

**BEDEUTUNG EINER VIELFÄLTIGEN UND
KLEINTEILIGEN AGRARSTRUKTUR FÜR DIE
BIODIVERSITÄT UND IHRE FÖRDERUNG
IM RAHMEN DER GEMEINSAMEN
EUROPÄISCHEN AGRARPOLITIK (GAP)**

*Studie von Prof. Dr. Teja Tschardtke
im Auftrag der Bundestagsfraktion Bündnis 90/Grünen*

1 **Bedeutung einer vielfältigen und kleinteiligen Agrarstruktur**
2 **für die Biodiversität und ihre Förderung im Rahmen der**
3 **Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik (GAP)**

4

5

6

7

8

Studie im Auftrag der Fraktion B90/Grüne im Deutschen Bundestag

9

10

11

12

13

14

Prof. Dr. Teja Tscharntke

15

Agrarökologie, Universität Göttingen

16

www.agroecology.uni-goettingen.de

17

email: ttschar@gwdg.de

18

März 2021

19

20

21 Zusammenfassung

22 Die Biodiversität nimmt trotz jahrzehntelanger nationaler und internationaler Anstrengungen
23 weiterhin rapide ab, und die landwirtschaftliche Intensivierung ist dafür nach wie vor eine der
24 wichtigsten Ursachen. In den letzten Jahrzehnten verringerte sich die Anzahl landwirtschaftlicher
25 Betriebe drastisch und die landwirtschaftlich genutzten Felder und Betriebe wurden stetig größer. Es
26 fand eine zunehmende Spezialisierung auf wenige Kulturarten statt und naturnahe Lebensräume
27 wurden zerstört, was zur Homogenisierung ehemals vielfältiger Kulturlandschaften und damit zu
28 dramatischen Biodiversitätsverlusten führte.

29 In dieser Studie werden Agrar-Umweltmaßnahmen auf der Ebene landwirtschaftlicher Betriebe und
30 auf der Ebene der Agrarlandschaft vorgestellt, welche die Biodiversität unter konventioneller wie
31 ökologischer Bewirtschaftung in großem Umfang fördern können. Zu diesen Maßnahmen gehören
32 die deutliche Reduzierung der Feldgröße und der Anbau einer großen Kulturarten-Vielfalt in der
33 Landwirtschaft, ergänzt um den Schutz eines Minimums naturnaher Lebensraumreste. Diese
34 Maßnahmen zur Förderung einer vielfältigen und kleinteiligen Agrarstruktur in der gesamten
35 Landschaft können den Artenreichtum vervielfachen, ohne dass es zu einer Verringerung der
36 landwirtschaftlich genutzten Fläche oder zu Ertragseinbußen kommen muss. Der Öko-Landbau allein
37 führt nur zu begrenzten Vorteilen für die Biodiversität, solange die Öko-Zertifizierung nicht mit einer
38 vielfältigen und kleinteiligen Agrarstruktur verbunden wird.

39 Der Schlüssel zur Wiederherstellung der Biodiversität in großem Maßstab ist ein kleinräumiges
40 Landnutzungsmosaik mit Feldern, deren Größe im Mittel deutlich unter sechs Hektar liegt, und durch
41 eine Erhöhung der Kulturpflanzenvielfalt sowohl zeitlich (durch lange Fruchtfolgen) als auch räumlich
42 (durch Mischkulturen, Streifenanbau etc.). Zudem sollte ein Ziel die Erhaltung oder
43 Wiederherstellung von 20% naturnaher Lebensraumreste in allen Agrarlandschaften sein.

44 Das Interesse an wirtschaftlich effizienter Großteiligkeit in der Landwirtschaft ging in den letzten
45 Jahrzehnten auf Kosten der biodiversitätsfreundlichen Kleinteiligkeit. Kleinteilige Agrarlandschaften

46 mit ihrer geringen Schlaggröße und kleinen landwirtschaftlichen Betrieben beherbergen einen
47 deutlich erhöhten Artenreichtum. Das gilt auch für große Agrarbetriebe, soweit sie mit kleinen
48 Feldern arbeiten. Deswegen sollten Landwirte mit kleinen Feldern eine deutlich höhere finanzielle
49 Unterstützung pro ha erhalten als Landwirte mit großen Feldern. Anreize für eine vielfältige und
50 kleinteilige Agrarstruktur wären im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU zu
51 verankern, am besten auch in der ersten Säule. Denn die Bewirtschaftung kleiner Felder kostet mehr
52 Arbeitszeit und bedarf einer Umstellung in der Bewirtschaftungstechnik (auch mit digitalisiertem
53 Präzisions-Ackerbau), beispielsweise für die Anlage langer und schmaler Felder, um das Vorgewende
54 zu minimieren, den Maschineneinsatz zu erleichtern und die Biodiversitätsförderung durch lange
55 Ränder zu optimieren. Auch die Anbau-Diversifizierung benötigt eine Entwicklung neuer
56 Anbautechniken und Vermarktungswege, führt aber auch zu wirtschaftlicher Risikominderung und
57 erhöhten biologischen Leistungen durch Bestäubung und Schädlingskontrolle. Bei
58 Unterstützungszahlungen durch eine Gemeinwohlprämie ist zu berücksichtigen, dass der Wert
59 kleiner Felder progressiv (nicht-linear) zunimmt – so führt eine Reduzierung der mittleren Feldgröße
60 pro Landschaft von 6 ha auf 1ha zu einer 6-fach höheren Artenzahl. Kooperationen auf der Ebene der
61 Kommunen, zum Beispiel durch Absprache mit allen Interessengruppen am Runden Tisch, sollten
62 auch gefördert werden, da so Schritte für eine gemeinsame Strategie in Richtung einer kleinteiligen,
63 multifunktionalen Landschaft erarbeitet werden können. Dazu gehört der Austausch von
64 Informationen zu neuen Bewirtschaftungsansätzen, zur gemeinsamen Nutzung angepasster
65 Maschinen und zum Aufbau geeigneter Vermarktungswege.

66 Anreizsysteme für eine vielfältige und kleinteilige Agrarlandschaft stellen eine bisher völlig
67 unterschätzte, sehr effektive Möglichkeit zur Förderung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften dar.
68 Sie sind auch eine Maßnahme gegen den Strukturwandel auf Kosten kleiner Betriebe mit ihren
69 kleinen Feldern und sollten mit einer Förderung der Kooperation diverser Interessensgruppen für
70 eine Biodiversitäts-freundliche, kleinstrukturierte Agrarlandschaft verbunden sein.

71

72 **Einleitung**

73 Die biologische Vielfalt nimmt weiter ab, trotz vieler internationaler Schutzkonventionen wie der UN-
74 Dekade der biologischen Vielfalt (2011-2020) und zahlreicher Programme zur Erhaltung der
75 biologischen Vielfalt in der Europäischen Union, die wenig erfolgreich waren (Kleijn et al., 2011)
76 (Pe'er et al., 2014) (IPBS (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem
77 Services), 2019). Die Landwirtschaft gilt als Hauptursache für den globalen Biodiversitätsrückgang
78 (Sala et al., 2000) (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). So hat sich beispielsweise die Zahl der
79 europäischen Feldvögel in den letzten drei Jahrzehnten mehr als halbiert (Whittingham, 2011) und
80 zwei Drittel aller Ackerwildkrautarten pro Feld sind durch die Intensivierung der Landwirtschaft in
81 Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten verschwunden (Meyer et al., 2013). In den letzten
82 Jahrzehnten verschwanden zudem dramatisch viele Populationen und Arten von Insekten. Insekten
83 stellen mit über 33.000 Arten rund 69 % aller Tierarten in Deutschland und sind integraler und oft
84 dominanter Bestandteil unserer Ökosysteme. Dennoch stehen in Deutschland fast die Hälfte aller
85 Insektenarten auf der Roten Liste, von denen die Hälfte seit 1998 weitere starke Bestandsabnahmen
86 erfahren haben (BfN (Bundesamt für Naturschutz), 2015). Dies bedeutet auch einen starken
87 Rückgang von Ökosystemdienstleistungen, einschließlich der Bestäubung von Nutzpflanzen, der
88 biologischen Schädlingskontrolle (Martin et al., 2019) und den kulturellen
89 Ökosystemdienstleistungen, zu denen die Erholung in biodiversitätsreichen Landschaften zählt
90 (Bratman et al., 2019).

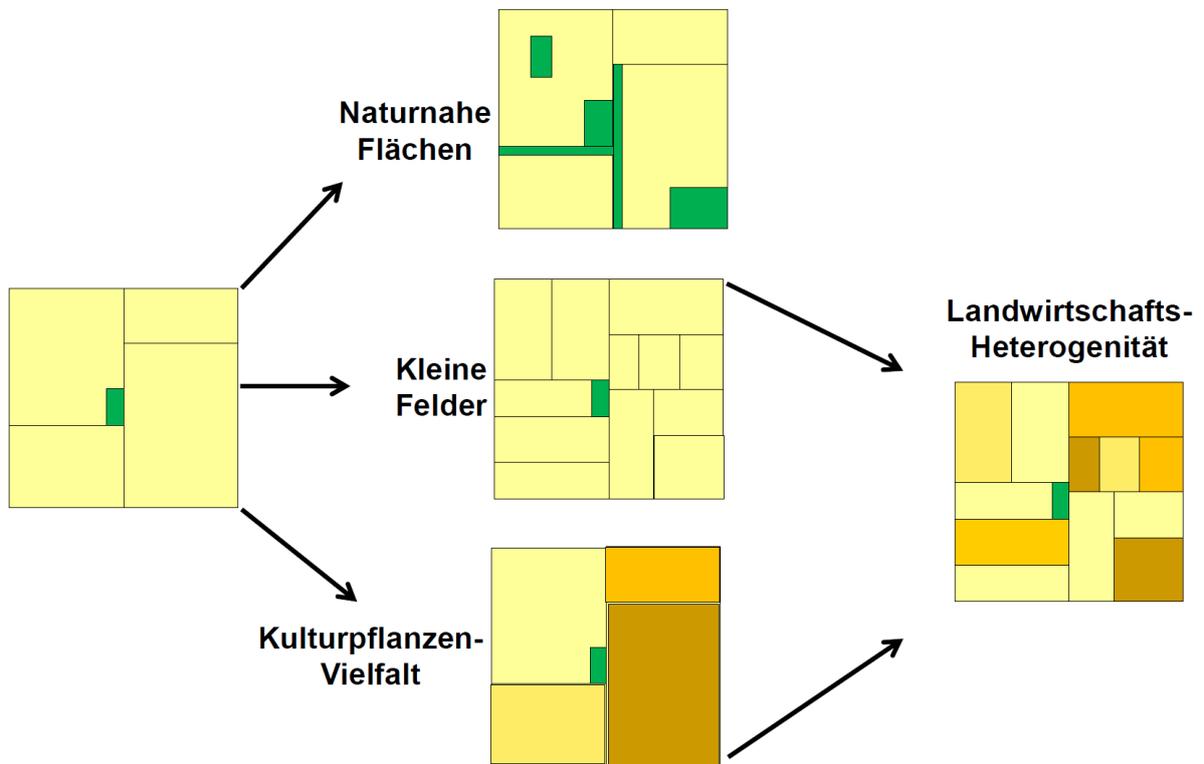
91 Das derzeitige Modell der landwirtschaftlichen Intensivierung, das auf agrochemischen Einträgen, die
92 Spezialisierung auf wenige Kulturarten und auf große Monokulturen ausgerichtet ist und damit eine
93 Homogenisierung der Landschaft verursacht, war erfolgreich bei der Steigerung von Erträgen und der
94 Sicherung der Versorgung mit Nahrung, ging aber mit großen Verlusten an Biodiversität und
95 Ökosystemleistungen einher (Tschardt et al., 2012a) (Grass et al., 2021). Dieser Trend kann nur
96 durch eine konzertierte Anstrengung zur grundlegenden Umgestaltung von Agrarsystemen und
97 Agrarlandschaften umgekehrt werden (Grass et al., 2019) (Grass et al., 2021) (Haan et al., 2021).

98 Im Folgenden werden die drei wichtigsten Möglichkeiten, wieder zu einer artenreichen
99 Kulturlandschaft zu kommen, besprochen (Abb. 1).

100 (1) Traditionell zählt dazu die **Erhöhung des Anteils naturnaher Lebensräume** und von
101 Schutzgebieten. (Tscharrntke et al., 2005) (Garibaldi et al., 2021).

102 (2) & (3) Eine Steigerung des Artenreichtums in Kulturlandschaften kann aber auch durch kleine
103 Felder und eine Diversifizierung der angebauten Kulturpflanzen geschaffen werden.

104 Überraschenderweise werden solche Maßnahmen zur **Erhöhung der Landschaftsvielfalt durch**
105 **Anbau von mehr Kulturpflanzenarten und durch die deutliche Reduzierung der Schlaggröße** in der
106 heutigen Landwirtschaft kaum angewandt, obwohl sie die Biodiversität auf ein viel höheres Niveau
107 heben können als der Öko-Landbau und auch in der konventionellen Landwirtschaft umsetzbar
108 wären (Kleijn et al., 2019) (Batáry et al., 2017) (Sirami et al., 2019).



109

110

111 **Abbildung 1: Konzeptionelle Darstellung der Möglichkeiten, die Artenvielfalt in Agrarlandschaften**
112 **zu erhöhen:** Die Vergrößerung des Anteils naturnaher Flächen oder kleiner Felder oder einer

113 höheren Kulturpflanzenvielfalt. Eine Kombination von kleinen Feldern und Kulturartenvielfalt führt zu
114 artenreichen Landschaften allein durch eine Steigerung der Landschafts-Heterogenität im Rahmen
115 der landwirtschaftlich genutzten Flächen, was ohne Ertragsverluste einhergehen kann.
116 Das Grün steht für naturnahe Flächen und verschiedene Brauntöne stehen für verschiedene
117 Kulturarten (Hass et al., 2018) (Hass et al., 2019) (Sirami et al., 2019).

118

119 **Vielfältige und kleinteilige Agrarlandschaften für die biologische Vielfalt**

120 **Die Landschaftsstruktur bestimmt den Pool verfügbarer Arten für die lokale Vielfalt**

121 Die derzeitige Agrar-Umweltpolitik ist auf die Ebene von Betrieben, oft sogar nur auf einzelne Schläge
122 ausgerichtet, was ihren Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität stark einschränkt. Denn die Struktur
123 der Landschaft wird nicht einbezogen, ist aber ein Schlüsselfaktor für die Erhaltung der Biodiversität
124 (Tscharntke et al., 2012b). Die lokale Biodiversität auf dem Hof oder dem Betrieb wird durch den
125 verfügbaren Pool an Populationen und Arten in den umgebenden Landschaften bestimmt. In
126 strukturarmen Landschaften ist die Biodiversität stark reduziert, so dass nur wenige Arten lokal zu
127 erwarten sind - unabhängig von der Art der lokalen Bewirtschaftung. Deswegen besteht die
128 Notwendigkeit, eine Landschaftsperspektive in die Agrarumweltprogramme zu integrieren, die
129 erhebliche Anreize für kleine Schläge setzen, verbunden mit großem Artenreichtum, kleinen
130 Betrieben und der Förderung eines kooperativen Landschaftsmanagements. Beispielsweise wurde in
131 einer aktuellen Langzeitstudie in drei Regionen Deutschlands gezeigt, dass die dramatischen
132 Rückgänge des Insektenartenreichtums entlang eines Gradienten der Grünlandintensivierung
133 (Rückgang von 67 % der Biomasse und 34 % der Arten innerhalb von zehn Jahren, 2008-2017) vor
134 allem in vereinfachten, von einjährigen Kulturen dominierten Landschaften auftraten (Seibold et al.,
135 2019).

136 Es gibt drei Möglichkeiten zur Wiederherstellung eines großen Artenpools in monotonen, einfach
137 strukturierten Agrarlandschaften, die durch landwirtschaftliche Intensivierung geprägt sind (Abb. 1).
138 (1) Traditionell wird der Fokus auf die Wiederherstellung naturnaher Lebensräume gelegt. (2) Die
139 Vergrößerung der Landschaftsheterogenität und damit ein Anstieg der Artenzahlen kann aber auch
140 durch eine größere Kulturpflanzen-Vielfalt erfolgen, d.h. durch ein räumlich enges Nebeneinander
141 verschiedener Kulturarten. (3) Ein dritter Ansatz zielt auf die Verkleinerung der Felder bzw. Schläge
142 (größere Heterogenität durch die Veränderung der Landschafts-Konfiguration). Besonders
143 interessant ist an der Idee, eine Agrarlandschaft mit kleinen und diversifizierten Feldern zu fördern,
144 dass damit keine Verluste in der Produktivität pro Hektar einhergehen und auch keine potentielle
145 Produktionsfläche (wie in der klassischen Naturschutz-Strategie) verloren geht.

146 Die Vergrößerung des Anteils an naturnahen Lebensräumen in Agrarlandschaften, d.h. die Erhöhung
147 der Landschafts-Komplexität, vergrößert den Artenpool und fördert den Biotopverbund zwischen
148 den Ressourcen und Populationen von Landnutzungssystemen und naturnahen Lebensräumen (Kleijn
149 et al., 2011) (Tschardt et al., 2012b) (Gonthier et al., 2014) (Gámez-Virués et al., 2015).

150 Beispielsweise kann sich die Anzahl der Wildbienenarten in einem Ackerrandstreifen verdoppeln,
151 wenn die Landschaft komplexer wird (Steffan-Dewenter et al., 2002). Ebenso werden natürliche
152 Gegenspieler von Schädlingen gefördert, die beispielsweise Getreideblattläuse und Rapsglanzkäfer
153 stark dezimieren können (Rusch et al., 2016) (Bianchi et al., 2006) (Tschumi et al., 2015) (Tschumi et
154 al., 2016) (Thies and Tschardt, 1999). Sind Landschaften dagegen dominiert von großen
155 Ackerflächen und fehlen naturnahe Landschaftselemente weitgehend, dann geht die Artenzahl
156 drastisch zurück – auch in Schutzgebieten. So können 29 % des lokalen Artenreichtums in
157 geschützten Kalkmagerrasen verloren gehen, wenn der Anteil an Ackerland in der umgebenden
158 Landschaft von 10 % auf 80 % steigt (Kormann et al., 2015).

159 Es gibt Hinweise darauf, dass ein Schwellenwert von mindestens 20 % naturnaher Lebensräume in
160 Agrarlandschaften zur Erhaltung der Biodiversität notwendig ist (Tschardt et al., 2002a) (Garibaldi
161 et al., 2021). Darunter steigt die Isolation der Restlebensräume sprunghaft an und fördert weiteres

162 lokales Aussterben (Andrén, 1994). In Landschaften mit weniger als 20 % naturnahem Lebensraum
163 sinkt die Parasitierung von Rapsglanzkäfern und von Getreideblattläusen auf einen Wert, bei dem
164 keine biologische Kontrolle mehr zu erwarten ist (Thies et al., 2005) (Thies and Tschardtke, 1999).

165 Allerdings kann eine Biodiversitäts-freundliche Bewirtschaftung (kleine Felder, viele Kulturarten) den
166 Verlust naturnaher Landschaftselemente zumindest teilweise kompensieren (Sirami et al., 2019)
167 (Clough et al., 2020). Entgegen der landläufigen Meinung, dass Naturschutzmaßnahmen auf die
168 artenreichsten Landschaften ausgerichtet sein müssen, ist deren Wirksamkeit am größten, wenn die
169 lokale ökologische Verbesserung in starkem Kontrast zur Umgebung steht, z. B. in einer intensiv
170 bewirtschafteten, monotonen Landschaft (Tschardtke et al., 2005) (Tschardtke et al., 2012b) (Kleijn
171 et al., 2011) (Marja et al., 2019).

172 Die Wiederherstellung der Landschaftskomplexität ist auch auf räumlichen Skalen jenseits der
173 Landschaftsebene erforderlich, da sich die Umweltbedingungen und die damit verbundene
174 Zusammensetzung der Gemeinschaften mit zunehmender Entfernung zwischen den Standorten und
175 Landschaften ändern. Daher fördern eine Streuung von Maßnahmen über ganze Landschaften und
176 Regionen hinweg die Gesamtheit der Biodiversität erheblich (Tschardtke et al., 2012b). Die lokale
177 (Alpha-) Diversität kann einen falschen Eindruck vermitteln, ob Maßnahmen besonders effektiv sind,
178 da die großräumige (Beta-) Diversität den größten Teil des Artenreichtums in einer Landschaft und
179 Region ausmacht (Clough et al., 2007) (Flohre et al., 2011) (Rösch et al., 2015) (Tylianakis et al.,
180 2005).

181

182 **Kleine Felder und große Kulturpflanzenvielfalt für die biologische Vielfalt**

183 Eine Vergrößerung des Anteils an naturnahen Lebensräumen vermindert den Verlust an
184 Biodiversität, aber die Intensivierung der Landnutzung und steigende Bodenpreise machen
185 naturnahe Flächen zu einem teuren Gut, das nur schwer zu erhalten, geschweige denn zu vergrößern
186 ist. Deshalb ist die Idee besonders attraktiv, die landschaftsweite Heterogenität durch das

187 Anbaumosaiks selbst zu erhöhen, d.h. durch die Ackerflächenheterogenität. Es zeigte sich, dass
188 tatsächlich so ein Anbaumosaik ebenfalls große positive Auswirkungen auf die Biodiversität haben
189 kann, ohne die Verfügbarkeit von Agrarflächen zu beeinträchtigen (Fahrig et al., 2010) (Clough et al.,
190 2020) (Tab. 1, Abb. 2).

191 Eine kürzlich durchgeführte Studie in 435 Landschaften von acht Regionen in Europa und
192 Nordamerika zeigte, dass eine Erhöhung der Landschaftsheterogenität durch kleine Ackerflächen für
193 die Artenvielfalt von Pflanzen, Vögeln, Bienen, Schmetterlingen, Laufkäfern, Spinnen und
194 Schwebfliegen ebenso vorteilhaft sein kann wie eine Erhöhung des Anteils naturnaher Lebensräume
195 (Sirami et al., 2019) (Tabelle 1). Die Effekte waren am stärksten, wenn die mittlere Feldgröße pro
196 Landschaft unter 6 ha sank (Sirami et al., 2019) (Clough et al., 2020) (Alignier et al., 2020) (Abb. 2 D).
197 Eine Verringerung der Ackerfläche von 5 auf 2,8 ha (oder 6 auf 1 ha) förderte ebenso viele Arten wie
198 eine Erhöhung der naturnahen Deckung von 0,5 auf 11 % (oder 0 % auf 35 %). Landschaften mit 1ha-
199 Feldern weisen sechs Mal so viele Arten auf wie Landschaften mit 6ha-Feldern. Dies ist nicht nur auf
200 die Zunahme der Feldrandstreifen entlang der Ackerflächen zurückzuführen, da es einen positiven
201 Effekt der Ränder auch ohne die Streifen mit naturnaher Vegetation gibt (Hass et al., 2018). Darüber
202 hinaus können Schädlingsdichten in Landschaften mit geringerer Feldgröße (d. h. mit mehr
203 Feldrändern) und auch in Landschaften mit höherer Kulturpflanzenvielfalt geringer sein, wie für
204 Getreideblattläuse festgestellt wurde (Baillod et al., 2017).

205 In einer anderen großen Untersuchung wurden ebenfalls große Biodiversitätsvorteile einer
206 kleinskaligen gegenüber einer großskaligen Landwirtschaft gefunden, die gleichauf oder sogar höher
207 sind als der Biodiversitätsvorteil durch die Umstellung von konventioneller auf ökologische
208 Landwirtschaft (Batáry et al., 2017), (Abb. 2 A, B). Allerdings war der Profit des Landwirts pro
209 Weizenfläche auf 20ha-Feldern um 50 % höher als auf 3ha-Feldern, was auf die geringeren Kosten für
210 die Bewirtschaftung großer Felder zurückzuführen ist. Unabhängig von der Feldgröße erhöhte die
211 Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau die Artenvielfalt, halbierte aber auch die
212 Getreideerträge (Batáry et al., 2017).

213 Eine Erhöhung der Heterogenität durch kleine Ackerflächen bzw. eine Erhöhung der Randlänge in der
214 Landschaft fördert die Wildbestäuber und die Pflanzenreproduktion, basierend auf Untersuchungen
215 in 229 Landschaften von vier großen westeuropäischen Agrarregionen (Hass et al., 2018). Dies kann
216 bis zu einer fünffachen Anzahl von Wildbienenzahl in der Agrarlandschaft führen (Abb. 2 C).

217 Die Erhöhung der Anzahl der Kulturarten (größere Heterogenität in der Landschafts-
218 Zusammensetzung) hatte ebenfalls einen positiven Effekt auf die Biodiversität auf Landschaftsebene,
219 allerdings nur in Landschaften mit >11% naturnaher Vegetation (Sirami et al., 2019). Zudem wurde
220 eine viel bessere biologische Kontrolle von Getreideblattläusen in Landschaften mit erhöhter
221 Kulturpflanzenvielfalt gefunden (Redlich et al., 2018). Zudem reduziert ein großer Maisanteil, ein
222 aktueller Trend in europäischen Landschaften, den Wert der Landschaften für Bestäuber erheblich,
223 wie für Hummeln gezeigt wurde (Hass et al., 2018).

224 In einer Synthese von Daten aus 49 Studien und 1515 Landschaften in ganz Europa untersuchten
225 Martin et al. die Auswirkungen der Landschaftszusammensetzung (% naturnahe Lebensräume) und
226 Landschaftskonfiguration (Randdichte) auf Arthropoden (Insekten und Spinnen) in Feldern und deren
227 Rändern sowie auf Schädlingsbekämpfung und Bestäubung (Martin et al., 2019). In Landschaften mit
228 hoher Randdichte erreichten 70 % der Bestäuberarten und 44 % der natürlichen Gegenspielerarten
229 die größte Häufigkeit; Bestäubung und Schädlingsbekämpfung verbesserten sich um das 1,7-fache
230 bzw. 1,4-fache und die Erträge waren sehr hoch, was die große Bedeutung kleiner Felder zeigt.

231 Die Ergebnisse zeigen, dass der aktuelle Trend zu landwirtschaftlicher Intensivierung mit großen
232 Monokulturen zu stoppen und eine vielfältige und kleinteilige Agrarstruktur wiederherzustellen ist,
233 da sie eine große und unterschätzte Bedeutung für die Biodiversität hat. Der Erhalt natürlicher
234 Lebensräume in Agrarlandschaften ist nicht die einzige Lösung, um die Landschaftsheterogenität und
235 die damit verbundenen Biodiversität zu erhöhen. Landschaftsweite Veränderungen in der
236 landwirtschaftlichen Diversifizierung können teilweise den Verlust an natürlichem Lebensraum
237 ausgleichen, hauptsächlich durch kleinere Felder, aber partiell auch durch die Erhöhung der Anzahl

238 der Kulturpflanzenarten. Die Bedeutung der Kulturarten-Vielfalt könnte viel deutlicher ausfallen,
 239 wenn unsere, meist intensivierten Landschaften nicht durch einen solchen Mangel an
 240 Kulturpflanzenarten-Vielfalt geprägt wären.

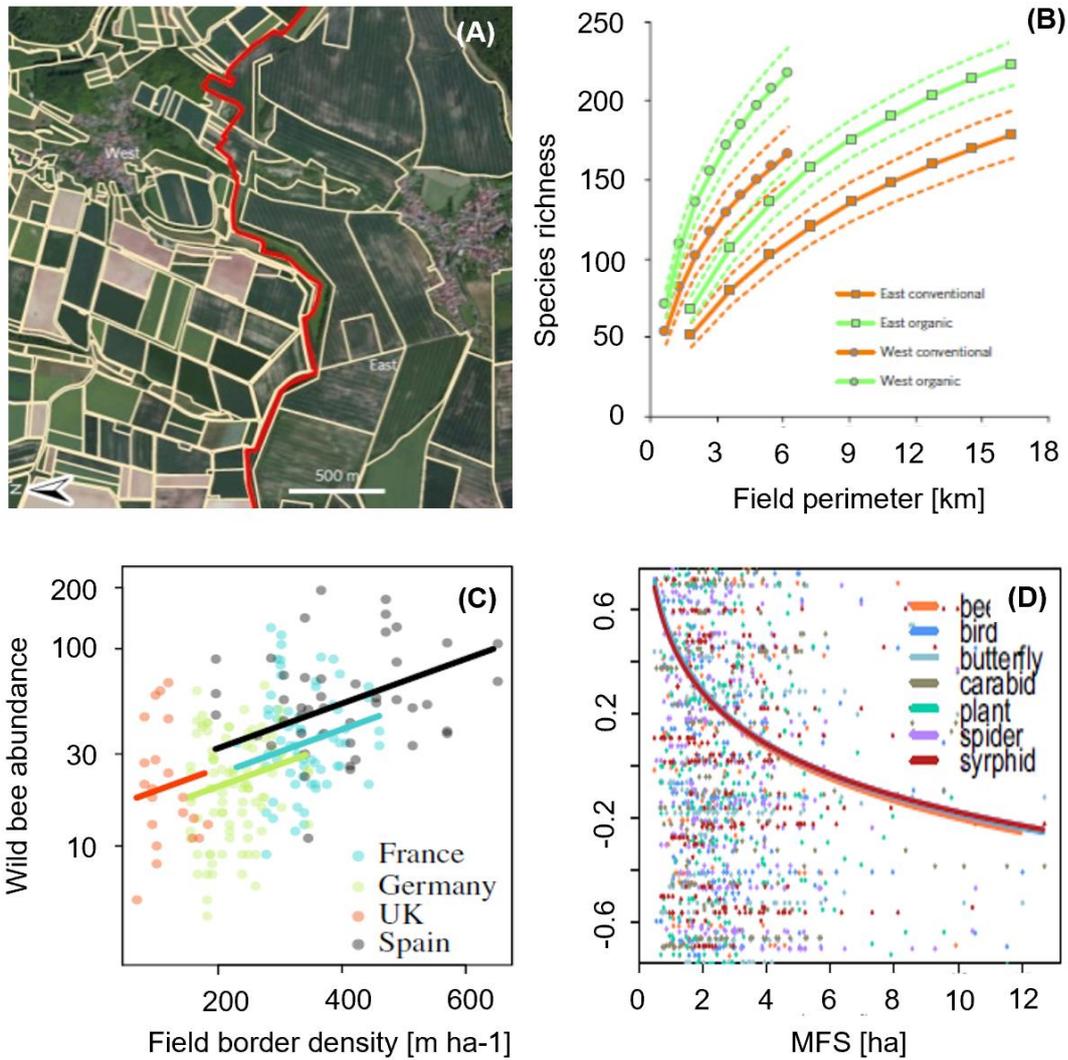
241

242 **Tabelle 1: Daten zum Gewinn an Artenvielfalt durch eine vielfältige und kleinstrukturierte**
 243 **Agrarlandschaft. Unterschieden wird eine Diversifizierung durch kleine Felder mit entsprechend**
 244 **langen Feldrändern von der Diversifizierung durch eine Erhöhung der Kulturarten-Vielfalt**

Feldgröße	Die Abnahme der mittleren Feldgröße von 6 ha auf 1 ha pro Landschaft führt zu 6-fach höherer Artenvielfalt (7 Artengruppen, 435 Landschaften, 8 Regionen), was einem Anstieg naturnaher Flächen von 0% auf 35% entspricht. Die Reduktion der Feldgröße von 5 ha auf 2.8 ha ist genauso wirksam wie der Anstieg naturnaher Flächen von 0.5% auf 11%	Synthese über 8 Regionen (EU, Kanada)(Sirami et al., 2019) (Clough et al., 2020)
Feldrandlänge	Ein Anstieg der Feldrandlänge (m per ha) von 100m auf 600m führt zu einer 5-fachen Erhöhung der Wildbienenzahl.	Synthese über 4 EU Länder (Hass et al., 2018)
Feldumfang	In großteiligen Landschaften bedeutet ein Anstieg des Feldumfangs auf 6 km einen Anstieg der Artenzahlen von 50 auf 100 im konventionellen Anbau, im ökologischen Anbau von 60 auf 130. In kleinteiligen Landschaften gibt es dagegen bis zu 150 Arten im konventionellen und 210 Arten im ökologischen Anbau, d.h. es gab mehr Arten in der kleinteiligen konventionellen Landwirtschaft als in der großteiligen Öko-Landwirtschaft.	Umfangreiche Fallstudie, 2 Regionen, 4 Artengruppen (Batáry et al., 2017)
Kulturarten-Vielfalt	Ein Anstieg der Anzahl Kulturarten per Landschaft kann den Artenreichtum verdoppeln, sobald der Anteil naturnaher Flächen über 11% liegt	Synthese über 8 Regionen (EU, Kanada) (Sirami et al., 2019)
Kulturarten-Vielfalt	Eine Verdopplung der Kulturarten-Vielfalt resultiert in 6-fach höherem Artenreichtum bei den Bestäubern (nicht aber den Spinnen oder Laufkäfern), falls die Landschaft 30% naturnahe Fläche aufweist, und zu 4-fach höherem Artenreichtum bei 10% naturnaher Fläche	synthesis of 7 studies (Aguilera et al., 2020)
Kulturarten-Vielfalt	Kulturarten-Vielfalt, aber nicht naturnaher Lebensraum, fördert die biologische Bekämpfung von Blattläusen, die in Landschaften mit großer Kulturarten-Vielfalt 8%–33% höher war als in Landschaften mit geringer Kulturarten-Vielfalt	Fallstudie (Redlich et al., 2018)
Kulturarten-Vielfalt	Höhere Kulturarten-Vielfalt in der Landschaft verdreifachte die Hummelanzahl und erhöhte den Bestäubungserfolg bei Ackerbohnen	Fallstudie (Raderschall et al., 2021)
Kulturarten-Vielfalt	Ein Anstieg der Landschafts-Homogenisierung durch Erhöhung des Mais-Anteils auf 40% reduziert die von	Fallstudie

245

246



247

248 **Abbildung 2: Die Folgen der mittleren Feldgröße und mittleren Feldrandlänge pro Landschaft auf**
 249 **die Artenvielfalt.**

250 (A) Die Landkarte illustriert den großen Unterschied in der Feldgröße zwischen Thüringen und
 251 Niedersachsen entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze (die rote Linie). Ostdeutsche Felder
 252 waren ~ 20 ha, westdeutsche ~ 3 ha (Batáry et al., 2017).

253 (B) Die Auswirkungen der Region (kleinteilig im Westen, großteilig im Osten; Abb. 2 A) und von
 254 ökologischer vs. konventioneller Bewirtschaftung auf den akkumulierten Artenreichtum (Pflanzen,

255 Laufkäfer, Spinnen, Kurzflügelkäfer). Proben-basierte rarefaction Kurven, standardisiert für die
256 akkumulierte Randfläche (den Umfang) pro Feld (n = 36 Felder; gestrichelte Linien repräsentieren die
257 95% Vertrauensbereiche (Batáry et al., 2017).

258 (C) Folgen der Feldrandlänge (Konfigurations-Heterogenität) auf die Häufigkeit von Wildbienen auf
259 Ackerflächen von vier EU Ländern. Die Häufigkeit ist entlang einer log₁₀ Skala gezeigt (Hass et al.,
260 2018).

261 (D) Die Auswirkungen kleiner Feldgröße pro Landschaft (MFS, Mean Field Size) auf den
262 Artenreichtum von sieben taxonomischen Gruppen (standardisierter Gesamt-Index). Daten von acht
263 Regionen in Europa und Kanada mit insgesamt 435 Feldern (Sirami et al., 2019).

264

265 **Diversifizierung des Anbaus auf der Ebene der einzelnen Betriebe**

266 **Diversifizierte Landnutzung**

267 Die Erhöhung der Heterogenität der Landnutzung ist eine wichtige Maßnahme zur Förderung der
268 lokalen Artenvielfalt (Benton et al., 2003). Landwirtschaftliche Flächen, insbesondere in Europa und
269 Nordamerika, sind zunehmend durch große Monokulturen und ein Minimum an Fruchtfolgen
270 geprägt, um die Produktionstechniken zu vereinfachen und sich auf die umsatzstärksten Produkte zu
271 spezialisieren. Fruchtfolgen werden oft von nur einer Kultur dominiert, darunter Weizen nach
272 Weizen oder Mais nach Mais, bis hin zu drei Kulturarten in den üblichen konventionellen
273 Fruchtfolgen (z. B. Weizen, Gerste und Raps (Steinmann and Dobers, 2013) (Bennett et al., 2012).
274 Diese vereinfachten Fruchtfolgemuster erhöhen das Risiko von Engpässen bei der
275 Nahrungsversorgung über die gesamte Saison hinweg, z. B. für Bestäuber und natürliche
276 Gegenspieler von Schädlingen (Schellhorn et al., 2015), erhöhen aber auch das Risiko von
277 Ertragsrückgängen (Bennett et al., 2012). Eine Kontinuität bei den Nahrungsressourcen, die durch
278 ein gemischtes Anbaumuster allein oder in Kombination mit z. B. Wildblumenstreifen, bereitgestellt
279 wird, erhöht die Stabilität von Ökosystemdienstleistungen wie Bestäubung und biologische

280 Schädlingsbekämpfung (Schellhorn et al., 2015). Zum Beispiel profitieren Hummeln in der frühen
281 Phase der Kolonie-Entwicklung von früh-blühenden Massenkulturen wie Raps, benötigen aber später
282 in der Saison zusätzliche Nahrungsressourcen wie Rotklee oder Ackerbohnen (Beyer et al., 2020)
283 (Rundlöf et al., 2014) (Westphal et al., 2009). Weltweit sind die Fruchtfolgen im ökologischen
284 Landbau nur 15 % länger als in der konventionellen Landnutzung (4,5 statt 3,8 Jahre) (Barbieri et al.,
285 2017), aber mit einem insgesamt 48 % höheren Pflanzenartenreichtum. Die Diversifizierung des
286 ökologischen Landbaus durch Mischkulturen und längere Fruchtfolgen kann die Ertragslücke auf 8-9
287 % reduzieren (Poniso et al., 2015). Fruchtfolgen könnten generell auch lang sein, z. B. über einen
288 Zeitraum von sieben Jahren (Mäder et al., 2002), und es gibt keine prinzipielle Grenze für die
289 Anbaudiversifizierung, aber eine geringe Akzeptanz sowohl im ökologischen als auch im
290 konventionellen Landbau (Seufert et al., 2019).

291 Die Diversifizierung von Kulturen und Anbaupraktiken erhöht die Biodiversität und die damit
292 verbundenen Ökosystemleistungen wie Bestäubung, biologische Schädlings- und
293 Unkrautbekämpfung (Kremen and Miles, 2012) (Lichtenberg et al., 2017) (Tamburini et al., 2020)
294 erheblich. Zu den Maßnahmen gehören diversifizierte Fruchtfolgen, d. h. zeitliche und räumliche
295 Diversifizierung, z. B. Mischkulturen mit mehreren Sorten oder Pflanzenarten pro Feld,
296 Zwischenfrüchte oder Untersaaten wie auch die Agroforstwirtschaft, die Bäume mit Nutzpflanzen auf
297 derselben Fläche kombiniert. Bekannte Maßnahmenkombinationen sind die konservierende
298 Landwirtschaft (reduzierte Bodenbearbeitung, Deckfrüchte oder Mulchen, diversifizierte
299 Fruchtfolgen oder Mischungen) und diversifizierte Mischbetriebe mit Ackerbau und-Viehhaltung
300 (Rosa-Schleich et al., 2019) (Grass et al., 2019). Diversifizierte Anbausysteme (d. h. Polykulturen)
301 unterstützen eine 44 % höhere Abundanz natürlicher Feinde und eine 54 % höhere Schädlings-
302 Mortalität als in Pflanzenmonokulturen (Lichtenberg et al., 2017). In ähnlicher Weise ist die
303 Schädlingskontrolle in Polykulturen höher als in Monokulturen (36 % Zunahme) (Iverson et al., 2014).
304 Im Allgemeinen fördert der ökologische Landbau das gesamte biologische
305 Schädlingsbekämpfungspotenzial, muss aber auch mit einem höheren Schädlingsbefall umgehen als

306 der konventionelle Landbau (Muneret et al., 2018), insbesondere wenn er als Monokultur betrieben
307 wird.

308

309 **Erhalt und Vermehrung naturnaher Flächen auf dem Hof**

310 Der Ökologische Landbau fördert die Biodiversität, aber nur ein begrenztes Artenspektrum (Kleijn et
311 al., 2015) (Hole et al., 2005). Insbesondere häufige Insektenarten, die mit der Landwirtschaft
312 assoziiert sind, aber nicht die weniger häufigen Arten, die mit einer großen Vielfalt an naturnahen
313 Lebensräumen assoziiert sind, wie z. B. Hecken, krautige Feldränder und traditionelle
314 Agrarökosysteme, wie z. B. kalkhaltiges Grasland oder Obstbaumwiesen. Der Erhalt oder die
315 Wiederherstellung von naturnahen Lebensräumen auf dem Betrieb, wie z. B. Feldrandstreifen,
316 Hecken, trockenes oder feuchtes Grasland, Gebüsch, Brachflächen oder kleine Gewässer, würde die
317 biologische Vielfalt auf dem Betrieb erheblich verbessern, ist aber in keinem Bio-
318 Zertifizierungssystem als obligatorisch anerkannt. Zum Beispiel stieg die Schmetterlingsvielfalt auf
319 schwedischen Bauernhöfen mit der Vielfalt der landwirtschaftlichen Lebensräume um etwa 50 %,
320 jedoch nicht durch die Umstellung auf ökologischen Landbau (Weibull et al., 2000). Die Vielfalt der
321 Ackerlandvögel wird um 50% erhöht durch die Umstellung von konventionellen auf ökologischen
322 Landbau, aber die Zunahme der Heckenlänge auf bis zu 250m erhöht die Vogelvielfalt von 1 auf 12
323 Arten (Batary et al., 2010). Darüber hinaus ergab eine Meta-Analyse von Agrarumweltprogrammen,
324 dass Maßnahmen außerhalb des Feldes, wie Feldränder und Hecken, mehr als doppelt so effektiv bei
325 der Förderung der Biodiversität sind wie Maßnahmen innerhalb des Feldes, namentlich die
326 ökologische Bewirtschaftung (Batáry et al., 2015). Labels für den ökologischen Landbau (Demeter,
327 Bioland, EU-Label etc.) unterscheiden sich in ihren Anforderungen, gehen aber nicht explizit auf
328 verpflichtende Maßnahmen zur Biodiversitätserhöhung durch naturnahe Landschaftselemente,
329 Anbau-Vielfalt und kleine Felder ein (FIBL et al., 2020). Solche Diversifizierungsmaßnahmen auf
330 Betriebsebene sind aber sehr wichtig, um die Biodiversität zu erhalten und zu verbessern, was durch

331 die Umstellung von konventioneller auf ökologische Landwirtschaft allein nicht erfolgt. Insbesondere
332 der Erhalt natürlicher Lebensraumflächen ist nicht Teil der Bio-Zertifizierung, sollte es aber werden
333 (Tschardt et al., 2015).

334

335 **Kosten einer vielfältigen und kleinteiligen Agrarstruktur und**

336 **Gemeinwohlprämie im Rahmen der GAP**

337 Die Intensivierung und Spezialisierung in der Landwirtschaft seit dem Ende des zweiten Weltkriegs
338 ging einher mit einer Spezialisierung auf wenige, profitable Kulturarten, die auf großen Feldern
339 angebaut werden, allerdings bei einer großen regionalen Variabilität (Clough et al., 2020). Die
340 Flurbereinigung beschleunigte diese Entwicklung, ebenso die zunehmende Verfügbarkeit großer
341 Maschinen für die rationelle Bewirtschaftung. Entsprechend verursachen kleine Felder größere
342 Kosten bei der Bewirtschaftung durch höhere Arbeitszeiten etc., was ihren Wert für den Landwirt
343 deutlich verringert. Ein 1 ha Feld kann 30-90% höhere Arbeitszeit erfordern (Nilsson et al., 2015).
344 Zudem wird bei kleinen Feldern der Anteil der Fläche größer, der als Vorgewende genutzt und
345 dadurch heterogener bewirtschaftet wird und eventuell wegen des verdichteten Bodens und
346 Pflanzenschäden an Wert verliert. Die Größe von Schlägen ist positiv korreliert mit der Größe der
347 Betriebe (Clough et al., 2020) (Batáry et al., 2017), was auch an der historischen Abnahme der Anzahl
348 landwirtschaftlicher Betriebe in Deutschland (damalige BRD) abzulesen ist, von 1.5 Millionen Höfen
349 im Jahr 1960 auf 267 tausend Höfe im Jahr 2019 (Junge, 2021). Im gleichen Zeitraum ging die Anzahl
350 Erwerbstätiger in der Landwirtschaft um das rund 7-fache zurück.

351 Deswegen muss bei Anreizsystemen und Unterstützungszahlungen im Rahmen der GAP die
352 besondere Situation kleiner Betriebe mit ihren kleinen Feldern berücksichtigt werden. Wenn
353 Subventionen an die Flächengröße gekoppelt sind, werden kleinteilige Bauernhöfe mit ihrem großen
354 Wert für die Biodiversität benachteiligt. Der Trend zur wirtschaftlich effizienter Großteiligkeit ist auf
355 Kosten biodiversitätsfreundlicher Kleinteiligkeit gegangen. Landwirte mit kleinen Feldern,

356 typischerweise verbunden mit kleinen Höfen, sollten deutlich höhere Unterstützungszahlungen pro
357 ha erhalten als Landwirte mit großen Feldern. Bauernhöfe mit kleinen Feldern profitieren kaum von
358 den Direktzahlungen – rund drei Viertel aller landwirtschaftlichen Betriebe in der EU erhalten gerade
359 einmal 16% der Zahlungen, insbesondere weil die Direktzahlungen an die Größe der
360 bewirtschafteten Fläche gebunden ist (Zinke, 2020). Das Anbinden der Subventionen an die
361 Flächengröße führte auch zu einem starken Anstieg der Preise für Ackerland – zwischen 2009 und
362 2019 hat sich der Kaufpreis in vielen Regionen verdoppelt (Junge, 2021), und damit auch der Preis für
363 Biodiversitäts-fördernde Maßnahmen.

364 Ganz im Gegenteil wäre es sinnvoll, kleinteilige Agrarlandschaften zu fördern, indem die Entwicklung
365 und Anschaffung von Maschinen, die für eine kleinteilige Bewirtschaftung geeignet sind, unterstützt
366 wird. Ebenso wäre die Entwicklung verbesserter Techniken zur Bewirtschaftung kleiner Felder zu
367 fördern, auch mit Unterstützung digitalisiertem Präzisions-Ackerbau (Precision-Farming). Dazu gehört
368 auch die Umwandlung in lange, schmale Felder, bei denen das Vorgehende minimiert, der
369 Maschineneinsatz erleichtert und die Biodiversitätsförderung durch lange Ränder optimiert wird
370 (Clough et al., 2020). Die Umstellung des Maschinenparks für eine kleinteilige Bewirtschaftung und
371 die deutlich erhöhten Kosten für die Bewirtschaftung von Flächen <2 ha scheinen von besonderer
372 Bedeutung zu sein (Jahns et al., 2013). Die Kosten sollten schon bei <5 ha erheblich ansteigen, aber
373 es gibt die Möglichkeit, die Schläge in der Form langer Rechtecke zu führen, um die Kosten zu
374 verringern (Engelhardt, 2004).

375 Auf der anderen Seite erlauben kleine Felder eine bessere Anpassung an die lokale Heterogenität,
376 zum Beispiel in der Bodenqualität, und eine unkomplizierte Diversifizierung im Anbau, die eine
377 Risikominderung bedeutet (Rosa-Schleich et al., 2019). Ebenso fördern kleine Felder
378 Ökosystemdienstleistungen durch Nutzpflanzenbestäubung und biologische Schädlingsbekämpfung
379 (Martin et al., 2019), die Anreizsysteme für umweltfreundliche Bewirtschaftung auch wirtschaftlich
380 interessant machen könnten.

381 Sehr interessant sind auch die Ergebnisse des Vergleichs der großteiligen Agrarlandschaft in
382 Thüringen (im Mittel mit 20ha großen Winterweizenfeldern) mit der kleinteiligen Agrarlandschaft in
383 Niedersachsen (im Mittel mit 3 ha großen Feldern) (Batáry et al., 2017). Entsprechend lag die
384 Randlänge pro Landschaft (in einem 500m Radius um die Flächen) in der großteiligen Landschaft bei
385 11km, in der kleinteiligen Landschaft dagegen bei 19km. Der Profit pro ha (Einkommen nach Abzug
386 aller Kosten) lag in der großteiligen Landschaft um 50-60% höher wegen der geringeren
387 Produktionskosten bei großen Schlägen. Pestizid- und Düngereinsatz änderte sich auch nicht mit der
388 Schlaggröße. Der Weizen-Ertrag wurde von der Schlaggröße nicht beeinflusst und lag im Mittel bei 85
389 dt/ha, im Öko-Landbau dagegen bei 41-48 dt/ha. Im Getreideanbau erzielt der Öko-Landbau oft nur
390 die Hälfte des Ertrags und weltweit, über alle Anbausysteme hinweg betrachtet, werden 19-25 %
391 geringere Erträge erwirtschaftet (Reganold and Wachter, 2016) (Meemken and Qaim, 2018).

392

393 **Kooperation für eine kleinstrukturierte Landschaft**

394 Die große Bedeutung kleiner und diversifizierter landwirtschaftlicher Strukturen kommt erst dann in
395 vollem Umfang zum Tragen, wenn es sich um Maßnahmen über die gesamte Landschaft hinweg
396 handelt (Tscharntke et al., 2005) (Tscharntke et al., 2012b). Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass je
397 nach Region unterschiedliche Zielsetzungen vorliegen können, da unterschiedliche Artengruppen und
398 unterschiedliche Artenpools im Fokus sind (Sutcliffe et al., 2015). Eine gute Lösung besteht darin,
399 Anreize zur Zusammenarbeit auf Landschaftsebene zu setzen. Kooperationen auf der Ebene der
400 Kommune, zum Beispiel durch Absprache mit allen Interessensgruppen am Runden Tisch, können zu
401 einer gemeinsamen Strategie für eine kleinteilige Landschaft führen. Dazu gehört auch der
402 Informations-Austausch zu neuen Bewirtschaftungsansätzen, gemeinsamer Nutzung neuer,
403 angepasster Maschinen und zum Aufbau geeigneter Vermarktungswege, insbesondere wenn die
404 Anbaudiversifizierung mit der Kultivierung neuer Feldfruchtarten einhergeht. Die Optimierung der

405 Landschaftsgestaltung durch Zusammenarbeit ist eine Herausforderung, aber erste Erfolge mit
 406 runden Tischen stimmen optimistisch (Prager, 2015) (McKenzie et al., 2013) (Landis, 2017).

407

408 **Gemeinwohlprämie**

409 Der Deutsche Verband für Landschaftspflege (DVL) hat mit der „Gemeinwohlprämie“ einen Vorschlag
 410 zur Ausgestaltung der Öko-Regeln in der ersten Säule der GAP vorgelegt. Die Gemeinwohlprämie
 411 bezieht sich auf die Honorierung von insgesamt 19 Maßnahmen auf Acker, Grünland und
 412 Sonderkulturen sowie Stickstoff- und Phosphor-Bilanzen. Auf diese Weise sollen die Landwirte den
 413 Umfang ihrer Leistungen und der entsprechenden Honorierung selber entscheiden, die dann durch
 414 Umweltmaßnahmen in der zweiten Säule ergänzt werden können. Die Grundzüge der
 415 Bewertungsmethode der Gemeinwohlprämie beruhen auf einem Punktbewertungsverfahren, so wie
 416 es auch schon anderswo vorgeschlagen wurde (Lampkin et al., 2020).

Bundesweite Maßnahmen der Gemeinwohlprämie	
Acker (AL): AL 1 Kleinteilige Ackerbewirtschaftung AL 2 Sommergeteide AL 3 Leguminosen und deren Gemenge AL 4 Unbearbeitete Stoppeläcker AL 5 Blühflächen und -streifen AL 6 Brache mit Selbstbegrünung AL 7 Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger	Grünland (GL): GL 1 Kleinteilige Grünlandbewirtschaftung GL 2 Dauergrünland GL 3 Weide GL 4 Altgras- und Saumstreifen GL 5 Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger GL 6 Verzicht auf organische Düngung GL 7 Streuobst mit Grünlandnutzung
Sonderkulturen (SO): SO 1 Alternierende Bewirtschaftung der Fahrgassen SO 2 Blüh- und Nützlingsstreifen SO 3 Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger	Hoftorbilanzen (HO): HO 1 Brutto-Hoftor-Stickstoff (N)-Bilanz HO 2 Hoftor-Phosphor (P)-Bilanz

417

418 **Abbildung 3: Bundesweite Maßnahmen der Gemeinwohlprämie (DHL 2/2020)**

419

420 Im Hinblick auf eine kleinteilige Ackerbewirtschaftung schlägt der DLV vor, dass für die
421 Gemeinwohlprämie a) die Schläge unter 10ha groß sein und b) die benachbarten Schläge eines
422 Betriebes unterschiedliche Kulturen aufweisen sollen. Ähnliches gilt auch für die kleinteilige
423 Grünlandbewirtschaftung (<10ha, angrenzende Schläge mit unterschiedlichen Nutzungscodes). Ein
424 Prüfbericht kommt zu dem Schluss, dass die Gemeinwohlprämie ein geeignetes Instrument zur
425 Förderung der Ökoregelungen ist, vor allem von Maßnahmen, die die Biodiversität erhalten und
426 fördern (Röder et al., 2020). Aber sie verweisen auch auf eine Reihe konkreter
427 Verbesserungsvorschläge. Ein Vorteil ist sicher, dass das System flexibel ist und die
428 Weiterentwicklung und Gewichtung der Maßnahmen durch Veränderung ihrer Punktwerte
429 unkompliziert erfolgen kann.

430 Die hier vorgestellte und belegte Bedeutung kleiner Felder (<6 ha) für die Biodiversität zeigt deutlich,
431 dass disproportional große Effekte bei einer mittleren Schlaggröße von unterhalb 6 Hektar erfolgen.
432 Dieser nicht-lineare Effekt (Abb. 2 D) bedeutet, dass jeder ha weniger überproportional starke
433 Biodiversitäts-Effekte zeigt – so ist die Reduzierung von 6ha auf 1ha mit einer 6-fachen Erhöhung des
434 Artenreichtums verbunden. Deshalb ist es wenig sinnvoll, den Grenzwert pauschal auf 10ha zu legen.
435 Weiterhin sollte die Punktzahl progressiv zunehmen mit jedem Schritt der ha-Reduktion. Zudem ist
436 zu berücksichtigen, dass 61 % der Ackerfläche und 83% der Grünlandfläche ohnehin in Schlägen mit
437 weniger als 10 ha liegt, so dass der Anreiz für eine Verkleinerung sich in Grenzen hält (Röder et al.,
438 2020) und Mitnahmeeffekte eine große Rolle spielen dürften.

439 Ebenso müsste die Kulturarten-Vielfalt genauer definiert werden. Sicher ist ein Nebeneinander
440 verschiedener Getreidearten von weit geringerer Bedeutung als ein Nebeneinander von Blatt- und
441 Halmfrüchten aus verschiedenen Familien (Raps-Brassicaceae, Luzerne-Fabaceae, Roggen-Poaceae,
442 etc.). Auch eine Kontinuität der Bodenbedeckung mit Sommer- und Winter- und Zwischenfrüchten ist
443 zu wünschen. Je kontrastreicher die Kulturen, umso größer sollte der Wert der Diversifizierung für
444 die Biodiversität sein. Zudem werden bisher Sorten- und Artengemenge nicht berücksichtigt oder der
445 Misch-Anbau mehrerer Kulturen auf einem Schlag, wie z.B. beim Raps/Weizen-Streifenanbau

446 (Interview Tschardtke topagrar 6/2020, p. 44). Vermutlich würden Landwirte verschiedene Wege zur
447 Verkleinerung der Schläge suchen, um die Prämie zu erhalten (Röder et al., 2020). Eine Möglichkeit
448 der Umsetzung ist der genannte Streifenanbau, eine andere die Feldunterteilung durch
449 Brachestreifen, was besonders förderlich für die Artenvielfalt wäre.

450

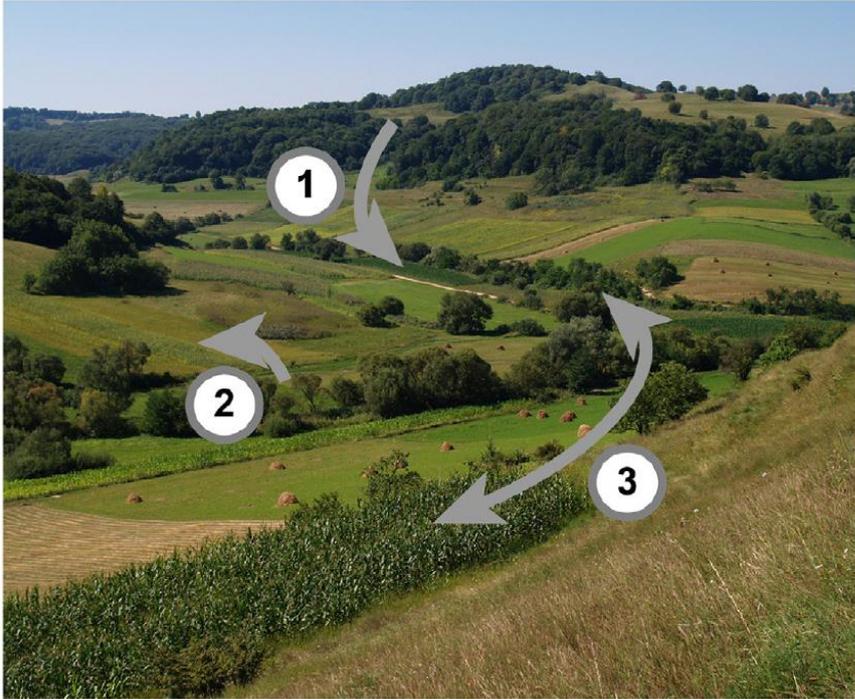
451 **Schlussfolgerung und Ausblick:**

452 **Biodiversitätsfreundliche Maßnahmen in Agrarlandschaften**

453 Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine vielfältige und kleinteilige Agrarstruktur eine bisher
454 deutlich unterschätzte Bedeutung für die Biodiversität hat, insbesondere wenn sie in der gesamten
455 Landschaft realisiert wird. Zudem kann sie im ökologischen wie auch im konventionellen Landbau
456 realisiert werden. Die Vorteile des Öko-Landbaus für die Biodiversität sind begrenzt, solange die Öko-
457 Zertifizierung nicht mit einer vielfältigen und kleinteiligen Agrarstruktur verbunden ist. Selbst im
458 Rahmen des EU-Ziels des Green Deals, bis 2030 einen Anteil von 25 % ökologischer Landwirtschaft zu
459 erreichen, ist es notwendig, die 75 % konventioneller Landwirtschaft, die die meisten Landschaften
460 prägt, ins Visier zu nehmen und Anreize für eine kleinstrukturierte und vielfältige Mosaiklandschaft
461 zu setzen. Darin sollte auch der Schutz bzw. die Wiederherstellung naturnaher Lebensraumreste
462 seinen Platz bekommen. Bisher waren Agrarumweltmaßnahmen für biodiversitätsfreundliches
463 Management auf die lokale Ebene orientiert, so dass die Perspektive auf die Landschaftsebene
464 erweitert werden muss. Denn das Überleben fast aller lokalen Populationen und Arten hängt von
465 einer tragfähigen Landschaftsstruktur ab. Ein Landschaftsmanagement für die Biodiversität, das ein
466 kleinräumiges und vielfältiges Mosaik aus landwirtschaftlichen und natürlichen Lebensraumtypen
467 umfasst, sollte insbesondere in hochintensiven, monotonen Regionen umgesetzt werden. Auf diese
468 Weise besteht die Möglichkeit, die Durchlässigkeit für die Ausbreitung von Organismen über
469 Lebensraumtypen und Landschaften hinweg zu fördern und damit die Vernetzung der Landschaft zu
470 verbessern (Abb. 4). Das langfristige Überleben in den kleinen Lebensraumresten der

471 Kulturlandschaften hängt von der Möglichkeit zur Wiederbesiedlung ab; andernfalls wird das lokale
472 Aussterben zu dem dominanten Prozess (Perfecto and Vandermeer, 2010) (Tscharntke and Brandl,
473 2004). Der Biotopverbund, und damit die Durchlässigkeit der Landschaften für Organismen, ist eines
474 der wichtigsten Landschaftsmerkmale (Perović et al., 2015). Witterungsextreme oder zufälliges
475 Aussterben durch kleine Populationen (Tscharntke et al., 2002) (Tscharntke et al., 2002) können nur
476 durch Einwanderung ausgeglichen werden. Die Vernetzung zwischen kleinteiligen und vielfältigen
477 Agrarflächen und naturnahen Gebieten ermöglicht den Austausch von Populationen. Das nachhaltige
478 Management multifunktionaler Landschaften erfordert eine Kombination von kleinteiliger
479 Agrarstruktur, einem vielfältigen Landnutzungsmuster mit naturnahen Flächen, um die Vernetzung in
480 der Landschaft zu fördern und Aussterbe-Wahrscheinlichkeiten zu verringern (Grass et al., 2019)
481 (Grass et al., 2021) (Abb. 4).

482 Die Anreizsysteme sollten viel stärker als bisher die Vielfalt und Heterogenität der Landnutzung und
483 die kleinräumige Bewirtschaftung stärken, da Landschaften mit großer Kulturartenvielfalt und kleinen
484 Flächen mit ihren langen Rändern einen sehr großen Beitrag zur Biodiversität leisten. Die
485 Optimierung der Landschaftsgestaltung erfordert die Zusammenarbeit von Landwirten mit diversen
486 Interessengruppen, nicht zuletzt da die notwendige Multifunktionalität von Agrarlandschaften einen
487 Ausgleich zwischen sozioökonomischen und ökologischen Gütern erfordert.



488

489 **Abbildung 4: Vernetzung der Populationen in vielfältigen und kleinstrukturierten**

490 **Agrarlandschaften.**

491 Vernetzung/Biotopverbund ermöglicht den Austausch zwischen größeren naturnahen

492 Lebensräumen (mit ihren auch selteneren Arten), Randstreifen und Feldern (mit ihren häufigeren

493 Arten), so dass die Aussterbe-Wahrscheinlichkeit verringert wird und mehr Biodiversität und

494 Ökosystemdienstleistungen gefördert werden. (1) Vom größeren Lebensraum in den Acker, (2) vom

495 Randstreifen in den Acker und (3) Austausch zwischen Randstreifen und größerem Lebensraum.

496 Photo: Tibor Härtel. (Grass et al., 2021)

497

- 499 Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-Lopez, B., Lindström, S.A.-M.,
500 Öckinger, E., Rundlöf, M., Rusch, A., Smith, H.G., Bommarco, R., 2020. Crop diversity benefits
501 carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *J. Appl. Ecol.*
502 57, 2170–2179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13712>
- 503 Alignier, A., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Baraibar, B., Fahrig, L., Giralt, D., Gross, N., Martin, J.L.,
504 Recasens, J., Sirami, C., Siriwardena, G., Bøsem Baillod, A., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A.,
505 Henckel, L., Miguët, P., Badenhäusser, I., Baudry, J., Bota, G., Bretagnolle, V., Brotons, L.,
506 Burel, F., Calatayud, F., Clough, Y., Georges, R., Gibon, A., Girard, J., Lindsay, K., Minano, J.,
507 Mitchell, S., Patry, N., Poulin, B., Tscharrntke, T., Vialatte, A., Violle, C., Yaverscovski, N.,
508 Batáry, P., 2020. Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *J.*
509 *Appl. Ecol.*
- 510 Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with
511 Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355–366.
512 <https://doi.org/10.2307/3545823>
- 513 Baillod, A.B., Tscharrntke, T., Clough, Y., Batáry, P., 2017. Landscape-scale interactions of spatial and
514 temporal cropland heterogeneity drive biological control of cereal aphids. *J. Appl. Ecol.* 54,
515 1804–1813. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12910>
- 516 Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and
517 conventional farming. *Sci. Rep.* 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- 518 Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C.F., Mußhoff, O., Császár, P., Fusaro, S., Gayer,
519 C., Happe, A.-K., Kurucz, K., Molnár, D., Rösch, V., Wietzke, A., Tscharrntke, T., 2017. The
520 former Iron Curtain still drives biodiversity-profit trade-offs in German agriculture. *Nat. Ecol.*
521 *Evol.* 1, 1279–1284. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0272-x>
- 522 Batary, P., Matthiesen, T., Tscharrntke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in
523 conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol.*
524 *Conserv.* 143, 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- 525 Bennett, A.J., Bending, G.D., Chandler, D., Hilton, S., Mills, P., 2012. Meeting the demand for crop
526 production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biol. Rev.* 87, 52–
527 71. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x>
- 528 Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the
529 key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- 530 Beyer, N., Gabriel, D., Kirsch, F., Schulz-Kesting, K., Dauber, J., Westphal, C., 2020. Functional groups
531 of wild bees respond differently to faba bean *Vicia faba* L. cultivation at landscape scale. *J.*
532 *Appl. Ecol.* 57, 2499–2508. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13745>
- 533 BfN (Bundesamt für Naturschutz), 2015. Artenschutz-Report 64 pp.
- 534 Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharrntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural
535 landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc.*
536 *Biol. Sci.* 273, 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- 537 Bratman, G.N., Anderson, C.B., Berman, M.G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., Folke, C.,
538 Frumkin, H., Gross, J.J., Hartig, T., Kahn, P.H., Kuo, M., Lawler, J.J., Levin, P.S., Lindahl, T.,
539 Meyer-Lindenberg, A., Mitchell, R., Ouyang, Z., Roe, J., Scarlett, L., Smith, J.R., van den Bosch,
540 M., Wheeler, B.W., White, M.P., Zheng, H., Daily, G.C., 2019. Nature and mental health: An
541 ecosystem service perspective. *Sci. Adv.* 5, eaax0903.
542 <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903>
- 543 Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I.,
544 Tscharrntke, T., 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and
545 conventionally managed wheat fields. *J. Appl. Ecol.* 44, 804–812.
546 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01294.x>

547 Clough, Y., Kirchweger, S., Kantelhardt, J., 2020. Field sizes and the future of farmland biodiversity in
548 European landscapes. *Conserv. Lett.* 13, e12752. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>

549 Engelhardt, 2004. Auswirkungen von Flächengröße und Flächenform auf Wendezeiten,
550 Arbeitserledigung und verfahrenstechnische Maßnahmen im Ackerbau. Universität Gießen,
551 Gießen.

552 Fahrig, L., Brotons, L., Burel, F., Crist, T., Fuller, R., Sirami, C., Siriwardena, G., Martin, J.-L., 2010.
553 Functional Landscape Heterogeneity and Animal Biodiversity in Agricultural Landscapes. *Ecol.*
554 *Lett.* 14, 101–12. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

555 FiBL, Mostafavikashani, S., Oehen, B., Kretzschmar, U., 2020. Biolabel einfach erklärt. Eine
556 Orientierungshilfe zum Einkauf von Bioprodukten. Forschungsinstitut für biologischen
557 Landbau FiBL, CH-Frick.

558 Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement,
559 L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P.,
560 Liira, J., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C., Tschardtke,
561 T., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes
562 comparing plants, carabids, and birds. *Ecol. Appl. Publ. Ecol. Soc. Am.* 21, 1772–1781.
563 <https://doi.org/10.1890/10-0645.1>

564 Gámez-Virués, S., Perović, D.J., Gossner, M.M., Börschig, C., Blüthgen, N., de Jong, H., Simons, N.K.,
565 Klein, A.-M., Krauss, J., Maier, G., Scherber, C., Steckel, J., Rothenwöhrer, C., Steffan-
566 Dewenter, I., Weiner, C.N., Weisser, W., Werner, M., Tschardtke, T., Westphal, C., 2015.
567 Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat.*
568 *Commun.* 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>

569 Garibaldi, L.A., Oddi, F.J., Miguez, F.E., Bartomeus, I., Orr, M.C., Jobbágy, E.G., Kremen, C., Schulte,
570 L.A., Hughes, A.C., Bagnato, C., Abramson, G., Bridgewater, P., Carella, D.G., Díaz, S., Dicks,
571 L.V., Ellis, E.C., Goldenberg, M., Huaylla, C.A., Kuperman, M., Locke, H., Mehrabi, Z.,
572 Santibañez, F., Zhu, C.-D., 2021. Working landscapes need at least 20% native habitat.
573 *Conserv. Lett.* e12773. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>

574 Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A.L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschardtke,
575 T., Cardinale, B.J., Perfecto, I., 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-
576 scale approach. *Proc. Biol. Sci.* 281, 20141358. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>

577 Grass, I., Batáry, P., Tschardtke, Teja, 2021. Combining land-sparing and land-sharing in European
578 landscapes. *Adv. Ecol. Res.*

579 Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embid, F., Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa,
580 J., Tiede, J., Udy, K., Westphal, C., Wurz, A., Tschardtke, T., 2019. Land-sharing/-sparing
581 connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People Nat.* 1,
582 262–272. <https://doi.org/10.1002/pan3.21>

583 Haan, N.L., Iuliano, B.G., Gratton, C., Landis, D.A., 2021. Designing agricultural landscapes for
584 arthropod-based ecosystem services in North America. *Adv. Ecol. Res.*

585 Hass, A.L., Brachmann, L., Batáry, P., Clough, Y., Behling, H., Tschardtke, T., 2019. Maize-dominated
586 landscapes reduce bumblebee colony growth through pollen diversity loss. *J. Appl. Ecol.* 56,
587 294–304. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13296>

588 Hass, A.L., Kormann, U.G., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A.B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L.,
589 Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burel, F., Georges, R., Giralt, D., Marcos-García,
590 M.Á., Ricarte, A., Siriwardena, G., Batáry, P., 2018. Landscape configurational heterogeneity
591 by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in
592 western Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285, 20172242.
593 <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>

594 Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic
595 farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122, 113–130.
596 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>

597 IPBS (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), I., 2019.
598 Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem
599 services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

600 Iverson, A.L., Marín, L.E., Ennis, K.K., Gonthier, D.J., Connor-Barrie, B.T., Remfert, J.L., Cardinale, B.J.,
601 Perfecto, I., 2014. REVIEW: Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural
602 ecosystem services? A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 1593–1602.
603 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12334>

604 Jahns, G., Steinkampf, H., Olfe, G., Schön, H., 2013. Einfluß landwirtschaftlicher Parameter auf Zeit-
605 und Energiebedarf bei Schlepperarbeiten. *Grundlagen Landtech.* 33.

606 Junge, S., 2021. Wachsen oder Weichen – Deutsche Landwirtschaft im Strukturwandel | bpb [WWW
607 Document]. [bpb.de](https://www.bpb.de). URL
608 <https://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/landwirtschaft/325872/strukturwandel> (accessed
609 3.12.21).

610 Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T.P.M., Garibaldi, L.A., Potts, S.G., van der Putten, W.H., 2019.
611 Ecological intensification: Bridging the gap between science and practice. *Trends Ecol. Evol.*
612 34, 154–166. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002>

613 Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland
614 contribute to halting the biodiversity decline? *Trends Ecol. Evol.* 26, 474–481.
615 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009>

616 Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C.,
617 M’Gonigle, L.K., Rader, R., Ricketts, T.H., Williams, N.M., Lee Adamson, N., Ascher, J.S., Báldi,
618 A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J.C., Blitzer, E.J., Bommarco, R., Brand, M.R.,
619 Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D.P., Chifflet, R., Colville, J.F., Danforth, B.N., Elle, E.,
620 Garratt, M.P.D., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B.G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E.,
621 Krewenka, K.M., Le Féon, V., Mandelik, Y., May, E.A., Park, M.G., Pisanty, G., Reemer, M.,
622 Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardiñas, H.S., Scheper, J., Sciligo, A.R., Smith, H.G.,
623 Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tscharntke, T., Verhulst, J., Viana, B.F., Vaissière, B.E.,
624 Veldtman, R., Ward, K.L., Westphal, C., Potts, S.G., 2015. Delivery of crop pollination services
625 is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat. Commun.* 6, 7414.
626 <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>

627 Kormann, U., Rösch, V., Batáry, P., Tscharntke, T., Orci, K.M., Samu, F., Scherber, C., 2015. Local and
628 landscape management drive trait-mediated biodiversity of nine taxa on small grassland
629 fragments. *Divers. Distrib.* 21, 1204–1217. <https://doi.org/10.1111/ddi.12324>

630 Kremen, C., Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional
631 Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol. Soc.* 17.
632 <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>

633 Lampkin, N., Stolze, M., Meredith, S., de Porrás, M., Haller, L., Mészáros, D., 2020. Using Eco-schemes
634 in the new CAP: a guide for managing authorities. IFOAM EU FIBL IEEP Bruss.

635 Landis, D.A., 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic*
636 *Appl. Ecol.* 18, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>

637 Lichtenberg, E.M., Kennedy, C.M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., Bosque-Pérez,
638 N.A., Carvalheiro, L.G., Snyder, W.E., Williams, N.M., Winfree, R., Klatt, B.K., Åström, S.,
639 Benjamin, F., Brittain, C., Chaplin-Kramer, R., Clough, Y., Danforth, B., Diekötter, T.,
640 Eigenbrode, S.D., Ekroos, J., Elle, E., Freitas, B.M., Fukuda, Y., Gaines-Day, H.R., Grab, H.,
641 Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Isaia, M., Jha, S., Jonason, D., Jones, V.P., Klein, A.-M.,
642 Krauss, J., Letourneau, D.K., Macfadyen, S., Mallinger, R.E., Martin, E.A., Martinez, E.,
643 Memmott, J., Morandin, L., Neame, L., Otieno, M., Park, M.G., Pfiffner, L., Pockock, M.J.O.,
644 Ponce, C., Potts, S.G., Poveda, K., Ramos, M., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Sardiñas, H.,
645 Saunders, M.E., Schon, N.L., Sciligo, A.R., Sidhu, C.S., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T.,
646 Veselý, M., Weisser, W.W., Wilson, J.K., Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the
647 effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across
648 agricultural landscapes. *Glob. Change Biol.* 23, 4946–4957.
649 <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>

650 Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity
651 in organic farming. *Science* 296, 1694–1697. <https://doi.org/10.1126/science.1071148>

652 Marja, R., Kleijn, D., Tschardtke, T., Klein, A.-M., Frank, T., Batáry, P., 2019. Effectiveness of agri-
653 environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by
654 landscape structure or land-use intensity. *Ecol. Lett.* 22, 1493–1500.
655 <https://doi.org/10.1111/ele.13339>

656 Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh,
657 A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Hassan, D.A.,
658 Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L.,
659 Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V.,
660 Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N.,
661 Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F.,
662 Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Féon, V.L., Marshall, J., Moonen, A.-C., Moreno, G.,
663 Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter,
664 L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschardtke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C.,
665 Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and
666 configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services
667 across Europe. *Ecol. Lett.* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>

668 McKenzie, A.J., Emery, S.B., Franks, J.R., Whittingham, M.J., 2013. Landscape-scale conservation:
669 collaborative agri-environment schemes could benefit both biodiversity and ecosystem
670 services, but will farmers be willing to participate? *J. Appl. Ecol.* 50, 1274–1280.
671 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12122>

672 Meemken, E.-M., Qaim, M., 2018. Organic agriculture, food security, and the environment. *Annu.*
673 *Rev. Resour. Econ.* 10, 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>

674 Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Leuschner, C., 2013. Dramatic losses of specialist arable plants in
675 Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Divers. Distrib.* 19, 1175–
676 1187. <https://doi.org/10.1111/ddi.12102>

677 Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Djoudi, E.A., Pétilion, J., Plantegenest, M., Thiéry, D.,
678 Rusch, A., 2018. Evidence that organic farming promotes pest control. *Nat. Sustain.* 1, 361–
679 368. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>

680 Nilsson, D., Rosenqvist, H., Bernesson, S., 2015. Profitability of the production of energy grasses on
681 marginal agricultural land in Sweden. *Biomass Bioenergy* 83, 159–168.
682 <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.09.007>

683 Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M.,
684 Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T.,
685 Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A.V., 2014. EU agricultural
686 reform fails on biodiversity. *Science* 344, 1090–1092.
687 <https://doi.org/10.1126/science.1253425>

688 Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-
689 sparing/agriculture intensification model. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107, 5786–5791.
690 <https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>

691 Perović, D., Gámez-Virúés, S., Börschig, C., Klein, A.-M., Krauss, J., Steckel, J., Rothenwöhler, C.,
692 Erasmí, S., Tschardtke, T., Westphal, C., 2015. Configurational landscape heterogeneity
693 shapes functional community composition of grassland butterflies. *J. Appl. Ecol.* 52, 505–513.
694 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12394>

695 Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2015.
696 Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*
697 282, 20141396. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>

698 Prager, K., 2015. Agri-environmental collaboratives for landscape management in Europe. *Curr. Opin.*
699 *Environ. Sustain., Sustainability governance and transformation* 12, 59–66.
700 <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.10.009>

701 Raderschall, C.A., Bommarco, R., Lindström, S.A.M., Lundin, O., 2021. Landscape crop diversity and
702 semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agric. Ecosyst.*
703 *Environ.* 306, 107189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107189>

704 Redlich, S., Martin, E.A., Steffan-Dewenter, I., 2018. Landscape-level crop diversity benefits biological
705 pest control. *J. Appl. Ecol.* 55, 2419–2428. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13126>

706 Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nat. Plants* 2, 1–
707 8. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>

708 Röder, N., Laggner, B., Reiter, K., Offermann, F., 2020. Prüfung des DVL-Modells „Gemeinwohlprämie
709 “als potenzielle Ökoregelung der GAP nach 2020–Stellungnahme für das BMEL–. Thünen
710 Work. Pap. 166 1–81.

711 Rosa-Schleich, J., Loos, J., Mußhoff, O., Tschardtke, T., 2019. Ecological-economic trade-offs of
712 Diversified Farming Systems – A review. *Ecol. Econ.* 160, 251–263.
713 <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>

714 Rösch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., Batáry, P., 2015. Biodiversity conservation across taxa and
715 landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia* 179,
716 209–222. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3315-5>

717 Rundlöf, M., Persson, A.S., Smith, H.G., Bommarco, R., 2014. Late-season mass-flowering red clover
718 increases bumble bee queen and male densities. *Biol. Conserv.* 172, 138–145.
719 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.027>

720 Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke,
721 T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape
722 simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.*
723 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

724 Sala, O.E., Chapin, F.S., Iii, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E.,
725 Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld,
726 M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global Biodiversity
727 Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
728 <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

729 Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its
730 drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

731 Schellhorn, N.A., Gagic, V., Bommarco, R., 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem
732 services. *Trends Ecol. Evol.* 30, 524–530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>

733 Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J.,
734 Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-
735 D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is
736 associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674.
737 <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

738 Seufert, V., Mehrabi, Z., Gabriel, D., Benton, T.G., 2019. Current and potential contributions of
739 organic agriculture to diversification of the food production system. *Agroecosystem Divers.*
740 *Reconciling Contemp. Agric. Environ. Qual.* 435–452. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00028-5>

741 Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C.,
742 Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhauer, I.,
743 Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S.,
744 Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J.,
745 Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry,
746 J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschardtke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A.,
747 Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances
748 multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116, 16442–16447.
749 <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>

750 Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2002. Scale-Dependent
751 Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology* 83, 1421–1432.
752 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1421:SDEOLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2)

753 Steinmann, H.-H., Dobers, E.S., 2013. Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence
754 patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. *J.*
755 *Plant Dis. Prot.* 120, 85–94.

757 Sutcliffe, L.M.E., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L.V., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P.,
758 Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, S., Baležentienė, L., Fischer, C., Halada, L.,
759 Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S.D., Kaligarič, M., Kamp, J., Klimek, S., Koorberg, P.,
760 Kostiučková, J., Kovács-Hostyánszki, A., Kuemmerle, T., Leuschner, C., Lindborg, R., Loos, J.,
761 Maccherini, S., Marja, R., Máthé, O., Paulini, I., Proença, V., Rey-Benayas, J., Sans, F.X.,
762 Seifert, C., Stalenga, J., Timaeus, J., Török, P., Swaay, C. van, Viik, E., Tscharrntke, T., 2015.
763 Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Divers. Distrib.*
764 21, 722–730. <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>

765 Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., Heijden, M.G.A. van der, Liebman, M., Hallin,
766 S., 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without
767 compromising yield. *Sci. Adv.* 6, eaba1715. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>

768 Thies, C., Roschewitz, I., Tscharrntke, T., 2005. The landscape context of cereal aphid–parasitoid
769 interactions. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 272, 203–210. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2902>

770 Thies, C., Tscharrntke, T., 1999. Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems.
771 *Science* 285, 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>

772 Tscharrntke, T., Brandl, R., 2004. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annu. Rev.*
773 *Entomol.* 49, 405–430. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123339>

774 Tscharrntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J.,
775 Whitbread, A., 2012a. Global food security, biodiversity conservation and the future of
776 agricultural intensification. *Biol. Conserv.*, *ADVANCING ENVIRONMENTAL CONSERVATION:*
777 *ESSAYS IN HONOR OF NAVJOT SODHI* 151, 53–59.
778 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

779 Tscharrntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives
780 on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.*
781 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

782 Tscharrntke, T., Milder, J.C., Schroth, G., Clough, Y., DeClerck, F., Waldron, A., Rice, R., Ghazoul, J.,
783 2015. Conserving biodiversity through certification of tropical agroforestry crops at local and
784 landscape scales. *Conserv. Lett.* 8, 14–23. <https://doi.org/10.1111/conl.12110>

785 Tscharrntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002a. Contribution of Small Habitat
786 Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland-Cropland Landscapes. *Ecol.*
787 *Appl.* 12, 354–363. <https://doi.org/10.2307/3060947>

788 Tscharrntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002b. Characteristics of insect populations
789 on habitat fragments: A mini review. *Ecol. Res.* 17, 229–239. [https://doi.org/10.1046/j.1440-](https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00482.x)
790 [1703.2002.00482.x](https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00482.x)

791 Tscharrntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough,
792 Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M.,
793 Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N.,
794 Steffan-Dewenter, I., Thies, C., Putten, W.H. van der, Westphal, C., 2012b. Landscape
795 moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87, 661–685.
796 <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

797 Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M.H., Jacot, K., 2016. Perennial, species-
798 rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agric. Ecosyst. Environ.* 220, 97–
799 103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.001>

800 Tschumi, M., Albrecht, M., Entling, M.H., Jacot, K., 2015. High effectiveness of tailored flower strips in
801 reducing pests and crop plant damage. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282, 20151369.
802 <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1369>

803 Tylianakis, J.M., Klein, A.-M., Tscharrntke, T., 2005. Spatiotemporal Variation in the Diversity of
804 Hymenoptera across a Tropical Habitat Gradient. *Ecology* 86, 3296–3302.

805 Weibull, A.-C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape:
806 the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743–750.
807 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>

808 Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2009. Mass flowering oilseed rape improves early
809 colony growth but not sexual reproduction of bumblebees. *J. Appl. Ecol.* 46, 187–193.
810 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01580.x>
811 Whittingham, M.J., 2011. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem
812 service delivery? *J. Appl. Ecol.* 48, 509–513. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01987.x)
813 [2664.2011.01987.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01987.x)
814 Zinke, O., 2020. EU: Kleine Bauernhöfe sind die Verlierer [WWW Document]. *agrarheute*. URL
815 [https://www.agrarheute.com/management/betriebsfuehrung/eu-kleine-bauernhoeefe-](https://www.agrarheute.com/management/betriebsfuehrung/eu-kleine-bauernhoeefe-verlierer-569924)
816 [verlierer-569924](https://www.agrarheute.com/management/betriebsfuehrung/eu-kleine-bauernhoeefe-verlierer-569924) (accessed 3.12.21).
817