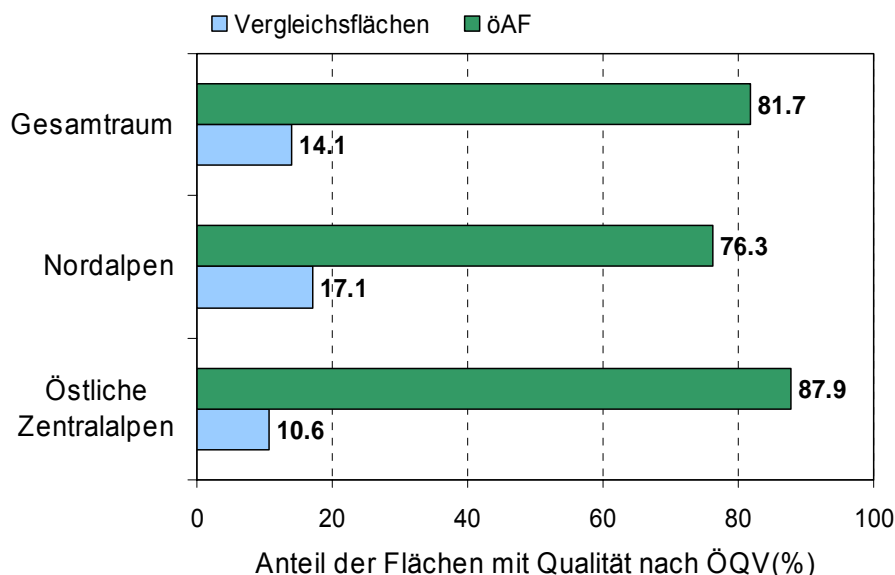


Abbildung 4: Anteile der Flächen mit Qualität nach Öko-Qualitätsverordnung (Bundesliste) (Bundesrat 2001).

(Stichprobengrössen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsform).

Bei der Bewertung mit den kantonalen ÖQV-Listen fiel das Ergebnis anders aus: Es ergaben sich deutliche regionale Unterschiede mit einem Erfüllungsgrad der ÖQV-Kriterien bei den öAF von 64,5 % in den ‚Nordalpen‘ und von nur 16,7 % in den ‚Östlichen Zentralalpen‘. Dieser Unterschied ist vor allem mit den restriktiveren ÖQV-Kriterien zu erklären, die im Kanton Graubünden zur Anwendung kommen.

Kennarten

Für die Charakterisierung des Artenbestandes können Kennarten dienen, die aufgrund eines Vergleichs der Stetigkeiten innerhalb der betrachteten Bewirtschaftungsformen als ‚typisch‘ betrachtet werden können. In Tabelle 2 sind die drei wichtigsten Kennarten für die öAF-Wiesen und die Vergleichsflächen angegeben. Die Berechnung dieser Kennarten erfolgte auf der Grundlage von Präsenz/Absenz-Daten nach der Methode von Dufrêne und Legendre (1997).

Tabelle 2: Kennarten für öAF-Wiesen und Vergleichsflächen mit Stetigkeiten (% der Flächen, auf denen die jeweilige Art beobachtet wurde) und Zeigerwerten nach Landolt (1977).

Kennarten öAF	Stetigkeit		Zeigerwerte	
	öAF	Vergleichsfläche	F	N
Gemeines Straussgras (<i>Agrostis capillaris</i>)	64,8%	9,2%	3	2
Blutwurz (<i>Potentilla erecta</i>), q	47,2%	2,1%	3	2
Zittergras (<i>Briza media</i>), q	41,6%	0,7%	2	2
Kennarten Vergleichsflächen	öAF	Vergleichsfläche	F	N
Rote Waldnelke (<i>Silene dioica</i>)	16,9%	52,8%	4	4
Gänseblümchen (<i>Bellis perennis</i>)	10,6%	47,9%	3	4
Frühlings-Krokus (<i>Crocus albiflorus</i>)	12,0%	47,2%	3	4

q = Zeigerart der ÖQV-Bundeslisten, F=Feuchtezahl, N=Nährstoffzahl.

Unter den drei charakteristischen Arten der Ausgleichsflächen fanden sich zwei Kennarten der ÖQV-Bundeslisten (*Potentilla erecta* und *Briza media*). Es sind durchwegs Zeigerarten für mittlere Feuchtigkeitsverhältnisse oder mässige Trockenheit; alle drei Arten sind zudem Magerkeitszeiger. Für die intensiv genutzten Naturwiesen stellten dagegen die drei Nährstoffzeiger *Silene dioica*, *Bellis perennis* und *Crocus albiflorus* gute Kennarten dar. Der unterschiedliche Intensivierungsgrad der beiden Bewirtschaftungsformen widerspiegelt sich offensichtlich in einer Differenzierung des Artenspektrums. Gleichermassen häufig auf öAF-Wiesen und Vergleichsflächen traten Arten wie Knautgras (*Dactylis glomerata*) oder Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) auf. Diese typischen Vertreter nährstoffreicher Standorte wurden auf über 70 % aller Flächen notiert.

Wiesentypen

Die Artenzusammensetzung der Flächen wurde den von Dietl und Jorquera (2003) beschriebenen Wiesentypen zugeordnet. Wir haben sie in sieben nach Bewirtschaftungsintensität und Standortbedingungen definierten Hauptgruppen zusammengefasst (Abb. 5): (1) Moore und Nasswiesen (Davall-, Braunseggen-Ried, Spierstauden-Hochstaudenried, sowie Pfeifengras- und Knöterich-Hahnenfuss-Wiesen), (2) Magerwiesen (Trespen-, Rotschwengel-Straussgras- und Borstgras-Wiesen), (3) Magerweiden (Borstgras-Weiden), (4) Fettwiesen (Goldhafer-, Violettschwengel- und Knaulgras-Wiesen), (5) Fettweiden (Kammgras- und Milchkrautweiden), (6) Ansaatwiesen (Gräser-Leguminosen-Gemenge) und (7) Vielschnittwiesen (Weissklee-Wiesenfuchsschwanz-Wiese, Englisch-Raigras-Wiesenripengras-Mähweide, Rispengras-Hahnenfuss-Kriechrasen, Englisch-Raigras-Straussgras-Kurzrasen).

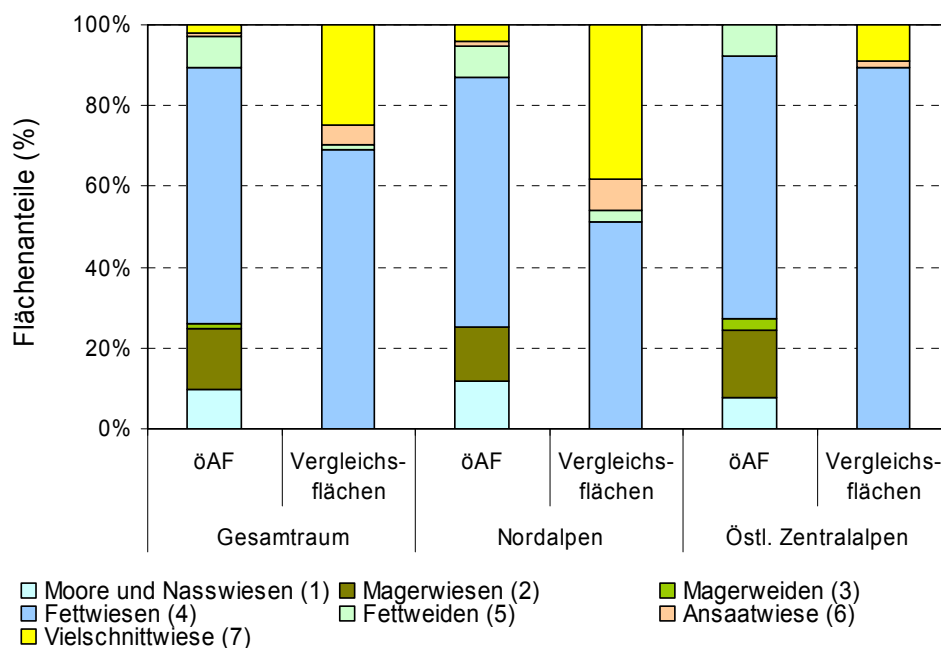


Abbildung 5: Anteile der Wiesentypen nach Dietl und Jorquera (2003) bei ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) und Vergleichsflächen (Vergleich) in den Untersuchungsräumen.

(Stichprobengrößen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsgruppe).

Die Pflanzengesellschaften der Berg-Fettwiesen, welche die typische traditionell genutzter Wirtschaftswiese des Berggebietes darstellt, dominierten sowohl bei den intensiv genutzten Naturwiesen (86 %) als auch bei den öAF-Wiesen (66,2 %). Die eine intensive Nutzung anzeigenden Wiesentypen der Ansaat- und Vielschnitt-Wiesen fanden sich unter den öAF wesentlich seltener, hingegen gab es nur bei diesen Artenzu-

sammensetzungen der Moore, der Nass- und Mager-Wiesen. Für den Erhalt magerer und feuchter Wiesenstandorte spielen die öAF offensichtlich eine wichtige Rolle. Diese Artenzusammensetzungen konnten nämlich auf den Vergleichflächen nicht beobachtet werden. Von einem völligen Fehlen dieser tendenziell artenreicheren Wiesentypen bei den Vergleichsflächen konnte nicht von vornherein ausgegangen werden, kann die Intensität der Bewirtschaftung auf nicht als öAF angemeldeten Wiesenflächen doch je nach Region und Gemeindestruktur unterschiedlich ausfallen (Kampmann *et al.* 2005).

In den untersuchten öAF-Wiesen war die Diversität in Form einer Vielfalt unterschiedlicher Habitattypen (β -Diversität) grösser als in den Vergleichsflächen.

Schliesslich sei auf die Unterschiede zwischen den biogeografischen Regionen hingewiesen: Wie in den bereits vorgestellten Resultaten zeichnete sich auch bei den Wiesentypen eine insgesamt intensivere Graslandnutzung in den ‚Nordalpen‘ ab, wo der Anteil der Vielschnittwiesen unter den Vergleichsflächen höher und der Magerwiesen und -weiden unter den öAF niedriger ist als in den ‚Östlichen Zentralalpen‘.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Zustand der untersuchten öAF-Wiesen im Berggebiet kann mit einigen Einschränkungen insgesamt als positiv bewertet werden. ‚Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen‘ waren im Mittel artenreicher als die ‚Intensiv genutzten Naturwiesen‘. 61,5 % aller aufgenommenen Pflanzenarten kamen ausschliesslich auf den öAF-Wiesen vor, und mit 35,6 Arten pro Aufnahmefläche lag die Artenzahl signifikant über dem der Vergleichsflächen (21,0 Arten/Fläche).

Pflanzenarten der Roten Liste waren ebenfalls häufiger auf den öAF. Gefährdete Arten der Bundesliste fanden sich auf knapp einem Fünftel aller betrachteten öAF, sie machten jedoch nur einen kleinen Bruchteil des gesamten Artenbestandes aus.

Erfreulich ist dagegen, dass 81,7 % der betrachteten öAF-Wiesen ökologische Qualität im Sinne der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) aufwiesen. Immerhin erfüllten im Berggebiet auch 10 % der intensiv genutzten Naturwiesen diese Vorgaben.

Im Weiteren konnten regionale Unterschiede zwischen den beiden untersuchten biogeographischen Einheiten festgestellt werden. In den ‚Östlichen Zentralalpen‘ lag sowohl die mittlere Artenzahl als auch der Flächenanteil mit Rote-Liste-Arten über dem der ‚Nordalpen‘. Auch beim Anteil der Flächen mit ökologischer Qualität schnitten die ‚Östlichen Zentralalpen‘ etwas besser ab. Die Gründe dafür sind vor allem in der dort durchschnittlich höheren Lage der Versuchsflächen und der damit verbundenen schlechteren Erreichbarkeit zu vermuten (Kampmann *et al.* 2005).

Die hohen Anteile der öAF-Wiesen, deren Artenzusammensetzung den artenreichen Ried-, Mager- und Fettwiesen der Berggebiete entsprachen, lässt darauf schließen, dass öAF im Berggebiet vorwiegend auf Wiesen angelegt wurden, welche bis anhin unverändert traditionell extensiv genutzt wurden. Dies bestätigen Untersuchungen im Tujetsch (GR), in denen Vegetationsaufnahmen aus unterschiedlich genutzten Bergwiesen und –weiden nach 30 Jahren wiederholt wurden. Es wurden keine wesentlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Fettwiesen nachgewiesen; in der Artenzusammensetzung der Magerwiesen fanden lediglich geringfügige Verschiebungen statt, die auf eine veränderte Nutzung zurückzuführen sind (Peter 2005).

Insgesamt kann im Untersuchungsgebiet die These bestätigt werden, dass auf den öAF-Wiesen die Artenvielfalt und damit die ökologischen Funktionen von Lebensräumen mit extensiven Bewirtschaftungsmethoden erhalten werden kann (Baur *et al.* 1997). Vor allem kann in extremen Lagen die extensive Flächenbewirtschaftung aufrecht erhalten werden; dies ist die Voraussetzung für die Erhaltung der traditionell artenreichen Bergwiesentypen. Auf solchen Standorten besteht die Gefahr, dass ohne finanzielle Förderung die Flächennutzung aufgegeben würden und Verbuschung oder Verfilzung der Vegetationsdecke zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen würde.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes ‚Landschaften und Lebensräume der Alpen (NFP 48) durchgeführt. Wir bedanken uns bei Harald Schott und Frank Wiederkehr für die Unterstützung bei den Vegetationsaufnahmen sowie bei den Landwirtinnen und Landwirten in den Untersuchungsgemeinden für die Erlaubnis, auf ihren Wiesen zu arbeiten.

Literatur

- Bätzing W., 1994. Nachhaltige Naturnutzung im Alpenraum - Erfahrungen aus dem Agrarzeitalter als Grundlage einer nachhaltigen Alpen-Entwicklung in der Dienstleistungsgesellschaft. In: Franz H. (Hrsg.) Gefährdung und Schutz der Alpen. Wien, Österreichische Akademie der Wissenschaften. 15-51.
- Baur B., Ewald K.-C., Freyer B. und Erhardt A., 1997. Ökologischer Ausgleich und Biodiversität. Basel, Birkhäuser Verlag AG.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft. SR 910.14.
- Dietl W. und Jorquera M., 2003. Wiesen- und Alpenpflanzen - Erkennen an den Blättern, Freuen an den Blüten. Leopoldsdorf, Österreichischer Agrarverlag.
- Dufrêne M. und Legendre P., 1997. Species assemblances and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67(3). 345-366.
- Hegg O., Feller U., Dähler W. und Scherrer C., 1992. Long term influence of fertilization in a Nardetum. Vegetatio 103. 151-158.

- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. und Wildi O., 2005. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps. (in Vorb.).
- Klötzli F., Landolt E. und Zumbühl G., 1994. Veränderungen im Vegetationsbereich. In Brugger E.A., Furrer G., Messerli B., Messerli P. (Hrsg.), Umbruch im Berggebiet: die Entwicklung des schweizerischen Berggebietes zwischen Eigenständigkeit und Abhängigkeit aus ökonomischer und ökologischer Sicht. Haupt, Bern.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Moser D., Gygay A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. Rote Listen der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, BUWAL.
- Peter M., 2005. Mündliche Mitteilung von Markus Peter, Agroscope FAL Reckenholz.

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann und Suzanne Dreier, Agroscope FAL
Reckenholz, CH-8046 Zürich

10 Biologische Vielfalt von Grasland im ökologischen Ausgleich – ein Paarvergleich

Eva Knop, Regina Jöhl und Felix Herzog

Kehrt die Artenvielfalt auf unsere Wiesen zurück? - Dies das Ziel Extensiv genutzter Wiesen im ökologischen Ausgleich. In drei Fallstudiengebieten wurde mit den vier Indikatorgruppen Gefässpflanzen, Wildbienen, Heuschrecken und Spinnen untersucht, ob dieses Ziel erreicht wird. Dabei wurde die Artenvielfalt der vier Indikatorgruppen auf Extensiv genutzten Wiesen mit derjenigen auf intensiv genutzten Wiesen verglichen. Die Artenvielfalt der Gefässpflanzen, Wildbienen und Heuschrecken war auf öAF-Wiesen signifikant höher. Dies zeigt, dass mit Ausnahme der Spinnen die untersuchten Indikatorgruppen durch die ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden.

Regional war die durchschnittliche Artenvielfalt der Gefässpflanzen und Heuschrecken sehr unterschiedlich. Auch eine Beurteilung der Wiesen nach den Kriterien der Ökoqualitätsverordnung zeigte grosse regionale Unterschiede auf. Sowohl betreff durchschnittlicher Artenvielfalt als auch betreff biologischer Qualität schnitt das ehemals am intensivsten genutzte Fallstudiengebiet am schlechtesten ab. Für eine effiziente Extensivierung müssen somit zusätzlich zur Bewirtschaftung regionale Faktoren wie die Bewirtschaftungsgeschichte, die Landschaftsheterogenität oder der Artenpool berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Europäischen Projekts EASY (Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes) (vgl. Kapitel 11) wurde die Artenvielfalt von vier Indikatorgruppen auf öAF-Wiesen im Vergleich zu konventionell genutzten Wiesen untersucht. Dabei interessierten auf lokaler Ebene die folgenden beiden Fragen: Hat es auf Extensiv genutzten Wiesen eine höhere Artenvielfalt als auf intensiv genutzten Wiesen? Gibt es auf den untersuchten Wiesen Randeffekte? Zusätzlich zu Unterschieden aufgrund der Bewirtschaftung interessierten auch regionale Unterschiede: Ist die Erhöhung der Artenvielfalt durch Extensiv genutzte Wiesen in allen drei Fallstudiengebieten gleich gross? Ist die biologische Qualität der untersuchten Wiesen gemäss den ÖQV-Kriterien in allen drei Fallstudiengebieten gleich? Um den Effekt der Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt von demjenigen der Region möglichst unabhängig anschauen zu können, wurde die Untersuchung in einem Paarvergleich durchgeführt: In jedem Fallstudiengebiet wurden Wiesenpaare ausgewählt, wobei die eine Wiese in einem Paar im ökologischen Ausgleich war, die andere intensiv bewirtschaftet. Zudem waren die beiden gepaarten Wiesen örtlich nicht weit auseinander gelegen. Dadurch hatten sie ähnliche abiotische Bedin-

gungen. Es kann so angenommen werden, dass Unterschiede in der Artenzahl der Indikatorgruppen hauptsächlich aufgrund der Bewirtschaftung sind.

Material und Methoden

Die drei Fallstudiengebiete waren Ruswil/Buttisholz (LU), Flühli (LU) und Bauma (ZH). Pro Fallstudiengebiet wurden je 7 Wiesenpaare ausgewählt. Innerhalb von einem Paar war die eine Wiese seit mindestens 4 Jahren extensiv bewirtschaftet, die andere intensiv genutzt. Drei der untersuchten öAF-Wiesen waren aufgrund eines Missverständnisses anstelle „Extensiv“ „Wenig intensiv bewirtschaftet“. Auf jeder Wiese wurden zwei 100 m lange Transekte gelegt, wobei sich einer am Wiesenrand und der andere in der Wiesenmitte befand. Entlang von jedem Transekt wurde die Artenvielfalt von vier Indikatorgruppen geschätzt.

Die vier Indikatorgruppen umfassten die Gefässpflanzen, die Heuschrecken, die Wildbienen und die Spinnen. Die Artenvielfalt der Gefässpflanzen wurde in 10 Rechtecken (5m*1m) entlang von jedem Transekt kartiert. Die Artenvielfalt der Wildbienen wurde 3 Mal pro Transekt durch Sicht- und Kescherfang geschätzt (Mai, Juni und zwischen Juli und August). Mit den gleichen Methoden wie die Wildbienen wurden die Heuschrecken untersucht, jedoch nur einmal pro Transekt (August). Die Spinnen wurden mit vier Bodenfallen pro Wiese eingefangen, wobei zwei Fallen in der Wiesenmitte aufgestellt wurden und zwei am Wiesenrand. Insgesamt waren die Fallen 6 Wochen geöffnet und wurden dabei wöchentlich geleert. Von den beiden Fallen in der Wiesenmitte, respektive am Wiesenrand, wurde jeweils nur eine Falle ausgewertet. Alle Daten wurden im Sommer 2003 erhoben.

Die Daten wurden mit einer Varianzanalyse ausgewertet und auf die drei Effekte „Bewirtschaftung“ (intensiv versus Extensiv genutzte Wiese), „Position“ (Wiesenrand versus Wiesenmitte) und „Region“ (Fallstudiengebiet: Bauma, Ruswil/Buttisholz und Flühli) getestet.

Einfluss extensiver Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt

Für alle Indikatorgruppen wurde eine höhere Artenvielfalt auf Extensiv genutzten Wiesen erwartet. Die Resultate der Gefässpflanzen, Wildbienen und Heuschrecken entsprechen den Erwartungen, diejenigen der Spinnen nicht (Abb.1). Zudem zeigt die Varianzanalyse, dass der Effekt „Bewirtschaftung“ für diese 3 Indikatorgruppen signifikant ist (Tab.1).

Die starke Abhängigkeit der Indikatorgruppen von Düngung und Mähregime einer Wiese kann teilweise erklären, warum auf Extensiv genutzten Wiesen eine höhere Artenzahl gefunden wurde. Daher wird im folgenden der Einfluss der Düngung und des Mähregimes für die einzelnen Indikatorgruppen kurz erläutert:

Einfluss von Düngung auf die Indikatorgruppen

Für alle Indikatorgruppen ist bekannt, dass ihre Artenvielfalt auf intensiv gedüngten Wiesen abnimmt. Als Folge intensiver Düngung verdrängen konkurrenzstarke Pflanzenarten die Schwächeren, so dass eine artenarme Pflanzengesellschaft entsteht (Rajaniemi 2002). Dadurch nimmt auch die Artenvielfalt der Wildbienen ab, da ihnen die Nahrungsgrundlage fehlt (Westrich 1989, Gathmann *et al.* 1994). Mit der Entstehung einer artenarmen Pflanzengesellschaft verändert sich auch die Vegetationsstruktur und das bodennahe Mikroklima. Diese beiden Faktoren zählen zu den Hauptgründen, warum die Artenvielfalt der Heuschrecken und Spinnen auf intensiv gedüngten Wiesen abnimmt (Kajak 1981, Detzel 1998).

Einfluss von Mähregime auf die Indikatorgruppen

Betreff Mähregime reagieren nicht alle Indikatorgruppen gleich, den einen nützt der späte Schnitt Extensiv genutzter Wiesen im ökologischen Ausgleich, bei den anderen ist die Schnitthäufigkeit entscheidender. Viele Gefäßpflanzen profitieren für das Absamen vom späteren Schnitttermin Extensiv genutzter Wiesen. Auch für die Wildbienen ist das verzögerte Mahdereignis vorteilhaft, da die Blüten der Pflanzen ihre Nahrungsgrundlage sind (Westrich 1989). Im Gegensatz zu den Pflanzen und Wildbienen jedoch hat der späte Schnitttermin auf die Heuschrecken keinen direkten Einfluss: Aufgrund der Mobilität der Larven sind die Heuschrecken fähig, auch schon ein frühes Mahdereignis zu überstehen und bis zum Nachwachsen der Wiese auf angrenzende Wiesen auszuweichen (Detzel 1985). Entscheidender als der Schnitttermin ist bei den Heuschrecken die Schnitthäufigkeit und die Mähtechnik (Oppermann und Krismann 2001). Auch für die Spinnen ist betreff Mähregime ein später Schnitttermin nicht ausschlaggebend. Vielmehr reduzieren zahlreiche Mahdereignisse die Vielfalt der Spinnen. Mit jedem Schnitt werden Vegetationsstruktur und Mikroklima zerstört oder verändert. Da Spinnen von diesen beiden Faktoren sehr stark abhängig sind, folgt einer intensiven Nutzung ein Artenverlust (Bell *et al.* 2001). Auch wenn auf Extensiv genutzten Wiesen der Schnitttermin später als auf intensiv bewirtschafteten Wiesen ist, so ist die Schnitthäufigkeit auf Extensiv genutzten Wiesen nicht limitiert. Dies könnte ein Grund sein, warum wir keinen Unterschied betreff Spinnenartenvielfalt auf den unterschiedlichen Bewirtschaftungstypen gefunden haben.

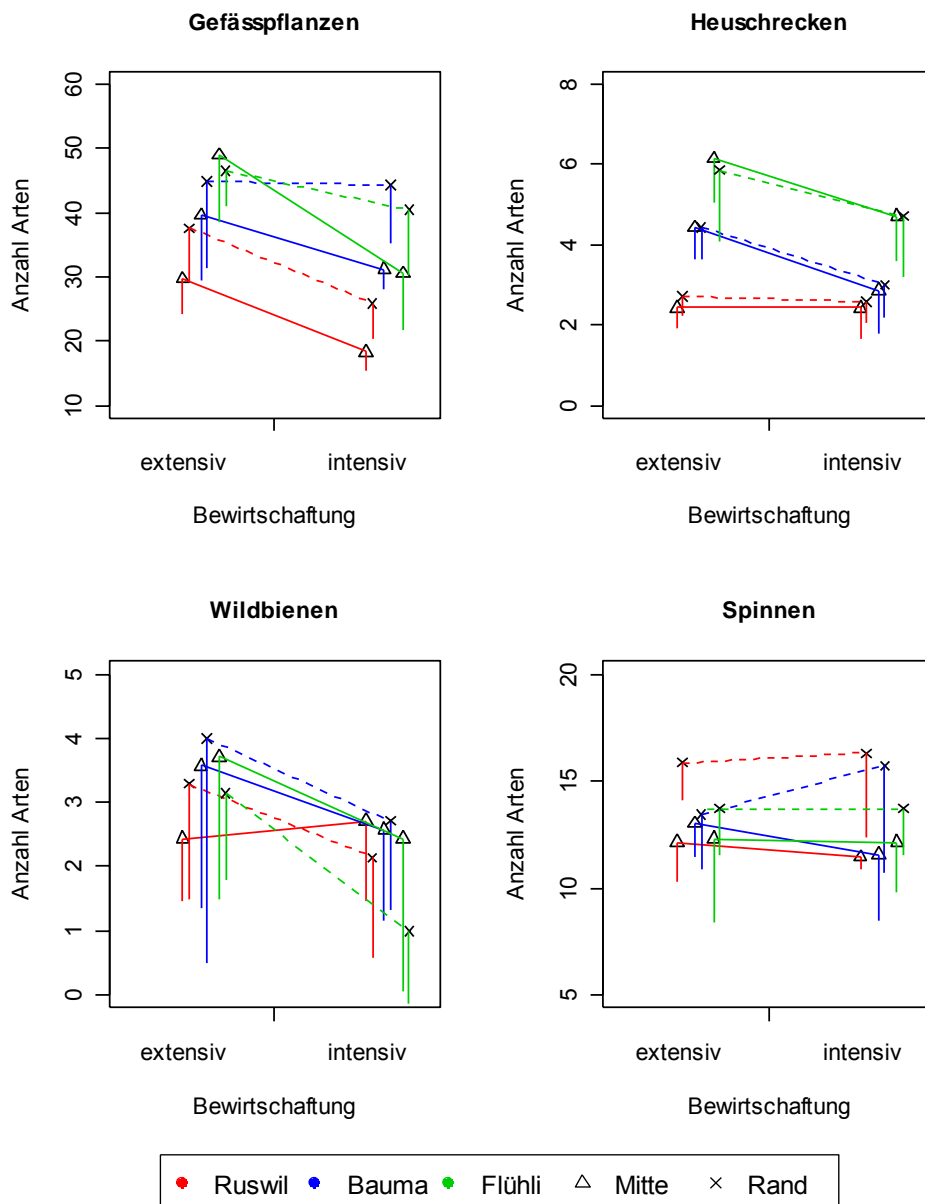


Abbildung 1: Durchschnitt und Standardabweichung der Artenzahlen von Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Wildbienen und Spinnen, aufgeteilt nach Fallstudiengebiet (rot=Ruswil/Buttisholz, blau=Bauma, grün=Flühli), Bewirtschaftungsform und Position auf der Wiese (Dreieck=Mitte, Kreuz=Rand) (n = 7 für alle Durchschnitte). Die Linien verbinden die beiden Mittelwerte von extensiver, respektive intensiver Bewirtschaftung, aufgeteilt nach Fallstudiengebiet und Position auf der Wiese (durchgezogen=Mitte, unterbrochen=Rand). Zwei gekreuzte Linien stellen eine Interaktion der Varianzanalyse dar, deren Signifikanz der Tabelle 1 entnommen werden kann.

Tabelle 1: Ergebnisse der Varianzanalyse mit der die Effekte von Fallstudiengebiet (Region), Bewirtschaftung (Bew.) und Wiesenrand (Position) auf die Artenzahl getestet wurde.

Effekt	Pflanzen		Heuschrecken		Bienen		Spinnen		
	Df	F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert
Region	2	14,62	0,000	27,77	0,000	0,78	0,474	0,54	0,589
Paar (n = 21)	18								
Bew.	1	25,15	0,000	41,16	0,000	8,48	0,009	0,00	0,973
Region x Bew.	2	2,14	0,147	9,08	0,002	1,55	0,239	0,04	0,957
Wiese (n = 42)	18								
Position	1	30,88	0,000	0,16	0,690	1,06	0,311	21,72	0,000
Region x Position	2	1,40	0,260	0,56	0,579	1,48	0,241	1,78	0,183
Bew. x Position	1	7,58	0,009	0,08	0,775	2,07	0,159	1,81	0,187
Region x Bew.x Position	2	1,32	0,280	0,13	0,878	0,83	0,444	0,93	0,405
Position (n = 84)	36								

Df: Freiheitsgrade

Randeffekte auf den Wiesen

Von allen Indikatorgruppen wurde erwartet, dass mehr Arten am Wiesenrand gefunden werden, d.h., dass ein Randeffekt vorhanden ist. Randeffekte kommen unter anderem dadurch zustande, dass sich Flora und Fauna von einem angrenzenden, artenreichen Habitat aus in die Wiese ausbreiten (Dennis und Fry 1992, Marshall und Moonen 2002).

Entgegen unserer Erwartungen haben wir nur für die Spinnen und Pflanzen signifikante Randeffekte gefunden. Die Artenvielfalt von Heuschrecken und Wildbienen innerhalb von einer Wiese variierte nicht (Abb.1, Tab.1). Vermutlich sind diese beiden Indikatorgruppen zu mobil, um einen Randeffekt zu erzeugen.

Der hohe Anteil an untersuchten Randtransekten, die in dieser Studie an Waldgrenzen (30%), könnte eine Ursache für den starken Randeffekt bei den Spinnen sein, denn Waldränder sind für eine hohe Spinnenvielfalt bekannt (Baldissera *et al.* 2004).

Regionaler Einfluss auf die Artenvielfalt

Die durchschnittliche Artenvielfalt auf den untersuchten Wiesen war für Heuschrecken und Gefäßpflanzen je nach Fallstudiengebiet unterschiedlich hoch. Signifikant am wenigsten Pflanzen- und Heuschreckenarten wurden in Ruswil/Buttisholz gefunden, sowohl auf Extensiv, als auch auf intensiv genutzten Wiesen (Abb.1, Tab.1). Auch war

der Unterschied zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung für die Heuschrecken in Ruswil/Buttisholz signifikant geringer als in den beiden anderen Fallstudiengebieten. Dies zeigt die Varianzanalyse dadurch, dass die Interaktion Region \times Bewirtschaftung für Heuschrecken signifikant ist (Tab.1).

Zusätzlich zur Artenvielfalt wurde die biologische Qualität der Wiesen aufgrund der Ökoqualitätsverordnung (ÖQV) beurteilt. Auch dabei gibt es starke regionale Unterschiede: In Ruswil/Buttisholz genügten nur 14 % der untersuchten öAF-Wiesen den ÖQV-Kriterien, in Bauma hingegen 43 % und in Flühli sogar 86 %.

Diese Resultate zeigen, dass zusätzlich zur Bewirtschaftung einer Wiese auch regionale Faktoren die gefundene Artenvielfalt bestimmen. Zu den regionalen Faktoren zählen der regionale Artenpool (Partel *et al.* 1996), die Bewirtschaftungsgeschichte einer Region (Poschlod und Wallis de Vries 2002) oder die Landschaftsheterogenität (Benton *et al.* 2003). Ruswil/Buttisholz ist das tiefstgelegene und flachste der drei Fallstudiengebiete und wurde somit in der Vergangenheit am intensivsten genutzt. In Ruswil/Buttisholz findet daher wahrscheinlich aufgrund der Bewirtschaftungsgeschichte die Extensivierung viel langsamer statt. Zudem fehlt in diesem Fallstudiengebiet wahrscheinlich teilweise der regionale Artenpool, so dass sich die ursprüngliche Artenvielfalt nur mit zusätzlichen Massnahmen in absehbarer Zeit erholen kann.



Abbildung 2: Die Kleine Goldschrecke (*Chrysochraon brachyptera*) ist eine typische Heuschreckenart von extensiv genutztem Grasland. In dieser Studie wurde sie ausschließlich auf Extensiv genutzten Wiesen im ökologischen Ausgleich gefunden.

Schlussfolgerungen

Die Artenzahl aller Indikatorgruppen ausser der Spinnen war auf öAF-Wiesen signifikant höher. Dies zeigt, dass mit Ausnahme der Spinnen, die untersuchten Indikatorgruppen durch die ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden.

Dennoch sind die Artenzahlen der Indikatorgruppen auf den öAF-Wiesen zur Zeit noch unbefriedigend. Dieser Zustand könnte vermutlich mit weiteren Massnahmen betreff Nutzungsintensität Extensiv genutzter Wiesen verbessert werden: Nicht nur der Zeitpunkt vom ersten Schnitt sollte auf Extensiv genutzten Wiesen vorgeschrieben sein, sondern auch die Anzahl der darauffolgenden Schnitte. Eine nachhaltige Mähtechnik würde zusätzlich gewissen Arten ermöglichen, ein Mahdereignis besser zu überleben.

Regional war sowohl die durchschnittliche Artenzahl von Gefässpflanzen und Heuschrecken als auch die biologische Qualität der öAF-Wiesen sehr unterschiedlich. Dabei schnitt immer das früher sehr intensiv genutzte Fallstudiengebiet Ruswil/Buttisholz am schlechtesten ab. Zudem war Ruswil/Buttisholz das einzige Fallstudiengebiet, wo die Heuschreckenvielfalt auf öAF-Wiesen nicht erhöht war. Für eine effiziente Extensivierung müssen somit zusätzlich zur Bewirtschaftung regionale Faktoren wie die Bewirtschaftungsgeschichte, die Landschaftsheterogenität oder der Artenpool berücksichtigt werden. Auch sollte der Erhaltung von bereits existierendem, artenreichem Grasland hohe Priorität gegeben werden, damit in Zukunft der Artenpool für die Wiederherstellung von artenreichem Grasland garantiert ist. Zukünftige Forschung ist jedoch nötig, um den genauen Einfluss von Bewirtschaftungsgeschichte, Landschaftsheterogenität und regionalem Artenpool abzuschätzen.

Danksagung

Herzlicher Dank geht an Peter Duelli, Thomas Walter und Philippe Jeanneret für ihre Ratschläge betreff Datenaufnahme. Herzlich danken möchten wir auch Lindsay Turnbull und Andy Hector für ihre Unterstützung bei der Auswertung der Daten. Auch möchten wir allen danken, die bei der Datenaufnahme mitgeholfen haben. Spezieller Dank geht an Suzanne Dreier, Sabine Oertli, Andreas Müller, Stephan Bosshart und Xaver Heer. Auch möchten wir allen Landwirten für ihre Kooperation danken. Die Studie wurde im Rahmen vom europäischen Forschungsprojekt "Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes" (EASY) gemacht. Finanziert wird EASY von der europäischen Kommission (QLRT-2001-01495) und dem Bundesamt für Bildung und Wissenschaft (01.0524-2).

Literatur

- Baldissera R., Ganade G. und Fontoura S.-B., 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. *Biological Conservation* 118, 403-409.
- Bell J.-R., Wheeler C.-P. und Cullen W.-R., 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255, 377-387.

- Benton T.-G., Vickery J.-A. und Wilson J.-D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Dennis P. und Fry G.L.A., 1992. Field margins – can they enhance natural enemy population-densities and general arthropod diversity on farmland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 40, 95-115.
- Detzel P., 1985. Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. *Veröffentlichung Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württembergs*, 345-360.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Gathmann A., Greiler H.-J. und Tschamntke T., 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields – succession and body-size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98, 8-14.
- Kajak A., 1981. Analysis of the effect of mineral fertilization on the meadow spider community. *Ekologia Polska-Polish Journal of Ecology* 29, 313-326.
- Marshall E.-J.-R. und Moonen A.-C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89, 5-21.
- Oppermann R. und Krismann A., 2001. Naturverträgliche Mähtechnik und Populationssicherung. BfN-Skripten 54. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Singen.
- Partel M., Zobel M., Zobel K. und van der Maarel E., 1996. The species pool and its relation to species richness: Evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75, 111-117.
- Poschold P. und Wallis De Vries M.-F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361-376.
- Rajaniemi T.-K., 2002. Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology* 90, 316-324.
- Westrich P., 1989. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Stuttgart.

Eva Knop, Regina Jöhl und Felix Herzog, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

11 Setting the Swiss ECA approach in the European context

David Kleijn

Ecological compensation areas (ECA) can be regarded as a form of agri-environment programme implemented in the European Union. The evaluation of the effectiveness of such programmes is difficult and scientific studies are scarce. In Switzerland, comparatively more information is available than in most other European countries. On average, the evaluation of the Swiss ECA programme shows slightly better results than the evaluations available from the other European countries.

Background

In 1992, just prior to the start of the reform of the Swiss agricultural policy in 1993 and the first introduction of ecological compensation areas (ECA), the European Union introduced EEC Regulation 2078/92, which provided a framework for the implementation of agri-environment programs in EU member states. However, a number of countries already had agri-environment programs preceding this regulation, some as early as 1972 (Austria) and 1981 (The Netherlands). In a limited number of countries the introduction of agri-environment programs was accompanied by studies monitoring the impact of schemes. A comparison of the results of these studies with those performed in Switzerland may help interpret and understand the significance of the results of the Swiss evaluation program. This chapter describes briefly the design of the EU agri-environment programs and the differences with the Swiss program. The nature of evaluation studies implemented in the EU is discussed and compared with those performed in Switzerland. Finally, the main outcomes of studies evaluating the effectiveness of agri-environment schemes in EU countries are compared with the achievements of the Swiss program.

EU agri-environment programs

EEC Regulation 2078/92 (later integrated into Regulation 1257/1999) makes possible to grant of EU co-funding aid (50-75% of total costs) for nationally implemented schemes that seek to encourage environmentally friendly forms of farming. The type of activities that might be eligible for funding includes measures that aim to (Buller *et al.* 2000):

- reduce the use of agrochemicals;
- promote more extensive forms of arable farming including conversion of arable land to extensive grassland;
- reduce stocking rates;
- use alternative farming practices that are more environmentally friendly, maintain the countryside or maintain local and endangered animal breeds;
- ensure upkeep of abandoned farmland or woodlands;
- set-aside farmland for at least 20 years for environmental purposes;
- manage land for public access and leisure activities;

Additionally, aid may be given to improve the training of farmers with regard to farming or forestry practices compatible with the environment or for demonstration projects.

Agri-environment programs in individual countries usually consist of different schemes that address only a selection of above-mentioned objectives. Member states were free to introduce only schemes they considered relevant and national programs largely reflect the main agriculture related, environmental, ecological and socio-economic problems in each country, as well as the national political situation. In some countries the programs are geared towards one specific objective (e.g. reduction in agrochemical emissions in Germany and Denmark, agricultural land abandonment in France), whereas in other countries programs address a much wider variety of objectives.

Participation to schemes is on a voluntary basis, but once a farmer has entered a scheme he has to follow the prescriptions for the duration of the contract period, usually five or six years. At the end of the contract period the farmer is free to decide whether to continue for another term or not.

EU agri-environmental subsidies aim to compensate farmers for any loss of income associated with scheme prescriptions. Usually, the average loss of income resulting from the set of prescriptions that make up a scheme is calculated. In theory, these schemes therefore provide alternative rather than additional income. However, in many countries farmers who adhere to minimum requirements with respect to the environment qualify for basic agri-environmental subsidies. In extensively farmed areas farmers have to modify their farming practices not at all or only to a limited extent to qualify so that uptake is particularly high in these areas (Osterburg 2001).

Quite a number of schemes, especially those targeted at biodiversity conservation, are not open to all farmers within a country, as is the case in Swiss scheme, but only to

those farming in certain areas. These so-called Environmentally Sensitive Areas (ESAs) are designated by governmental institutions based on, for instance, their high biodiversity values or their sensitivity to agrochemical emissions. In this way national governments aim to apply schemes only where they can expect to have the maximum effect.

Finally, most agri-environment schemes throughout Europe have in common that the general assumption is that they conserve or promote landscape diversity, biodiversity or specific species (groups). However, specific targets or aims addressed by the schemes are rarely mentioned (Anonymous 1998) making it difficult to objectively test the effectiveness of the schemes. In this respect the Swiss program stands out positively in that it has specific goals. By 2005, natural biodiversity should be enhanced and, second, agro-biodiversity should be preserved or, more precisely, endangered species should have stable or expanding population sizes (Chapter 1, Forni *et al.* 1999, Herzog *et al.* in press).

Comparing the ecological effects of Swiss and EU agri-environment schemes

In Switzerland there has been an extensive evaluation of the species richness and composition of a range of species groups on ECA land. The outcome is summarised in this report. It shows a moderate success, ECA contributing to sustain biodiversity in the Swiss agricultural landscapes.

A long-term comprehensive program evaluating the biodiversity effects of the agri-environment program, such as the Swiss Evaluation Program, does not exist in any of the EU countries with the exception of the ongoing Finnish 'MYTVAS II' evaluation program. In most EU countries the ecological effects of the national agri-environment programs are not evaluated at all (Kleijn and Sutherland 2003). In Portugal, Germany and Ireland a limited number of evaluation studies have been done and only in the Netherlands and the United Kingdom an extensive number of evaluation studies are available representing a sampling effort comparable to that in Switzerland. However, in these countries, most studies have in common that they were carried out in isolation, having unique designs and methods for data collection and analysis even when they were performed on the same species group. A direct comparison or an integrated analysis of the results of different studies is therefore impossible (e.g. Wymenga *et al.* 1996). As a result, no general conclusions can be drawn about the quality of the botanical or faunistic communities on land with agri-environment schemes.

Assessing the quality of ECA land, does not give a conclusive answer whether the (increased) species composition was the result of ECA management. For example,

plant or animal communities on ECA land could have been diverse already at the start of the scheme. To unequivocally determine whether ECA management contributes to the conservation or promotion of (endangered) species one first needs to know what species occurred at the start of the scheme and then monitor species richness and abundance in the years following the introduction of the scheme. Second, one needs to know how species richness would have developed without implementation of the schemes in order to separate the effects of the scheme from fluctuations in species richness due to climate or other unrelated factors. Third, these trends in species richness or abundance should be studied in a number of areas to facilitate statistical analysis of the data, so that some measure of reliability of the results can be given (Kleijn and Sutherland 2003). In absence of baseline data or time series, the best possible approach is to compare paired fields that are similar with respect to environmental conditions and differ only with respect to whether schemes have been applied or not (e.g. Kleijn *et al.* 2001), although this doesn't entirely solve the problem of systematic differences in initial conditions on scheme and control fields (see Willems *et al.* 2004).

Very little studies qualify with respect to these requirements, both inside Switzerland and outside. Table 1 compares the results of Swiss and EU studies that included controls and subjected the data to some form of statistical analysis. Table 1 suggests that in Switzerland more positive effects of agri-environment schemes have been observed than in other European countries. However, this is partly due to the high proportion of Swiss studies on arthropods, a species group that is relatively easily enhanced by agri-environment schemes (Kleijn and Sutherland 2003). Noteworthy are the occasional positive effects observed (see e.g. Chapters 5, 6). Although the political objective, that the loss of threatened species should be stopped and that they should be able to spread again (Chapter 1, Tab. 1) has not been reached, the international comparison shows that outside Switzerland, other than birds species, red-list species have hardly been observed on agricultural land with agri-environment schemes at all.

Table 1: The qualitative results of studies evaluating the effects of agri-environment schemes on plants, birds and arthropods in Switzerland (5 studies) and the EU (46 studies). Only studies that had controls and subjected the data to statistical analysis are included. Data from Kleijn and Sutherland (2003) and Knop *et al.* (this volume).

	Plants	Birds	Arthropods	Total (%)
Switzerland				
positive	1	1	4	67
neutral	0	1	1	22
positive and negativ	0	1	0	11
negative	0	0	0	0
EU				
positive	6	3	9	39
neutral	6	4	3	28
positive and negative	0	8	3	24
negative	2	2	0	9

Conclusions

Biodiversity on Swiss agricultural land with agri-environment schemes seems to be somewhat higher than in comparable habitats in north-western Europe. The Swiss program monitoring biodiversity on land with agri-environment schemes is probably the most elaborate in Europe and currently a clear picture exist of the biodiversity values on ECA land on the Swiss plateau. Less effort has gone into studies that examine the ecological effects of schemes by comparing biodiversity on scheme and control land using scientifically sound study designs. A qualitative comparison of the small number of studies that are currently available suggest that Swiss ECA scheme might be performing marginally better than their counterparts in EU countries. There is an urgent need for more information on the mechanisms that constrain the effectiveness of agri-environment schemes, particularly for birds and plants. Farmers' attitudes need to be taken into account (e.g. Schmitzberger *et al.* in press) as well as regional factors. Also, programmes that aim at biodiversity at large will always favour some species (groups) but not others. If specific species (groups) are to be enhanced, those programmes need to be topped by additional, targeted measures.

In 1989 the Swiss ECA programme was integrated into the cross compliance mechanism, which requires Swiss farmers not only to dedicate 7 % of their land to ECA but also to balance nutrient budgets at the farm level, to observe minimum requirements for soil protection and crop rotation, etc. in order to qualify for financial government support. A similar change of policy takes place in the European Union in 2005, with the in-

roduction of single farming payments linked to cross compliance conditions which mostly require the implementation of good farming practices.

Literatuur

- Anonymous, 1998. State of application of regulation (EEC) n° 2078/92 : evaluation of agri-environment programmes, VI/7655/98, 9.11.1998. Working document. European Community, Brussels, Belgium. Available from http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/text_en.pdf (accessed November 2002).
- Buller H., Wilson G.-A. and Höll A., 2000. Introduction: the emergence of Regulation 2078/92. In: Agri-environmental policy in the European Union. Ashgate, Aldershot, United Kingdom, 1-8.
- Forni D., Gujer H.-U., Nyffenegger L., Vogel S. and Gantner U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6(3), 107-110.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. and Walter T., in press. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. and Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Kleijn D. and Sutherland W.-J., 2003. How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
- Osterburg B., 2001. Agri-environmental programs and the use of soil conservation measures in Germany. In: *Sustaining the global farm*. International Soil Conservation Organization/USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory/Purdue University, West Lafayette, 112-118.
- Schmitzberger I., Wrška T., Steurer B., Aschenbrenner G., Peterseil J. and Zechmeister H.-G., in press. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*.
- Willems F., Breeuwer A., Foppen R., Teunissen W., Goedhart P., Schekkerman H., Kleijn D. and Berendse F., 2004. Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: effecten op weidevogeldichtheden. Rapport 2004/02 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Wageningen University and Research Centre.
- Wymenga E., Jalving R. and Ter Stege E., 1996. Vegetatie en weidevogels in relatienotagebieden in Nederland: een tussentijdse analyse van de natuurwetenschappelijke resultaten van beheersovereenkomsten in Nederlandse relatienotagebieden. LBL-publikatie 89, A&W-rapport 127. Altenburg and Wymenga, Veenwouden/ Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht.

David Kleijn, Nature Conservation and Plant Ecology Group, Wageningen University, Bornsesteeg 69, NL-6708 PD, Wageningen

12 Bedeutung von ökologischen Ausgleichsflächen für das Landschaftsbild

Beatrice Schüpbach

Die „Pflege der Kulturlandschaft“ ist eine gesetzlich festgeschriebene Aufgabe der Landwirtschaft. Mit der finanziellen Abgeltung von ökologischen Ausgleichsflächen wird die Möglichkeit geschaffen, traditionelle Landschaftselemente, zu erhalten und neue Landschaftselemente wie zum Beispiel Buntbrachen anzulegen. Die „Pflege der Kulturlandschaft“ spricht unter anderem auch die Schönheit des Landschaftsbildes an. Deshalb wurde auf der Basis einer Expertenbefragung und einer GIS-gestützten Landschaftsbildbewertung der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild untersucht. Die Resultate zeigten, dass dieser gering, statistisch aber nachweisbar ist. Dabei haben traditionelle Landschaftselemente wie Hecken und Hochstamm-Obstgärten tendenziell einen stärkeren positiven Einfluss auf das Landschaftsbild als Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen.

Die „Pflege der Kulturlandschaft“ ist gemäss Artikel 1, Absatz c des Landwirtschaftsgesetzes eines der Ziele der Landwirtschaft. Eine UNIVOX-Befragung ergab, dass für Schweizerinnen und Schweizer die Schönheit der Landschaft ein wichtiges oder gar ein sehr wichtiges Kriterium für die Auswahl des Ausflugszieles ist (GfS-Forschungsinstitut 2002). Ein guter Grund, der Pflege der Kulturlandschaft besondere Beachtung zu schenken und den Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild zu untersuchen (Schüpbach 2001).

Für diese Untersuchung wurde das breit gefasste Ziel „Pflege der Kulturlandschaft“ konkretisiert; auf der Ebene der Landschaftselemente wurden darunter folgende Ziele verstanden:

- Erhaltung von traditionellen Landschaftselementen wie Hochstamm-Obstgärten und Hecken.
- Förderung von strukturreichen Landschaftselementen wie Buntbrachen.
- Erhaltung und Förderung von naturnahen Landschaftselementen wie Extensiv genutzten Wiesen und Streuwiesen.

Der Wunsch, den Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild abzuschätzen, setzt die Bewertung des Landschaftsbildes voraus. Dazu gibt es eine Vielzahl von Methoden, die sich auf zwei grundsätzlich verschiedene Konzepte zurückführen lassen: Einerseits gibt es die laienorientierten Bewertungsmethoden und

Bewertungsansätze (z.B. Bauer *et al.* 1979, Hunziker 2000), die auf einer grossen Zahl von Befragungstechniken (Atteslander 1995) basieren. Andererseits gibt es diverse expertenorientierte Bewertungsmethoden, die auf einem von Experten zusammengestellten Kriterienkatalog basieren (z.B. Grosjean 1986, Hoisl *et al.* 1989, Perpeet 1992, Zusammenstellungen von Methoden in Schwan 1990, Schüpbach 2000). Beide Ansätze haben ihre Vor- und Nachteile, eine Diskussion darüber findet sich in der Literatur (z.B. Harfst 1980, Schöppner 1985, Schwan 1990). Ein wesentlicher Nachteil der laienorientierten Bewertungsmethoden ist der grosse Zeit- und Arbeitsaufwand für die Durchführung und Auswertung einer (repräsentativen) Befragung.

In dieser Studie wurde der Aufwand etwas reduziert, indem losgelöst von einem realen Landschaftsbild abgeschätzt wurde, auf welche Bereiche des Landschaftserlebnisses die ökologischen Ausgleichsflächen eine Wirkung haben können. Dies geschah mit Hilfe von ausgewählten Kriterien aus verschiedenen bestehenden Bewertungsmethoden in Form einer Expertenbefragung. Da diese Expertenbefragung nicht sehr umfangreich war, wurde noch ein zweiter Ansatz gewählt: Die drei Fallstudiengebiete des Evaluationsprojektes Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz wurden mit der Methode von Hoisl *et al.* (1989) bewertet.

Material und Methoden

Expertenbefragung zur Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen

Das Ziel der Expertenbefragung war, die Erlebniswirksamkeit von ökologischen Ausgleichsflächen in ihrem aktuellen Zustand zu beurteilen. Dazu wurden aus der Bewertungsmethode von Perpeet (1992), den Arbeiten von Winkelbrandt und Peper (1989), sowie von Krause und Klöppel (1996) Beurteilungskriterien zusammengestellt. In einem ersten Schritt wurden aus der Kriterienliste von Perpeet (1992) jene Kriterien ausgewählt, die losgelöst von der realen Landschaft beurteilt werden können und bei denen sichergestellt werden kann, dass sich die Beurteilung auf die ökologischen Ausgleichsflächen selber bzw. auf deren Kontrast zu ihrer Umgebung bezieht. Diese Bedingungen erfüllen vor allem die Kriterien, welche die jahreszeitlichen Aspekte der Landschaft beurteilen sowie ein Kriterium, das sich auf die Raumwirkung der Landschaft bezieht.

Aus Arbeiten von Winkelbrandt und Peper (1989) bzw. Krause und Klöppel (1996), die zur Beurteilung von Baumbeständen erarbeitet worden waren, wurden Kriterien wie Farbenvielfalt (Stamm, Blüten, Früchte und Grüntöne der Blätter), Hell- Dunkelmuster, Anordnung der Bäume sowie Schichtstruktur (Unterschiedliche Höhe) der Vegetation ergänzt. Für die Beurteilung ihrer Kriterien unterscheiden Krause und Klöppel (1996)

zwischen Mikroebene (0 – 100 m), Mesoebene (100 – 500 m) und Makroebene (über 500 m). Für die Fragestellung der ökologischen Ausgleichsflächen wurde zwischen der Mikroebene (d.h. in wie weit erfüllt die einzelne ökologische Ausgleichsfläche die Kriterien in sich selber) und der Mesoebene (d.h. in wie weit unterscheidet sich die ökologische Ausgleichsfläche bezüglich der Kriterien von ihrer Umgebung) unterschieden. Außerdem wurde in Anlehnung an Winkelbrandt und Peper (1989) die Einschätzung der ökologischen Ausgleichsflächen für die vier Jahreszeiten einzeln vorgenommen. Dadurch konnten wesentliche Aspekte der Strukturierung der Vegetation von Wiesen und Buntbrachen sowie deren Farbenvielfalt von Blüten berücksichtigt werden.

Zur Vereinfachung der Interpretation wurden die Kriterien nach der Auswertung in zwei Gruppen zusammengefasst: Die eine Gruppe von Kriterien beurteilt Farbunterschiede und misst den Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft, vergleichbar zum Erlebnissfaktor ‚Naturnähe‘ der Methode Hoisl *et al.* (1989). Die zweite Gruppe von Kriterien beurteilt die Strukturierung und Gliederung der Elemente selber oder die Gliederung der Landschaft durch die zu beurteilenden Elemente. Sie sind vergleichbar mit dem Erlebnissfaktor ‚Vielfalt‘ der Methode Hoisl *et al.* (1989) und messen den Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft. In Tabelle 1 sind die Kriterien zusammengestellt und am Beispiel der Extensiv genutzten Wiesen die Bewertung einer Expertin eingefüllt.

Die Bewertung mit Hilfe der in Tabelle zusammengestellten Kriterien wurde von fünf Expertinnen und einem Experten durchgeführt. Bewertungsobjekte waren diejenigen Typen von ökologischen Ausgleichsflächen, die im Evaluationsprojekt untersucht werden. Es sind dies: Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typen 1 und 4), Streueflächen (Typ 5), Buntbrachen (Typ 7a), Hochstamm-Obstgärten (Typ 8), Hecken und Feldgehölze (Typ 10) sowie zusätzlich Einzelbäume (Typ 9). Bei der Bewertung wurde für jeden der oben aufgezählten Typen pro Kriterium und Jahreszeit ein Werte zwischen 0 und 3 eingesetzt, wobei 0 ‚kein Beitrag‘, 1 ‚geringer Beitrag‘, 2 ‚mässiger Beitrag‘ und 3 ‚deutlicher Beitrag‘ bedeutet. Die Expertinnen und Experten setzten sich entweder beruflich mit Landschaftsästhetik auseinander und sind demzufolge mit deren Hintergründen und Theorien vertraut, oder sie befassen sich beruflich mit der Kartierung und Bewertung von ökologischen Ausgleichsflächen und sind deshalb mit deren Aussehen und Qualität vertraut.

Tabelle 1: Kriterienliste zur Bewertung des Beitrags der ökologischen Ausgleichsflächen zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft am Beispiel der Extensiv genutzten Wiesen.

Ökologische Ausgleichsflächen zeichnen sich aus durch:	Extensiv genutzte Wiesen							
	Wiese in sich selber				Wiese zur Umgebung			
	Jahreszeit				Jahreszeit			
	F	S	H	W	F	S	H	W
a) Naturnähe								
Blütenfarben sichtbar	1	2	1	0	2	2	2	0
Farbige Früchte vorhanden	0	0	0	0	0	0	0	0
Farbenvielfalt durch Blattverfärbung	0	0	0	0	0	0	0	0
Grünunterschiede vorhanden (Gräser, Kräuter oder Laub)	1	2	2	1	1	1	1	1
Vegetationsentwicklung unterschiedlich weit fortgeschritten	2	1	1	0	1	2	1	0
b) Vielfalt								
Schichtstruktur der Vegetation	2	1	1	0	1	2	1	0
Schattige bzw. sonnige Plätze aufsuchbar (Hell- Dunkelmuster)	0	0	0	0	0	0	0	0
Sichere Orientierung möglich	0	0	0	0	0	1	0	0

F= Frühling, S= Sommer, H= Herbst, W= Winter. 0: ‚Kein Beitrag‘, 1: ‚Geringer Beitrag‘, 2: ‚Mässiger Beitrag‘, 3: ‚Deutlicher Beitrag‘.

Bewertung des Landschaftsbildes der drei Fallstudiengebiete mit der Methode von Hoisl *et al.* (1989)

Zur Beurteilung des Einflusses der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild wurde das Verfahren zur landschaftsästhetischen Vorbilanz von Hoisl *et al.* (1989), das auf den drei Erlebnisfaktoren ‚Vielfalt‘, ‚Naturnähe‘ und ‚Eigenart‘ basiert, in vereinfachter Form angewendet (Schüpbach 2001, 2003). Als Bewertungseinheit wurde pro Fallstudiengebiet je ein regelmässiges Gitternetz von 500 m x 500 m Seitenlänge (25 ha) definiert. Anschliessend wurden für jedes Rasterquadrat die Erlebnisfaktoren ‚Vielfalt‘ und ‚Naturnähe‘ vollständig berechnet, d.h. es wurden zunächst alle Landschaftselemente, die zur Höhe des Wertes des jeweiligen Erlebnisfaktors beitragen, berücksichtigt. In einem zweiten Schritt wurden die beiden Erlebnisfaktoren ‚Vielfalt‘ und ‚Naturnähe‘ ohne Berücksichtigung der ökologischen Ausgleichsflächen berechnet. Die Werte der beiden Erlebnisfaktoren aus den beiden unterschiedlichen Berechnungsarten wurden mit statistischen Tests verglichen. Auf dieser Basis wurde entschieden, ob es zwischen einer Landschaft mit ökologischen Ausgleichsflächen und einer solchen ohne ökologische Ausgleichsflächen bezüglich des Landschaftsbildes einen Unterschied gibt oder nicht. Datengrundlagen dazu waren die digitalen Landnutzungskarten des Jahres

2000 in den drei Fallstudiengebieten. Die Details zur Berechnung der beiden Erlebnismfaktoren sind bei Schüpbach (2001, 2003) beschrieben.

Statistische Methoden

Um statistisch nachzuweisen, ob sich eine Landschaft mit ökologischen Ausgleichsflächen von einer Landschaft ohne ökologische Ausgleichsflächen bezüglich Landschaftsbild unterscheidet, wurden für die Werte der beiden Erlebnismfaktoren ‚Vielfalt‘ und ‚Naturnähe‘ der U-Test nach Mann-Whitney und der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben angewandt. Beides sind nichtparametrische Tests, die Unterschiede zwischen zwei Gruppen nachweisen sollen. Der U-Test nach Mann-Whitney vergleicht die Durchschnitte der Ränge der beiden Gruppen miteinander während der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben die Differenzen zwischen den unterschiedlichen Bewertungen desselben Objektes betrachtet. Mit dem U-Test von Mann-Whitney wurden Unterschiede zwischen verschiedenen Landschaftstypen, d.h. relativ deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Landschaften, nachgewiesen (Schüpbach 2000). Für die vorliegende Studie wurde bewusst zusätzlich der Wilcoxon-Test angewandt, da mit diesem Test geringfügigere Unterschiede zwischen den Bewertungsergebnissen nachgewiesen werden können als mit dem U-Test von Mann-Whitney. Die Auswertungen wurden mit der Statistik-Software ‚Statistica‘ durchgeführt.

Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen aufgrund der Expertenbefragung

Die Resultate der Expertenbefragungen zur Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen wurden pro Element im ökologischen Ausgleich ausgewertet. Dabei wurden die Resultate für das Element an sich und die Wirkung des Elements im Vergleich zur Umgebung getrennt ausgewertet. Für die beiden Auswertungen wurden die Werte pro Kriterium zuerst pro Expertinnen bzw. Experten über die vier Jahreszeiten gemittelt. Anschliessend wurden die Werte pro Kriterium über alle Expertinnen und Experten gemittelt. In Tabelle 2 sind die Resultate aller beurteilten Typen von ökologischen Ausgleichsflächen getrennt nach ihrem Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen bzw. vielfältigen Landschaft zusammengestellt. Dazu wurden die Werte der jeweiligen Kriterien pro Element sowohl für das Element an sich als auch für die Wirkung des Elementes im Vergleich zur Umgebung aufsummiert. Die einzelnen ökologischen Ausgleichsflächen können nach dieser Berechnung maximal 30 Punkte zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft und maximal 18 Punkte zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft erreichen. Es ist aber unrealistisch, dass alle Elemente des ökologischen Ausgleichs

gleichermassen zu den einzelnen Kriterien beitragen. Insbesondere ist zum vornherein klar, dass Wiesen im ökologischen Ausgleich kaum ein Hell-Dunkelmuster erzeugen können und viel weniger zur Orientierung im Raum beitragen als z. B. eine Hecke und demnach auch nur einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft leisten.

Tabelle 2: Beitrag der verschiedenen Elemente im ökologischen Ausgleich zum Landschaftserlebnis.

Ökoflächentyp	Summe der Kriterien		Beitrag zum Erlebnis einer ...:	
	Naturnahe Landschaft	Vielfältige Landschaft	naturnahen Landschaft	vielfältigen Landschaft
Extensiv genutzte Wiese	8,5	1,6	1	0
Wenig intensiv genutzte Wiese	7,1	1,4	1	0
Streufläche	11,3	5	2	1
Buntbrache	11,6	6	2	1
Einzelbäume u. Feldgehölze	9,8	9,4	1	2
Hecken	12	9,5	3	2
Hochstamm-Obstgarten	10,8	11,4	2	3

0: ‚Kein Beitrag‘, 1: ‚Geringer Beitrag‘, 2: ‚Mässiger Beitrag‘, 3: ‚Deutlicher Beitrag‘.

Die aufsummierten Werte wurden nun den Kategorien 0 (‚kein Beitrag‘), 1 (‚geringer Beitrag‘), 2 (‚mässiger Beitrag‘) und 3 (‚deutlicher Beitrag‘) zugeordnet. Extensiv genutzte Wiesen (8,5 Punkte), Wenig intensiv genutzte Wiesen (7,1 Punkte) sowie Einzelbäume und Feldgehölze (9,8 Punkte) leisten in ihrem aktuellen Zustand einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft. Blütenfarben, Grünunterschiede zwischen Kräutern und Gräsern bzw. im Laub oder farbige Früchte wurden als wenig vielfältig eingeschätzt. Streuflächen (11,3 Punkte) und Buntbrachen (11,6 Punkte) leisten auf Grund ihrer grösseren Pflanzenartenvielfalt bzw. ihres grösseren Blütenanteils einen mässigen Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft. Ebenso die Hochstamm-Obstgärten (10,8 Punkte), wobei hier vor allem die Blüten und die Früchte eine wichtige Rolle spielen. Die Hecken schliesslich tragen mit 12 Punkten deutlich zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft bei. Extensiv genutzte Wiesen (1,6 Punkte) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (1,4 Punkte) tragen nichts zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft bei, was aber, wie oben schon erwähnt, wenig erstaunlich ist. Streuflächen (5 Punkte) und Buntbrachen (6 Punkte) leisten wegen ihrem grösseren Strukturreichtum einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft. Einen mässigen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft leisten die dreidimensionalen Landschaftselemente wie Einzelbäume und Feldgehölze (9,4 Punkte), Hecken (9,5

Punkte). Mit 11,4 Punkten tragen die Hochstamm-Obstgärten deutlich zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft bei.

Landschaftsbewertung nach Hoisl *et al.* (1989)

Mit dem U-Test nach Mann-Whitney gibt es keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den Werten der Erlebnisfaktoren ‚Vielfalt‘ bzw. ‚Naturnähe‘ mit ökologischen Ausgleichsflächen und den Werten ohne ökologische Ausgleichsflächen. Einzige Ausnahme sind die angemeldeten Hecken, Einzelbäume und Hochstamm-Obstgärten zusammen, die in Ruswil/Buttisholz einen signifikanten Einfluss auf den Wert des Erlebnisfaktors ‚Vielfalt‘ haben ($p = 0,01$). Allerdings haben Waldränder und nicht angemeldete Hecken ebenfalls einen statistisch signifikanten Einfluss auf das Landschaftsbild (vgl. Tab. 3 und 4). Die Hecken leisten demnach einen deutlichen Beitrag zum Wert des Erlebnisfaktors ‚Vielfalt‘, Hochstamm-Obstgärten einen mässigen und Einzelbäume und Feldgehölze einen geringen Beitrag (Tab. 5).

Tabelle 3: Statistische Unterschiede zwischen den Werten des Erlebnisfaktors ‚Vielfalt‘ mit und ohne einzelne Elemente des ökologischen Ausgleichs in den drei Fallstudiengebieten.

Landschaftselement	Signifikanz bei Mann-Whitney		Signifikanz bei Wilcoxon	
	JA	NEIN	JA	NEIN
Hecken (öAF)		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Hochstamm-Obstgärten (öAF)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co
Hecken, Einzelbäume und Hochstamm-Obstgärten(alles öAF)	Ru/Bu	Nu/Co	Nu/Co, Ru/Bu	
Waldränder	Ru/Bu		Ru/Bu	
Hecken	Ra, Nu/Co, Ru/Bu		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

Tabelle 4: Statistische Unterschiede zwischen den Werten des Erlebnisfaktors ‚Naturnähe‘ mit und ohne einzelne Elemente des ökologischen Ausgleichs in den drei Fallstudiengebieten.

Landschaftselement	Signifikanz bei Mann-Whitney		Signifikanz bei Wilcoxon	
	JA	NEIN	JA	NEIN
Wiesen im ökologischen Ausgleich		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Hochstamm-Obstgärten (öAF)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

Tabelle 5: Beitrag der ökologischen Ausgleichsflächen zum Landschaftsbild.

Ökoflächentyp	Resultate Expertenbewertung		Bewertung nach Hoisl <i>et al.</i> (1989)		Total
	Beitrag zu naturnahem Landschaftserlebnis	Beitrag zu vielfältigem Landschaftserlebnis	Beitrag zum Erlebnissfaktor ‚Naturnähe‘	Beitrag zum Erlebnissfaktor ‚Vielfalt‘	
Extensiv genutzte Wiese	1	0	1	0	0,5
Wenig intensiv genutzte Wiese	1	0	1	0	0,5
Streuefläche	2	1	Nicht berechnet	Nicht berechnet	(1,5)
Buntbrache	2	1	2	0	1,25
Einzelbäume u. Feldgehölze	1	2	0	1	1
Hecken	3	2	0	3	2
Hochstamm-Obstgarten	2	3	1	2	2

0: ‚Kein Beitrag‘, 1: ‚Geringer Beitrag‘, 2: ‚Mässiger Beitrag‘, 3: ‚Deutlicher Beitrag‘.

Mit dem paarweisen t-Test von Wilcoxon, der auch geringere Unterschiede zwischen gepaarten Stichproben feststellt, sind alle Werte der Erlebnissfaktoren ‚Vielfalt‘ und ‚Naturnähe‘ unter Berücksichtigung der ökologischen Ausgleichsflächen statistisch signifikant verschieden von den Werten ohne ökologische Ausgleichsflächen. Die einzige Ausnahme sind die Hochstamm-Obstgärten von Nuville/Combremont-le-Grand, die keinen Einfluss auf den Erlebnissfaktor ‚Naturnähe‘ haben (vgl. Tab. 4).

Statistisch gibt es demnach bezüglich der Werte der Erlebnissfaktoren ‚Vielfalt‘ und ‚Naturnähe‘ einen Unterschied zwischen einer Landschaft mit ökologischen Ausgleichsflächen und einer solchen ohne ökologische Ausgleichsflächen. Der Einfluss, den die ökologischen Ausgleichsflächen oder Gruppen von ökologischen Ausgleichsflächen auf einzelne Erlebnissfaktoren und damit auf das Landschaftsbild haben, ist relativ gering aber statistisch signifikant. Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen sowie Hochstamm-Obstgärten leisten demnach einen geringen Beitrag zur Höhe des Wertes des Erlebnissfaktors ‚Naturnähe‘, Buntbrachen einen mässigen Beitrag. Der höhere Wert der Buntbrachen rechtfertigt sich damit, dass sich der Wert des Erlebnissfaktors ‚Naturnähe‘ mit Buntbrachen signifikant vom Wert ohne Buntbrachen unterscheidet, obwohl die Fläche der Buntbrachen geringer ist als diejenige der Extensiv und der Wenig intensiv genutzten Wiesen zusammen.

Zusammenfassung der Ergebnisse und Empfehlungen

Der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt. In Tabelle 5 sind die Bewertungsergebnisse aus der Expertenbefragung und aus der Bewertung des Einflusses der ökologischen Ausgleichsflächen auf das reale Landschaftsbild mit der Methode Hoisl *et al.* (1989) zusammengestellt. Daraus wurde ein Gesamtwert abgeleitet.

Generell ist der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild gering, er ist aber auf der wissenschaftlich-statistischen Ebene nachweisbar. Eine Landschaft mit ökologischen Ausgleichsflächen ist schöner als eine Landschaft ohne ökologische Ausgleichsflächen. Zwischen den verschiedenen Typen von ökologischen Ausgleichsflächen gibt es graduelle Unterschiede: Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen leisten in ihrem aktuellen Zustand den geringsten Beitrag zu einem naturnahen und vielfältigen Landschaftsbild. Da sie sich häufig kaum von den ‚gewöhnlichen‘ Intensivwiesen unterscheiden, können sie das Landschaftsbild nur gering durch Farbe und Struktur / Vielfalt bereichern. Im mittleren Bereich liegen Streueflächen, Buntbrachen und Einzelbäume/Feldgehölze, wobei das Resultat der Streueflächen etwas durch die fehlende Datengrundlage in den drei Fallstudiengebieten verzerrt ist. Buntbrachen und Streueflächen zeichnen sich gegenüber den Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen durch eine stärker strukturierte und farbenreichere Vegetation aus, die auch zur Vielfalt der Landschaft beitragen, während bei den Einzelbäumen vor allem der Beitrag zur Vielfalt und zur Strukturierung der Landschaft ins Gewicht fällt. Gemessen an der geringen Zahl an Buntbrachen ist deren Wirkung im Vergleich zu den Extensiv genutzten Wiesen noch deutlicher. Die Hecken und Hochstamm-Obstgärten schliesslich haben vergleichsweise den stärksten Einfluss auf das Landschaftsbild und beeinflussen sowohl die Naturnähe als auch die Vielfalt.

Für attraktives Landschaftsbild ist die Erhaltung der (noch) vorhandenen Hecken und Hochstamm-Obstgärten unabdingbar. Der positive Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild kann mit der Förderung der Buntbrachen sowie der Förderung der Farben- und Strukturvielfalt der Extensiven und Wenig intensiv genutzten Wiesen verstärkt werden. Es ist zu hoffen, dass letzteres durch die Ökoqualitätsverordnung stärker gefördert wird.

Literatur

- Atteslander P., 1995. Methoden der empirischen Sozialforschung. 8. bearb. Auflage. Walter de Gruyter, Berlin, New York.
- Bauer F., Franke J. und Gätschenberger K., 1979. Zur Messung der Erlebniswirkung von Landschaften. Natur und Landschaft, Jg. 54, 1979, Heft 7/8.

- GfS-Forschungsinstitut, 2002. UNIVOX-Zusatzfragen für das BUWAL. Wirtschaftsforschung und Sozialmarketing, Zürich, Februar 2002.
- Grosjean G., 1986. Ästhetische Bewertung ländlicher Räume am Beispiel von Grindelwald. Geographisches Institut der Universität Bern, Geographica Bernensia. 13 S.
- Harfst W., 1980. Zur Gültigkeit von Erholungsbewertungsmethoden. Dissertation an der Fakultät für Gartenbau und Landeskultur der Universität Hannover.
- Hoisl R., Nohl W., Zerkon S. und Zöllner G., 1989. Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung; Materialien zur Flurbereinigung - Heft 11, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- Hunziker M., 2000. Einstellung der Bevölkerung zu möglichen Landschaftsentwicklungen in den Alpen. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Krause C.-L. und Klöppel D., 1996. Landschaftsbild und Eingriffsregelung. Hinweise zur Berücksichtigung von Landschaftsbildelementen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg 1996.
- Perpeet M., 1992. Landschaftserlebnis und Landschaftsgestaltung. Schriftenreihe des Institutes für Landespflege der Universität Freiburg i. Br., Heft 19.
- Schöppner A., 1985. Methoden zur Bewertung der Landschaft für Freizeit und Erholung - Überblick und kritische Beurteilung; Natur und Landschaft, 60. Jg. (1985), Heft 1; Verlag W. Kohlhammer, 16-19.
- Schüpbach B., 2000. Ein Vergleich zwischen landschaftsästhetischer Bewertung und ökologischer Bewertung. Dargestellt am Beispiel von vier Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland. Verlag Peter Lang, Bern.
- Schüpbach B., 2001. Beitrag zur Effizienzanalyse der FAT: Der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild. Interner Bericht. 20 S.
- Schüpbach B., 2003. Methods for Indicators to Assess Landscape Aesthetics. In: NIJOS Norwegian Institute of Land Inventory (Hrsg.), Agricultural impacts on landscapes: developing indicators for policy analysis. NIJOS rapport 7/03, 277-287.
- Schwan C., 1990. Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem; Beiträge zur räumlichen Planung, Heft 28, Schriftenreihe des Fachbereichs Landespflege, Hannover.
- Winkelbrandt A. und Peper H., 1989. Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen - am Beispiel von Retentionsmassnahmen im Raum Breisach. Natur und Landschaft, Jg 64, 1989, Heft 7/8.

Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich.

13 Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und Landschaft

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Simon Birrer, Serge Buholzer, Jacques Derron, Suzanne Dreier, Peter Duelli, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Otto Holzgang, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop, Lukas Kohli, Henryk Luka, Sarah Pearson, Lukas Pfiffner, Stéfano Pozzi, Olivier Roux, Beatrice Schüpbach und Martin Spiess

Wir beurteilen die Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) auf die Biodiversität als moderat positiv. Im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Flächen gibt es auf öAF eine höhere Artenvielfalt. Der ökologische Ausgleich leistet somit einen messbaren Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft. Die Artenvielfalt ist jedoch insgesamt gesehen noch immer auf einem tiefen Niveau. Nur ein kleiner Teil der öAF entspricht zudem den Qualitätskriterien der Öko-Qualitätsverordnung. Arten der Roten Liste profitieren nur vereinzelt vom ökologischen Ausgleich. In Zukunft müssen die Anreize verstärkt so gesetzt werden, dass die Qualität der öAF und deren Vernetzung mit artenreichen Flächen verbessert wird. Zur Erhaltung und Förderung der gefährdeten Arten ist die Schaffung artenreicher Lebensräume vordringlich.

Das Bundesamt für Landwirtschaft und der Bund haben Ziele formuliert, die mit den Ökomassnahmen bzw. dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN, Bundesrat 1998) bis 2005 zu erreichen sind (BUWAL 1998a, BLW 1999, Bundesblatt 2002). Die Ziele sind in der Einleitung zusammengestellt (Kapitel 1, Tab. 1).

Erreichung der Flächenziele

Das Ziel, bis ins Jahr 2005 10 % (108'000 ha) der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) als ökologische Ausgleichsflächen (öAF) zu bewirtschaften (Bundesblatt 2002), wird erreicht werden. Im Jahr 2003 waren es 116'000 ha öAF, die zu 90 % aus verschiedenen Grasland-Typen bestanden (Kapitel 3, Tab. 1). Das Ziel, dass im Talgebiet 65'000 ha als öAF bewirtschaftet werden sollen (Bundesblatt 2002), wird dagegen knapp verfehlt werden. Im Jahr 2003 waren es 57'000 ha öAF (Kapitel 3, Tab. 2), und in den Jahren davor war kaum noch eine Zunahme feststellbar (Kapitel 3, Abb. 3).

Qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet

In absehbarer Zeit sollen 65'000 ha qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet erreicht werden (BUWAL 1998a). Zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Habitaten wird ein Bewertungsmassstab benötigt. Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten (z.B. Kowarik 1999), und es können strengere oder weniger strenge Massstäbe angelegt werden. In unserem Zusammenhang bieten sich die Qualitätskriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001) als Massstab an. In Tabelle 1 sind die floristischen und strukturellen Qualitätskriterien der ÖQV zusammengefasst. Faunistische Kriterien werden nicht direkt berücksichtigt. In den Kapiteln 5.1 bis 5.3 haben wir entsprechende Beurteilungen für öAF (Wiesen, Hecken und Hochstamm-Feldobstbäume) vorgenommen (Tab. 2a). Für die anderen Typen von öAF gibt es keine Kriterien nach der ÖQV. Anhand der Erfahrungen mit laufenden Untersuchungen auf Extensiv genutzten Weiden (Typ 2) schätzen wir aber, dass bei diesen Typen von öAF – ähnlich wie bei den öAF-Wiesen – etwa 20 % qualitativ hochwertig sind. Buntbrachen (Typ 7a) stufen wir aufgrund der Ergebnisse der Kapitel 5.4, 6 und 7 und der Anforderung in Art. 42 der revidierten Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) an die Mindestqualität als zu 100 % ökologisch hochwertig ein. Ausserdem haben wir die rund 1'700 ha öAF berücksichtigt, welche im Rahmen von ÖQV-Projekten einen Beitrag zur Vernetzung leisten (BLW 2004). Insgesamt ergibt sich so eine Schätzung von 20'000 ha qualitativ wertvoller öAF im Talgebiet. Dies entspricht knapp 3 % der LN. Weitere, von der Fläche her kaum ins Gewicht fallende Typen von öAF (insgesamt 2'618 ha im Talgebiet), von denen ein Teil ebenfalls hohe ökologische Qualität aufweisen dürfte, sind in dieser Schätzung nicht enthalten.

Tabelle 1: Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) für die Beurteilung der Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF).

öAF-Typ	Qualitätskriterien ¹⁾
Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1), Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4), Streueflächen (Typ 5)	Vorkommen von mindestens 6 Indikator-Pflanzenarten; zusammenhängende Fläche; maximal 50 % von Bäumen und Sträuchern bedeckt.
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (Typ 10)	Gehölzstreifen mindestens 2 m breit; Krautsaum nach DZV von je mindestens 3 m Breite auf beiden Seiten; nur einheimische Strauch- und Baumarten mit durchschnittlich mindestens 5 Arten pro 10 Laufmeter, davon mindestens 20 % dornentragend oder mindestens ein landschaftstypischer Baum (Umfang von 170 cm auf 1,5 m Höhe) pro 30 Laufmeter.
Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)	Mindestens 10 Bäume auf mindestens 0,2 ha; Baumdichte zwischen 30 und 100 Bäumen/ha; Kombination mit weiterer öAF entweder als Unternutzung oder in ökologisch sinnvoller Nähe (i.d.R. 50 m); Mindestgrösse dieser öAF: 0,5 Aren pro Baum.

¹⁾ detaillierte Ausführungsbestimmungen: <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00330/>

Tabelle 2: Anteil qualitativ wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen (öAF) im Talgebiet (Stand 2003).

öAF-Typ	Fläche in Tal- und Hügelizeone 2003		
	insgesamt ¹⁾		davon qualitativ wertvoll ⁴⁾
a) Bewertung anhand ÖQV, Hochrechnung aufgrund Kapitel 5.1 – 5.3			
Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1)	30'316 ha	29 %	8'800 ha
Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4)	11'739 ha	11 %	1'300 ha
Streueflächen (Typ 5)	2'482 ha	82 %	2'000 ha
Hochstamm-Obstgärten (Typ 8)	18'250 ha ²⁾	12 %	2'200 ha
Hecken (Typ 10)	1'778 ha	44 %	800 ha
b) Weitere Schätzungen (vgl. Text)			
Extensiv genutzte Weiden (Typ 2)	5'398 ha	20 %	1'000 ha
Buntbrachen (Typ 7a)	2'408 ha	100 %	2'400 ha
c) Flächen mit Vernetzungsfunktion nach ÖQV³⁾			1'700 ha
Total			20'200 ha

¹⁾ Tabelle 2, Kapitel 3

²⁾ geschätzt aus der Anzahl Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8) unter der Annahme, dass ein Baum 100 m² entspricht

³⁾ öAF, welche 2003 Beiträge nach ÖQV für Vernetzung erhielten, jedoch nicht für biologische Qualität (BLW 2004, Tab. 35)

⁴⁾ gerundete Werte

Damit sind wir gegenwärtig noch weit vom angestrebten Ziel entfernt. Es gibt aber erste Hinweise darauf, dass infolge der Anreize durch die ÖQV das Erreichen der Ziele verbessert wird (Peter und Walter 2001, Kohli *et al.* 2004). Doch auch wenn dieser Trend anhalten sollte, ist nicht damit zu rechnen, dass die Zielgrösse von 65'000 ha qualitativ wertvoller öAF «in absehbarer Zeit» erreicht werden wird. Dazu wären zusätzliche Massnahmen zur Förderung der Qualität der öAF notwendig. Allerdings ist zu beachten, dass es innerhalb des Mittellandes bedeutende regionale Unterschiede gibt. In der biogeographischen Region «Genferseegebiet und Hochrheinebene» ist die Qualität der öAF generell höher als im restlichen Mittelland. Auch ist die Qualität in der voralpinen Hügelizeone generell etwas höher als in den Ackerbau- und Übergangszonen (Kapitel 5.1 bis 5.3).

Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt

Ob die heimische und natürliche Artenvielfalt durch den ökologischen Ausgleich erhalten und gefördert wird (BUWAL 1998a, BLW 1999), ist schwierig zu beurteilen, da ein Ermessensspielraum besteht, was unter «Erhaltung» und unter «Förderung» zu

verstehen ist. Hinzu kommt, dass für die Mehrzahl der öAF (z.B. Wiesen, Hecken, Hochstamm-Feldobstbäume) der beobachtete Zeitraum zu kurz ist, um statistisch gesicherte Aussagen über die Entwicklung der Artenvielfalt machen zu können. Die Ausgangslage (der Zustand vor der Einführung der Ökomassnahmen) ist nur punktuell bekannt (Weggler und Widmer 2000, Peter und Walter 2001). Als die ersten Erhebungen des Evaluationsprojektes begannen (1997), wurden bereits über 85'000 ha als öAF bewirtschaftet.

Die seither gemachten und bis 2004 fortgesetzten Erhebungen auf öAF und Kontrollflächen erlauben trotzdem eine Beurteilung der Situation, hier noch ohne Berücksichtigung der gefährdeten (Rote Liste) Arten (nächster Abschnitt). Die Untersuchung mehrerer Biodiversitätsindikatoren mit unterschiedlichen Ansprüchen und Reaktionsweisen war eine wichtige Voraussetzung für diese Beurteilung (Kapitel 1, Tab. 2).

- In den Fallstudien, in denen wir die Artenvielfalt auf öAF mit der Artenvielfalt auf intensiv bewirtschafteten Flächen verglichen haben (Kapitel 6.1 – 6.3, 9, 10), war die Artenzahl einzelner Biodiversitätsindikatoren (Vegetation, Arthropoden) auf den öAF höher als auf den Vergleichsflächen (z.B. Kapitel 10, Abb. 1). Vor allem anspruchsvolle Arten (Spezialisten) waren häufiger (Kapitel 6.1 – 6.3, jeweils Tab. 2). Die öAF beeinflussen die Verteilung der Vogelreviere und wirken sich tendenziell positiv auf die Bestände der häufigeren Arten aus. Grosse öAF mit guter Qualität, die nicht an überbaute Flächen grenzen, wurden von Hochstamm-Obstgarten- und Hecken-Vögeln signifikant häufiger besiedelt als entsprechende nicht als öAF angemeldete Habitats. Die Dichte der in der Gruppe der «Landschafts-Indikatoren» zusammengefassten Vogelarten nahm mit steigendem Anteil an Ökoflächen zu (Kapitel 7, Tab. 2). In Ackerbaugebieten waren Feldhasen häufiger, wenn mehr öAF existierten (Kapitel 8).
- Die Artengemeinschaften der Arthropoden auf öAF und Vergleichsflächen unterschieden sich deutlich und statistisch signifikant (z.B. Kapitel 6.1, 6.2, jeweils Abb. 2). Dadurch leisten die öAF einen Beitrag zur regionalen Biodiversität.
- Im Berggebiet fanden sich die Ökoflächen oft in höheren und steileren Lagen als die intensiv bewirtschafteten Wiesen. Sie hatten statistisch signifikant mehr Pflanzenarten als die Vergleichsflächen (Kapitel 9, Abb. 2). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich einen Beitrag zur Fortsetzung der extensiven Bewirtschaftung bestimmter Bergwiesen, die sonst möglicherweise verbrachen würden.
- Bei neu angesäten oder gepflanzten Typen von öAF (vor allem Brachen, Wiesen auf stillgelegtem Ackerland) können wir davon ausgehen, dass sie die Artenvielfalt

fördern. Sie spielen aber von der Fläche her eine untergeordnete Rolle. Bei allen anderen Typen (insbesondere bei Streueflächen, Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen) vermuten wir, dass ein Teil dieser Standorte bereits vor der Bewirtschaftung als öAF eine höhere Biodiversität aufgewiesen hat. Diese Standorte wurden aber vermutlich dank der Ausweisung als öAF vor einer weiteren Intensivierung bewahrt.

Insgesamt kommen wir zum Schluss, dass durch die Anlage der öAF ein messbarer Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt geleistet wird und dass sie dazu beitragen, den in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts beobachteten Rückgang an Wildarten im Agrarraum (z.B. Günther *et al.* 2002) zumindest zu verlangsamen. Eine Förderung der Artenvielfalt konnten wir nur punktuell belegen (vor allem bei neu angelegten Öko-Elementen). Um die zeitliche Entwicklung beispielsweise auf Wiesen zu beurteilen, sind längerfristige Untersuchungen notwendig. Immerhin zeigt das seit dem Jahr 2000 laufende RBA-Projekt (Kap. 6.5), bei dem jährlich auf denselben 15 Landwirtschaftsflächen im Mittelland die lokale Vielfalt der Insekten und Spinnen erfasst wird, dass sich im Vergleich zum Wirtschaftswald und zu unbewirtschafteten Flächen («Wildnis») die Artenvielfalt im Agrarland eher positiv entwickelt. Falls sich dieser positive Trend vor allem gegenüber den unbewirtschafteten Flächen mittelfristig statistisch absichern lässt, kann er als Folge einer zunehmend ökologischeren Bewirtschaftung in der Agrarlandschaft interpretiert werden.

Keine weiteren Artenverluste (Rote Liste), Wiederausbreitung bedrohter Arten

Mit der Einführung von öAF wurde ausdrücklich die Erwartung verknüpft, einen Beitrag zum Artenschutz zu leisten (BLW 1999). Dies ist ein vergleichsweise hohes Ziel. In Agrar-Umweltprogrammen der EU-Nachbarstaaten ist die Förderung gefährdeter Arten in der Regel kein explizites Ziel (Kapitel 11). Grundsätzlich fanden wir in den Ökoflächen relativ wenig Pflanzen- und Tierarten der Roten Listen. Nur auf einem kleinen Teil der öAF waren gefährdete Arten überhaupt vorhanden. Die Streueflächen bilden hier die einzige Ausnahme. Von den 16 gefährdeten Brutvogelarten, welche als Indikatoren erhoben wurden, zeigten nur drei eine statistisch signifikante Zunahme. Die Bestände der meisten gefährdeten Vogelarten gehen aber weiter zurück (Kapitel 7, Tab. 1). Auch gefährdete Arthropodenarten wurden nur vereinzelt beobachtet.

Allerdings gibt es auch einzelne Erfolgsgeschichten. So ist der Malven-Dickkopffalter, eine stark bedrohte Tagfalterart, wieder häufiger geworden. Die Art scheint vor allem von den Buntbrachen profitiert zu haben (Kapitel 6.3). In Fallstudien

konnten wir ausserdem zeigen, dass seltene Heuschreckenarten vor allem dann durch öAF gefördert werden, wenn die öAF in der Nähe von Naturschutzgebieten liegen (Kapitel 6.4). Ein möglicher Grund für den geringen Anteil an öAF mit gefährdeten Arten liegt darin, dass im Mittelland insgesamt zu wenig Reliktpopulationen und wertvolle Habitate vorhanden und die bestehenden Habitate nicht gut genug mit den öAF vernetzt sind.

Im Gegensatz zu den bereits jetzt gefährdeten Tier- und Pflanzenarten war die Anzahl der als potenziell gefährdet eingestuften Arten in den Ökoflächen höher. Beispielsweise fanden wir potenziell gefährdete Pflanzenarten in über 20 % der Extensiv genutzten Wiesen (Typ 1) des Mittellandes. Diese Arten könnten stark unter Druck kommen, wenn die Ökoflächen intensiv bewirtschaftet oder aber verbrachen würden.

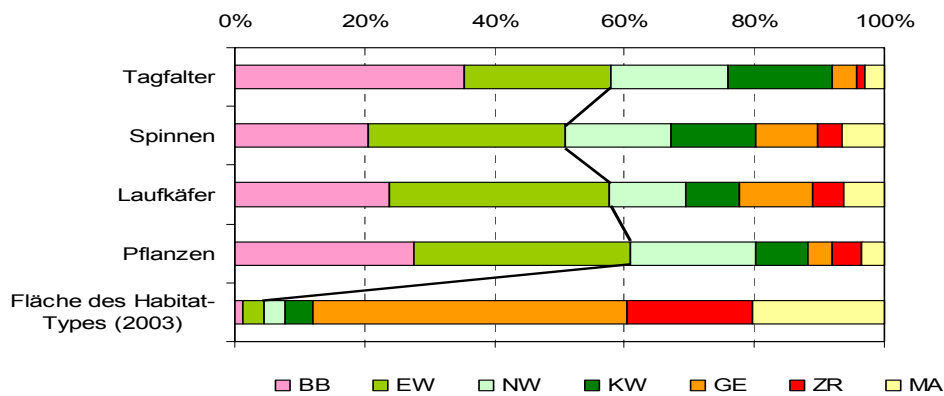
Insgesamt leistet der ökologische Ausgleich nur einen beschränkten Beitrag zum Schutz und zur Wiederausbreitung von heute gefährdeten Tier- und Pflanzenarten. Seine Wirkung liegt aber darin, dass er nicht gefährdete Arten in der Agrarlandschaft fördert und potenziell gefährdete Arten davor bewahrt, so selten zu werden, dass sie in die Rote Liste aufgenommen werden müssten.

Beitrag der einzelnen Ökoflächen-Typen

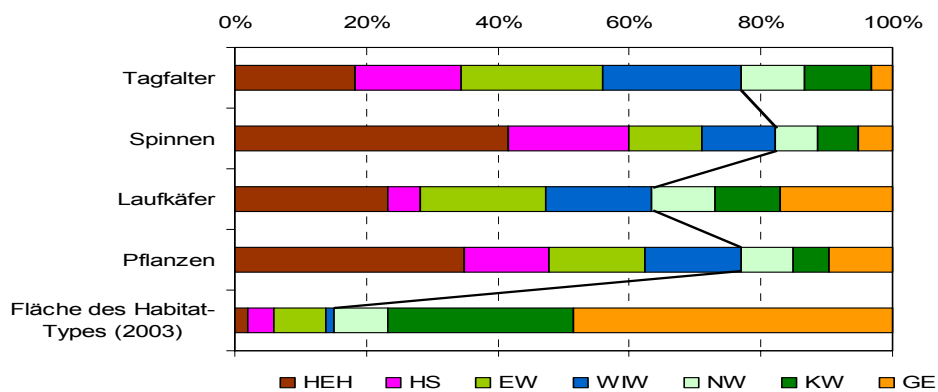
Von den 17 verschiedenen Typen von öAF haben wir die 6 wichtigsten (beitragsberechtigt, flächenrelevant) untersucht. Sie machen zusammen 82 % der flächigen öAF aus. Hinzu kommen die Hochstamm-Feldobstbäume, die nicht als Fläche, sondern als Einzelbäume angemeldet werden.

Abbildung 1 illustriert den Beitrag der verschiedenen Habitate zur regionalen Biodiversität in drei Fallstudiengebieten. Obwohl die Ökoflächen maximal 20 % der LN der Gebiete ausmachen, tragen sie 50 bis 80 % zur gesamten Diversität der untersuchten Pflanzen und Arthropodengruppen bei. Mit jedem Typ von öAF kommen neue Arten hinzu. Ein Abwägen der einzelnen Typen gegeneinander macht keinen Sinn, denn um die Vielfalt der Arten der Agrarlandschaft zu erhalten, braucht es auch die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume. Es wäre deshalb ein Trugschluss, sich im Sinn der ökonomischen Effizienz in Zukunft auf diejenigen öAF-Typen zu konzentrieren, von denen ein grosser Teil bereits jetzt als qualitativ wertvoll beurteilt wird. Vielmehr braucht es eine breite Palette von verschiedenen, qualitativ hochwertigen öAF und eine sich an Ziel- und Leitarten orientierende Vernetzung der Lebensräume, wie sie mit der ÖQV angestrebt wird.

Rafzerfeld



Nuvilly/Combremont-le-Grand



Ruswil/Buttisholz

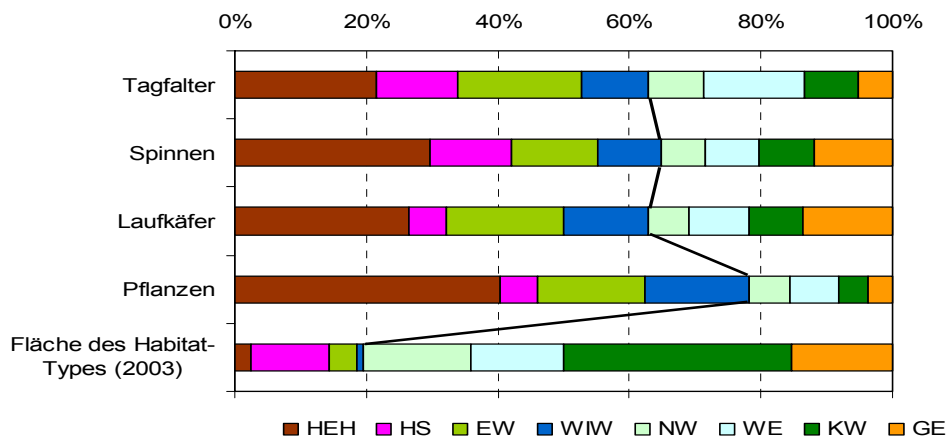


Abbildung 1: Relative Beiträge der einzelnen ökologischen Ausgleichsflächen (BB, HEH, HS, EW, WIW), des intensiv genutzten Graslands (NW, WE, KW) und der Kulturen (GE, ZR, MA) zur Diversität von Pflanzen, Tagfaltern, Spinnen und Laufkäfern in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz. Der Beitragswert ([in %] eines Habitat-Typs für eine Indikatorgruppe stellt die Spezifität der Arten dieser Gruppe für diesen Habitat-Typ dar. Die Spezifität ist die Verbundenheit der Arten mit einem Habitat-Typ, basierend auf ihrer relativen Häufigkeit. Als Vergleichsbasis ist auch die Fläche der einzelnen Habitat-Typen in den drei Fallstudiengebieten dargestellt. BB: Buntbrachen, HEH: Hecken, HS: Hochstamm-Feldobstbäume, EW: Extensiv genutzte Wiesen, WIW: Wenig intensiv genutzte Wiesen, NW: Naturwiesen, WE: Weiden, KW: Kunstwiesen, GE: Getreide, ZR: Zuckerrüben, MA: Mais.

Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1) und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4)

Die Gesamtfläche dieser beiden öAF-Typen beträgt 84'000 ha. Das sind 72 % aller flächigen öAF oder 8 % der LN der Schweiz (Kapitel 3, Tab. 1). Die Extensiv genutzten Wiesen (Typ 1) sind etwas häufiger (49'000 ha, davon 30'000 ha im Mittelland) und schneiden in der Beurteilung besser ab als die Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4, 35'000 ha, davon 12'000 ha im Mittelland). Ein grösserer Anteil der Extensiv genutzten Wiesen des Mittellandes enthält bedrohte Arten (7 %) und erfüllt die Qualitätskriterien der ÖQV (29 %). Bei den Wenig intensiv genutzten Wiesen sind es 3 bzw. 11 % (Kapitel 5.1). Im Mittel der beiden öAF-Typen erfüllen 20 % die Qualitätskriterien der ÖQV. Auch die in Fallstudien erhobenen Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren unter dem Niveau, welches auf qualitativ hochwertigen Fettwiesen beobachtet wird (Kapitel 6, 10). Trockenheits- und wärmeliebende Arthropodenarten, welche für traditionelle Fettwiesen typisch und für den Schutz der Biodiversität von Interesse sind, finden auf der Mehrzahl der öAF-Wiesen keinen Lebensraum, weil die Struktur der Bestände zu dicht ist. Zusammen mit der Tatsache, dass öAF-Wiesen oft in der Nähe von Waldrändern und Hecken angelegt werden (Kapitel 3, Tab. 7), sind dies Gründe dafür, dass wiesenbrütende Vogelarten nicht von den öAF-Wiesen profitieren. So waren ihre Reviere nicht mit den öAF assoziiert (Kapitel 7).

Auch wenn die öAF-Wiesen den Kriterien der ÖQV in ihrer Mehrzahl nicht gerecht werden, so haben wir doch in den meisten Fallstudien Unterschiede zwischen öAF-Wiesen und intensiv bewirtschafteten Wiesen festgestellt. Auf den öAF-Wiesen gab es nicht nur tendenziell mehr Pflanzen- und Arthropodenarten; auch die Artengemeinschaften waren statistisch signifikant verschieden von jenen der Vergleichswiesen (Kapitel 6, 10; Aeschbacher 2003). Die meisten Arthropodenarten waren auf öAF-Wiesen häufiger als auf intensiv bewirtschafteten Vergleichsflächen (Abb. 2). Hecken- und Obstgartenvögel scheinen von Extensiv genutzten Wiesen in der Umgebung ihrer Habitate zu profitieren (Kapitel 7, Tab. 3). Turmfalken und Waldohreulen bevorzugten bei der Nahrungssuche Extensiv genutzte Wiesen gegenüber Kunstwiesen (Aschwanden *et al.*, im Druck). Die Extensiv genutzten Wiesen hatten zumindest in Ackerbaugebieten einen positiven Einfluss auf die Feldhasen, nicht jedoch in Futterbaugebieten. Die Wenig intensiv genutzten Wiesen hatten keinen nachweisbaren Einfluss auf die Feldhasen (Kapitel 8).

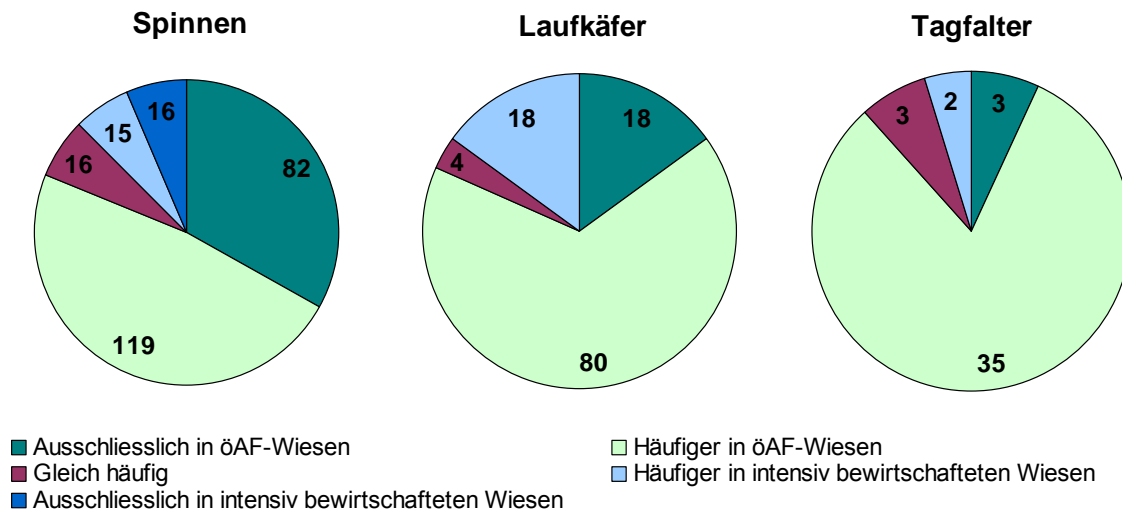


Abbildung 2: Anzahl der Spinnen-, Laufkäfer- und Tagfalterarten in Ruswil/Buttisholz, Nuvilly/Combremont-le-Grand und in Rafzerfeld in öAF-Wiesen (Extensiv und Wenig intensiv bewirtschaftete Wiesen) im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Natur- und Kunstwiesen und Weiden. Daten über alle drei Regionen und jeweils 3 bzw. 4 Beobachtungsjahre.

Im Berggebiet (Nordalpen, östliche Zentralalpen) entsprach die Zusammensetzung der Vegetation der Bergwiesen eher den Zielvorstellungen als im Talgebiet. So erfüllte ein grösserer Teil (82 %) die Qualitätskriterien der ÖQV (Kapitel 9, Abb. 4). Auf 18 % der öAF-Wiesen fanden sich gefährdete Arten (Nordalpen: 11 %; Östliche Zentralalpen: 26 %; Kapitel 9, Abb. 3). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich einen Beitrag zur Eindämmung der Verbrachung und ermöglicht auch in Zukunft eine extensive Bewirtschaftung der Bergwiesen.

Wir beurteilen den Anteil von nur 20 % öAF-Wiesen im Mittelland, welche den Qualitätsanforderungen der ÖQV entsprechen, als ungenügend. Der Pflanzenbestand von vielen öAF-Wiesen spiegelt nach wie vor die intensive Bewirtschaftung vor der Ausweisung als öAF wider. Dementsprechend ist ihre Wirkung auf die Biodiversität gering. Versuchsergebnisse zeigen, dass auf wüchsigen Standorten durch den Verzicht auf Düngung und durch späten Heuschnitt auch nach zehn Jahren keine floristisch artenreichen Wiesen entstehen (Koch und Masé 2002). Diese negative Beurteilung wird dadurch etwas relativiert, dass öAF-Wiesen im Vergleich zu intensiv genutzten Wiesen trotzdem höhere Artenzahlen aufweisen und viele Arthropodenarten exklusiv auf diesen Wiesen vorkommen (Abb. 2). Im Berggebiet ist die ökologische Qualität der öAF-Wiesen deutlich besser.

Streueflächen (Typ 5)

Insgesamt gibt es 7'000 ha als öAF angemeldete Streueflächen. Davon liegen 2'500 ha im östlichen Mittelland. 82 % erfüllen die Anforderungen der ÖQV an die botanische Zusammensetzung. Auf 55 % der Fläche finden sich Pflanzenarten, welche auf der regionalen Roten Liste aufgeführt sind (Kapitel 5.1). Unter den untersuchten Brutvögeln waren vier Arten typisch für Feuchtgebiete (Kapitel 7, Tab. 1). Eine Art wurde in den letzten zehn Jahren häufiger. Die Reviere von zwei häufigen Arten waren mit den als öAF ausgewiesenen Streueflächen assoziiert (Herzog *et al.* 2005). Für drei Viertel der öAF-Streueflächen bestand gleichzeitig ein Vertrag nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz (Bundesversammlung 1966). Wir gehen davon aus, dass diese Flächen mehrheitlich bereits vor der Einführung der ökologischen Direktzahlungen durch den Naturschutz betreut wurden und die Bewirtschaftung dementsprechend angepasst war. Wir beurteilen öAF-Streueflächen als sehr wertvoll für die Biodiversität. Ihr Vorkommen ist allerdings auf die Standorte beschränkt, an welchen die natürlichen Voraussetzungen für dieses Habitat noch bestehen.

Buntbrachen (Typ 7a)

Die insgesamt 2'400 ha Buntbrachen sind v.a. in den Ackerbauregionen von Bedeutung für die Fauna. Die Artenvielfalt und teilweise auch die Häufigkeit von Laufkäfern, Spinnen und Tagfaltern waren in Buntbrachen höher als in den benachbarten Äckern (Kapitel 6.1-6.3, jeweils Tab. 2; Nentwig 2000, Aeschbacher 2003). Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitierten auch die anspruchsvolleren und höher spezialisierten Arten von den Buntbrachen, bei den Tagfaltern sogar gefährdete Arten. Nützliche Insektengruppen und Spinnentiere werden durch das Angebot an Überwinterungsmöglichkeiten und Nahrungsressourcen gefördert (Pfiffner und Luka 2000). Dies kann sich positiv auf die natürliche Schädlingsregulation auswirken (Boller *et al.* 2004, Pfiffner und Wyss 2004).

In den meisten Untersuchungsgebieten waren die Brachen zu selten, um einen messbaren Effekt auf Brutvögel zu haben. In stark mit Brachen aufgewerteten Projektregionen der Schweizerischen Vogelwarte haben die Bestände gefährdeter Vogelarten jedoch deutlich zugenommen (Kapitel 7, Abb. 3). Auch die Feldhasenbestände waren in solchen Ackerbaugebieten höher und nahmen stärker zu als in benachbarten Gebieten. Insgesamt sind Buntbrachen ein wirksames Instrument zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Ackerbaugebiet.

Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)

Seit der Mitte des letzten Jahrhunderts sind 80 % der Hochstamm-Feldobstbäume gerodet worden. Fast alle der jetzt noch vorhandenen Bäume sind im ökologischen

Ausgleich angemeldet (2,6 Mio.). 12 % der Hochstamm-Obstgärten des Mittellandes erfüllen die Kriterien der ÖQV (Kapitel 5.3, Abb. 5). Dieser Anteil ist jedoch im Steigen begriffen, weil weitere Ökoflächen gezielt in der Nähe von Hochstamm-Obstgärten angemeldet werden. Von diesen Massnahmen profitiert unter den Obstgarten-Brutvogelarten der Gartenrotschwanz, der signifikant häufiger in Hochstamm-Obstgärten mit benachbarten Ökoflächen vorkam. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Grösse der Hochstamm-Obstgärten. Diese ist für anspruchsvollere Vogelarten ungenügend. Auch befinden sich die meisten Hochstamm-Obstgärten in Hofnähe und werden intensiv genutzt und beweidet. Dies wirkt sich ungünstig auf die Pflanzenbestände und die Arthropoden aus (Kapitel 6.1 – 6.3, jeweils Tab. 2). In den Baumkronen fanden wir allerdings aus der Sicht des Naturschutzes wertvolle Spinnenarten, was diese negative Einschätzung etwas relativiert (Kapitel 6, Abb. 6). Auch muss in einer Gesamtbeurteilung der Hochstamm-Obstgärten die Wirkung auf das Landschaftsbild berücksichtigt werden, für das sie in einigen Regionen eine wichtige Rolle spielen (Kapitel 12) und welche sie – zusammen mit den Hecken – von den anderen öAF-Typen abhebt.

Hecken (Typ 10)

In der Schweiz gibt es 36'000 ha Hecken und Feldgehölze (BFS 2000), von denen weniger als 10 % als öAF angemeldet wurden. Auch wenn sich nicht alle Hecken in bäuerlichem Besitz befinden, so ist das doch ein relativ kleiner Anteil.

Die Vegetation und Struktur von 44 % der Öko-Hecken des Mittellandes entsprechen den Anforderungen der ÖQV. Bei den nicht im ökologischen Ausgleich angemeldeten Hecken sind es nur rund 30 % (Kapitel 5.2, Abb. 3). Auch fanden sich die Reviere von heckenbrütenden Vögeln häufiger bei Öko-Hecken als bei nicht angemeldeten Hecken. Das Vorkommen von weiteren Ökoflächen in unmittelbarer Nachbarschaft, insbesondere von Extensiv genutzten Wiesen (Typ 1), förderte zusätzlich die Besiedlung von Hecken durch Brutvögel (Kapitel 7, Tab. 3). Für die Arthropoden liegen nur aus zwei Fallstudiengebieten Ergebnisse vor. Diese zeigen, dass die Artengemeinschaften in Hecken für diesen Lebensraum charakteristisch sind und dass Hecken dadurch den höchsten Wert für die Biodiversität unter den betrachteten Habitaten aufweisen (Kapitel 6.1, Abb. 6). Unsere insgesamt positive Beurteilung der Öko-Hecken wird dadurch ergänzt, dass sie zusammen mit den Hochstamm-Feldobstbäumen für das Landschaftsbild von höherer Bedeutung sind als die meisten anderen Typen von öAF (Kapitel 12).

Regionale Unterschiede

Es gibt bedeutende Unterschiede zwischen den Regionen, sowohl was die Flora als auch die Fauna betrifft. Generell ist die floristische Qualität der öAF im Berggebiet besser als im Mittelland. Im Mittelland wiederum ist sie in der biogeographischen Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» besser als in den anderen beiden Regionen. In den Futterbaugebieten fanden wir weniger Vogelarten und diese weniger häufig als in den gemischt bewirtschafteten Gebieten sowie in den Ackerbauregionen. Im Ackerbauggebiet war die Feldhasendichte höher als im Grünland und zeigt zudem seit 1997 wieder leicht positive Tendenzen. Zudem war in Gebieten der Ackerbauzone die Entwicklung der Feldhasenbestände positiv mit dem Anteil an angemeldeten öAF korreliert. In den Futterbaugebieten hingegen war dieser Effekt nicht nachweisbar. Auch die Artenzahlen der Arthropoden waren in der futterbaulich geprägten Fallstudienregion am tiefsten.

Diese Unterschiede erklären sich einerseits durch die unterschiedlichen natürlichen Gegebenheiten der biogeographischen Regionen, welche zu verschiedenen Artenpools geführt haben und damit zu unterschiedlichen Artenspektren, die potenziell auf öAF vorkommen können. Es haben sich aber auch in verschiedenen Regionen unterschiedliche Anbausysteme und landwirtschaftliche Traditionen herausgebildet, welche ebenfalls einen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft haben.

Weitere Einflussfaktoren

Ausser durch den ÖLN bzw. durch die öAF wird die Artenvielfalt im Kulturland und damit das Erreichen der Ziele (Kapitel 1, Tab. 1) durch verschiedene Faktoren beeinflusst, welche wir hier lediglich kurz skizzieren können:

- Nicht untersucht haben wir den Einfluss des biologischen Landbaus (110'134 ha im Jahr 2003; BLW 2004) und der extensiven Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO, 78'425 ha im Jahr 2003; BLW 2004). Beide Anbausysteme sind extensiver als andere Anbausysteme und ermöglichen daher potenziell eine höhere Artenvielfalt. Insbesondere der Biolandbau hat nachweislich ein beträchtliches Potenzial zur Förderung der Biodiversität – von Mikroorganismen bis hin zu Fledermäusen und Vögeln (Stolze *et al.* 2000, Mäder *et al.* 2002, Scialabba und Hattam 2002, Hole *et al.* 2005).
- Eine Wirkung der ÖQV (Bundesrat 2001) auf unsere Ergebnisse und auf die Artenvielfalt auf nationaler Ebene können wir zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch ausschliessen. Die ÖQV ist noch nicht lange genug in Kraft um Wirkung zu zei-

gen. Im Jahr 2003 wurden erst für rund 20'000 ha Beiträge nach ÖQV ausgerichtet (BLW 2004).

- Wir gehen davon aus, dass sich die Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte, die verbesserte Ausbildung und die Beratung positiv auf die Erhaltung und Förderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft auswirken. Der ÖLN bzw. die öAF haben zu einer Sensibilisierung für die Anliegen der Erhaltung der Artenvielfalt beigetragen. Quantifizieren können wir diesen Einfluss allerdings nicht.
- In mehreren Kantonen werden zusätzliche Anstrengungen unternommen, um die Effektivität des ökologischen Ausgleichs zu verbessern. Diese an die regionalen Voraussetzungen angepassten Initiativen haben potenziell einen grossen positiven Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft, den wir aber im Rahmen dieses Projektes nicht untersuchen konnten. Die regionalen Anstrengungen sind komplementär zur ÖQV.
- Im Zeitraum zwischen den Erhebungsperioden 1979/85 und 1992/97 gingen der Landwirtschaft 482 km² Kulturland und damit potenzieller Lebensraum für die an die landwirtschaftliche Nutzung gebundenen Arten verloren. Etwa zwei Drittel dieser Flächen wurden überbaut (v.a. im Mittelland), der grösste Teil des verbleibenden Drittels wurde aus der Nutzung entlassen und verbrachte (v.a. Berggebiet) (BFS 2001).
- Die Veränderungen des Klimas beeinflussen mittelfristig die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung in der Agrarlandschaft. Es gibt Anzeichen dafür, dass sich gewisse Arten neue Regionen erschliessen und andere Arten aus einzelnen Regionen verschwinden (Walther *et al.* 2002, Hohl und Erhardt 2004).
- Die Schätzungen für Stickstoffeinträge aus der Luft liegen in der Grössenordnung von durchschnittlich 20 kg N/ha/Jahr (BUWAL 1998b). Sie bewirken eine langsame Eutrophierung auch von nicht gedüngten Flächen und beeinflussen die Zusammensetzung der Vegetation.

Erkenntnisse aus anderen Projekten

Die Ergebnisse der meisten Untersuchungen ausserhalb des Evaluationsprojektes, in denen der Einfluss des ökologischen Ausgleichs auf die Biodiversität untersucht wurde, sind in den jeweiligen Kapiteln berücksichtigt und diskutiert worden (z.B. Weggler und Widmer 2000, Peter und Walter 2001). Dementsprechend sind auch diese Er-

kenntnisse in dieses Fazit bereits eingeflossen, und es sind hier nur wenige zusätzliche Angaben notwendig.

Frühere Untersuchungen im Limpachtal (Kt. BE und SO) hatten gezeigt, wie wichtig naturnahe Habitate für die Artenvielfalt im Kulturland sind. Mit zunehmender Entfernung von Feuchtwiesen, Waldrändern und Halbtrockenrasen nahm die Artenzahl aller untersuchten Arthropodengruppen im Kulturland ab (Duelli und Obrist 2003). Ohne diese «Quellen der Biodiversität» haben öAF wenig Wirkung auf die Artenvielfalt, wie neuere Untersuchungen in Holland ergeben haben (Kleijn *et al.* 2001).

Im interdisziplinären Projekt «Greifensee» wurden Szenarien (Zeithorizont 2011) gerechnet, in denen die Auswirkungen der ökonomischen Rahmenbedingungen auf die Landnutzung abgeschätzt wurde. Sowohl bei einer Fortschreibung der aktuellen Rahmenbedingungen als auch bei einer Annäherung an die Kosten- und Preisverhältnisse der EU wird eine Extensivierung der Flächennutzung vorhergesagt (Abnahme von Ackerland, Zunahme von Extensiv genutzten Wiesen im Dauergrünland). Die Modellrechnungen ergaben keinen Hinweis darauf, dass die zusätzlichen öAF an geeigneten Standorten angelegt werden und damit einen wesentlichen ökologischen Mehrwert bringen würden (Szerencsits *et al.* 2004). Die Autoren schlagen vor zu prüfen, die Beiträge für öAF, welche den Qualitätsansprüchen nicht genügen, zu senken und für qualitativ hochwertige öAF zu erhöhen. In den Modellrechnungen konnte allerdings die Wirkung der ÖQV nicht berücksichtigt werden, welche bereits entsprechende Anreize gibt.

Im AEMBAC-Projekt (www.aembac.org) wurde die Anlage, Durchführung und Evaluierung von Agrar-Umweltprogrammen in Europa untersucht. Zudem wurden entsprechende Empfehlungen zur Systematisierung dieser Abläufe abgeleitet. Ein zentraler Punkt war die Formulierung von Zielen, welche mit solchen Massnahmen erreicht werden sollen. Diese müssen auf regionaler Ebene aufgestellt werden, wie das im ÖLN beispielsweise für das Mittelland gemacht wurde (Kapitel 1, Tab. 1). Zentral ist die Bestimmung von Indikatoren, mit denen der Zustand der Umwelt und der Erfolg der Massnahmen gemessen werden kann.

Kantonale Evaluierungen (z.B. Kanton Basel-Landschaft 1999, Kontrollprogramm 2010 des Kantons Aargau) konzentrieren sich vor allem auf den Effekt der kantonalen Massnahmen im Vergleich zu den «Bundesflächen». Es wird deshalb an dieser Stelle nicht weiter auf diese Berichte eingegangen.

Zusammenfassende Wertung, Ausblick und Empfehlungen

Mit dem ÖLN wurde in der Schweiz bereits in den späten 1990er Jahren ein Ansatz nach dem Prinzip der «cross-compliance» gewählt, wie er ab 2005 in der EU eingeführt

wird. Bezüglich der Förderung der Biodiversität ist der ÖLN vergleichsweise wirksam. Seine Wirkung ist auch besser untersucht als der Effekt von Agrar-Umweltprogrammen in den meisten europäischen Nachbarländern (Kapitel 11). Da die Biodiversität auf öAF in den meisten Fällen höher ist als auf den nicht als öAF bewirtschafteten Vergleichsfällen, hat der ökologische Ausgleich flächendeckend einen Beitrag zur Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt geleistet. Die Qualitätsziele (Artengemeinschaften, ÖQV-Qualität) wurden jedoch nur auf einem kleinen Teil der öAF erreicht. Gefährdete Arten wurden nur auf wenigen Flächen gefunden. Die ÖQV wird – falls sie in grösserem Umfang als bisher umgesetzt wird und falls hochwertige Vernetzungsprojekte realisiert werden – dazu beitragen, die Situation zu verbessern. Um jedoch die Ziele (Kapitel 1, Tab. 1) zu erreichen, sind auch weitergehende Massnahmen zu prüfen. Entsprechende Empfehlungen finden sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Empfehlungen zur Verbesserung der Zielerreichung des ökologischen Ausgleichs.

a) Einzelne öAF-Typen	
Vielfalt der öAF-Typen	Die gesamte Palette an ökologischen Ausgleichsflächen wird benötigt, denn jeder Typ bringt ein zusätzliches Artenspektrum. Die bisher nur wenig angemeldeten Typen von öAF (z.B. Hecken, Brachen, Typen 11 bis 14 wie Wassergräben, Ruderalflächen) sind verstärkt zu fördern. Die Aufnahme zusätzlicher Typen (Säume) ist zu prüfen.
Extensiv- und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typen 1 und 4)	<p>Es besteht Handlungsbedarf zur Förderung der Qualität eines grossen Teils der öAF-Wiesen (Tab. 2). Der mit der ÖQV eingeleitete Übergang assnahmenresultorientiert soll verstärkt werden. Wir empfehlen die Prüfung folgender Massnahmen:</p> <p>Anforderungen an die Mindestqualität, damit eine Wiese als öAF anerkannt wird.</p> <p>Schaffung von Anreizen für eine langfristige Bewirtschaftung der öAF (über die Vertragsdauer von 6 Jahren hinaus), damit der Effekt der Extensivierung sichtbar werden kann.</p> <p>Für Wiesen, deren Artenzusammensetzung auf ein Rückführungspotential schliessen lässt, gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen, damit dieses Potential auch realisiert wird.</p> <p>Einer assnahmenorientierten Flexibilisierung des Schnitttermins ohne Qualitätsziel und Kontrolle stehen wir skeptisch gegenüber. Eine solche Regelung birgt die Gefahr einer Erhöhung der Anzahl Nutzungen und damit der Intensivierung die Nutzungskonstanz kann verloren gehen. Dadurch könnten die faunistischen Unterschiede zwischen öAF- und Wiesen (Abb. 2) wieder nivelliert werden. Auch ist die Einhaltung der Vorschriften kaum kontrollierbar. Hingegen ist im Rahmen der ÖQV eine auf Ziel- und Leitarten ausgerichtete Flexibilisierung erwünscht. Auch sollten die Wiesen im Rahmen von Vernetzungsprojekten gezielt so angelegt werden, dass sie noch bestehende hochwertige Habitats vernetzen und andere öAF-Typen (Hecken, Hochstamm-Obstgärten) aufwerten (Kapitel 7).</p> <p>Der Typ 4 (Wenig intensiv genutzte Wiesen) sollte bestehen bleiben, vorausgesetzt die Wiesen erfüllen wie oben erwähnt die Anforderungen an eine Mindestqualität. Diese Wiesen sind vor allem im Berggebiet von Bedeutung. Die Düngung sollte sich jedoch auf Festmist beschränken, die Anwendung von Gülle sollte untersagt werden.</p>
Streueflächen (Typ 5)	Die meisten Streueflächen sind qualitativ hochwertig. Dieser öAF-Typ muss vor allem dort weiter unterstützt werden, wo die speziellen standörtlichen Voraussetzungen gegeben sind.

Buntbrachen (Typ 7a)	Unsere Resultate für die Buntbrachen sind erfreulich. Ein grösserer Anteil an Buntbrachen in Ackerbaugebieten könnte die positive Wirkung auf die Artenvielfalt verstärken. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Buntbrachen angelegt werden.
Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)	Die Evaluationsergebnisse bezüglich der Hochstamm-Feldobstbäume sind ambivalent. Indem der Unterwuchs meist intensiv genutzt wird, ist die Wirkung auf die Biodiversität in den Hochstamm-Obstgärten geringer als eigentlich erwartet. Werden jedoch in der Nähe weitere öAF angelegt, wie das die ÖQV vorsieht, so verbessert sich die Wirkung markant. Unbestritten ist die positive Wirkung von Bäumen und Hochstamm-Obstgärten auf das Landschaftsbild. Die positive Wahrnehmung der Hochstammobstbäume als Bereicherung des Landschaftsbildes ist zentral für den Rückhalt des ökologischen Ausgleichs in der breiten Öffentlichkeit. Wir empfehlen deshalb, die Anreize für Hochstamm-Feldobstbäume vorerst nicht zu verändern und die mögliche Wirkung der ÖQV abzuwarten.
Hecken (Typ 10)	Hecken leisten einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität im Agrarraum. Die Evaluationsergebnisse sind vergleichsweise positiv. Es sind jedoch nur 10 % der Hecken in der Schweiz überhaupt als öAF angemeldet. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Hecken als öAF bewirtschaftet werden und dass sie möglichst immergrüne Krautsäume haben.
b) Übergreifende Empfehlungen	
Flächenziele	Der Anteil von 10 % öAF an der LN der Schweiz ist verwirklicht worden, der Anteil von 65'000 ha im Talgebiet wird dagegen nicht erreicht. Die künftigen Anstrengungen müssen dahin gehen, zusätzlich zur Menge die Qualität der öAF zu fördern.
Abgrenzung der LN	Der Ausschluss von unproduktiven Elementen (z.B. Strukturelemente, Tümpel) aus der LN bzw. den öAF (so dass diese nicht als öAF angemeldet werden können) steht im Widerspruch zur Förderung der Biodiversität. Diese Situation führt in manchen Fällen dazu, dass diese Elemente zerstört werden. Wir empfehlen, diese Praxis zu überprüfen und eine Lösung zu finden, damit dieser unerwünschte Effekt vermieden werden kann.
Funktionelle Biodiversität	Halbnatürliche Habitate sind wichtige Reservoirs für nützliche Arthropoden, die Schädlinge in den Kulturen bekämpfen. Diese Funktion ist mittels öAF zu stärken. So können Synergien zwischen Naturschutz und Agrarökologie geschaffen werden. Hier besteht jedoch noch ein beträchtlicher Forschungsbedarf.
Beratung und Kontrolle	Die gezielte Ausbildung der Landwirtinnen und Landwirte und eine gesamtbetriebliche Beratung ist ein wesentlicher Faktor, um die Qualität der öAF zu verbessern. Wir empfehlen, diese Anstrengungen zu verstärken. Eigenverantwortung und eine glaubhafte Kontrolle sind die Voraussetzung für die angestrebte ökologische Wirkung.
Kerngebiete festigen	Die in der Schweiz noch bestehenden naturnahen Habitate (z.B. Trockenwiesen und -weiden, Auenlandschaften, Feuchtgebiete) müssen erhalten werden. Dazu müssen die rechtlichen Instrumente in Kraft (Trockenwiesen und -weiden Verordnung) bzw. umgesetzt (Auenverordnung, Moorschutzverordnungen) werden. Diese Kerngebiete dienen als Reservoirs für Arten, welche sich mittels der öAF wieder in der Agrarlandschaft ausbreiten können.
Renaturierungsmassnahmen	In Regionen, in denen die Qualität der öAF generell nicht ausreichend ist (insbesondere die Talgebiete des östlichen und westlichen Mittelandes) ist zu prüfen, ob mittels Renaturierungsmassnahmen wieder Artenpools geschaffen werden können (z.B. Feuchtgebiete, Fließgewässer und Auen, Seeufer, usw.). Ausgehend von diesen Biotopen können die ökologischen Ausgleichsflächen besiedelt werden und ihre Qualität kann sich verbessern.
Vernetzung und ÖQV	Bei der Umsetzung von ÖQV-Vernetzungsprojekten muss streng darauf geachtet werden, dass nur qualitativ hochwertige Projekte bewilligt werden, dass keine «Pro Forma»-Projekte in den Genuss der

	Zusatzförderung kommen und dass die Projekte richtig umgesetzt werden.
DZV und ÖQV	Um der zentralen Forderung nachzukommen, die Qualität der öAF zu fördern (und unter der Voraussetzung, dass qualitativ hochwertige ÖQV-Projekte durchgeführt werden), empfehlen wir eine Verschiebung der finanziellen Anreize von der DZV zur ÖQV.
Schnittstellen mit anderen Bereichen	Um die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu fördern müssen nicht nur die Agrarpolitik sondern auch die Forst-, Gewässer- und Naturschutzpolitik beitragen. Die Anstrengungen dieser Bereiche sind besser aufeinander abzustimmen.

Es war nicht Teil des Evaluationsauftrags, den Einfluss des Vollzugs (Beratung, Kontrolle) auf die Umsetzung und Wirkung des ÖLN zu untersuchen. Dementsprechend können wir aus unseren Erhebungen dazu keine Aussage ableiten. Es ist jedoch unbestritten, dass die Einhaltung der Vorschriften von zentraler Bedeutung für die Effektivität der Massnahmen ist. 2003 wurde die Einhaltung der Vorschriften des ÖLN auf zwei Drittel aller angemeldeten Betriebe kontrolliert. In 12 % der Fälle wurden Verstösse festgestellt, in erster Linie gegen die Aufzeichnungspflicht (BLW 2004). Auch wir haben die Erfahrung gemacht, dass es nicht in allen Untersuchungsgebieten einfach war, die öAF zu lokalisieren. Kontrollen und eine möglichst individuelle Beratung sind wichtige Instrumente zur Verbesserung der Wirkung des ÖLN. Entsprechende Anstrengungen müssen deshalb weitergeführt und verstärkt werden. Ökologische Ausgleichsflächen sollten vermehrt als möglicher Betriebszweig und Bestandteil der Produktion betrachtet werden. Damit können auch verschiedene Produktionsvorteile für den Bewirtschafter geschaffen werden (z.B. im Pflanzenschutz; vgl. Pfiffner und Wyss 2004).

Ob allerdings ÖLN und ÖQV in Zukunft alleine wesentlich mehr zur Erhaltung von bedrohten Arten der Roten Liste beitragen können, muss bezweifelt werden. Diese Instrumente werden in erster Linie Arten mit mittleren Ansprüchen nützen und beispielsweise potenziell bedrohte Arten davor bewahren, in den Status von gefährdeten Arten abzurutschen. Um bereits jetzt bedrohte Arten zu fördern, müssen weitergehende Massnahmen getroffen werden.

In vielen Fällen werden die Massnahmen in der Landwirtschaft alleine nicht ausreichen, um bedrohte Arten zu stabilisieren. Vielmehr braucht es dazu gemeinsame und koordinierte Anstrengungen von Landwirtschaft, Naturschutz und Forstwirtschaft.

Evaluationsbedarf

Die in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse erlauben eine Beurteilung der Wirkung der öAF auf die Biodiversität im Mittelland und ansatzweise in einem Teil des Berggebietes. Für das Tessin, das Wallis und den Jura können hingegen keine Aussagen gemacht werden.

Die Evaluationsprojekte des Bundes laufen in ihrer jetzigen Form aus. Sie werden teilweise durch Agrar-Umweltindikatoren (BLW 2002a, Gaillard *et al.* 2003) ersetzt. In diesem Rahmen wird ab 2006 damit begonnen, ein für die ganze Schweiz repräsentatives Monitoring über die Qualität von öAF in die Wege zu leiten. Damit können die oben genannten geographischen Lücken geschlossen werden. Es handelt sich jedoch um ein Monitoring- und nicht um ein Evaluationsvorhaben. Wir erwarten, dass in einigen Jahren wieder ein Bedarf an Aussagen zu Ursachen-Wirkungsbeziehungen bestehen wird. Die entsprechenden Evaluationsprojekte müssen rechtzeitig in die Wege geleitet werden, damit die Ergebnisse zur Verfügung stehen, wenn sie gebraucht werden (siehe auch Herzog 2003).

Die am Umweltgipfel von Rio 1992 verabschiedete Biodiversitätskonvention (CBD) sieht vor, dass die Unterzeichnerstaaten, darunter auch die Schweiz, im Jahre 2010 prüfen, ob sie das vereinbarte Ziel, «den Verlust an Biodiversität bis zum Jahr 2010 zu stoppen», erreicht haben (<http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=sbstta-10>). Es stellt sich für die Schweiz als CBD-Partnerin die Frage, mit Hilfe welcher Indikatoren dies geschehen soll. Ein grosser Teil der Artenvielfalt in der Schweiz ist von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise abhängig. Die Landwirtschaftspolitik hat also eine grosse Verantwortung für den Schutz und die Förderung der Biodiversität in der Schweiz. Es scheint uns daher sinnvoll und gerechtfertigt, dass sich die Landwirtschaft massgeblich am «Countdown 2010» beteiligt, indem sie die Datengrundlage für eine Beurteilung der Biodiversitätsentwicklung im Agrarraum bis zum Jahr 2010 erarbeitet und interpretiert.

Es werden grosse Hoffnungen in die ÖQV gesetzt. Die ÖQV soll die Wirkung des ökologischen Ausgleichs deutlich verbessern. Es ist absehbar, dass in einigen Jahren die Frage gestellt werden wird, ob diese Hoffnungen auch berechtigt waren. Um diese Fragen dann beantworten zu können, muss die Wirkung der ÖQV auf Habitate und Biodiversität untersucht werden. Dies beinhaltet zum einen die Qualitätskriterien der ÖQV (Tab. 1). Diese sollten in nächster Zeit überprüft und ggf. angepasst werden. Zum andern ist der Erfolg der Vernetzungsprojekte zu prüfen. Wenn entsprechende Untersuchungen möglichst bald eingeleitet werden, kann der Zustand vor der Umsetzung dieser Projekte erhoben und damit einer der wichtigsten Schwachpunkte der jetzt durchgeführten Evaluation des ÖLN vermieden werden. Wir schlagen vor, in Fallstudiengebieten, in denen ÖQV-Vernetzungsprojekte geplant sind, vor deren Umsetzung den Ausgangszustand zu erheben und dann nach 5 bis 10 Jahren die Entwicklung der Biodiversität zu beurteilen.

Weitere, für die Biodiversität wichtige Instrumente der ökologischen Direktzahlungen sind die Beiträge für die extensive Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO),

die Beiträge für den biologischen Landbau und die Sömmerungsbeiträge. Das EXTENSO-Programm wurde mittels Ökobilanzen evaluiert (Gaillard und Nemecek 2002). Es wurde in dieser Studie ausdrücklich darauf hingewiesen, dass ein positiver Effekt der EXTENSO-Produktion – insbesondere auf Arthropoden – zwar potenziell möglich ist, entsprechende Untersuchungen jedoch fehlen. Eine vergleichende Untersuchung könnte mit relativ geringem Aufwand durchgeführt werden. Erste vergleichende Untersuchungen über IP-Extensio-Getreidebau und biologischer Produktion deuten an, dass durch den Bioanbau die Nutzarthropodenfauna stärker gefördert wird (Pfiffner und Luka 2003). Über die Wirkungen der biologischen Landbaues gibt es zahlreiche in- wie ausländische Untersuchungen, die die Leistungen dieser Anbaumethode belegen (Stolze *et al.* 2000, Scialabba und Hattam 2002, Hole *et al.* 2005). Die Sömmerungsbeitragsverordnung (Bundesrat 2000) ist ein im internationalen Vergleich wirksames Instrument zur Unterstützung der Alpwirtschaft (Steiner *et al.* 2004). Ihre Wirkung auf die Erhaltung der wertvollen Lebensräume und der spezialisierten Arten im Alpenraum sollte jedoch gezielt untersucht werden.

Strukturverbesserungsmassnahmen sind ein weiterer Bereich, in dem gezielt in die Agrarlandschaft eingegriffen wird. Es besteht Evaluationsbedarf zum öffentlichen und privaten Nutzen dieser Massnahmen (BLW 2002b).

Forschungsbedarf

Die Untersuchungen zu Qualitätskriterien für Weiden und die Vorarbeiten für die eventuelle Aufnahme von Säumen als zusätzliches Element in den Katalog der öAF sind bereits laufende Forschungsarbeiten im Bereich des ökologischen Ausgleichs. Zusätzlichen Forschungsbedarf sehen wir in erster Linie zu folgenden Themen:

- Artenvielfalt hat nicht nur einen intrinsischen Wert, sondern ist für die landwirtschaftliche Produktion auch von sehr direkter und praktischer Bedeutung (z.B. Pfiffner und Wyss 2004). Insbesondere die Bedeutung des Pflanzenschutzes und der Schädlingsbekämpfung durch gezieltes Habitatmanagement und Förderung der Biodiversität verdient in der landwirtschaftlichen Forschung mehr Aufmerksamkeit. Im Zentrum sollte die Frage stehen, wie mit Ökomassnahmen (öAF, EXTENSO, biologischer Landbau) Synergien zwischen erwünschten agrarökologischen Wirkungen und Vorteilen für den Natur- und Ressourcenschutz erzielt werden können.
- Die Vernetzung von Habitaten wird allgemein als wichtige Massnahme für die Förderung der Artenvielfalt anerkannt. Es bestehen jedoch nur wenige empirische

Untersuchungen, in denen dieser Effekt nachgewiesen wurde (Fahrig 2003). Entsprechende Forschungsarbeiten sind notwendig, um die Ausgestaltung und Effektivität der ÖQV-Vernetzungsprojekte zu verbessern.

- Die Bewirtschaftung der öAF hat Auswirkungen auf die Biodiversität. Eine an die Flächen angepasste Bewirtschaftung kann ihre ökologische Qualität verbessern. Es gibt relativ wenig entsprechendes Wissen, insbesondere was die Effekte auf die Fauna angeht. Solche Untersuchungen sollten gerade auch im Zusammenhang mit der Frage der Flexibilisierung des Schnittzeitpunktes der Wiesen angegangen werden.
- Das Landschaftsbild ist von zentraler Bedeutung für die Wahrnehmung der Landwirtschaft und die Beurteilung ihrer ökologischen Leistungen durch die breite Öffentlichkeit. Forschungsbedarf besteht insbesondere bei den Methoden zur quantitativen Erfassung der Wahrnehmung der Schönheit der Landschaft durch den Menschen und bei der Bewertung der Ergebnisse.

Ein wichtiger Aspekt ist die Langfristigkeit der Forschung im Bereich Biodiversität und Agrarlandschaft. Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass ein Zeitraum von 4 bis 6 Jahren zu kurz ist, um die beobachteten Veränderungen der Artenvielfalt zu den getroffenen Massnahmen in Beziehung setzen zu können, da die Vegetation langsam auf Extensivierungsmassnahmen reagiert und faunistische Indikatoren stark durch die jährlich wechselnden Witterungsbedingungen beeinflusst werden. Entsprechende Projekte müssen deshalb langfristig (Grössenordnung 10 Jahre) geplant werden. Eine Kombination von Monitoringprogrammen wie das Biodiversitätsmonitoring Schweiz, das «Rapid Biodiversity Assessment» (Kapitel 6.5) und Agrar-Umweltindikatoren mit gezielten Evaluationsprojekten kann dazu beitragen, eindeutige Resultate zu liefern. Vor allem für den oben erwähnten «Countdown 2010» wird die Forschung dringend benötigt. Im Vordergrund steht dabei die Anwendung von aussagekräftigen und effizienten Indikatoren. Unsere Ergebnisse machen deutlich, dass indirekte Indikatoren wie die Anzahl und die Fläche von öAF kein ausreichendes Mass für den Erfolg dieser Massnahmen sind.

Literatur

- Aeschbacher S., 2003. Beetle communities (Insecta: Coleoptera) in ecological compensation areas. Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern.
- Aschwanden J., Birrer S. und Jenni L., 2005. Are ecological compensation areas attractive hunting places for kestrels *Falco tinnunculus* and long-eared owls *Asio otus*? J. Ornithol. (in press).
- BFS, 2000. Arealstatistik 1992/97. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- BFS, 2001. Bodennutzung im Wandel. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.

- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2002a. Entwicklung von Agrar-Umweltindikatoren und Monitoring. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=de>.
- BLW, 2002b. Agrarbericht 2002. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2004. Agrarbericht 2004. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Boller E.F., Häni F. und Moehling H.-M. (Hrsg.), 2004. Ökologische Infrastrukturen. Ideenbuch zur funktionalen Biodiversität auf Betriebsebene. IOBC & OILB; Eschikon, LBL.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721-5010.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2000. Verordnung über Sömmerungsbeiträge. SR 910.133.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Bundesversammlung, 1966. Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz. SR 451.
- BUWAL, 1998a. Landschaftskonzept Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).
- BUWAL, 1998b. Stickstoff-Deposition. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/luftbelastung/.
- Duelli P. und Obrist M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487-515.
- Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. und Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47.
- Gaillard G. und Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensivanbaus von Getreide und Raps. *Agrarforschung* 9 (11-12), 490-495.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL. 41 S. [http://www.oilis.oecd.org/oilis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.oilis.oecd.org/oilis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)
- Herzog F., 2003. Synergien zu den Evaluationsprojekten. In: Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. und Weisskopf P. (Hrsg.), *Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47, Anhang C.*
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, in press.
- Hohl M. und Erhardt A., 2004. Changes of subalpine butterfly communities of cultivated grasslands during the last 25 years. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 77 (1-2), 146.
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V. und Evans A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Kanton Basel-Landschaft, 1999. 10 Jahre ökologischer Ausgleich im Kanton Basel-Landschaft. Kommission für ökologischen Ausgleich, Bau- und Umweltschutzdirektion (Hrsg.), Kanton Basel-Landschaft.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. und Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Koch B. und Masé G., 2002. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. In: *Artenreiche Wiesen. Schriftenreihe der FAL* 39, 61-68.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. *Schweizerische Vogelwarte, Sempach.*
- Kowarik I., 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Konold W., Böcker R. und Hampicke U. (Hrsg.). *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, ecomed, V-2.1.*
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. und Niggli U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Nentwig W. (Hrsg.), 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Verlag Agraökologie Bern Hannover. 293 S.
- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 8 (11-12), 452-457.
- Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.

- Pfiffner L. und Luka H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders in cereal crops – a paired farm approach in NW-Switzerland. *Basic and Applied Ecology* 4, 117-127.
- Pfiffner L. und Wyss E., 2004. Use of sown wildflower strips to enhance natural enemies of agricultural pests. In: Gurr G.M., Wratten S.D. und Altieri M. (Hrsg), *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods*. pp 167-188. CSIRO Publishing, Collingwood VIC Australia.
- Scialabba N. und Hattam C. (Hrsg.), 2002. *Organic agriculture, environment and food security. Environment and Natural Resources Series No. 4*, FAO, Rome. 258 S.
- Steiner B., Dreier S. und Herzog F., 2004. Transhumanz in Europa: Strategien zur Erhaltung von Landschaften und Lebensräumen. *Montagna* 8/9, 30-31.
- Stolze M., Piorr A., Häring A. und Dabbert S., 2000. The Environmental Impact of Organic Farming in Europe. *Organic Farming in Europe, Economics and Policy; Volume 6*. University of Hohenheim. Hago Druck & Medien, Karlsbad-Ittersbach, Germany.
- Szerencsits E., Schüpbach B., Buholzer S. und Walter T., 2004. Landschaftstypen und Biodiversityverbund. *Agrarforschung* 11 (10), 542-457.
- Walther G.-R., Burga C.A. und Edwards P. (Hrsg.), 2002. *Fingerprints of Climate Change*. Springer.
- Wegler M. und Widmer M., 2000. Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986-1988 und 1999. I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt? *Ornithol. Beob.* 97, 123-146.

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Serge Buholzer, Suzanne Dreier, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop und Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

Simon Birrer, Otto Holzgang, Lukas Kohli und Martin Spiess Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach

Jacques Derron und Stéfano Pozzi, Agroscope RAC Changins, Route de Duillier, CH-1260 Nyon 1

Peter Duelli, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

Henryk Luka und Lukas Pfiffner, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Ackerstrasse, CH-5070 Frick

Sarah Pearson, Service Romand de Vulgarisation Agricole, Avenue des Jordils 1, CH-1006 Lausanne

Olivier Roux, Bundesamt für Landwirtschaft, Mattenhofstrasse 5, CH-3003 Bern

Abkürzungsverzeichnis

AGIS	Agrarpolitisches Informationssystem
BB	Buntbrache / jachère florale
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
DZV	Direktzahlungsverordnung
ECA	Ecological compensation area
EW	Extensiv genutzte Wiese / prairie extensive
EXTENSO	Extensiver Anbau von Getreide und Raps
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
GE	Getreide / céréale
GIS	Geographisches Informationssystem
GVE	Grossvieheinheit
HEH	Hecke / haie
HF	Hackfrucht / culture sarclée
HS	Hochstamm-Obstgarten / verger traditionnel
IP	Integrierte Produktion
KW	Kunstwiese / prairie artificielle
LBL	Landwirtschaftliche Bildungszentrale Lindau
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MA	Mais / maïs
NHG	Natur und Heimatschutz Gesetz
Nu/Co	Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR/VD)
NW	Naturwiese / prairie naturelle intensive
öAF	Ökologische Ausgleichsfläche
OCEco	Ordonnance sur les contributions écologiques
OFAG	Office fédéral de l'agriculture
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
OPD	Ordonnance sur les paiements directs
OQE	Ordonnance sur la qualité écologique
ÖQV	Öko-Qualitätsverordnung
PER	Prestations écologiques requises
PESTAG	Prairies extensives sur terres assolées gelées
PI	Production intégrée
Ra	Rafzerfeld (ZH)

RBA	Rapid Biodiversity Assessment
Ru/Bu	Ruswil/Buttisholz (LU)
SAU	Surface agricole utile
SCE	Surface de compensation écologique
SIPA	Système d'information de politique agricole
SRVA	Service romand pour la vulgarisation agricole
TWW	Trockenwiesen und -weiden der Schweiz
WE	Weide / pâturage
WIW	Wenig intensiv genutzte Wiese / prairie peu intensive
WSL	Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
ZR	Zuckerrüben / betterave à sucre

Publikationsverzeichnis

Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität

Ausgewählte Publikationen 1998 – 2004

2004

- Dreier S., Spiess M., Schüpbach B., Marfurt C. und Herzog F., 2004. Extensively managed meadows on the Swiss plateau – floristic composition, vegetation structure and effect on avifauna. In: Lüscher A., Jeangros B., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N. und Suter D. (Hrsg.), Land use systems in grassland dominated regions. Grassland Science in Europe 9, Zürich, vdf. 240 – 242.
- Jeanneret P., Pfiffner L., Pozzi S. und Walter T., 2004. Impact of low input meadows on arthropod diversity at habitat and landscape scale. In: Lüscher A., Jeangros B., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N. und Suter D. (Hrsg.), Land use systems in grassland dominated regions. Grassland Sciences in Europe 9, Zürich, vdf. 237-239.
- Jöhl R., Knop E., Herzog F., Jeanneret P., Walter T., Duelli P. und Ewald K. C., 2004. Gefährdete Heuschrecken in extensiv genutzten Wiesen. - Agrarforschung 11(5), 156-161.
- Pozzi S., 2004. Evaluation des mesures de compensation écologique dans la région de Nuvilly-Combremont par le biais des araignées. - Revue Suisse de l'Agriculture 36(2), 57-64.
- Walter T., Herzog F., Birrer S., Dreier S., Hunziker M., Jeanneret P., Lüscher A., Peter B., Pfiffner L. und Spiess M., 2004. Effects of ecological compensation areas on species diversity in the Swiss grassland - an overview. In: Lüscher A., Jeangros B., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N. und Suter D. (Hrsg.), Land use systems in grassland dominated regions. Grassland Sciences in Europe 9, Zürich, vdf. 171-173.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. und Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. In: Lüscher A., Jeangros B., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N. und Suter D. (Hrsg.), Land use systems in grassland dominated regions. Grassland Sciences in Europe 9, Zürich, vdf. 234-236.

2003

- Jeanneret P., Schüpbach B. und Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 311-320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L., Herzog F. und Walter T., 2003. The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. Journal for Nature Conservation 11, 213-220.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. und Walter T., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. Landscape Ecology 18, 253-263.
- Lüscher A., Jeangros B., Dreier S. und Walter T., 2003. Möglichkeiten und Grenzen von Wiesen als ökologische Ausgleichsflächen. 9. Basler Botanik-Tagung, Bauhinia 17, Flora und Fauna der Trockenwiesen, 51-72.
- Schüpbach B., 2003. Methods for indicators to assess landscape aesthetic. In: Puschmann O. (Hrsg.), Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis, Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway, October 7-9, 2002. 277-288.
- Spiess M., 2003. Ökologischer Ausgleich aus der Schweiz - Ziele erreicht? In: Nottmeyer-Linden K., Müller S. und Pasch D. (Hrsg.), Angebotsnaturschutz. Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutzes. BfN-Skripten. 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg. 41-52.
- Studer S., Eggenschwiler L. und Jacot K., 2003. Ecological compensation areas - the Swiss approach to enhance faunistic and floristic diversity in agricultural landscapes. In: Rossing

W. A. H., Poehling H.-M. und Burgio G. (Hrsg.), Landscape management for functional biodiversity. IOBC/WPRS. 151-156.

2002

- Dreier S., Hofer G. und Herzog, F., 2002. Qualität der Wiesen im ökologischen Ausgleich. Agrarforschung 9(4), 140-145.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL, 41 p.
[http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)
- Herzog F., 2002. Patience et persévérance - Effet du programme agro-environnemental Suisse. Adalia 48, 22-23.
- Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Peter B., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. und Zobrist K., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme - Bereich Biodiversität. Fünfter Zwischenbericht. Zürich, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. <http://www.sar.admin.ch/scripts/get.pl?fal+fcevalu/evalud.html+0+40>
- Hofer G., Conradin H., Eggenschwiler L., Dreier S., Grünig A., Jacot K., Studer S., Wolf M. und Herzog F., 2002. Flora von Wiesen im ökologischen Ausgleich im Mittelland. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 39, 25-33.
- Hofer G., Herzog F., Spiess M. und Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. Agrarforschung 9(4), 152-157.
- Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. und Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart '*Chorthippus parallelus*' in drei Fallstudiengebieten. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg
- Spiess M., Marfurt C. und Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe der Brutvögel. Agrarforschung 9(4), 158-163.
- Ulrich C., Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A. und Fried P.M., 2002. Artenvielfalt von Pflanzen in extensivierten Wiesen. Agrarforschung 9(4), 128-133.

2001

- Dreier S. und Herzog F., 2001. Ökologische Qualität von Wiesen. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 39, 17-24.
- Herzog F., Günter M., Hofer G., Jeanneret P., Pfiffner L., Schläpfer F., Schüpbach B. und Walter T., 2001. Restoration of agro-biodiversity in Switzerland. In: Villacampa Y., Brebbia C. A. und Usó J-L. (Hrsg.), Ecosystems and Sustainable Development III. Advances in Ecological Sciences Vol.10. Wessex Institute of Technology. 397-406.
- Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. und Zobrist K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme - Bereich Biodiversität. Vierter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Hofer G., Dreier S. und Herzog F., 2001. Plant communities of extensively managed meadows in the ecological compensation areas of the Swiss plateau. In: Isselstein J., Spatz G. und Hofmann M. (Hrsg.), Organic Grassland Farming, Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Witzenhausen, Germany, 10-12 July 2001. 158-160.
- Hofer G. und Herzog F., 2001. Es krabbelt und fliegt wieder mehr. Dossier Ökologie, Schweizer Bauer 13.10.2001, 19.
- Jeanneret P. und Schüpbach B., 2001. Impact of cultivated landscape restoration on agro-biodiversity. In: Mander Ü., Printsman A. und Palang H. (Hrsg), Development of European landscapes, IALE European Conference, Stockholm and Tartu, 30.06-06.07.2001. Institute of Geography University of Tartu. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 92, 523-528.
- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen Ökologische Ausgleichsflächen. Agrarforschung 8 (11-12), 452-457.

- Spiess M. und Marfurt C., 2001. Evaluation de l'influence des compensations écologiques sur les oiseaux nicheurs indicateurs. *Nos Oiseaux*, suppl. 5, 151-152.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. und Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen - Biodiversität / Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997-1999). Schweizerische Vogelwarte, Sempach. (unveröffentlicht)

2000

- Bigler F., Hofer, G., Birrer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Knecht D., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2000. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme - Bereich Biodiversität. Dritter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Dreier S., Hofer G., Knecht D. und Herzog F., 2000. The vegetation of ecological compensation areas in the Swiss plateau - a preliminary evaluation. In: Clare T. und Howard D. (Hrsg.), *Quantitative Approaches to landscape Ecology, Proceedings of the ninth Annual Conference of IALE (UK Region)*, Bangor, 7-9.09.2000, Colin Cross Printers Ltd., Garstang. 93-94.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. und Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. *Agrarforschung* 7(5), 206-211.
- Herzog F., Aschwanden N., Dreier S., Hofer G., Jeanneret P., Prasuhn V., Schüpbach B., Spiess E. und Walter T., 2000. Evaluation der agrarökologischen Massnahmen in der Schweiz im Hinblick auf Biodiversität und Wasserqualität. *Proceedings IALE Deutschland, Nürtingen, Jahrestagung 20.-22. Juli 2000*, 64-65.
- Jeanneret P. und Schüpbach B., 2000. Influence des facteurs environnementaux locaux et paysagers sur les invertébrés des paysages cultivés et importance de la connectivité: l'exemple des araignées. *Proceedings "Workshop on Ecological Corridors for Invertebrates: Strategies of Dispersal and Recolonisation in Today's Agricultural and Forestry Landscapes"*. Council of Europe, September 2000, 113-122.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Steiger J., Waldburger M. und Bigler F., 2000. Tagfalter und Spinnen. *Agrarforschung* 7(3), 112-116.
- Jeanneret P. und Walter T., 2000. Ökologischer Ausgleich und Biodiversität - Evaluation verschiedener Ebenen. *Schriftenreihe der FAL* 31, 22-23.
- Koller N., Pearson S., Pozzi S., Godat S., Herzog F. und Wermeille E., 2000. Evaluation des mesures de compensation écologique sur la diversité de la flore et des papillons dans la région de Nuvilly-Combremont. *Revue Suisse de l'Agriculture* 32(6), 265-271.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P., Bigler F. und Volkart G., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. *Agrarforschung* 7(3), 106-111.
- Pfiffner L., Luka H., Jeanneret P. und Schüpbach B., 2000. Effekte ökologischer Ausgleichsflächen auf die Laufkäferfauna. *Agrarforschung* 7(5), 212-217.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U. und Bigler F., 2000. Veränderungen ökologischer Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 7(3), 100-105.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U., Lips A., Harding J., Bigler F., Reisner Y. und Volkart G., 2000. Die Landschaften der drei Fallstudiengebiete. *Agrarforschung* 7(3), 117-122.

1999

- Bellini E., Schaffner D., Jeanneret P., Lips A. und Fried P.M., 1999. Buntbrachen: Einfluss der Bewirtschaftung auf Bodenspinnen. *Agrarforschung* 6(1), 13-16.
- BLW (Hrsg.), 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A., Harding J., Steiger J., Waldburger M., Bigler F., Fried P.M., 1999. Biodiversity patterns in cultivated landscapes: modelling and mapping with GIS and multivariate statistics. In: Maudsley M. und Marshall J. (Hrsg.), *Heterogeneity in Landscape Ecology: Pattern and Scale*. International Association for Landscape Ecology (UK). Colin Cross Printers Ltd, Garstang. 85-94.
- Schüpbach B., Gfeller M., Jeanneret P., Lips A. und Bigler F., 1999. Wirkungskontrolle der landwirtschaftlichen Ökomassnahmen für die Biodiversität im schweizerischen Agrarraum. In: Blaschke T. (Hrsg.), *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Wichmann, Heidelberg. 209-214.

1998

- Bigler F., Jeanneret P., Lips A., Schüpbach B., Waldburger M. und Fried P., 1998.
Wirkungskontrolle der Ökomassnahmen: Biologische Vielfalt. *Agrarforschung* 5(8), 379-382.
- BLW, 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Konzeptbericht.
Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. 25 S.
- BLW (Hrsg.), 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster
Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.