



**NIEDERMOORLANDSCHAFTEN –  
BEITRAG DES ÖPUL 2000 ZU IHRER  
NATURVERTRÄGLICHEN LANDNUTZUNG  
AM BEISPIEL LAUTERACHER RIED**

Beitrag zur ÖPUL Evaluierung  
Midterm-Update 2005

Endbericht



lebensministerium.at

REPORT  
REP-0064

Wien, 2006



## **Projektleitung**

Andreas Bartel, Umweltbundesamt

## **unter Mitarbeit von**

Umweltbundesamt: Andreas Bartel, Ingrid Roder

Institut für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie der Uni Wien:  
Thomas Wrbka, Martin Prinz, Agnes Steininger

CoopNatura: Vogelkundliche Freilandhebungen: Jörg Oberwalder, Jürgen Ulmer;  
Datenauswertung und Text: Martin Pollheimer

## **Umschlagfoto:**

Gewitterstimmung im Lauteracher Ried (Martin Prinz)

Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Geschäftszahl BMLFUW-LE.1.3.7/0001-II/5/2005

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

## **Impressum**

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

*Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <http://www.umweltbundesamt.at/>.*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2006

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-861-X



# INHALT

<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>5</b>
<b>1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG .....</b>	<b>7</b>
1.1 <b>Gebietsbeschreibung .....</b>	<b>8</b>
1.2 <b>Beschreibung der Organismengruppe „Vögel“ .....</b>	<b>9</b>
1.2.1 Besondere Bedeutung von Vögeln für die Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen .....	9
1.2.2 Allgemeines zur vogelkundlichen Bedeutung des Lauteracher Rieds .....	10
1.3 <b>Vegetationsökologische Bedeutung des Lauteracher Rieds .....</b>	<b>11</b>
1.4 <b>Historische Landschaftsveränderungen im Lauteracher Ried .....</b>	<b>12</b>
<b>2 METHODIK.....</b>	<b>13</b>
2.1 <b>Luftbildanalysen der Landschaftsausstattung .....</b>	<b>13</b>
2.1.1 Interpretation der Orthofotos .....	13
2.1.2 Quantifizierung der Änderungen.....	15
2.1.3 Zählzellen als Flächenstichprobe .....	17
2.1.4 Korrelation mit ÖPUL-Maßnahmen .....	18
2.2 <b>Vegetationsaufnahmen.....</b>	<b>18</b>
2.2.1 Auswahl der Flächen .....	18
2.2.2 Erhebung im Gelände.....	19
2.2.3 Auswertemethodik.....	23
2.3 <b>Vogelkartierungen .....</b>	<b>29</b>
2.3.1 Bestehende Daten und Neuerhebung .....	29
2.3.2 Datenauswertung .....	31
2.4 <b>INVEKOS-Datenerhebung: ÖPUL-Maßnahmen .....</b>	<b>32</b>
<b>3 ERGEBNISSE .....</b>	<b>34</b>
3.1 <b>Ergebnisse der Luftbildanalysen.....</b>	<b>34</b>
3.1.1 Flächenanteile, Anzahl und Änderungen.....	34
3.1.2 Maßnahmenanteile in den Zellen .....	35
3.2 <b>Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen.....</b>	<b>38</b>
3.2.1 Aufgefundene Gesellschaften im Jahr 2005 .....	38
3.2.2 Verteilung der Aufnahmen und Gesellschaften im Untersuchungsgebiet .....	40
3.2.3 Anzahl der Arten pro Aufnahme ( $\alpha$ -Diversität) .....	40
3.2.4 Anzahl der Rote Liste-Arten pro Aufnahme.....	42
3.2.5 Rote Liste (Arten)-Index pro Aufnahme.....	43
3.2.6 Rote Liste der Biotoptypen .....	44
3.2.7 Anzahl der Niedermoorarten-Arten pro Aufnahme.....	46
3.2.8 Anteil der Niedermoorarten-Arten pro Aufnahme.....	47
3.2.9 Zeigerwertanalyse .....	48
3.2.10 Vergleich von übereinstimmenden Vegetationsaufnahmen von 1997 und 2005.....	52



3.2.11	ÖPUL-Maßnahmen im Ried.....	53
3.2.12	Gewichteter ÖPUL-Maßnahmen-Index pro Aufnahme­fläche.....	56
3.2.13	Lage der Aufnahmen in Bezug auf die geschützten Streuwiesen .....	57
3.2.14	Lage der Vegetationsaufnahmen in Bezug auf Flächen aus der Moorschutzdatenbank .....	58
3.2.15	Abstände der Aufnahme­flächen zu bestimmten Nachbarflächen.....	59
3.2.16	Positive Korrelationen diverser Diversitätswerte .....	61
3.2.17	Positive Korrelationen diverser Diversitätswerte und von Minimalabständen .....	67
<b>3.3</b>	<b>Vogelkartierungen.....</b>	<b>67</b>
3.3.1	Bestandsentwicklung 1998–2005.....	67
3.3.2	Auswirkung von ÖPUL-Maßnahmen auf Vorkommen, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvögel .....	72
<b>4</b>	<b>DISKUSSION DER ERGEBNISSE.....</b>	<b>77</b>
<b>4.1</b>	<b>Vegetationsaufnahmen.....</b>	<b>77</b>
4.1.1	Nur eine Pflanzengesellschaft ist typisch für ein intaktes Niedermoor.....	77
4.1.2	Moorflächen groß­teils zu Hochstaudenfluren entwickelt.....	77
4.1.3	Kaum mehr klassische Streuwiesen – Dominanz von Hochstauden .....	78
4.1.4	Auf Intensivflächen nur ein Bruchteil an Niedermoorarten .....	78
4.1.5	Intensivwiesen auch auf Niedermoorstandorten .....	78
4.1.6	Segregation von Extensiv- und Intensivflächen .....	79
4.1.7	Artenreiche Extensivwiesen – artenarme Intensivwiesen .....	79
4.1.8	Nur wenige Rote Liste-Arten .....	79
4.1.9	Drei Gesellschaften in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs .....	79
4.1.10	ÖPUL-Maßnahme „Pfle­ge ökologisch wertvoller Flächen“ typisch für Extensivflächen .....	80
4.1.11	Der Beitrag des ÖPUL – Verlangsamung der Intensivierung.....	81
4.1.12	Wasserverhältnisse ausschlaggebend.....	81
4.1.13	Förderung klassischer Streuwiesen .....	81
4.1.14	Förderung mittlerer Intensität .....	82
<b>4.2</b>	<b>Vogelkartierungen.....</b>	<b>82</b>
4.2.1	Vorschläge für Förderungen.....	84
4.2.2	Vorschläge für ein Monitoring.....	84
<b>5</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN.....</b>	<b>86</b>
<b>6</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>88</b>
<b>7</b>	<b>ANHANG .....</b>	<b>96</b>
<b>7.1</b>	<b>Deskriptive Statistik: Strukturparameter Class-Level .....</b>	<b>96</b>
<b>7.2</b>	<b>Vegetationstabellen .....</b>	<b>103</b>
7.2.1	Systematische Tabelle der erhobenen Intensivwiesen im Lauteracher Ried.....	103
7.2.2	Systematische Tabelle der erhobenen Extensivwiesen im Lauteracher Ried.....	104
<b>7.3</b>	<b>Kartenbeilagen .....</b>	<b>105</b>



## ZUSAMMENFASSUNG

Ziel des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL 2000 ist u. a. die Erhaltung bedrohter, besonders wertvoller landwirtschaftlich genutzter Kulturlandschaften, sowie auch der Schutz und die Verbesserung natürlicher Ressourcen wie der Biodiversität. Als besonders wertvoller Lebensraum gelten Niedermoorlandschaften, die in noch relativ großflächigen Restbeständen im Rheintal in Vorarlberg anzutreffen sind. In einer Studie zur Halbzeitevaluierung des ÖPUL im Ramsargebiet Rheindelta wurde die wünschenswerte Erhöhung der Akzeptanz von bestimmten ÖPUL-Maßnahmen aufgezeigt und eine Untersuchung der Feuchtgebietslebensräume auf Arten- und Habitatniveau angeregt. Mit diesem Projekt wurde nun das Lauteracher Ried näher untersucht, da hier bereits Kartierungsdaten aus dem Projekt BINKL im Rahmen der Kulturlandschaftsforschung vorlagen. Durch die Analyse von Änderungen der Landschaft mittels der Interpretation von Orthofotos und des Zustandes der Wiesen und von Vogelarten mittels Freilandhebungen als Indikatoren für die Habitatqualität wird die Entwicklung der Feuchtwiesenlebensräume im Lauteracher Ried im Vergleich zwischen 1998 und 2003 (bzw. etwas anderen Zeitpunkten bei Luftbildern) dargestellt. Durch die Korrelation des Ausmaßes von Änderungen mit dem Teilnahmegrad bestimmter ÖPUL-Maßnahmen wurde die Wirkung dieser Maßnahmen beurteilt.

Niedermoorarten und ihre typischen Gesellschaften sind von sehr feuchten, oft nährstoffreichen, eher sauren Standortsbedingungen und ehemals daran angepasster, extensiver Nutzung abhängig. Nur noch wenige dieser klassisch als Streuwiese genutzten Pfeifengraswiesen sind im Lauteracher Ried erkennbar.

Intensive Nutzung hat z. T. auch auf Niedermoorstandorten vorwiegend artenarme Wiesen hervorgebracht. Nicht intensivierte Flächen hingegen sind weitgehend durch zunehmenden Bewuchs mit krautigen Hochstauden (Mädesüß, Gilbweiderich, ...) gekennzeichnet. Es ist eine starke Segregation der Entwicklung von ehemaligen Niedermoorstandorten in Hochstauden- oder Intensivflächen zu beobachten.

Die Dominanz von Hochstauden entwickelt sich einerseits durch zu geringe Bewirtschaftung, andererseits durch veränderten, geregelteren Wasserhaushalt. Spezielle Streuwiesengesellschaften wie die Waldsimswiese sind angepasst an und benötigen eine moderat intensive Nutzung und haben somit keinen Lebensraum mehr zwischen den beiden Entwicklungslinien der starken Intensivierung und Extensivierung der Bewirtschaftung.

Streuwiesen sind die Brutlebensräume für wiesenbrütende Watvögel wie Kiebitz, Bekassine, Uferschnepfe und Großer Brachvogel und dienen einer Reihe von Singvögeln für den Nahrungserwerb. Mit der Zunahme von Hochstaudenbeständen können die Flächen diese Funktionen immer weniger erfüllen und der Lebensraum für diese Wiesenvögel geht verloren.

Hohe Teilnahmequoten an ÖPUL-Grundförderung und auch an speziellen Naturschutzmaßnahmen (Grundförderung auf 93 % der extensiven Wiesen, 88 % der intensiven, WF auf 20 % der intensiven Wiesen, 80 % der extensiven) haben durchaus Einfluss auf die Bewirtschaftung: ein Großteil der extensiven Wiesen ist mit der WF-Maßnahme gefördert, und sichert damit späte Mahdtermine und Düngungsverzicht. Auch über die Maßnahme „Silageverzicht“ werden Prämien lukriert, dies allerdings in etwa gleichem Ausmaß auf intensiven und extensiven Wiesen.



WF kann vorläufig das Potenzial zur Erhaltung typischer Streuwiesen erhalten, zur typischen hochstaudenarmen Ausprägung und langfristigen Sicherung dieser Biotoptypen ist jedoch ein Management des Wasserhaushalts mit dem Ziel einer periodischen Überflutung notwendig. Da dies über die Möglichkeiten und Ziele des ÖPUL hinausgeht, wäre eine Integration der ÖPUL-Maßnahmen mit NATURA 2000-Managementplänen in einem regionalen Naturschutzplan anzustreben.

Die Erhaltung der noch bestehenden hochstaudenreichen Streuwiesenflächen ist somit als Sofortmaßnahme und als Ausgangspunkt zu sehen für eine bei entsprechender Wasserversorgung noch mögliche Entwicklung hin zur typischen Pfeifengraswiese. Zwar kann durch entsprechende Bewirtschaftung – gesichert durch die WF-Maßnahme – zumindest das Potenzial an Pflanzenarten vorläufig noch einigermaßen erhalten werden, der Lebensraum für typische Wiesenvogelarten geht jedoch verloren, wenn die Wiesen dichte Bestände an krautigen Hochstauden entwickeln. Im Lauteracher Ried entsprechen trotz hohen Anteils an WF-Maßnahmen die negativen Populationstrends dem europaweiten Bild. Nur eine zeitweilige Wiedervernässung gemeinsam mit angepasster Nutzung erscheint hier Erfolg versprechend.

Daneben wären zwischen den artenarmen, großflächig intensiven Wiesen ausreichende Flächenanteile an gemäßigt intensiver Nutzung zu sichern und somit die Segregationstendenzen aufzuheben. Sowohl als eigene Lebensraumtypen, als auch zur Unterstützung der Ausbreitung von Streuwiesenarten sind die Flächen mittlerer Intensität wichtig, um die potenzielle Vielfalt dieser Lebensräume auch zur Ausprägung zu bringen.

Angepasste Mahdtermine, wiesenvogelfreundliche Mähmethoden, Förderung von Gräben und Grabenrandstrukturen, aber auch großflächiges Offenhalten von Flächen ohne Leitstrukturen und Ansitzwarten für Prädatoren wären Maßnahmen, die den Lebensraum Feuchtwiese wieder attraktiver für die entsprechende Vogelfauna machen können. Weitergehende Entwässerung kann jedoch den Erfolg all dieser Anstrengungen stark beeinträchtigen.

# 1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Im Rahmen der ökologischen Bewertung von ÖPUL-Maßnahmen (ÖPUL = Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) stellt sich unter anderem die Frage nach der Wirkung der Maßnahmen auf die biologische Vielfalt (genetische Vielfalt, Arten- und Habitatvielfalt) und die traditionelle Kulturlandschaft. Diese beiden Schutzgüter, die auch Inhalte der Gemeinsamen Bewertungsfragen der Europäischen Kommission sind (EK 2000), werden im Rahmen der vorliegenden Studie am Beispiel einer Niedermoorlandschaft untersucht.

Ziel des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL 2000 ist u. a. die Erhaltung bedrohter, besonders wertvoller landwirtschaftlich genutzter Kulturlandschaften, sowie auch der Schutz und die Verbesserung natürlicher Ressourcen wie der Biodiversität.

Die Moorlandschaften in Österreich gerieten durch landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen vor allem in den 1970er und 1980er Jahren unter Druck. Aufgrund ökonomischer Anreize und sozialer Veränderungen fand ein Strukturwandel der landwirtschaftlichen Betriebe in Richtung intensiverer Nutzung mit steigendem Betriebsmittel- und Maschineneinsatz statt. Hoch- und Niedermoore sowie Feuchtwiesen wurden trockengelegt und somit als Standorte für landwirtschaftliche Produktionsflächen erschlossen bzw. verbessert. Die teilweise damit einhergehende Düngung gefährdete besonders diese nährstoffarmen Standorte und die dafür charakteristischen Biozönosen. Erhebungen zur Gefährdung der Moore in Österreich liegen bereits vor (STEINER 1992, OBERLEITNER & DICK 1994, TRAXLER et al. 2005).

In dem Projekt „ÖPUL-Feuchtgebiete“ zur Mid Term-Evaluierung des ÖPUL 2000 wurden im Jahr 2003 unter anderem das Ramsargebiet Rheindelta und die darin vorkommenden ÖPUL-Maßnahmenflächen untersucht. Es zeigte sich, dass zum Schutz des Feuchtgebiets vor allem eine weitere Extensivierung der mehrmähdigen Wiesen, z. B. durch höhere Akzeptanz der ÖPUL-Maßnahme „Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen“ (derzeit nur rd. 6 % der gesamten ÖPUL-Schlagfläche) wünschenswert wäre. Weiters ergab sich aus den Projektergebnissen die Forderung, in einem Folgeprojekt speziell die Situation der dort vorhandenen, für Österreich bedeutenden Wasservogel- und Wiesenvogelbrutgebiete zu untersuchen.

Als Beitrag zur Update-Evaluierung 2005 wurde daher der EK-Bewertungsfrage nach dem Beitrag des ÖPUL zum Schutz oder zur Erhaltung „Wertvoller Feuchtgebiete, die insbesondere für spezifische Arten oder Artengruppen von Nutzen sind“ nachgegangen (Indikator VI.2.B-3.2. (d)). Als Artengruppen wurden die Vögel und Höheren Pflanzen ausgewählt. Durch die zeitliche Analyse von Luftbilddaufnahmen wurden zudem Veränderungen der Kulturlandschaft während der Laufzeit des ÖPUL-Programmes untersucht.

Als Untersuchungsgebiet wurde das Niedermoorgebiet „Lauteracher Ried“ ausgewählt, das in der Region der Rheintalmoore liegt, wodurch ein inhaltlicher Konnex zum Mid Term-Evaluierungsprojekt „ÖPUL-Feuchtgebiete“ hergestellt werden kann. Zudem wurden in diesem Gebiet im Rahmen des Projektes BINKL der Österreichischen Kulturlandschaftsforschung (POLLHEIMER et al. 2002) bereits im Jahr 1998 landschaftsökologische Kartierungen auf Vegetations-, Habitat- und Landschaftsebene sowie Vogelkartierungen durchgeführt. Erneute Kartierungen im Jahr 2005 ermöglichten es daher, tatsächliche Entwicklungen in einen Zusammenhang mit dem ÖPUL zu stellen.

**Schutzgüter  
Biodiversität und  
Landschaft ...**

**... am Beispiel der  
Moorlandschaften**

**Mid Term-  
Evaluierung:  
Räumliche Analyse**

**Update-  
Evaluierung: ökolog.  
Kartierungen und  
Luftbilddaufnahmen**

**Untersuchungs-  
gebiet Lauteracher  
Ried**



**Untersuchungsthese**  
**„ÖPUL schützt**  
**Moorlandschaften“**

Durch die Analyse von Änderungen der Landschaft, des Zustandes der Wiesen und von Vogelarten als Indikatoren für die Habitatqualität wird die Entwicklung der Feuchtwiesenlebensräume im Lauteracher Ried im Vergleich zwischen 1998 und 2003 (bzw. etwas verschobene Zeitpunkte bei Luftbildern) dargestellt. Durch die Korrelation des Ausmaßes von Änderungen mit dem Teilnahmegrad bestimmter ÖPUL-Maßnahmen wurde die Wirkung dieser Maßnahmen beurteilt. Folgende Maßnahmen des ÖPUL 2000 wurden untersucht:

- Grundförderung (GF)
- Biologische Wirtschaftsweise (BIO)
- Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel im Grünland (RBG)
- Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel im Grünland (VBG)
- Pflege ökologisch wertvoller Flächen (WF)
- Kleinräumige erhaltenswerte Strukturen (WS)
- Silageverzicht (VERSILA)

und ihre entsprechenden Äquivalente in ÖPUL98.

Die gegenständliche Studie soll Beiträge zur Überprüfung der These „ÖPUL-Maßnahmen bremsen oder verringern den Verlust der ursprünglichen Moorlandschaft“ liefern.

## 1.1 Gebietsbeschreibung

**Offene Wiesen- und**  
**Parklandschaft**

Das Lauteracher Ried liegt im Rheintal kurz vor der Mündung des Rheins in den Bodensee. Die etwa 400 m hoch gelegene Talebene entspricht in seiner heutigen Ausprägung einer alten Kulturlandschaft, die durch spezifische Nutzungsformen der Vergangenheit geprägt wurde. Die im Gelände klar erkennbare Dreigliederung geht auf eine ursprüngliche Naturlandschaft und deren Bildungsprozesse zurück: Das Lauteracher Ried präsentiert sich heute im südlichen Teil als offene Wiesenlandschaft, im mittleren Teil als eine durch Birken und Äcker geprägte Parklandschaft und im nördlichen Teil als eine durch Wiesen und mächtige Bäume – vorwiegend Eichen – geprägte offene Parklandschaft. Diese Einteilung führte bereits Schreiber (1910) an, der von „3/9 Futterwiese und Weide, 1/9 Acker und 5/9 Streuweise“ sprach (SCHWIMMER 1953).

**Einst mächtige**  
**Torflager und**  
**Streuwiesen**

Im Lauteracher Ried befinden sich die größten Torflager Vorarlbergs. Die Torflager weisen hier eine Mächtigkeit von stellenweise bis zu sechs Metern auf und wurden zum ersten Mal bereits 1752 genutzt (SCHWIMMER 1953). Gleichzeitig ist das Lauteracher Ried Teil eines großen Freiraumes zwischen den Siedlungsgebieten Bregenz, Lauterach, Wolfurt, Schwarzach, Dornbirn, Lustenau, Fussach, Höchst und Hard. Diese Landschaft ist das Zentrum der großen Rheintalmoore. Das Lauteracher Ried wurde wegen des Vorkommens des Wachtelkönigs als NATURA 2000 Gebiet ausgewiesen.

**Entwässerungs-**  
**gräben forcierten**  
**Intensivierung**

Das Testgebiet im Lauteracher Ried ist ein natürlicher Feuchtlebensraum und weist eine jahrhundertealte menschliche Nutzung auf. Es wurde Streu gemäht, beweidet oder Torf gestochen. Heute sind nur noch Reste der ursprünglichen Moorlandschaft erhalten. Von besonderem landschaftsökologischem Interesse sind die Streuwiesen als Ersatzgesellschaften einstiger Moore. Sie bieten Lebensraum für viele gefährdete Arten, insbesondere als Brutgebiet für ein bedeutendes Brachvo-



gelvorkommen. Heute sind Fettwiesen die dominierende Nutzungsform. Durch Grundwasserabsenkung, verbesserte technische Ausstattung und Handelsdünger können diese Fettwiesen intensiv genutzt werden. Gräben, als künstlich geschaffene Landschaftsstrukturen, sind Voraussetzung zur großflächigen Grundwasserabsenkung und beeinflussen stark das Landschaftsbild. Bei extensiver Bewirtschaftung können sie aber auch gleichzeitig wertvolle Lebensräume bilden. Flächige Gehölze gibt es zwar nicht im Untersuchungsgebiet, eine hohe Zahl an Einzelbäumen ist aber für das Landschaftsbild prägend.

## 1.2 Beschreibung der Organismengruppe „Vögel“

Vögel sind die europaweit am besten untersuchte Tiergruppe; Biologie und Ökologie, Verbreitung und Populationsdynamik sind gut bis sehr gut bekannt. In der Landschaftsplanung und Naturschutzforschung haben sie als Bioindikatoren u. a. aus folgenden Gründen einen festen Stellenwert (erweitert nach STEIOF 1983, FULLER & LANGSLOW 1994):

### *Vögel als Bioindikatoren*

- Sie bilden in Mitteleuropa die artenreichste Wirbeltierklasse und sind in nahezu allen Ökosystemen vertreten; als Endkonsumenten zeigen sie Veränderungen deutlich – als auf verschiedenen trophischen Niveaus integrierende Arten – an.
- Die Lebensraumsprüche der meisten Arten sind gut bekannt und in einschlägigen Handbüchern ausführlich dokumentiert (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1966–1997).
- Im Vergleich zu anderen Tiergruppen ist die Erfassung relativ unaufwändig; es gibt ein gefestigtes und evaluiertes Methodenrepertoire für alle Vogelarten (z. B. LANDMANN et al. 1990, BIBBY et al. 1993, 1995, SÜDBECK et al. 2005).
- Bestandsschwankungen sind auch überregional vor dem Hintergrund z. B. unterschiedlicher Zugstrategien und auf der Basis laufender Monitoringprogramme in Österreich und vielen anderen Ländern Europas gut interpretierbar (z. B. MARCHANT et al. 1990, FLADE & SCHWARZ 1999; für Österreich DVORAK & WICHMANN 2003, DVORAK & TEUFELBAUER 2005).
- Die Zusammensetzung und Reichhaltigkeit der Avifauna kann nicht nur als Indikator für die Vielfalt eines Landschaftsausschnittes angesehen werden, sondern gibt auch gute Hinweise auf den Artenreichtum in anderen Tiergruppen. So zeigte sich im Zuge des Forschungsschwerpunktes Kulturlandschaftsforschung des BMBWK (<http://klf.at>), dass Vögel gemeinsam mit den höheren Pflanzen als beste Biodiversitätsindikatoren (für andere Organismengruppen) in landwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaften gelten (SAUBERER et al. 2004). Zusätzlich bieten einige Arten auch die Möglichkeit, als Bioindikatoren außerhalb der Vegetationsperiode eingesetzt zu werden (z. B. TUCKER 1992, WILSON et al. 1996).

### 1.2.1 Besondere Bedeutung von Vögeln für die Evaluierung von Agrarumweltmaßnahmen

Der Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Landwirtschaft und der großräumigen Entwicklung von Vogelpopulationen ist evident; für keine andere Organismengruppe liegen europaweit vergleichbare Informationen vor (GREEN 1994, TUCKER & HEATH 1994, GREEN & RAYMENT 1996, CHAMBERLAIN et al. 2000,

DONALD et al. 2001, 2002; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, beispielhafte Analyse funktionaler Zusammenhänge für den Bereich Nahrungsökologie und Prädation mit weiterer Literatur in VICKERY et al. 2001 und WHITTINGHAM & EVANS 2004; für Österreich z. B. FRÜHAUF 1997).

### **Landwirtschaft gefährdet Vogelwelt**

Die massive Abhängigkeit der europäischen Vogelwelt von der Landwirtschaft resultiert darin, dass agrarisch genutzte Kulturlandschaften mittlerweile in ganz Europa die größte Anzahl an Vogelarten mit ungünstigem europaweitem Naturschutzstatus aufweisen – etwa 120 Arten – und dass die Intensivierung der Landwirtschaft als wesentlichste Gefährdungsursache für die europäische Vogelwelt gilt (TUCKER & HEATH 1994, PAIN & PIENKOWSKI 1997, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Auf der anderen Seite reagieren Vogelarten aufgrund ihrer hohen Mobilität, bei Kleinvogelarten aber auch wegen ihrer hohen Reproduktivität schnell auf positive Veränderungen v. a. im Zusammenhang mit erfolgreichen Agrarumweltmaßnahmen (z. B. AEBISCHER et al. 2000, PEACH et al. 2001, BAINES et al. 2002).

### **Vögel als ideale Indikatoren für Agrarumweltmaßnahmen**

Gegenwärtig stellen Vögel diejenige Organismengruppe dar, die europaweit am häufigsten zur Überprüfung der Effektivität von Agrarumweltprogrammen eingesetzt wird (KLEIJN & SUTHERLAND 2003). Dabei sind die Ergebnisse, wie bei allen anderen untersuchten Organismengruppen auch, durchaus widersprüchlich und reichen von signifikanten Zunahmen der Vogeldiversität aufgrund von Agrarumweltmaßnahmen bis hin zur völligen Wirkungslosigkeit der letzteren (KLEIJN et al. 2001, KLEIJN & SUTHERLAND 2003).

Nicht zuletzt werden verschiedene Kulturlandschaften von charakteristischen Sets von Arten in unterschiedlicher Dichte und Stetigkeit besiedelt (vgl. „Leitartenkonzept“ von FLADE 1994). Im Rahmen der bundesweiten Kulturlandschaftsforschung konnte – basierend auf ähnlichen Überlegungen – eine Typologie der „Landschaftscharakterarten“ für Österreich entwickelt werden (POLLHEIMER et al. 2002a). Diese sind im Rahmen der ÖPUL-Evaluierung von besonderer Relevanz, bilden sie doch Auswirkungen von Maßnahmen auf die Diversität landschaftscharakteristischer Arten – und nicht auf die von „Allerweltsarten“ – ab. So wurden im Rahmen dieser Studie nur charakteristische Wiesenvogelarten bzw. Landschafts-Charakterarten für inneralpine grünlandgeprägte Tal- und Beckenlandschaften (nach POLLHEIMER et al. 2002) analysiert.

Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt im Allgemeinen bzw. auf die Biodiversität von Vögeln im Speziellen durch Eingriffe in Kulturlandschaftslebensräume wurde in den letzten Jahren auch für Österreich intensiv untersucht und dokumentiert (z. B. HABERL et al. 2004a, b, 2005 mit umfassenden Referenzen).

## **1.2.2 Allgemeines zur vogelkundlichen Bedeutung des Lauteracher Rieds**

### **Natura 2000-Gebiet und IBA**

Das in dieser Studie bearbeitete Untersuchungsgebiet von 437,5 ha ist sowohl Teil des Natura 2000-Gebiets Lauteracher Ried (579,71 ha; [http://vorarlberg.at/vorarlberg/umwelt\\_zukunft/umwelt](http://vorarlberg.at/vorarlberg/umwelt_zukunft/umwelt)) als auch der gleichnamigen Important Bird Area (etwa 800 ha; GRABHER 1995).

Die Ausweisungsgründe liegen in z. T. landesweit einzigartigem Vorkommen charakteristischer Vogelarten inneralpiner Talwiesenlandschaften (nach POLLHEIMER et al. 2002), wie z. B. Wachtelkönig, Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Kiebitz, Bekassine, Braunkehlchen, Feldschwirl, Sumpfrohrsänger und Graumammer (GRABHER 1995).



Es soll bereits an einleitender Stelle erwähnt werden, dass die Vorkommen des Wachtelkönigs im Rahmen dieser Studie nicht untersucht wurden, da dafür spezielle zusätzliche Erhebungsmethoden notwendig gewesen wären (z. B. SÜDBECK et al. 2005 mit weiteren Literaturangaben), die aufgrund der hohen jährlichen Populationsdynamik dieser Art, verbunden mit unstemem Vorkommen nicht zu rechtfertigen gewesen wären.

### 1.3 Vegetationsökologische Bedeutung des Lauteracher Rieds

Talböden waren in den letzten Jahrhunderten Schauplatz für umfassende Landschaftsveränderungen. Auch der ehemals mäandrierende Rhein wurde reguliert, um die Hochwassergefahr zu minimieren und neue Flächen für die Bewirtschaftung zu gewinnen. Die flussnahen, am tiefsten gelegenen Teile waren und sind zum Teil noch so stark vom Wasserspiegel der Flüsse beeinflusst, dass sich spezielle Nutzungsformen entwickelt haben. Im breiten Rheintal Vorarlbergs hat sich bis heute eine großflächige Streuwiesen-Nutzung halten können. Im Lauteracher Ried liegt dies an den besonderen hydrologischen Verhältnissen durch die Lage zwischen Dornbirner und Bregenzer Ach und der Nähe zum Rhein.

Diese Streuwiesen sind als Ersatzgesellschaften einstiger Niedermoore erhalten geblieben (WRBKA et al. 2002), die das Rheintal vor seiner Urbarmachung dominierten. Charakteristisch für diese Flächen ist die extensive Nutzung. Extensiv heißt in diesem Fall, dass Streuwiesen nicht gedüngt und nur einmal im Jahr gemäht werden dürfen, um die ihnen typische Vegetation und Struktur erhalten zu können. Ausschlaggebend für die ökologische Qualität dieser extensiven Wiesen ist auch ein intakter Wasserhaushalt (UMWELTBÜRO GRABHER 2000). Die Flächen benötigen zumindest während eines Teiles des Jahres hoch anstehendes Grundwasser (MUCINA et al. 1993).

Die auf Niedermoor-Torf stockenden Streuwiesen des Lauteracher Rieds sind klassischerweise durch Pfeifengras (*Molinia caerulea*), diverse Riedgräser und Schilf (*Phragmites australis*) gekennzeichnet, die am besten an die schwankenden Wasserstände und die Mahd angepasst sind. Die Mischung von hoch- und niederwüchsigen Pflanzenarten bedingt eine hohe strukturelle Vielfalt. Die Pflanzenbestände sind durch die moderate landwirtschaftliche Nutzung und die fehlende Düngung in der Regel sehr artenreich und beherbergen eine Reihe seltener Arten, die nur auf derartigen Sonderstandorten größere Verbreitung finden. Beispiele für diese seltenen Arten sind der Duftlauch (*Allium suaveolens*), die verschiedenen Schwertlilienarten (*Iris* spp.), die Sumpfgladiole (*Gladiolus palustris*) oder der Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*).

Klassische Streuwiesengesellschaften im Lauteracher Ried sind Gesellschaften aus dem Verband Molinion (Pfeifengras-Streuwiesen). Typische Assoziationen sind die Mitteleuropäische Pfeifengras-Wiese (Selino-Molinietum caeruleae), die Duftlauch-Pfeifengras-Wiese (*Allio suaveolentis*-Molinietum) und die Lungen-Enzian-Streuwiese (*Gentiano pneumonanthes*-Molinietum litoralis).

Alle diese Gesellschaften sind durch die fortschreitende Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung gefährdet. Da die Bewirtschaftung zunehmend unrentabel wird, wurden durch den Umbruch und die Einsaat von Grasmischung die typischen

Pflanzengesellschaften großflächig total verändert. Andererseits sind die noch nicht intensivierten Flächen durch die Aufgabe der Nutzung aufgrund der Unrentabilität bedroht. Das ist auch der Grund, warum alle Streuwiesengesellschaften als gefährdete Biotoptypen in der Liste der gefährdeten Biotoptypen angeführt werden (ESSL et al. 2004).

Im Rahmen diese Studie konnte durch die vegetationskundliche Analyse von Änderungen des Ausmaßes und Zustandes der Wiesenbiotope die Entwicklung der Feuchtwiesenlebensräume im Lauteracher Ried im Vergleich zwischen 1997 und 2005 dargestellt werden.

## **1.4 Historische Landschaftsveränderungen im Lauteracher Ried**

Schon seit dem 1. Jahrhundert wird der Raum des Lauteracher Riedes vom Menschen beeinflusst. Nach den Römern besiedelten die Kelten diesen Raum. Im Ried selbst ist aus dem Jahre 1752 zum ersten Mal ein Torf-Probestich dokumentiert. Eine Nutzung des Riedes als Weide und zur Gewinnung von Streu war damals schon seit Jahrhunderten üblich. Bis zum Jahre 1872 nahm die Gewinnung von Brenntorf immer mehr zu. Durch die Anbindung des österreichischen Bahnnetzes an das Deutsche Netz wurde das Brenntorfstechen zugunsten des Streutorfstechens immer geringer (Lauterach, 1953). Heute gibt es nur noch kleinstflächige Brenntorfstiche (eigene Beobachtung). Diese jahrhundertelange Torfstecherei führte dazu, dass sich verschiedenste Niveauebenen gebildet haben. Es gibt daher sowohl sehr tiefe und feuchte Bereiche als auch hochgelegene trockene Bereiche.

Bereits während des Ersten Weltkrieges kam es zum Bau erster Gräben, um die Überschwemmungsgefahr zu vermindern. Aufgrund der Zunahme des Ackerbaues nach dem 2. Weltkrieg wurden große Teile des Riedes melioriert. 1951 wurde der Sackgraben, ein Hauptgraben des Riedes, reguliert. Weitere Meliorationen folgten in den darauf folgenden Jahrzehnten. Seit den 50er Jahren dominiert die Grünlandnutzung im Ried (Lauterach, 1953).

Aufgrund der Ausweisung als „geschützter Landschaftsteil“ und jüngst als Natura 2000-Gebiet sowie aufgrund des großen Anteils an geschützten Streuwiesen im Gebiet kommt auf die Nutzung dieser Landschaft eine neue Herausforderung zu.



## 2 METHODIK

### 2.1 Luftbildanalysen der Landschaftsausstattung

Der allgemeine methodische Ansatz beruht auf einem Zeitvergleich von Orthofotografien. Für zwei Zeitpunkte wurde die Landschaftsausstattung visuell mittels Luftbildanalyse analysiert:

- vor Beginn des ÖPUL 2000 (1999)
- möglichst aktuell (2001).

Als ergänzende Information standen Testflächen mit detaillierten terrestrischen Kartierungen aus dem früheren Projekt der Kulturlandschaftsforschung BINKL (POLLHEIMER et al. 2002) aus dem Jahr 1998 zur Verfügung.

Die beiden Erhebungen wurden dann miteinander verglichen, die Veränderungen quantifiziert, und mit der Teilnahmequote von ÖPUL-Maßnahmen auf den entsprechenden Flächenausschnitten in Zusammenhang gebracht.

#### 2.1.1 Interpretation der Orthofotos

Als Grundlage für die visuelle Interpretation dienten Orthofotos (siehe Tab. 1) aus 1999 (Quelle: INVEKOS Vorarlberg, über BMLFUW) bzw. aus 2001 (Quelle: BMLFUW). Dabei wurde die Vergleichbarkeit der Interpretation dadurch limitiert, dass die Bilddaten unterschiedliche geometrische Auflösung hatten.

#### **Datengrundlagen**

Tab. 1: Datengrundlagen.

Jahr der Aufnahme	Geometrische Auflösung	Spektrale Auflösung (Anzahl der Kanäle)	Darstellung der Farben	Quelle
06/1999	1 m	3	CIR	SAGIS/Invekos VBG, über BMLFUW
07/2001	0,25 m	3	CIR	BMLFUW/LFRZ

Um den optimalen Informationsgehalt beider Bildzeitpunkte zu erhalten, wurden beide Orthofotos unabhängig voneinander interpretiert. In der Interpretation 2001 ist deshalb höherer Detailreichtum enthalten als in der Interpretation 1999, auch wenn bei der Interpretation 1999 bei Unklarheiten die neueren, informationsreicheren Bilder als Zusatzinformation herangezogen wurden. Auch ergeben sich durch die unterschiedliche Datenqualität geringe Lageunterschiede für digitalisierte Landschaftselemente, die in der Realität nicht unbedingt eine Entsprechung finden.

Als Arbeitsmaßstab zur visuellen Interpretation am Bildschirm wurde ca. 1:1000 gewählt. Im Bedarfsfall waren Detailvergrößerungen bis zu einem Maßstab von 1:500 eine Hilfe.

Der Fragestellung entsprechend wurden 25 Klassen der Landbedeckung – teilweise unter Definition von Attributen zur Größenbeschreibung – flächendeckend interpretiert. Wege und Gewässer wurden zunächst als Linien aufgenommen, Einzelbäume als Punktelemente. Auch diese wurden im Anschluss unter Annahme von

#### **Interpretationsschlüssel**

Breiten bzw. Durchmesser in Polygon-Elemente umgerechnet, so dass dann jeder Bildpunkt genau einer Klasse zugeordnet wurde. Wege und lineare Gewässer wurden als konstant angenommen und für beide Zeitpunkte mit den gleichen Geometrien eingerechnet.

Die Hierarchie der Klassen bei Überlappungen war folgendermaßen definiert: Wege (4-) vor Gewässern (8-) vor Bäumen (51) vor den anderen flächigen Elementen Grünland (1-), Acker (2-), Architektur (3-), Elemente (5-), Lagerplätze (7), Sonderflächen (9) (Interpretationsschlüssel siehe Tab. 2).

Tab. 2: Interpretationsschlüssel mit 25 (Unter)Klassen der Landbedeckung.

Klasse	Code	Unterklasse	Beschreibung
Grünland	11	gemäht	gleichmäßige Textur – intensive Nutzung
		nicht gemäht	texturreich – extensivere Nutzung; zum Zeitpunkt der Aufnahme noch nicht gemäht
	12	Weide	an Trittspuren zu erkennen
Acker	21	Schwarzbrache	
	22	Getreide	
	23	Hackfrucht	
	24	Feldfutterbau	
Architektur	31	Gebäude inkl. Nahbereich	Vorplatz, Einfahrt
		Garten	Beete, Wiese, Spielplatz
	33	Kleinarchitektur	Hochsitz, Masten, Unterstände
Wege	41	grün	
	42	versiegelt	
	43	Feldweg	mit Mittelgrün
Elemente	51	Baum	Größe (d): 3 = 3 m, 5 = 5 m
	52	Baumreihe	Abstand > 15 m, mind. 5 Bäume
	53	Obstbaumanlage	nicht eindeutig erkennbar
	54	Hecke	Länge > 10 m, geschlossen, ausgeprägte Längsausdehnung
			Buschwerk, kleine Hecke < 10 m
	56	Gehölzgruppe	flächig, aus Einzelementen, z. T. lückig
	57	Waldstück	> 1.000 m <sup>2</sup> geschlossener Bestand
	58	Staudenflur	Altgras, Hochstauden, Binsen, Röhricht
Lagerplatz	7	Mist, Erdsilo, Holz etc.	
Gewässer, Gräben	81	flächige	Teich, stehende Wasserfläche
		linienhafte	
Sonderfläche	9	Rohboden, Trittspuren, Baustelle, Nassgalle, sonstiges	



Abb. 1: Ausschnitt aus dem Jahr 2001 als Beispiel der Interpretation der Orthofotos, quadratische Auswertezellen sind eingeblendet.

Die Grünland-Nutzungsflächen wurden differenziert in „gemäht“ und „nicht gemäht“. Dies konnte anhand der Textur unterschieden werden und wurde im Weiteren als Indikator für die Intensität der Bewirtschaftung verwendet: Vor dem Aufnahmedatum der Luftbilder (zwischen Ende Mai und Ende Juni) gemähte Wiesen gelten als intensiv, da hier mehrere Schnitte im Jahr angenommen werden können, die zu diesem Zeitpunkt noch nicht gemähten Flächen gelten als eher extensiv.

## 2.1.2 Quantifizierung der Änderungen

### Änderungen per Klasse in den Stichproben und gesamt

Neben der quantitativen Beschreibung der Flächenanteile etc. wurden zur Quantifizierung der Änderungen zwei Ansätze verwendet: Ein Allgemein-Vergleich, dessen Ergebnis in Form eines Ähnlichkeitswertes ein Maß für die generelle Stabilität oder Entwicklungsdynamik der Landschaftsausschnitte liefert. Der zweite Ansatz ist die Quantifizierung der Landschaftsstruktur mittels der Berechnung beschreibender Parameter.

Für jede Klasse der Landbedeckung wurden die Änderungen, ausgehend vom historischen Zustand als Referenzkarte, in Form der Kappa-Statistik berechnet. Diese beruht auf einer „Confusion-matrix“ (Kontingenzmatrix), welche die Übereinstimmung bzw. den Übergang der Klassen aus zwei Interpretationen beschreibt und den Flächenanteil der Übereinstimmung zwischen Referenz und Vergleich berechnen lässt. Der Kappa-Wert berücksichtigt zusätzlich den aufgrund des Flächenanteils der jeweiligen Klasse zu erwartenden Grad der Übereinstimmung und ist deshalb eine auch über ungleich verteilte Klassen hinweg vergleichbare Größe für die

### Allgemein-Vergleich



Konstanz bzw. die Änderungen in deren Flächenausmaß. Im „Fuzzy-Kappa“ wird dann noch eine Ähnlichkeitsmatrix (siehe unten) berücksichtigt sowie eine Zugehörigkeitsfunktion für die umgebenden Pixel eines jeden Flächenelementes. Diese Zugehörigkeit nimmt mit dem Quadrat des Abstandes ab und definiert damit „unscharfe Ränder“ der einzelnen Elemente. Dieser „Fuzzy-Kappa“-Wert wird dann für die gesamte Zelle über alle Klassen berechnet. Mit diesem Wert wird die **allgemeine Ähnlichkeit** der gesamten Stichproben-Zelle im Vergleich der beiden Zeitpunkte beschrieben. (POWER et al. 2001). Als Software stand hier das „Map Comparison Kit 2“ (RIKS 2005) im Mittelpunkt.

Der Allgemein-Vergleich ist robust gegenüber leichten räumlichen Verschiebungen, die durch Entzerrung der Luftbilder zu Orthofotos oder Digitalisierfehler entstehen können (Lageunschärfe). Außerdem bietet dieses Verfahren die Möglichkeit, die Ähnlichkeiten zwischen den Klassen gut zu berücksichtigen („Klassenverwandtschaft“). Kontraste bzw. Ähnlichkeiten zwischen Klassen wurden in einer Matrix definiert (siehe oben) und als eine Art Gewichtung einberechnet. Neben dieser stark verallgemeinernden Charakterisierung wurden die Änderungen auch quantitativ beschrieben:

#### **Parameter der Landschaftsstruktur**

Landschaftsmaße sind Werte, die versuchen, das räumliche Muster von kategorialen Karten quantitativ zu beschreiben. Auf drei Analyse-Niveaus wird eine Reihe von beschreibenden Größen berechnet: Basis-Niveau ist der „Patch-level“, der für jedes einzelne Flächenelement Kennwerte wie Größe, Umfang und andere zur Verfügung stellt. Im zweiten Niveau, dem „class-level“, werden diese Einzelflächen-bezogenen Werte für jede Klasse gemittelt und deren Verteilung untersucht. Außerdem werden Größen wie Abstände, Flächenanteil an der gesamten Untersuchungsfläche und Zersplitterungs- bzw. Kohäsionswerte generiert. Dieses Niveau beschreibt also für alle Klassen die Strukturgrößen jeweils aller Flächen dieser einen Klasse. Das dritte Analyseniveau wird als „landscape-level“ bezeichnet. Darin werden wiederum die Klassen-Werte zusammengefasst, und weitere Parameter, die für das gesamte Untersuchungsgebiet charakteristisch sind, berechnet (Anzahl der Klassen, Anzahl der Einzelflächen, Diversitätsindizes, und andere).

Wegen des Ansatzes der Auswertung in Zählzellen wurde auf die Auswertung des patch-levels verzichtet und es wurden nur Parameter der „class-“ und „landscape-level“ untersucht. Zur Berechnung der Parameter kamen die Softwarepakete „ArcGIS 9.2“ und „fragstats“ zum Einsatz.



Tab. 3: Zur Charakterisierung der Gebietsausstattung verwendete Struktur-Kennwerte.

Kurzbezeichnung	Name	Bedeutung
Class-level		
PLAND	Percentage of Land	Flächenanteil der Klasse am gesamten Untersuchungsgebiet (UG) in Prozent
NP	Number of Patches	Anzahl Einzelflächen der Klasse im UG
ED	Edge Density	
TCA	Total core Area	Summe der Kernfläche mit Randabstand > 2 m
ENN_MD	Euclidean Nearest Neighbour – Median	Median des geometrischen Abstands zur nächstgelegenen Fläche der gleichen Klasse
COHESION	Cohesion Index	Beschreibt den Zusammenhang der Flächen der Klasse; steigt mit Flächenanteil und sinkt mit Unterteilung der Fläche
Landscape-level		
NP	Number of Patches	Anzahl der Einzelflächen über alle Klassen
PD	Patch Density	Anzahl der Einzelflächen pro Flächeneinheit (= Dichte)
TCA	Total Core Area	Summe von „Kernflächen“ Randbreite 2 m
ENN_MN	Euclidean nearest Neighbour – Mean	Euklidisch-geometrischer Abstand zur nächstgelegenen Fläche gleicher Klasse, gemittelt über alle Flächen und Klassen
ENN_MD	Euclidean Nearest Neighbour – Median	Geometrischer Abstand zur nächstgelegenen Fläche der jeweils gleichen Klasse, median über alle Flächen und Klassen
SHDI	Shannon-Diversity Index	Diversitätsindex (Shannon-Weaver); kombiniert die Anzahl der Klassen (Richness) mit der Gleichmäßigkeit (Evenness) der Flächenanteile der Klassen

### 2.1.3 Zählzellen als Flächenstichprobe

Über das gesamte Untersuchungsgebiet wurde ein Gitter von 250 x 250 m<sup>2</sup> Zellen gelegt. Außer dem Kern-Quadratkilometer, in dem die Erhebungen 1997/98 aufgenommen wurden und der Schwerpunkt der Vegetationserhebungen lag, wurden 10 weitere Zellen in der Umgebung zufällig ausgewählt, so dass insgesamt 26 solcher Zellen (= 162,5 ha) interpretiert wurden. Diese Zellen dienten als Flächenstichprobe für die Auswertung des Zusammenhanges mit der Teilnahmequote an ÖPUL-Maßnahmen.

### 2.1.4 Korrelation mit ÖPUL-Maßnahmen

Die Auswertung erfolgte anhand der 26 Stichprobenzellen als Bilanzraum. Für die Zellen standen als Variable zur Verfügung:

- „Maßnahmenanteil“ für verschiedene ÖPUL-Maßnahmen

und jeweils für zwei Zeitpunkte:

- Flächenanteile bzw. Anzahl aller Strukturtypen
- Verschiedene Strukturkennwerte auf der Ebene der ganzen Zellen
- Weitere Struktur-Kennwerte für die einzelnen Strukturtypen (= Klassen) in den Zellen

bzw. die daraus berechneten Differenzen. In der Regel wurde die Differenz relativ zum Stand des ersten Zeitpunktes (1999) angegeben.

Mit den Zellen als einzelne Fälle wurden Korrelationen zwischen den Maßnahmenanteilen und diesen Variablen geprüft. Die Korrelationen auf Ebene der Auswertezellen wurden über Spearmans RHO – ein nicht-parametrischer Rang-Korrelationskoeffizient – ausgedrückt.

## 2.2 Vegetationsaufnahmen

### 2.2.1 Auswahl der Flächen

#### Geschichtete Zufallsprobe – Stratified random sampling

#### **Auswahl aus Wiesenflächen mit ÖPUL-Maßnahmen**

Da sich dieses Projekt mit dem Einfluss des ÖPUL auf die Niedermoorlandschaft auseinandersetzt, wurden die bei der Interpretation der aktuellen (2001) Orthophotos erfassten Wiesen- und Riedflächen mit dem Katasterplan geographisch und thematisch kombiniert. Kleinflächen unter 1.000 m<sup>2</sup>, die bei diesem Vorgang aufgrund von kleinen Unterschieden in der Genauigkeit entstanden sind, wurden im weiteren Auswahlvorgang nicht mit berücksichtigt. Insgesamt standen daher 342 Flächen zur Auswahl.

Um die mindestens 50 geforderten Aufnahmeflächen möglichst nachvollziehbar aus den 342 Wiesen- und Riedflächen auszuwählen (WILDI 1986, REITER 1993, REITER & GRABHERR 1997), wurden diese Flächen zuerst hinsichtlich der ÖPUL-Maßnahmen in drei Großgruppen und dann in Bezug auf ihre aktuelle, interpretierte Nutzung in insgesamt neun Kleingruppen geteilt (siehe Tab. 4).

Tab. 4: Gruppen und Anzahl der Flächen.

Nutzung \ Maßnahme	Maßnahme			Gesamt
	ohne ÖPUL	mit GF	WF/WF5	
gemäht	87	114	19	<b>220</b>
beweidet	16	10	3	<b>29</b>
nicht gemäht	30	18	45	<b>93</b>
Summe	133	142	67	342
<b>ausgewählt</b>	<b>25</b>	<b>14</b>	<b>24</b>	<b>63</b>



Die erste Großgruppe stellt diejenigen Flächen dar, die laut INVEKOS-Datenbank keine Grundförderung erhalten. Diese dienen als Näherung für Flächen, die nicht am ÖPUL-Programm teilnehmen. Insgesamt waren dies 133 Flächen, was einem Anteil von 39 % entspricht. Davon wiederum wurden 16 als beweidet, 30 als nicht gemäht und 87 als gemäht interpretiert.

### **Flächen ohne ÖPUL**

In der zweiten Großgruppe werden jene Flächen zusammengefasst, die zwar einer Grundförderung unterliegen, jedoch nicht mit den naturschutzfachlich relevantesten Maßnahmen WF bzw. WF5 belegt sind. In diese Kategorie fallen insgesamt 142 Flächen (entspricht einem Anteil von 42 %), von denen 10 beweidet, 18 nicht gemäht und 114 als gemäht interpretiert wurden.

### **Flächen mit ÖPUL-Grundförderung**

In die dritte Großgruppe fallen die Flächen, auf denen entweder WF- oder WF5-Maßnahmen zur Anwendung kommen. Es sind dies insgesamt 67 Flächen (19 %), von denen 3 beweidet, 45 nicht gemäht und 19 als gemäht interpretiert wurden.

### **Flächen mit ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen**

Aus diesen neun Gruppen wurden schließlich zufällig insgesamt 63 Flächen (25 ohne Grundförderung, 14 mit Grundförderung und 24 mit WF/WF5) für die Vegetationskartierung ausgewählt (50 Normalflächen und 13 Reserveflächen).

Diese Flächen wurden im Freiland durch Verwendung von Kartenmaterial aufgesucht und pro gewählte Fläche wurde eine Vegetationsaufnahme gemacht. Trotz intensiver Nutzung konnte lediglich eine Fläche nicht erhoben werden, da diese kurz zuvor gemäht worden war. Eine weitere Fläche stellte sich als in der Natur nicht existent dar. Als Ausgleich wurde die Nachbarfläche erhoben.

## **2.2.2 Erhebung im Gelände**

### **Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET**

Als Grundlage für die geforderte Beschreibung der im Lauteracher Ried auftretenden Pflanzengesellschaften wurden Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) gemacht.

#### **Flächenauswahl**

Die Auswahl der Aufnahmeflächen selbst erfolgte subjektiv nach bestmöglicher Anwendung des Homogenitätsprinzips, also nach der Einheitlichkeit der strukturellen und floristischen Merkmale eines Standorts.

#### **Vegetationsaufnahmen**

In der Regel waren die Aufnahmeflächen quadratisch oder rechteckig. Bei intensiv genutzten Wiesen wurden durchschnittlich Flächengrößen zwischen 25 und 35 m<sup>2</sup>, auf extensiv genutzten Flächen wurden Aufnahmeflächen bis zu 100 m<sup>2</sup> gewählt. Diese Flächengrößen entsprechen bekannten, in der Literatur verbreiteten Richtgrößen, die auf dem Minimum-Area-Konzept basieren (siehe etwa WESTHOFF & VAN DER MAAREL 1973). Auf diesen Flächen wurden Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) gemacht.

Diese Methodik bedient sich eines Schätzverfahrens der „Artmächtigkeit“, in die sowohl die prozentuelle Deckung einer Art im Bestand, als auch ihre Abundanz (Häufigkeit) eingehen (siehe Tab. 5). Die Einbeziehung der Abundanz ist besonders für zarte, also wenig deckende, aber häufige Arten wichtig, die bei einer reinen Deckungsschätzung unter den Tisch fallen würden. Die „Deckung“ ist dabei die vertikale Projektion aller oberirdischen Pflanzenteile auf die Probefläche (DIERSSEN 1990).

Tab. 5: Kriterien der Artmächtigkeitsschätzung nach BRAUN-BLANQUET (1964).

ABUNDANZ		bei DECKUNG (%)
r	rar; 1 oder wenige Individuen oder Triebe	< 1
+	spärlich; 2–5 Individuen oder Triebe	1–< 5
1	reichlich; 6–50 Individuen oder Triebe	< 5
2	sehr reichlich, > 50 Individuen oder Triebe	5–25
3	beliebig	25–50
4	beliebig	50–75
5	beliebig	75–100

Bei präziser Anwendung sind mit dieser Methode die bestmöglichen Ergebnisse für Beschreibung und Vergleich von Pflanzenbeständen gewährleistet, auch in Hinblick auf die Vergleichbarkeit von Aufnahmen, die von verschiedenen Bearbeitern erstellt wurden (DIERSSEN 1990). Natürlich ist durch die subjektive Vergabe der Deckungswerte ein gewisser Schätzfehler unvermeidlich. Gegenüber aufwändigeren Messmethoden (im Gegensatz zu dieser Schätzmethode) hat sie aber den großen Vorteil der Effizienz auf ihrer Seite: In relativ kurzer Zeit kann eine Vielzahl von Aufnahmen verschiedener vergleichbarer Bestände gemacht werden, wodurch etwaige Ungenauigkeiten durch die größere, statistisch zu analysierende Datenmenge kompensiert werden.

Die Bestimmung der Pflanzensippen erfolgte hauptsächlich mit den Exkursionsfloren von ADLER et al. (1994), ROTHMALER (1994), BERNHARDT (1997), sowie Flora Helvetica (LAUBER & WAGNER 1996) und der Flora von Liechtenstein (WALDBURGER et al. 2003). Außerdem wurde die Florenliste von STEININGER (2003) verwendet.

#### Standortparameter

Da die Standortparameter im gesamten Ried-Bereich relativ konstant sind, wurde auf eine zusätzliche Erhebung von Standortparametern verzichtet. Lediglich besondere Ausprägungen (wie z. B. „besonders feucht“) wurden vermerkt.

#### Verortung

Alle Aufnahmeflächen wurden mit einem GPS (Garmin Geko 201) punktgenau (+/-5–10 m) verortet.

#### Dateneingabe und -verwaltung

Die Eingabe der Daten erfolgte in die Vegetationsdatenbank JOKL97 (PETERSEIL 1999), die auf MSAccess basiert. Aus dieser Datenbank können alle nötigen Eingabefiles für die Programme der Datenanalyse exportiert werden.

Die Digitalisierung und Erstellung der Freilandkarten erfolgte mit Hilfe eines Geographischen Informations-Systems (GIS), dem Programmpaket ArcGIS 8.2.



## Datenanalyse

### Klassifikation der Vegetationsaufnahmen und der Vegetationskomplexe

In diesem Arbeitsschritt wurden die Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet mittels einer divisiven Clusteranalyse TWINSpan (Two Way Table Indicator Species Analysis, nach HILL 1979) klassifiziert. Dies erfolgte mit Hilfe des für die Bearbeitung von Vegetationstabellen entwickelten Programmpakets VEGI (REITER 1991). Dabei werden ähnliche Aufnahmen bzw. Komplexe gruppiert.

### *Beschreibung der Arbeitsweise von TWINSpan*

TWINSpan bietet ein hierarchisches, divisives Klassifikationsverfahren speziell für Vegetationsaufnahmen. Es beruht auf einer Kombination verschiedener mathematisch-statistischer Algorithmen: dem Reciprocal Averaging (CA, RA), der Refined Ordination und der Indicator Ordination.

Es wird zuerst die erste Ordinationsachse einer **CA** errechnet und diese dann an ihrem Schwerpunkt getrennt. Diese Teilung wird in der **Refined Ordination** – einer Präferenzartenanalyse – verfeinert und gegebenenfalls korrigiert. Den Arten bzw. Pseudospecies (siehe unten) wird ein Präferenzwert (preference score) für die jeweilige Seite der Teilung aufgrund ihrer Frequenz darin zugeordnet. Für eine verbesserte Anordnung der Aufnahmen werden die preference scores einer Aufnahme addiert (Summe) und ihr Mittelwert bestimmt. Diese beiden Werte zusammen ergeben die neue Anordnung, die an einem geeigneten Punkt nahe des Zentrums geteilt wird.

Aufnahmen, die nah an diesem Zentrum liegen, sind Grenzfälle und stellen meist untypische, charakterartenlose Pflanzengesellschaften oder Übergangsstadien zwischen Pflanzengesellschaften dar. Über ihre Zuordnung auf einer der beiden Seiten der Dichotomie entscheidet die **Indicator Ordination**. In erster Linie wird mit ihrer Hilfe versucht, mit einer Diskriminanzanalyse allein der am stärksten differenzierenden Arten die Ergebnisse der Refined Ordination zu reproduzieren. Sie identifiziert so Indikatorarten, welche die Dichotomie am besten charakterisieren.

Die endgültige Anordnung kommt also in erster Linie durch die Refined Ordination zustande, nur Aufnahmen in der kritischen Zone im Zentrum werden aufgrund der Indicator Ordination einer Gruppe zugeordnet und als „borderline“ oder „misclassified“ ausgegeben. Als Präferenzarten angegeben werden Arten, die auf einer Seite mindestens zweimal häufiger als auf der anderen sind.

Der beschriebene Teilungsprozess wird für jede der errechneten Gruppen mehrmals wiederholt. So wird der Datensatz schrittweise hierarchisch, dichotom getrennt und jede der entstehenden Gruppen wird durch Indikatorarten und Arten hoher Präferenz charakterisiert.

Der jeweilige **Eigenwert** der Teilung ist ein Maß über den Anteil an Information über den gesamten Datensatz und gibt so die Schärfe der jeweiligen Teilungen an.

Zur Darstellung in einer zweidimensionalen Tabelle gruppiert TWINSpan auch die Arten, deren Attribute lediglich aufgrund der Präferenz für bestimmte Gruppen errechnet wurden (Verhältnis des durchschnittlichen Auftretens einer Art in einer bestimmten Gruppe und außerhalb dieser Gruppe). Die Ergebnistabelle erhält dadurch eine Diagonalstruktur, wobei jeweils die Präferenzarten der links zugeordneten Gruppen am Anfang der Artenaufreihung stehen, die der rechten Gruppe am Ende. Indifferente Arten scheinen im Mittelblock der Arten auf. Diese Anordnung ermöglicht neben der Klassifikation auch eine Interpretation des Gradienten, dem diese Struktur – und damit auch bestimmte Artenkombinationen – folgen.

Die Präferenzartenanalyse ist in erster Linie qualitativ (Präsenz/Absenz). Um einen quantitativen Aspekt einzubringen, werden im Algorithmus von TWINSpan „Pseudospecies“ (PS) verwendet. Sie können vom Anwender je nach zugrundeliegender Datenstruktur, bzw. dem Erklärungsmodell (Dominanz vs. seltener Arten) entsprechend weit oder eng gefasst werden, d. h. eine Art kann je nach ihrem Attribut – in unserem Fall Artmächtigkeit – in mehrere Pseudospecies aufgeteilt werden, von denen jede im Algorithmus als eigene Art behandelt wird.

Für die vorliegenden Daten wurde mit drei Pseudospecies (wobei die Artmächtigkeiten r, + und 1 zur PS 1 vereinigt wurden, 2 und 3 zur PS 2, 4 und 5 zur PS 3) gearbeitet.

Pseudospecies	PS 1			PS 2		PS 3	
Abundanz	r	+	1	2	3	4	5

Der Wert von statistischer Klassifikation in Hinblick auf die Reproduzierbarkeit und Beschleunigung gegenüber traditionellen Methoden der Klassifikation ist unbestritten. Doch eine unreflektierte und „rezeptartige“ Anwendung ist genauso falsch wie eine nicht nachvollziehbare, nur im Kopf ablaufende Gruppenbildung. Numerisch gebildete Gruppen sind niemals ökologisch oder synsystematisch hundertprozentig „ideale“ Gruppen. Bei einer synsystematischen Klassifikation sollte die Plausibilität der Gruppen anhand des eigenen, im Freiland gewonnenen und des aus der Literatur gezogenen ökologischen Wissens überprüft werden. Daraus resultierendes Verändern einzelner Gruppenzuordnungen ist dann gerechtfertigt, wenn ihre Zugehörigkeit zu einer anderen Gruppe nach dem bekannten ökologischen Verhalten der vorhandenen Arten besser interpretiert und argumentiert werden kann. Die Gefahr von Zirkelschlüssen, vor allem bei subjektiver Wahl der Aufnahmeflächen, die unter Umständen von vorgefassten Typenbildern beeinflusst sein kann, muss aber im Auge behalten und möglichst minimiert werden.

Diese aus der numerischen Klassifizierung resultierenden Gruppen von Vegetationsaufnahmen wurden dann beschriebenen Pflanzengesellschaften (abstrakte, in der Fachliteratur beschriebene Typen) zugeordnet, wobei hauptsächlich die „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (MUCINA et al. 1993, GRABHERR & MUCINA 1993) als Basisliteratur verwendet wurden. Als Entscheidungshilfe wurden weiters die Süddeutschen Pflanzengesellschaften (OBERDORFER 1992), BALÁTOVÁ-TULÁČOVÁ (1972) und der Österreichische Moorschutzkatalog (STEINER 1992) verwendet.

**Das  
synsystematische  
Prinzip**

Die Synsystematik der mitteleuropäischen Schule baut auf dem floristischen Konzept auf. Sie gliedert die Vegetation in erkennbare Pflanzengesellschaften und fasst diese nach ihrer floristischen Ähnlichkeit in hierarchischer Weise zu größeren Einheiten zusammen. Maßgeblich sind dafür Charakterarten (Kennarten) und Differentialarten (Trennarten).

Nach WESTHOFF & VAN DER MAAREL (1978) sind **Kennarten** „auf Bestände des Syntaxons mehr oder minder beschränkte Arten, welche dieses charakterisieren und für dessen Lebensbedingungen indikativ sind.“ Sie sollen eine hohe Treue zum jeweiligen Syntaxon aufweisen (Treuestufe (III) IV–V), d. h. sie sollen eine allseitige Abgrenzung gegenüber anderen Einheiten derselben Hierarchiestufe erlauben. Eine weitere Forderung ist, dass sie sich aus den Arten der Klasse rekrutieren sollen.



**Trennarten** differenzieren Gesellschaften, die zum gleichen höheren Syntaxon gehören, voneinander. Sie haben aber ihr Optimum nicht in dieser, sondern einer anderen Klasse.

**Konstante Begleiter** haben eine nicht zu unterschätzende Bedeutung für die Identifikation einer konkreten Phytozönose. Sie kommen mit hoher Stetigkeit vor, über ihre Verbreitung in anderen Assoziationen – womöglich ökologisch nahe stehenden – wird keine Aussage gemacht. Sie sind vor allem für den „Anwender“ der Pflanzensoziologie wichtig; Trennarten gegenüber gleichrangigen, aber geographisch differenzierten Assoziationen sind im Freiland dagegen fast bedeutungslos.

#### *Erstellung einer Tabelle*

Um die synsystematische Zuordnung der Aufnahmen auch optisch erkennbar (und im weiteren Verlauf auch diskutierbar) zu machen, bedient man sich der Erstellung einer Vegetationstabelle. In dieser werden nun die Aufnahmen gruppiert, die einer Vegetationseinheit zuzuordnen sind. Gleichzeitig werden auch die Arten in der Reihenfolge geordnet, in der sie für die einzelnen Vegetationseinheiten relevant sind.

## 2.2.3 Auswertemethodik

### 2.2.3.1 Kennwerte der Biodiversität – Gefäßpflanzen

Bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Artenvielfalt und Maßnahmen im Rahmen des Agrarumweltprogramms ÖPUL wurden verschiedene Biodiversitätskennwerte angewendet.

#### **Artenzahl**

Die Artenzahl (=  $\alpha$ -Diversität) beschreibt die Anzahl erhobener Arten pro Aufnahmefläche. Dieser Wert stellt einen einfachen und wichtigen Indikator zur Beschreibung der Biodiversität dar.

#### **Rote Liste-Arten**

Das Vorkommen seltener oder gefährdeter Arten ist ein wichtiges Kriterium bei der Bewertung der Qualität von Habitaten. Die Auswertung erfolgte auf Basis der „Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs“ (NIKL FELD 1999).

Um stärker gefährdete Arten zu berücksichtigen, wurde ein Rote Liste-Index erstellt, der auf folgendem Punktesystem basiert:

Tab. 6: Gefährdungsstufen und Punkte.

Gefährdungsstufe laut Roter Liste	Punkte
1	8
2	6
3	4
4	2
-r	2



Jede Art wurde mit einem Faktor multipliziert und die Werte wurden anschließend aufsummiert. Für regional besonders gefährdete Arten (zusätzlicher Hinweis zur Schutzkategorie: –r!) wurde weiters die Gefährdung um eine Stufe erniedrigt. Dies betrifft im konkreten Fall aber nur *Allium suaveolens*, den Duft-Lauch, der im Rheintal laut Naturhistorischem Museum ([HTTP://FLORA.NHM-WIEN.AC.AT](http://flora.nhm-wien.ac.at) 2005) vom Aussterben bedroht ist.

Somit wurden für jede Aufnahme nicht nur die Anzahl der Rote Liste-Arten berücksichtigt, sondern auch die Gefährdung und naturschutzfachliche Priorität der Rote Liste-Arten mit einbezogen.

### **Ellenberg-Zeigerwerte**

Aufgrund der oftmals nur mehr sehr geringen Verbreitung gefährdeter Arten in Agrarlandschaften können Rote Liste-Arten meist nur sehr eingeschränkt für die Bewertung der ökologischen Qualität von Habitaten herangezogen werden. Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) eignen sich sehr gut, da sie für viele Arten verfügbar sind und daher für die meisten Habitats durchschnittliche Zeigerwerte errechnet werden können.

Für jede Vegetationsaufnahme wurde ein Medianwert der Ellenberg-Zeigerwerte errechnet, da hier Ausreißer kaum einen Einfluss auf den errechneten Wert haben.

Besonderes Augenmerk wurde auf die Stickstoffzahl, die Feuchtezahl und die Reaktionszahl gelegt. Stickstoffzeiger sind oftmals weit verbreitete und konkurrenzstarke Arten, die andere, konkurrenzschwächere Arten verdrängen. Ein negativer Zusammenhang zwischen Stickstoffzahl als Indikator für Nährstoffreichtum bzw. Düngintensität und Artenzahlen konnte von verschiedenen Studien belegt werden (MARKERT et al. 2003).

Die Feuchtezahl gibt einen Hinweis auf ökologische Qualität und Naturnähe der Habitats. Je extremer die Werte sind – sowohl hohe als auch niedere – desto mehr wird der konkrete Standort von der Ressource Wasser bestimmt. Sowohl Trocken- als auch Feuchtstandorte zählen zu den gefährdeten Habitats in Agrarlandschaften. Intensiv genutzte Standorte zeichnen sich vor allem durch durchschnittliche Wasser- und gute Nährstoffversorgung aus.

Die Reaktionszahl bewertet das Auftreten der Pflanzenarten in Abhängigkeit von extrem sauren bis zu alkalischen (kalkreichen) Böden, wobei diese aber nicht dem pH-Wert entspricht. Je extremer diese Werte, desto schwieriger werden die Bedingungen für eine intensive Landwirtschaft.

### **Anzahl an Niedermoorarten**

Da das Lauteracher Ried eine großflächige Niedermoorlandschaft darstellt, ist natürlich die Frage nach der Anzahl der vorhandenen Niedermoorarten von Relevanz.

Als Niedermoorarten werden solche Arten bezeichnet, die ihre hauptsächlichliche Verbreitung bzw. ihre Dominanz in Niedermoorflächen finden. Diese Standorte zeichnen sich durch einen Wasserüberschuss und eine meist volle Sonnenbestrahlung aus. Auch sind es meist nährstoffarme Flächen.

Diese Arten sind daher durch eine hohe Lichtzahl und eine ebenso hohe Feuchtezahl gekennzeichnet. Bei dieser Untersuchung wurden aus den aufgenommenen Arten primär jene als Niedermoorarten definiert, deren Feuchtezahl zwischen 7 und 9 liegt. Bei jenen mit Feuchtezahl 7 wurden jedoch nur diejenigen berücksichtigt, deren Lichtzahl auch zwischen 7 und 9 liegt. Einige wenige zusätzliche Arten wurden „händisch“



hinzugefügt, da deren Standortansprüche zu indifferent sind, sie jedoch auch als typisch für Moore im Allgemeinen gelten. Dazu gehören *Phalaris arundinacea* und *Potentilla erecta*.

### 2.2.3.2 Kennwerte der Biodiversität – Syntaxone

#### Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs

Zur naturschutzfachlichen Bewertung der ausgewiesenen Syntaxone wurde die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (ESSL et al. 2004 und TRAXLER et al. 2005) herangezogen. Diese Liste spiegelt den Gefährdungsgrad von Pflanzengesellschaften auf dem Niveau der Pflanzengesellschaften wider. Da in vielen gefährdeten Pflanzengesellschaften kaum Rote Liste-Arten vorkommen, würden diese Gesellschaften nicht ihre naturschutzfachliche Relevanz erhalten. Häufig zeichnen sich Pflanzengesellschaften aber durch die spezielle Kombination nicht gefährdeter Arten aus. Bei dieser Einstufung wird diesem Umstand daher Rechnung getragen.

#### Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands

Aufgrund der geographischen Nähe zu Deutschland wurde auch die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RENNWALD 2000) benutzt, um etwaige Unterschiede zum österreichischen Katalog aufzuzeigen.

Folgende Kategorien wurden verwendet:

Tab. 7: Gefährdungskategorien der Roten Liste der Biotoptypen.

Typ	Häufigkeit	Beschreibung
0	vollständig vernichtet	Biotoptypen (BT), die ehemals autochthon vorgekommen sind, heute aber vollkommen verschwunden sind.
1	von vollständiger Vernichtung bedroht	BT, deren Bestände mit typischer Ausprägung so schwerwiegend bedroht sind, dass mit deren vollständiger Vernichtung in absehbarer Zeit gerechnet werden muss.
2	stark gefährdet	BT, deren Bestände mit typischer Ausprägung erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind.
3	gefährdet	BT, deren Bestände mit typischer Ausprägung merklich zurückgegangen sind oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind.
G	Gefährdung anzunehmen	BT, die sehr wahrscheinlich bedroht sind.
R	extrem selten	BT, die seit jeher extrem selten gewesen sind beziehungsweise sehr lokal vorkommen
V	Vorwarnstufe	Gegenwärtig nicht gefährdete BT, die allerdings in einem großen Teil ihres früheren Verbreitungsareals bereits selten geworden oder qualitativ stark beeinträchtigt sind.
*	ungefährdet	Gegenwärtig nicht bedrohte BT.
D	Daten defizitär	BT, bei denen die vorliegenden Daten so ungenügend sind, dass keine Einstufung möglich erscheint

Folgende Naturräume wurden dabei gesondert betrachtet:

- BM: Böhmisches Masse
- NAV: Nördliches Alpenvorland
- Pann: Pannonischer Raum
- SöAV: Südöstliches Alpenvorland
- NAlp: Nordalpen
- ZAlp: Zentralalpen
- SAlp: Südalpen
- KIBec: Klagenfurter Becken
- A: Beurteilung der Gefährdungssituation für die Republik Österreich

Weiters wird auch die Regenerationsfähigkeit (RE) eines Biotoptyps beurteilt:

I = nicht regenerierbar, II = kaum regenerierbar, III = schwer regenerierbar, IV = bedingt regenerierbar V = beliebig regenerierbar.

### 2.2.3.3 Simultanvergleich

Beim Simultanvergleich wurden gleich situierte Vegetationsaufnahmen von Flächen vom Jahre 1997 Vegetationsaufnahmen des Jahres 2005 gegenübergestellt. Die nicht zu bestimmten Syntaxonen zugewiesenen Aufnahmen wurden lediglich in extensiv und intensiv eingeteilt, um einen Vergleich zu ermöglichen.

Vergleiche werden sowohl hinsichtlich der Artenzahl, der Arten selbst sowie der Anzahl an Rote Liste-Arten als auch des Rote Liste-Index und der Zeigerwerte sowie der Anzahl an Niedermoorarten gemacht.

### 2.2.3.4 Herstellen des Raumbezugs

Wesentliches Element der ÖPUL-Evaluierung war die Bewertung der Wirksamkeit der flächenbezogenen Maßnahmen. Dazu war die Verortung der Maßnahmen notwendig. Sie wurde über Zuordnung von Realnutzung bzw. ÖPUL-Maßnahmen zum Grundstück erreicht, das über die Digitale Katastralmappe lagerichtig abgebildet werden kann (siehe Kapitel 2.4).

Der Flächenbezug im INVEKOS ist prinzipiell über die Adresse des Betriebes (für grobe Auswertungen nutzbar, in der Agrarstatistik verwendet), sowie über die Angabe der betroffenen Grundstücke zu den einzelnen Feldstücken gegeben.

Feldstücks- und Schlaggrenzen sind nicht an Grundstücksgrenzen gebunden. Feldstücke können Teile von einem oder mehreren Grundstücken sein oder auch eines oder mehrere Grundstücke berühren.

Die Übereinstimmung der Feldstücke mit den Besitzeinheiten – den Grundstücken – ist in vielen Gebieten relativ gering. Gerade im Bereich der Grünlandgebiete zeigt sich eine geringe Übereinstimmung im Vergleich zu Ackerbaugebieten (UMWELTBUNDESAMT 2004).

Nachteilig wirkt sich dabei aus, dass diese Beziehung zwischen Feldstück und Grundstück besteht, die Nutzung und die Maßnahmen sich aber auf den Schlag beziehen, der eine Untereinheit des Feldstückes ist. Nutzung und Maßnahmen sind somit nur indirekt und mit entsprechender Ungenauigkeit auf das Grundstück bezogen bestimmbar.



Für alle Grundstücke gilt aber zumindest eine räumliche Nähe der ihnen zugeordneten Schläge, was eine für die Fragestellungen ausreichende Genauigkeit darstellt.

### 2.2.3.5 Bewertung der ÖPUL-Maßnahmen

Ähnlich wie bei der Roten Liste wurde ein ÖPUL-Index erstellt, der die naturschutzfachliche Relevanz der einzelnen ÖPUL-Maßnahmen bewerten soll. Nachdem eine Kombination verschiedener ÖPUL-Maßnahmen möglich ist, wurde aus den bewerteten Maßnahmen durch Aufsummierung der ÖPUL-Index errechnet. Folgende Maßnahmen konnten laut INVEKOS zumindest einer Aufnahmefläche zugeordnet werden und wurden daher zur Indexberechnung verwendet:

Tab. 8: Faktoren zur Berechnung des ÖPUL-Index.

Maßnahme bzw. Förderung	Faktor
Grundförderung	1
Pflege ökologisch wertvoller Flächen	3
Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter	1
Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen	2
Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel auf Grünlandflächen	2
Silageverzicht in bestimmten Gebieten	3
Elementarförderung 1996	1
Verzicht Betriebsmittel im Acker- und Grünland 1996	2
Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen	2

Die grundsätzlich relevanten ÖPUL-Maßnahmen Bio (Biologische Wirtschaftsweise), K (Neuanlegung von Landschaftselementen) und WS (Kleinräumige erhaltenswerte Strukturen) wurden bei der Analyse nicht berücksichtigt, da in der gesamten Fläche nur 9 Flächen als „Bio“, nur 4 Flächen mit „WS“, und keine mit der Maßnahme „K“ ausgewiesen wurden. Keine Aufnahmefläche war mit einer dieser Maßnahmen belegt.

### Auswertung von Nachbarschaftseinflüssen

#### Berechnung der „minimum distance“

Um den Einfluss von Nachbarschaftsbeziehungen auf eine konkrete Fläche bewerten zu können, wurden für die einzelnen interpretierten Kategorien und die kartierten Flächen untereinander Abstandsmatrices errechnet.

Dazu wurde ein AVENUE-Script von Moser (unveröff.) im Programm ArcVIEW 3.3 implementiert. Dabei wurde die „minimum distance“ von Linie zu Linie berechnet. Direkt aneinander stoßende Flächen haben somit eine „minimum distance“ von Null.

Die ausgewiesenen Syntaxone der kartierten Flächen wurden den beiden Kategorien „intensiv“ oder „extensiv“ zugeteilt. Insgesamt wurden sieben Abstandsmatrices errechnet (siehe Tab. 9).

Tab. 9: Errechnete „minimum distance“.

	<b>Gemäht interpretiert</b>	<b>nicht gemäht interpretiert</b>	<b>beweidet interpretiert</b>	<b>extensiv kartiert</b>
Intensiv kartiert	x	x	x	
Extensiv kartiert	x	x	x	
Intensiv kartiert				<b>x</b>

### Korrelation mit Diversitätsparametern

Basierend auf dem Prinzip der „stepping stones“, also der Trittsteine, die eine Vernetzung der Flächen und einen Austausch von Arten ermöglichen sollen, wurden die Daten der „minimum distance“ im weiteren Verlauf auf positive oder negative Korrelationen mit den Diversitätsparametern der Vegetationsaufnahmen bzw. der Aufnahmeflächen hin untersucht.

Da sich die Verbreitung von Pflanzensamen am ehesten exponentiell darstellen lässt (GREENE & CALOGEROPLOSUS 2001), wurden die Abstandswerte in die Kategorien 1 (bis 10 m), 2 (10,1–100 m) und 3 (> 100 m) eingeteilt, um eine sinnvolle Korrelationsanalyse nach dem Rangkorrelationskoeffizienten KENDALL-TAU-b durchführen zu können.

Ein Korrelationskoeffizient versucht, die Stärke des linearen Zusammenhangs in einer einzigen zwischen -1 und +1 liegenden Maßzahl auszudrücken. Ein positiver Wert deutet dabei auf einen positiven linearen Zusammenhang hin, ein negativer Wert kennzeichnet entsprechend einen negativen linearen Zusammenhang.

Vom Betrag her kann der Korrelationskoeffizient nur Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei ein Koeffizient von 0 angibt, dass kein linearer Zusammenhang zwischen den Variablen besteht, während ein Koeffizient von 1 einen perfekten linearen Zusammenhang kennzeichnet.

Eine mögliche Interpretation für den Korrelationskoeffizienten könnte folgendermaßen aussehen:

<b>Koeffizient</b>	<b>Interpretation</b>
0	Keine Korrelation
über 0 bis 0,2	Sehr schwache Korrelation
0,2 bis 0,4	Schwache Korrelation
0,4 bis 0,6	Mittlere Korrelation
0,6 bis 0,8	Starke Korrelation
0,8 bis unter 1	Sehr starke Korrelation
1	Perfekte Korrelation

Der zusätzlich ausgewiesene Signifikanzwert (p) wird als Irrtumswahrscheinlichkeit bezeichnet und jeweils durch eine Anzahl an Sternchen neben dem Korrelationskoeffizienten wiedergegeben. Ein Sternchen entspricht einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %, zwei Sternchen von 1 Prozent und drei Sternchen von 0,1 %. Bei einer Korrelation mit größerer Irrtumswahrscheinlichkeit als 5 % wird kein Sternchen angezeigt und die Korrelation wird als „nicht vorhanden“ bezeichnet.



Durchgeführt wurden die statistischen Analysen der erhobenen und berechneten Vegetations- und Landschaftsdaten mit Hilfe von SPSS 10.0.7.

### 2.2.3.6 Weitere Korrelationen

Weiters wurden die Diversitätsparameter untereinander auf ihre positive oder negative Korrelation hin untersucht. Es wurde dabei ein Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN berechnet. Durchgeführt wurden die statistischen Analysen dieser erhobenen und berechneten Vegetations- und Landschaftsdaten wieder mit Hilfe von SPSS 10.0.7 und SigmaPlot 2004 Version 9.0.

## 2.3 Vogelkartierungen

### 2.3.1 Bestehende Daten und Neuerhebung

Vögel sind hoch mobile Organismen mit oftmals beträchtlichen Flächenansprüchen während der Brutzeit. Um diesen Flächenansprüchen gerecht zu werden, sie besser abbilden zu können und um den Stichprobenumfang zu vergrößern, wurden die ornithologischen Untersuchungen auf einer Probeflächen von 437,50 ha – in der Folge als „ornithologische Untersuchungsfläche“ bezeichnet – durchgeführt.

Die Flächengröße und die Lage der ornithologischen Untersuchungsfläche im Jahr 2005 ist ident mit jener im Untersuchungsjahr 1998 (vgl. POLLHEIMER et al. 2002a).

Die Brutvögel wurden in beiden Untersuchungsperioden mittels rationalisierter Revierkartierung erhoben (BLANA 1978, LUDER 1981). Dabei wurde das Untersuchungsgebiet innerhalb der Brutsaison 1998 in drei, innerhalb der Brutsaison 2005 in zwei Kontrollbegehungen flächig kartiert. Wegen der spezifischen Fragestellung im Jahr 2005 – im Zentrum standen die Erhebung und Auswertung von Wiesenvogelarten im weitesten Sinn – konnte hier die Begehung für früh brütende Baum- und Höhlenbrüter (v. a. Spechte und Meisen) eingespart werden. Die beiden Begehungstermine 2005 wurden optimal der Brutsaison der untersuchten Vogelarten angepasst (vgl. SÜDBECK et al. 2005 und eigene Modifikationen gemäß regionalen Kenntnissen): die erste Begehungsrunde fand am 30. 4., 2. 5. und 5. 5. 2005, die zweite Begehungsrunde am 1. 6., 9. 6. und 16. 6. 2005 statt.

Während jeder Begehungsrunde wurde die gesamte Untersuchungsfläche flächendeckend so begangen, dass der Bearbeiter von keinem Punkt der Untersuchungsfläche weiter als 50 m entfernt war. Alle angetroffenen Vogelindividuen wurden mittels Artkürzel punktgenau in Geländekarten im Maßstab 1:7 000 eingetragen. Zusätzlich wurden, wann immer möglich, Angaben zu Geschlecht, Alter und Aktivität (Gesang, Auseinandersetzungen an Reviergrenzen, Tragen von Futter oder Nistmaterial etc.) notiert. Besonderes Augenmerk wurde auf die Erfassung simultan singender Männchen gelegt, da dadurch die Anzahl der Vogelreviere wesentlich präziser ausgewertet werden kann (BIBBY et al. 1995).

Die Begehungen erfolgten am frühen Morgen, begannen etwa mit Sonnenaufgang und dauerten etwa vier Stunden pro Quadratkilometer (2,4 min/ha; vgl. Empfehlungen in PROJEKTGRUPPE „ORNITHOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG“ DER DEUTSCHEN ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT 1995; SÜDBECK et al. 2005, Seite 37).

Der Vorteil der rationalisierten Revierkartierung liegt in der enormen Zeitersparnis gegenüber der klassischen Revierkartierung mit etwa 8–10 Begehungen – allein bei den Feldarbeiten etwa 60–70 % – dazu noch in einer geringeren Anzahl von Anreisen zu den Probeflächen und in einem geringeren Aufwand bei den Auswertungen (BERTHOLD 1976, LANDMANN et al. 1990, FLADE 1994). Dieser Zeitersparnis auf der einen Seite steht aber die Möglichkeit gewisser Einschränkungen der Genauigkeit der Ergebnisse auf der anderen Seite gegenüber. Doch fanden sowohl BLANA (1978) als auch LUDER (1981) bei einem Vergleich der rationalisierten mit der klassischen Revierkartierungsmethode eine 90–100%ige Artübereinstimmung und eine 60–90%ige Übereinstimmung der Revierzahlen (vgl. auch LANDMANN et al. 1994 sowie POLLHEIMER et al. 1999 für die Effizienz ähnlicher zeitsparender Kartierungsmethoden). Zu Beginn des Projektes „Moose, Gefäßpflanzen und Vögel als Bioindikatoren nachhaltiger Nutzung österreichischer Kulturlandschaften“ wurden von M. Dvorak (BirdLife Österreich) in zwei Probeflächen die Ergebnisse einer klassischen (acht Begehungen) und einer rationalisierten Revierkartierung (drei Begehungen) verglichen. Dabei wurden in beiden Probeflächen hohe Übereinstimmungen hinsichtlich der Anzahl an Brutvogelarten, der Siedlungsdichte und der Dominanzstruktur gefunden (siehe POLLHEIMER et al. 2002).

Die einzelnen Vogel-Registrierungen des Erhebungsjahres 2005 wurden als Punkte in Arc-View 3.3 digitalisiert, wobei zur Orientierung aktuelle Luftbilder im Maßstab 1:5 000 hinterlegt wurden. Informationen zu den Registrier-Punkten (z. B. Art, Geschlecht, Anzahl der Individuen, Verhalten, Simultanbeobachtungen) wurden in eine eigens entworfene Access 2000-Datenbank eingegeben und über eine SQL-Verbindung mit den ArcView-shapes verbunden. So standen für das Untersuchungsjahr 2005 insgesamt 1.400 Registrierungen mit 2.550 gezählten Vogelindividuen für eine Gesamtauswertung zur Verfügung; davon betrafen 410 Registrierungen mit 589 Individuen Wiesenvögel im weitesten Sinn.

In einem ersten Analyseschritt wurden aus den Einzelregistrierungen von 16 Wiesenvogelarten und dem Schwarzmilan (wegen seines Auftretens in hohen Schutz- und Gefährdungskategorien) Reviere abgegrenzt (Ergebnisse siehe Tab. 25 im Kapitel 3.3). Dabei werteten wir als Reviere zumindest einmaliges revieranzeigendes Verhalten in geeignetem Bruthabitat zur Hauptbrutzeit; weiters auch Nestfunde oder Familien mit frisch flüggen Jungen.

Der Begriff „Wiesenvögel“ wird in der Literatur keineswegs einheitlich gebraucht. In niederländischen Publikationen sind damit ausschließlich Arten gemeint, deren Neststandorte sich im Grünland befinden. In der deutschsprachigen Literatur zählen dagegen auch solche Arten dazu, die zwar nicht im Grünland brüten, dort aber ihre Nahrungshabitate besitzen (vgl. BEINTEMA 1986, KUSCHERT 1983). Als Wiesenvögel im weiteren Sinn bezeichnen wir Arten die entweder in Wiesen oder Wiesenrandstrukturen brüten (z. B. Braunkehlchen, Watvögel bzw. Sumpfrohrsänger an Gräben) und/oder dort bevorzugt ihre Nahrung suchen (z. B. Neuntöter).

Aus dem Untersuchungsjahr 1998 lagen die Vogeldaten in analoger Weise, ausgewertet jedoch nicht in einem geographischen Informationssystem (GIS) sondern in CorelDraw, vor. Eine Übertragung in ArcView wäre zu arbeitsaufwändig gewesen und war für vergleichende Untersuchungen auch nicht nötig. An Stelle einer Nachdigitalisierung wurden die einzelnen abgegrenzten Vogelreviere visuell jeweils ornithologischen Rasterzellen zu je 6,25 ha (250 x 250 m) zugewiesen. Ein identisches Rastergitter wurde auch über die Auswertungen der Vogeldaten des Jahres 2005 gelegt. Damit wurde zwischen den beiden Erhebungszyklen eine vergleichende Auswertung sowohl auf Rasterbasis als auch – bei Addition der Rasterergebnisse – für jeweils die gesamte ornithologische Untersuchungsfläche möglich.



### 2.3.2 Datenauswertung

#### Vögel als Kennwerte der Biodiversität

Bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Vogeldiversität und Maßnahmen im Rahmen des Agrarumweltprogramms ÖPUL wurden folgende Biodiversitätskennwerte aus den vorliegenden Daten abgeleitet und verrechnet.

**Gesamtdichte aller Wiesenvögel, Gesamtabundanz:** Dieser Parameter (in Vogelindividuen pro 10 ha bzw. Reviere pro 10 ha) stellt einen grundlegenden Indikator zur Beschreibung der Biodiversität dar, ermöglicht jedoch allein keine endgültige Bewertung von Vergleichsflächen. So sind in manchen Fällen niedrige Arten- und Individuenzahlen Zeiger für höhere Natürlichkeit als hohe (vgl. z. B. VÄISÄNEN & JÄRVINEN 1977, NORRIS & PAIN 2002; FÖGER et al. 1998 für inneralpine Wiesenlandschaften). Dieses Problem wurde insofern umgangen, als nur Charakterarten von Wiesenlandschaften ausgewertet wurden.

**Einzelne Wiesenvogelarten, Abundanz:** Da die meisten der ausgewerteten Wiesenvogelarten sowohl national als auch international in hohen Schutz- und Gefährdungskategorien geführt werden (siehe Tab. 25 im Kapitel 3.3), wurde auf eine gesonderte Auswertung dieser Kategorien verzichtet (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, FRÜHAUF 2005, KILZER et al. 2002). Anstelle dessen wurden die Häufigkeiten bzw. Dichten der einzelnen Arten und ihr Zusammenhang mit spezifischen ÖPUL-Maßnahmen analysiert.

#### Simultanvergleich

Statistische Vergleiche hinsichtlich der Wirkung von einzelnen Maßnahmen oder Maßnahmenbündeln im Rahmen des Agrarumweltprogramms ÖPUL erfolgten durch Analyse der Individuenzahlen einzelner Vogelarten bzw. aller Wiesenvögel zwischen Grundstücken (siehe Kapitel 3.3.2), die an entsprechenden Maßnahmen im Jahr 2003 teilnahmen und solchen, welche an diesen Maßnahmen nicht teilnahmen. Um die unterschiedlichen Flächengrößen der einzelnen Grundstücke in der Analyse mit zu berücksichtigen, wurde die getestete Variable stets als Vogelindividuen pro 10 ha (Ind./10ha) berechnet.

Gruppenunterschiede wurden mittels Likelihood Ratio-Test (G-Test, Modell I) analysiert (SOKAL & ROHLF 1995). Kennwerte und Signifikanzniveau wurden in SPSS 10 bzw. in SISA ermittelt.

#### ÖPUL-Maßnahmen

Aus der Vielzahl der ÖPUL-Maßnahmen wurden jene ausgewählt, für die aus allgemeinen Überlegungen bzw. auf der Basis von Literaturangaben die besten Erfolge für den Erhalt und Schutz von Wiesenvögeln zu erwarten waren. Es waren dies folgende Maßnahmen:

- ÖPUL 2000 Grundförderung
- ÖPUL 2000 Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel auf Grünlandflächen
- ÖPUL 2000 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen
- ÖPUL A Verzicht Dünger und Pflanzenschutz Grünland
- ÖPUL A Verzicht Betriebsmittel (berechnet) Grünland
- ÖPUL 2000 Biologische Wirtschaftsweise

- ÖPUL B Ökologisch wertvolle Flächen und ÖPUL 2000 Pflege ökologisch wertvoller Flächen
- ÖPUL 2000 Kleinräumige erhaltenswerte Strukturen
- ÖPUL 2000 Silageverzicht in bestimmten Gebieten

Die Maßnahme „ÖPUL 2000 Biologische Wirtschaftsweise“ findet auf nur acht der untersuchten Flächen statt. Diese sind auch mit den Maßnahmen „Grundförderung“ und „Pflege ökologisch wertvoller Flächen“ belegt.

Die Überlegungen hinter der Auswahl dieser Fördermaßnahmen waren folgende: Erstens sollte ein verringerter Einsatz landwirtschaftlicher Produktionsmittel zu jahreszeitlich später sich einstellendem dichtem, hohem Bodenbewuchs, verbunden mit späteren Bewirtschaftungszeitpunkten und einem breiteren Angebot an lückiger Vegetation, führen. Zweitens sollte eine Reduktion bzw. ein Verzicht des Pestizideinsatzes das Angebot an Beutetieren, aber auch an Samennahrung wesentlich erhöhen (vgl. VICKERY et al. 2001). Diese Maßnahme wird zwar in Ackerbaulandschaften als Erfolg versprechender eingestuft als in Grünlandflächen (UMWELTBUNDESAMT 2004), wurde aber wegen ihrer potentiellen Wirkung dennoch ausgewählt. WF-Flächen und die Erhaltung kleinräumiger Strukturen sollte über die Pflege und den Erhalt wertvollen Extensivgrünlands und eben der kleinräumigen Strukturen direkte Auswirkungen auf Wiesenvögel haben und diesen Sicherheit und Nahrungsressourcen während der Brutperiode gewährleisten.

Um das Problem der z. T. geringen Fallzahlen zu umgehen, wurden alle diese Maßnahmen zu einem Maßnahmenbündel kombiniert und gemeinsam verrechnet. Dazu kam als weitere Variable mit einer genügend hohen Fallzahl, Grundstücke, für die ausschließlich die Prämie der Grundförderung bezahlt wurde, und die sonst keinerlei Maßnahmen aufwiesen.

### Zeitvergleich

Vergleichend ausgewertet wurden die Revierzahlen 1998 bzw. 2005 sowohl auf der Basis der ornithologischen Untersuchungsfläche (siehe Tab. 25 im Kapitel 3.3) als auch für die ornithologischen Rasterzellen zu je 6,25 ha. Die Veränderung der Revierzahl einer Vogelart zwischen den beiden Untersuchungsperioden wurde dabei in Relation zur flächenmäßig prozentuellen Wahrscheinlichkeit des Vorkommens eines bestimmten ÖPUL-Maßnahmenbündels im Jahr 2003 gesetzt. Über Residuenanalysen und lineare Regressionen (vgl. SOKAL & ROHLF 1995) in SPSS 10 wurden diese Zusammenhänge statistisch überprüft.

## 2.4 INVEKOS-Datenerhebung: ÖPUL-Maßnahmen

Für die vorliegende Untersuchung wurden die Vereinbarungen des Antragsjahres 2003, wie sie im INVEKOS bzw. im „INVEKOS-Datenpool“ des Lebensministeriums (BMLFUW) vorliegen, zugrunde gelegt.

### **Maßnahmenauswahl**

Als Maßnahmen, die für die Fragestellung nach „Landschaftswirksamkeit“ bzw. für „Arten und Biotop“ – hier im Speziellen Wiesenvogelarten und Niedermoores – relevant sind, wurden ausgewählt:

- Grundförderung (GF)
- Biologische Wirtschaftsweise (BIO)



- Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel im Grünland (RBG)
- Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel im Grünland (VBG)
- Pflege ökologisch wertvoller Flächen (WF)
- Kleinräumige erhaltenswerte Strukturen (WS)
- Silageverzicht (VERSILA)

sowie ihre entsprechenden Äquivalente im ÖPUL 98.

Die Teilnahme an der Grundförderung („O2GRUND“) wurde als Indikator für die Teilnahme an ÖPUL insgesamt verwendet. Die Maßnahmen aus dem ÖPUL 98, die in kleinen Anteilen auf den Untersuchungsflächen auftreten, wurden den entsprechenden Maßnahmen aus ÖPUL 2000 zugerechnet.

Der Flächenbezug wurde über die Digitale Katastralmappe des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (Stand überwiegend 2004) hergestellt: Die auf einzelne Schläge bezogenen Maßnahmen wurden den Grundstücken zugeordnet, wobei für jedes Grundstück der Flächenanteil berechnet wurde, auf dem die jeweilige Maßnahme zu erwarten ist. Maßnahmen, deren Förderungsvoraussetzungen den gesamten Betrieb bzw. bestimmte Kulturtypen des gesamten Betriebes betreffen, wurden jedem Grundstück des entsprechenden Betriebes zugeordnet. So wurde für jedes Grundstück der betreffende Flächenanteil (MATL) für die verschiedenen Maßnahmen berechnet.

### **Flächenbezug**

Die weitere Auswertung erfolgte in den Zählzellen (siehe Kapitel 2.1.3) als Flächenstichproben. Für jede betrachtete Maßnahme wurde ihre Flächensumme innerhalb jeder Zelle berechnet und als Anteil der aufsummierten Landnutzungsfläche LN der Zelle ausgedrückt. Dabei wurde als Annäherung an die LN die im INVEKOS aufgeführte Grundstückssumme ausgewählt. Kennzahl ist „Anteil Maßnahmenfläche“ (MATL) in jeder Flächenstichprobe für die untersuchten Maßnahmen.

Um Flächen mit Kombinationen von ÖPUL-Maßnahmen analysieren zu können, wurde ein „ÖPUL-Index“ berechnet, der über die Gewichtung der Naturschutzrelevanz verschiedener Maßnahmen einen Wert darstellt, der die Intensität der Maßnahmenbelegung auf der Fläche beschreibt. (siehe Kapitel 2.2.3.5)

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Ergebnisse der Luftbildanalysen

#### 3.1.1 Flächenanteile, Anzahl und Änderungen

Die Details der Flächenauswertung für die 25 angesprochenen Klassen sind im Anhang 7.1 angegeben. Über die Auswertung der Orthofotos lassen sich einige Trends der Entwicklung über die betrachteten Jahre erkennen. Im Folgenden sind die wichtigsten Ergebnisse der Strukturanalyse zusammengefasst. Die Aussagen beziehen sich auf die Betrachtung aller Auswertezellen gemeinsam in Form der Mittelwerte über alle Zellen, bzw. bei NP (Number of patches) und TCA (total core area) in Form der Summe für alle Zellen.

- Grünland: Der Flächenanteil des gesamten Grünlandes stieg leicht an (von 84,2 % auf 88,6 %). Dabei sank der Anteil der intensiveren Form (11 – gemäht) von 66 % auf 54 % (sig\*); die extensive Variante (12 – nicht gemäht) nahm zu von 18 % auf 20,7 % plus 13 % Weide.
- Der Ackeranteil insgesamt (2-) nahm zu (gesamt Mittel: von 9,4 % auf 22,7 %).
- Arch (3-): Die gesamte Fläche der Landbedeckungskategorie Architektur (Gebäude inkl. Nahbereich, Gärten, Kleinarchitektur) verdoppelte sich und stieg von 1,4 % auf 1,5 % des gesamten Gebietes.
- Bäume (51) nahmen in Anzahl (NP) leicht ab, (n. s.), ihr mittlerer Abstand (ENN\_MD) nahm zu. Ein Rückgang (oder eine Zunahme) von Einzelbäumen ist nicht signifikant nachzuweisen.
- Baumreihen (52) nahmen leicht zu in Fläche, Anzahl (sig\*) und Kohäsionsindex (PLand und NP, COHESION), der mittlere Abstand (ENN\_MD) nimmt stark zu. Dies weist hin auf eine Konzentration dieser Elemente in bestimmten Gebieten, während sie in anderen Gebieten ausfallen.
- Fasst man Bäume und Baumreihen zusammen (51 und 52), sind wenig Änderungen zu vermerken.
- Hecken (54): Der Flächenanteil (PLand) sowie TCA und COHESION nahm ab, während die Anzahl der Einzelflächen zunahm. Dies deutet auf einen Zerfall von Hecken in kleine Stücke hin.
- Gebüsch (55) war stabil in PLand und TCA, nahm in NP und COHESION zu, bei ENN\_MD ab. Dies ist ein Hinweis auf Klumpung dieser Klasse, d. h. zunehmendes Auftreten in räumlicher Nähe zueinander bei insgesamt stabilem Flächenanteil. Gebiete mit Verbuschungstrend stehen anderen gegenüber, die freigeschnitten werden.
- Gehölzgruppen (56) sanken in PLand, stiegen in NP(sig\*), COHESION wurde geringer. Dies bedeutet Flächenverlust und Zersplitterung der Flächenelemente.
- Bei gemeinsamer Betrachtung der Flächen-Gehölzstrukturen (54+55+56): wurde PLand und TCA geringer, NP steigt, ENN\_MD sinkt stark und COHESION sinkt leicht: insgesamt deutet sich eine Zergliederung der Gehölzstrukturen in Klein-Elemente an.
- Bei Staudenfluren (58) stiegen PLand, NP, und TCA deutlich an, ENN\_MD sank (COHESION war stabil!). Diese Zunahme an Staudenflächen kann jedoch ein Effekt der besseren Datengrundlage für 2001 sein: besonders diese Strukturklasse ist in den älteren Bildern sehr schlecht zu identifizieren.



- Lagerplätze (7): Hier ist eine Konzentration auf weniger große Flächen bei annähernd gleicher Gesamtfläche zu beobachten.
- Sonstige (9) nehmen stark zu (0,4 % auf 2,8 %).
- Wege und Gewässer wurden als konstant angenommen.

### Allgemeine Ähnlichkeit

Die allgemeine Ähnlichkeit der Zellen im Vergleich der beiden Erhebungszeitpunkte ist als Indikator für die Entwicklungsdynamik zu verstehen. Ist eine hohe Übereinstimmung der beiden Interpretationen zu erkennen, ist die Ähnlichkeit hoch (bis 1); bei zunehmender Diskrepanz sinkt die allgemeine Ähnlichkeit (siehe Kapitel 2.1.2). Die Ähnlichkeiten in den 26 Zellen bewegen sich zwischen dem Minimum bei 0,47 und dem Maximum bei 0,89, mit einem Mittelwert bei 0,75 (SD 0,12). In der Karte „Grad der Veränderung“ im Anhang ist die Ähnlichkeit für jeden Bildpunkt als Karte dargestellt, also vor der Aggregation für die Zellen.

### 3.1.2 Maßnahmenanteile in den Zellen

Der Zusammenhang von ÖPUL-Maßnahmen mit der Landschaftsstruktur wurde anhand von Korrelationen über die Auswertezellen geprüft. Variablen sind dabei einerseits der Anteil von Maßnahmenfläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (als Flächensumme der INVEKOS-Grundstücke) einer Zelle. Zur Charakterisierung der Landschaft wurden die Strukturparameter P<sub>Land</sub>, NP, TCA – differenziert nach Klassen bzw. Strukturtyp – herangezogen. Daneben wurde die Korrelation zur allgemeinen Ähnlichkeit in der Landschaft geprüft.

Tab. 10: Ausgewählte Korrelationen der Teilnahmequote an ÖPUL-Maßnahmen (= Anteil Maßnahmenfläche an INVEKOS-Flächensumme) zu den Flächenanteilen bzw. Anzahl verschiedener Klassen (PLand = Prozent Flächenanteil an der Zelle, NP = Number of patches, TCA = total core area, COHESION = Kohäsionskoeffizient). (\*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; n.s.: nicht signifikant)

Maßnahme	Klasse	Parameter	Jahr	Spearman RHO
Grundförderung	Baumreihe (52)	PLand, NP, TCA	1999	0,7**
			2001	n. s.
	Gebüsch (55)	PLand, TCA	1999	0,55*
			2001	n. s.
Pflege ökolog. wertvoller Flächen	extens. GL (12)	PLand	1999	0,4*
			2001	0,6*
	intens. GL (11)	PLand	1999	-0,4*
			2001	-0,54*
Bäume (51)	(NP) Number Patches, hier Anzahl Bäume	1999	0,43*	
		2001	n. s.	
Silageverzicht	extens. GL (12)	PLand	2001	0,57**
		TCA	2001	0,6**
		PLand, TCA,	1999	n. s.
		Pflege ökolog. wertvoller Flächen	1999 und 2001	0,65**
Reduktion Betriebsmittel GL	Gebüsch (55), Gehölz (56)	PLand, NP, TCA	2001	-0,7**
			1999	n. s.
	Staudenflur (58)	PLand, TCA	2001, 1999	0,5*
Verzicht Betriebsmittel GL	alle			keine signifikante Korrelation

### Grundförderung:

Der Anteil an Grundförderung ist 1999 stark mit Flächenanteil und Anzahl von Baumreihen (52) und auch von Gebüsch (55) korreliert, im Jahr 2001 nicht mehr. Da die Änderung dieser beiden Klassen eher in der Verteilung als im Flächenanteil liegt (Trend zur Klumpung), ein schwer zu interpretierendes Ergebnis. Obwohl die Änderung im Flächenanteil nur geringes Ausmaß hat, verschwindet die Korrelation zur Konstanten „Anteil Grundförderung“ im Lauf der Jahre.

Dies kann man als Hinweis darauf interpretieren, dass die Teilnahmequote an der Grundförderung nicht in engem Zusammenhang mit dieser Art von Strukturen steht.

**Pflege ökologisch wertvoller Flächen:**

Der WF-Anteil (an LN nach INVEKOS) pro Zelle (= WV\_Ant) ist in beiden Jahren korreliert mit dem Flächenanteil extensiveren Grünlandes (12) und negativ mit dem Anteil intensiveren Grünlands (11). WF-Maßnahmen finden demnach schwerpunktmäßig auf extensiven Wiesen statt (siehe auch Ergebnisse der Vegetationskartierung, Tab. 19 im Kapitel 3.2.11). Ebenso scheinen Gebiete mit einem gewissen Baumbestand für WF-Maßnahmen attraktiver zu sein (positive Korrelation für 1999 mit „Anzahl Bäume“).

**Silageverzicht in bestimmten Gebieten:** VERSILA\_Ant (an LN nach INVEKOS) pro Zelle:

Dieser ist zumindest im Jahr 2001 positiv korreliert mit dem Flächenanteil (PLand) und der Summe der Kerngebietsfläche (TCA) des extensiven Grünlandes (12). Daneben sind die Maßnahmenanteile von „Silageverzicht“ und „Pflege ökolog. wertvoller Flächen“ miteinander in beiden Jahren hoch korreliert. Dies bestätigt Ergebnisse der Vegetationskartierungen auf einer breiteren Flächenbasis. Die Maßnahme Silageverzicht ist scheinbar eine beliebte Kombination mit WF, wenn WF-Auflagen späte Mähtermine vorschreiben und die Silagebereitung ohnehin ineffektiv machen.

**Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel:** RBG\_Ant (an LN nach INVEKOS) pro Zelle:

RBG\_Ant ist in beiden Jahren negativ korreliert mit Flächen und Anzahl von Gebüsch (55), Gehölz (56) und Staudenflur (58). Die Reduktionsmaßnahme findet sich demnach bevorzugt in Gebieten mit geringerem Gehölzanteil. Die Maßnahme **„Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel im Grünland“** zeigt keine Korrelation zur Landschaftsstruktur der Auswertezellen.

**Allgemeine Ähnlichkeit** pro Zelle: Für die allgemeine Ähnlichkeit als Maß für die Stabilität oder Entwicklungsdynamik der Landschaft insgesamt ist keine Korrelation zu Teilnahmequoten der einzelnen Maßnahmen festzustellen.

Die berechneten Strukturparameter der ganzen Zellen (= “landscape-level“) – d. h. nicht differenziert nach Strukturtypen – bzw. ihre Änderungen zeigen keine signifikante Korrelation zu den einzelnen Maßnahmenfrequenzen.

## 3.2 Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen

### 3.2.1 Aufgefundene Gesellschaften im Jahr 2005

Die insgesamt 62 Vegetationsaufnahmen konnten sieben verschiedenen Pflanzengesellschaften zugewiesen werden (siehe Tab. 11).

Tab. 11: Ausgewiesene Gesellschaften, Aufnahmeummer und Begründung.

Assoziation	Aufnahmenummer	Begründung
Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis	31, 50	Fehlen von <i>Lolium</i> sp.; Dominanz von <i>Alopecurus pratensis</i> , feucht bzw. wechselfeucht
Lolio perennis-Alopecuretum	33, 38, 59	Fehlen von <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> (dom.), <i>Trifolium repens</i> (dom.), <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Lolium perenne</i>
Lolietum multiflorae	1, 5, 6, 8, 10, 19, 20, 23, 26, 27, 32, 34, 35, 36, 37, 39, 40, 41, 42, 43, 46, 47, 48, 49, 51, 52, 55, 58, 61, 62,	<i>Lolium multiflorum</i> (dom.), artenarm, frische bis mäßig feuchte Standorte der niederschlagsreichen Gebiete niederer Lagen
Selino-Molinietum caeruleae	18, 2, 3	Hochstaudenarm ( <i>Filipendula ulmaria</i> und <i>Lysimachia vulgaris</i> nur gering), Dominanz von <i>Molinia caerulea</i>
Scirpetum sylvatici	60	Dominanz von <i>Scirpus sylvaticus</i> , prakt. Fehlen anderer Hochstauden, jedoch artenreich!
Lysimachio vulgaris-Filipenduletum	4, 7, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 21, 22, 24, 25, 28, 29, 30, 41, 44, 45, 53, 54, 56, 57	Dominanz von <i>Filipendula ulmaria</i> bzw. <i>Lysimachia vulgaris</i> ; hochstaudenreich
Caricetum elatae	28, 30	Dominanz von <i>Carex elata</i> , artenarm, sehr feucht

Drei davon können als außerordentlich **intensiv** angesehen werden (siehe Anhang 7.2.1):

#### **Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis** (Fuchsschwanz-Frischwiese)

**Beschreibung:** Die Fuchsschwanzwiese findet man vor allem auf lehmig-tonigen, vergleyten Talböden entlang von Flüssen und Bächen. Die Standorte sind feucht (meist Grundwassereinfluss, manchmal Tagwasservergleyung an Hängen) bzw. wechselfeucht. Es handelt sich zum einen um kurzzeitig überflutete Wiesen entlang von größeren Flüssen, wodurch diese Standorte eutroph (nährstoffreich) sind, zum anderen um feuchte, gedüngte Wiesen. Die meist stark gedüngten Wiesen sind relativ artenarm (im Schnitt nicht mehr als 30 Arten pro Aufnahme). *Alopecurus pratensis* (Wiesenfuchsschwanz) und/oder *Holcus lanatus* (wolliges Honiggras) sind die dominanten Grasarten, der Glatthafer verliert an Bedeutung.

### **Lolio perennis-Alopecuretum** (Englisch-Raygras-Wiesenfuchsschwanz-Matte)

*Beschreibung:* Das Lolio-Alopecuretum besiedelt vor allem feuchte, tonreiche, schwere Böden in regenreichen Gebieten der submontan-montanen Stufe. Meist handelt es sich bei diesem Pflanzenbestand um in Wiesen umgewandelte Äcker, die mit einer Ansaatmischung eingesät wurden. Die Artenzahl ist deshalb auch sehr gering – es sind kaum mehr als 20 Arten pro Aufnahme zu finden – und die Wiesen wirken eintönig. Die Bewirtschaftung ist mit häufiger Düngung (besonders mit Gülle) und 4- bis 6-maligem Schnitt sehr intensiv.

### **Lolietum multiflorae** (Italienisches-Raigras-Matten)

*Beschreibung:* Bestände des Lolietum multiflorae sind artenarme (meist nur 20 Arten pro Aufnahme) Wiesen auf frischen bis mäßig feuchten Standorten der niederschlagsreichen Gebiete niederer Lagen (bis ca. 800 m Seehöhe) mit ausgeglichenem, mildem Klima. Entstanden sind sie entweder durch Ansaat oder durch starke Intensivierung von Naturwiesen, in welche *Lolium multiflorum* (Italienisches Raigras) eingewandert ist. Das Lolietum multiflorae wird häufig gegüllt, 4- bis 6-mal geschnitten und zählt daher zum intensivst genutzten Wirtschaftsgrünland.

Die restlichen 4 Gesellschaften stellen typische **extensiv** gemähte Flächen dar (siehe Tab. 11 und Anhang 7.2.2). Diese Gesellschaften werden auch vom VORARLBERGER LANDSCHAFTSFONDS (1989) aus dem Naturschutzgebiet „Birken-Schwarzes Zeug“ berichtet.

### **Selino-Molinietum caeruleae** (Mittleuropäische Pfeifengras-Wiese)

*Beschreibung:* Basiphile Pfeifengraswiesen von der collinen bis in die montane Stufe, meist auf Niedermoorböden, gehören dem Typ des Selino-Molinietum an. Die Böden sind das ganze Jahr über fast gleichmäßig durchnässt. Das Selino-Molinietum wird einmal jährlich bzw. einmal in zwei Jahren im Spätsommer oder Frühherbst gemäht.

### **Scirpetum sylvatici** (Waldsimsen-Wiese)

*Beschreibung:* Das Scirpetum sylvatici kommt kleinflächig an Bachläufen, in vernässten Geländemulden oder am Fuße von Hängen auf sauren aber basenreichen, lehmig-tonigen, z. T. etwas anmoorigen Böden von der collinen bis zur montanen Stufe vor. Die Bestände können von Zeit zu Zeit überflutet werden.

Die Böden besitzen eine hohe Wasserkapazität und sind das ganze Jahr ausgeglichen. Das Grundwasser ist meist kalkarm, aber die geologische Unterlage wird in vielen Fällen von Alluvionen aus basenarmen Gesteinen gebildet. Die Gesellschaft ist durch die Dominanz von *Scirpus sylvaticus* (Waldsimse) und durch ihre Artenarmut charakterisiert.

Die Bestände haben trotz ihrer hohen Produktivität wegen des geringen Futterwertes nur einen geringen landwirtschaftlichen Wert.

### **Lysimachio vulgaris-Filipenduletum** (Gilbweiderich-Mädesüß-Flur)

*Beschreibung:* Diese häufigste Gesellschaft findet man in der collinen bis unteren montanen Stufe (in Österreich zwischen 260–700 m Seehöhe) kühlerer Gebiete. Sie stockt auf sauren, lehmig-tonigen, vergleyten, humosen Böden in grundwasserbeeinflussten Bachauen, auf Quellhängen oder in der Lithoralzone (Uferzone) von Teichen. Die Staudenflur ist oft mehr als 150 cm hoch und die Bestände sind sowohl flächig als auch saumartig ausgebildet.

### **Caricetum elatae** (Steifseggen-Sumpf)

*Beschreibung:* Das Caricetum elatae beteiligt sich an der Verlandung mesotropher bis mesotroph-eutropher Seen, Teiche, Altarme und anderer, auch künstlich entstandener offener Gewässer, oft auch als Erstverlandungsgesellschaft.

### 3.2.2 Verteilung der Aufnahmen und Gesellschaften im Untersuchungsgebiet

Die folgende Abb. 2 zeigt die Lage der Aufnahmeflächen im Lauteracher Ried. Im Hintergrund ist die aktuelle (basierend auf dem Orthophoto von 2001) interpretierte Nutzung eingeblendet.

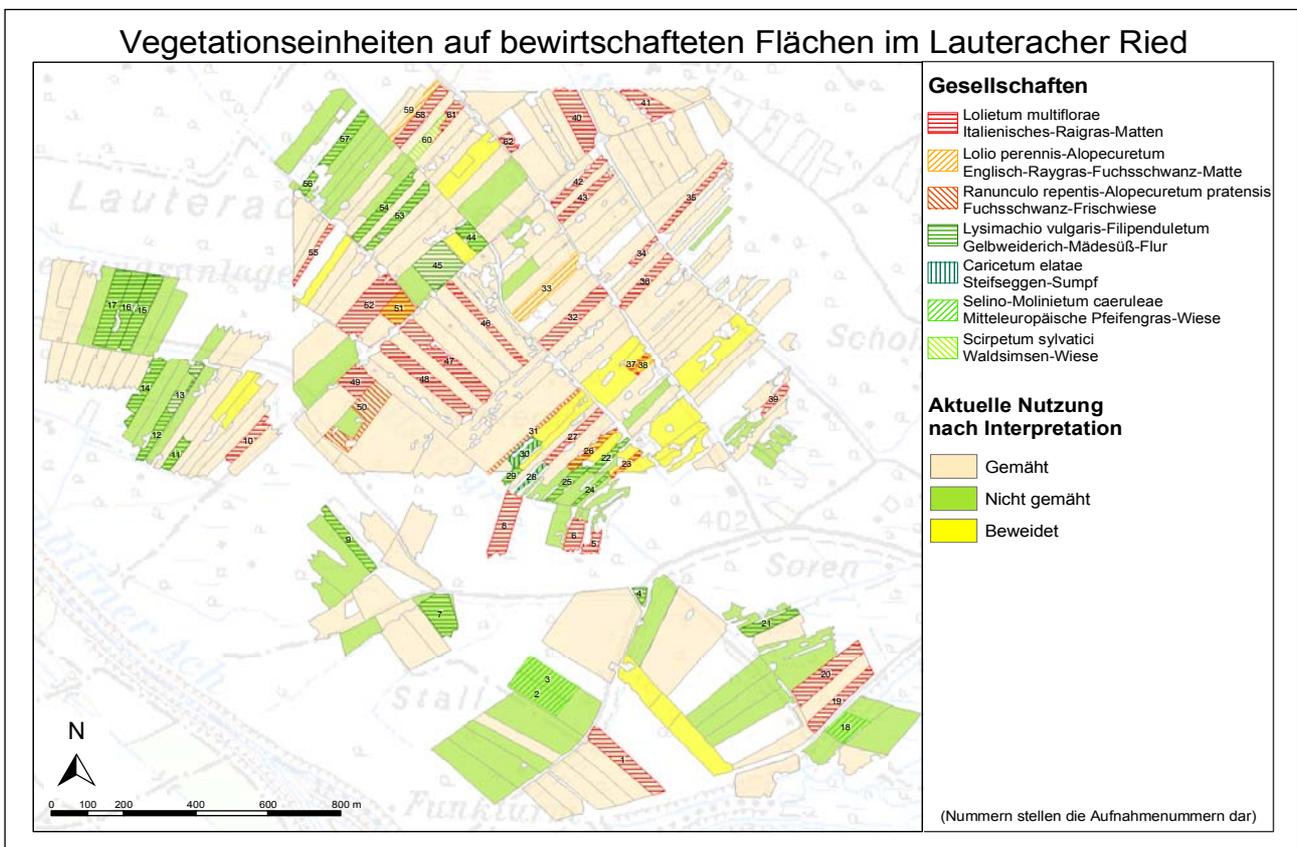


Abb. 2: Bearbeitete Flächen und zugewiesene Gesellschaften.

Ausgehend von den 10 zusätzlichen kleineren Arbeitszellen wurden insgesamt 17 der 62 Aufnahmen außerhalb des zentralen Untersuchungskerns gemacht. Eine Aufnahme (Aufnahmenummer 18) wurde außerhalb des Lauteracher Rieds im Naturschutzgebiet Birken-Schwarzes Zeug erstellt.

### 3.2.3 Anzahl der Arten pro Aufnahme ( $\alpha$ -Diversität)

Insgesamt wurden 155 verschiedenen Pflanzenarten in den Flächen aufgefunden. Dies repräsentiert etwa 5 Prozent der österreichischen Flora bzw. ca. 10 Prozent der Pflanzenarten Vorarlbergs, das etwa 1.600 Arten beherbergt (VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 1999).



Acht Aufnahmen fallen in die niedrigste Kategorie mit 10 bis 14 Arten. Der Großteil der Aufnahmen (insgesamt 34) liegt im Mittelfeld mit 15 bis 24 Arten. Zwanzig Aufnahmen gehören schließlich in die artenreiche Gruppe mit 25 bis 43 Arten (siehe Tab. 12), wobei diese Aufnahmen immer einer extensiven Pflanzengesellschaft zuzuordnen sind.

Tab. 12: Aufgliederung der Artenzahlen pro Aufnahme.

Aufnahme	35, 28, 29, 30, 20, 49, 33, 61	48, 23, 42, 46, 55, 1, 27, 34, 36, 41, 47, 6, 31, 43, 52, 59, 40	10, 19, 39, 62, 5, 32, 15, 50, 3, 13, 14	51, 26, 60, 2, 11, 22, 17, 56, 53, 21, 7, 18	9	45, 54, 16
Artenzahl	10–14	15–19	20–24	25–29	30–33	36–43

Die räumliche Verteilung der artenarmen und artenreichen Aufnahmen gibt Abb. 3 wieder.

Die artenreichste Aufnahme ist mit 43 Arten die Aufnahme Nummer 18 im Naturschutzgebiet Birken-Schwarzes Zeug. Die artenärmste ist mit lediglich 10 Arten Aufnahme 35 im oberen rechten Teil des Lauteracher Rieds.

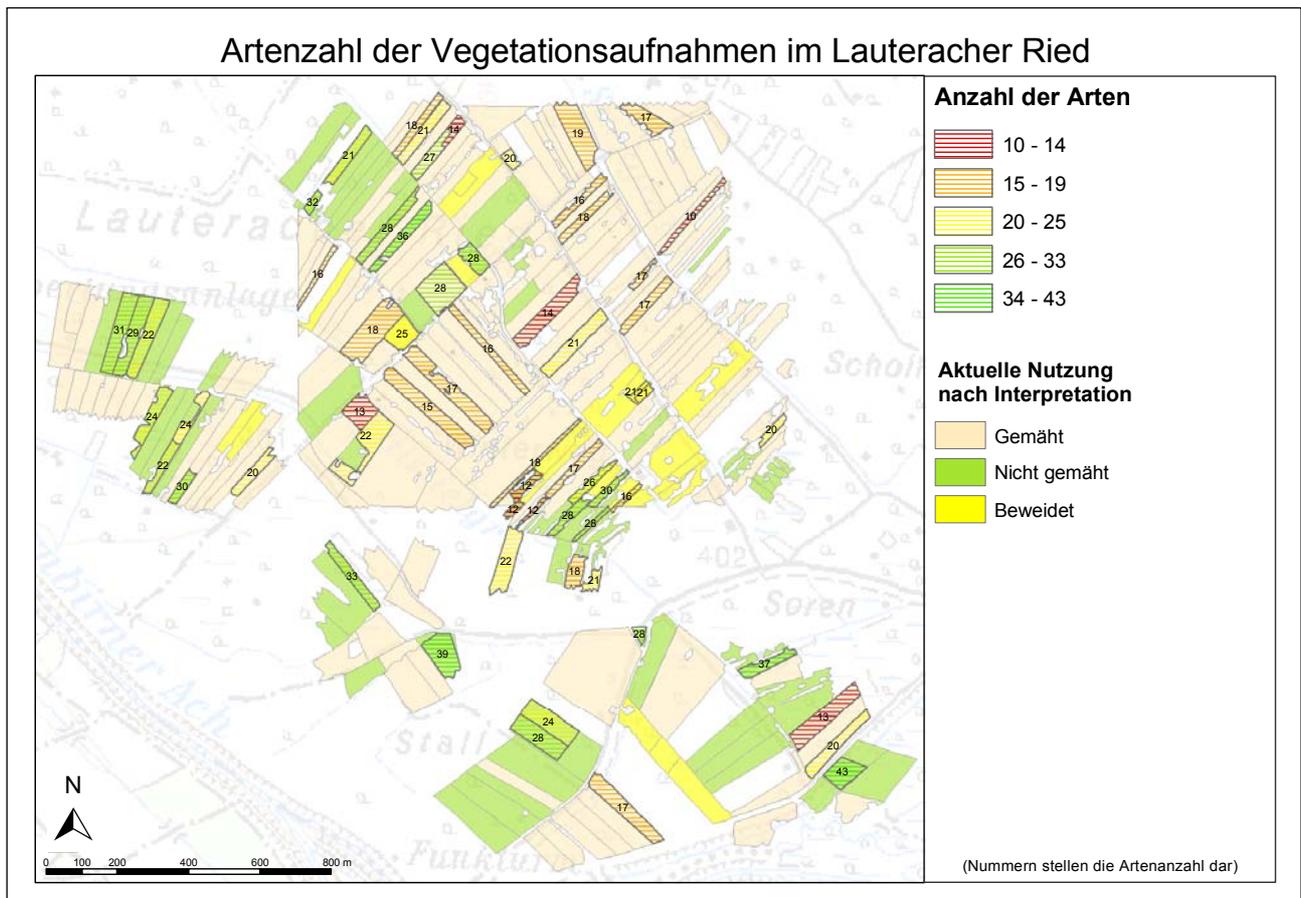


Abb. 3: Anzahl der Arten pro Vegetationsaufnahme.

### 3.2.4 Anzahl der Rote Liste-Arten pro Aufnahme

Insgesamt finden sich in den Aufnahmen acht verschiedene Arten der „Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs“ (NIKL FELD 1999).

Es sind dies *Inula salicina* (Weiden-Alant), *Carex vesicaria* (Blasen-Segge), *Carex tomentosa* (Filz-Segge), *Allium suaveolens* (Duft-Lauch), *Selinum carvifolia* (Kümmelsilge), *Iris sibirica* (Sibirische Schwertlilie), *Carex acuta* (Schlank-Segge) und *Scutellaria galericulata* (Sumpf-Helmkraut) (siehe Tab. 13).

Sie finden sich in insgesamt 19 Vegetationsaufnahmen wieder. Die restlichen 43 Aufnahmen beinhalten keinerlei Rote Liste-Arten. Es sind dies Arten der Gefährdungsstufe 3 = „gefährdet“ bzw. „- r“ d. h. regional gefährdet.

Lediglich *Allium suaveolens*, der Duft-Lauch, wird als „stark gefährdet“ eingestuft mit zusätzlicher regionaler Gefährdung im Rheintal.

Tab. 13: Rote Liste-Arten in den Vegetationsaufnahmen.

Aufnahmenummer	Art	Gefährdungsstufe	regional
2	<i>Inula salicina</i>	3	
3	<i>Carex vesicaria</i>	3	
4	<i>Carex tomentosa</i>	3	
7	<i>Allium suaveolens</i>	2 r!	r!: Rh
7	<i>Carex tomentosa</i>	3	
7	<i>Inula salicina</i>	3	
7	<i>Selinum carvifolia</i>	- r	r: w+nAlp, nVL, Pann
9	<i>Allium suaveolens</i>	2 r!	r!: Rh
9	<i>Inula salicina</i>	3	
9	<i>Iris sibirica</i>	2	
11	<i>Inula salicina</i>	3	
12	<i>Carex acuta</i>	- r	r: wAlp, nVL
16	<i>Allium suaveolens</i>	2 r!	r!: Rh
17	<i>Allium suaveolens</i>	2 r!	r!: Rh
18	<i>Carex tomentosa</i>	3	
18	<i>Selinum carvifolia</i>	- r	r: w+nAlp, nVL, Pann
21	<i>Carex tomentosa</i>	3	
24	<i>Scutellaria galericulata</i>	- r	r: wAlp
26	<i>Inula salicina</i>	3	
29	<i>Scutellaria galericulata</i>	- r	r: wAlp
39	<i>Scutellaria galericulata</i>	- r	r: wAlp
45	<i>Carex acuta</i>	- r	r: wAlp, nVL
53	<i>Carex acuta</i>	- r	r: wAlp, nVL
59	<i>Scutellaria galericulata</i>	- r	r: wAlp
60	<i>Carex acuta</i>	- r	r: wAlp, nVL
60	<i>Carex tomentosa</i>	3	



Die Aufnahmen mit mehreren Rote Liste-Arten befinden sich – wie in Abb. 4 ersichtlich – in den Aufnahmen außerhalb des Zentrums des Lauteracher Rieds. Die intensiv gemähten Flächen beinhalten so gut wie keine Rote Liste-Art. Lediglich auf intensiv beweideten Flächen wurden Rote Liste-Arten gefunden. Jedoch finden sich auch extensive Flächen, die keinerlei Rote Listen-Arten beinhalten.

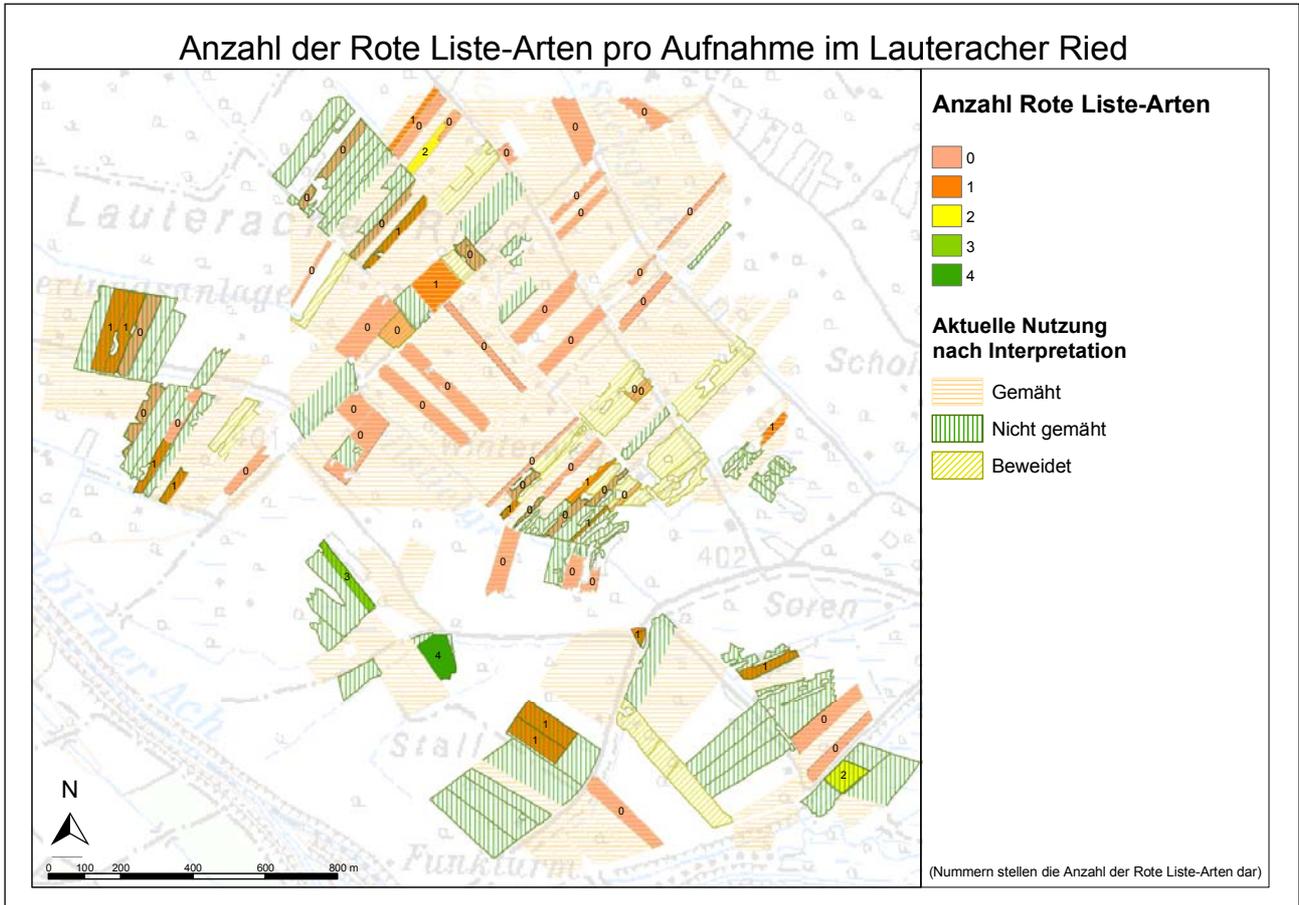


Abb. 4: Anzahl der Rote Liste-Arten.

### 3.2.5 Rote Liste (Arten)-Index pro Aufnahme

Hinsichtlich des errechneten Rote Liste-Index ergeben sich schließlich große Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmen mit Rote Liste-Arten (siehe Tab. 14). Da *Allium suaveolens* acht Index-Punkte erhält, werden Aufnahmen, die diese Pflanzenart beinhalten, viel besser bewertet. Die Aufnahmen 9 und 7 beinhalten zusätzlich noch weitere Rote Liste-Arten und erreichen daher 18 bzw. 20 Punkte bezüglich des Rote Liste-Index.

Tab. 14: Verteilung der Rote Liste-Arten und Rote Liste-Index.

Aufnahme-	5, 6, 8, 10, 13, 14, 15, 19, 20, 22, 23, 25,	2, 3, 4, 11, 12,			
nummer	30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 40, 41,	18, 21, 24, 26,	16,	7	9
	42, 43, 44, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 54,	29, 39, 45, 53,	17		
	55, 56, 57, 58, 61, 62, 1, 27, 28	59, 60			
Anzahl RL-Arten	0	1	2	3	4
RL-Index	0	2 bis 5	8	18	20

Der Großteil der Aufnahmen erreicht jedoch nur einen geringen Rote Liste-Index, da vor allem die Arten der Gattung *Carex*, die in Feuchtgebieten weit verbreitet sind, in der Roten Liste unterrepräsentiert sind. Wenn sie angeführt werden, dann meist auch noch mit einer zu geringen Schutzstufe.

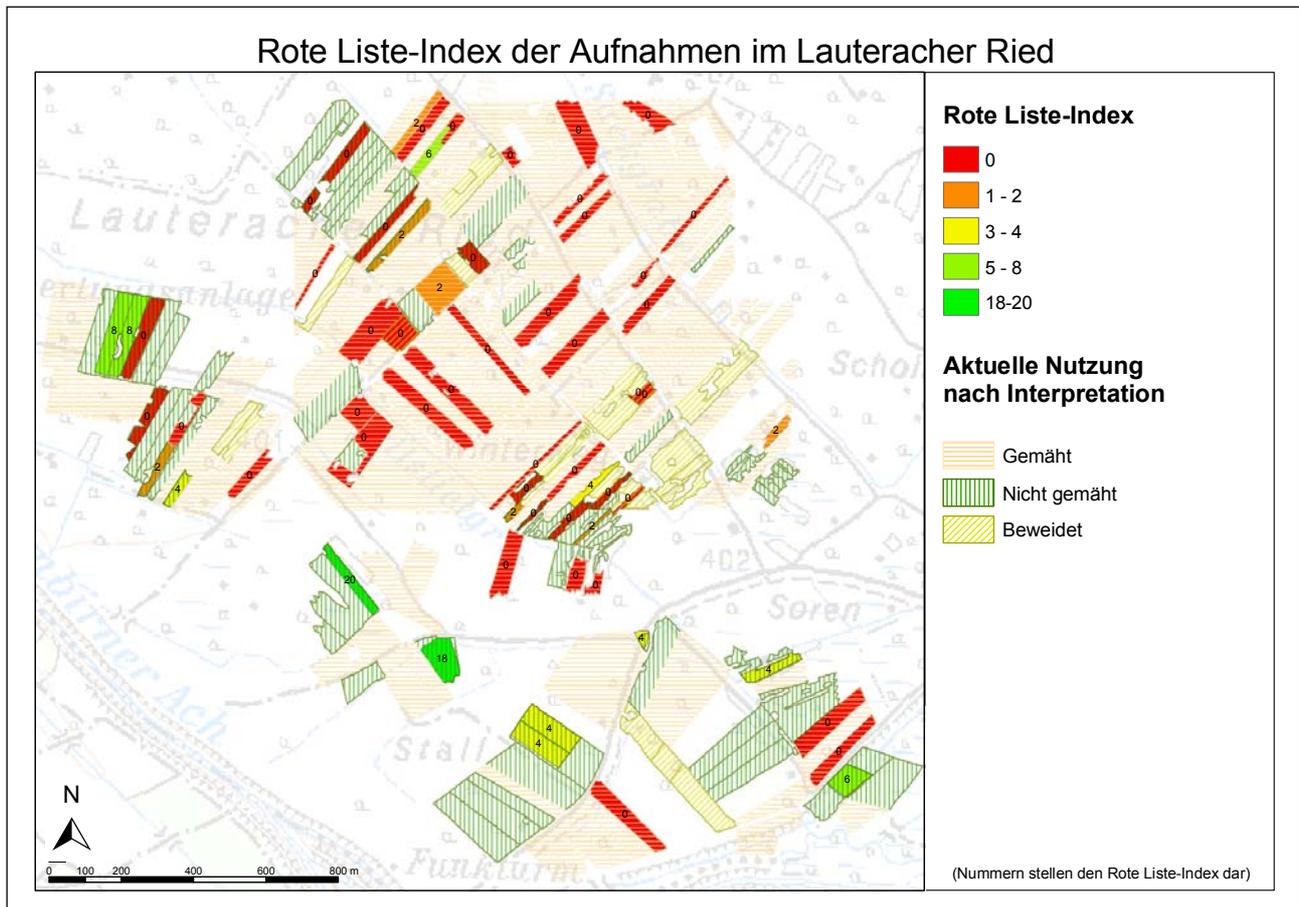


Abb. 5: Rote Liste-Index der einzelnen Aufnahmen.

Ebenso wie bei der Anzahl der Rote Liste-Arten zeichnen sich die Aufnahmen außerhalb des Ried-Zentrums durch einen deutlich erhöhten Rote Liste-Index aus (siehe Abb. 5).

### 3.2.6 Rote Liste der Biotoptypen

In Tab. 15 werden die Gefährdungsgrade der Pflanzengesellschaften dargestellt.

Die drei intensiven Gesellschaften (*Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis* (Fuchsschwanz-Frischwiese), *Lolio perennis-Alopecuretum* (Raygras-Wiesenfuchsschwanz-Mähwiese) und *Lolietum multiflorae* (Raygras-Mähwiese) gelten derzeit als nicht gefährdet und werden auch in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RENNWALD 2000) nicht erwähnt. Von den vier extensiv genutzten Gesellschaften werden zumindest drei in Österreich aufgeführt.

Tab. 15: Gefährdungsgrad der ausgewiesenen Pflanzengesellschaften.

Gesellschaft	RL - A	RL - D
Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis		
Lolio perennis-Alopecuretum		
Lolietum multiflorae		
Selino-Molinietum caeruleae	2	1/2
Scirpetum sylvatici	3	2/3
Lysimachio vulgaris-Filipenduletum		z. T. 3
Caricetum elatae	3	3

Das **Lysimachio vulgaris-Filipenduletum** (Gilbweiderich-Mädesüß-Flur) findet derzeit keine Erwähnung in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs, jedoch ist sie in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands zum Teil (wegen Unterschieden in der zugrunde liegenden Gesellschafts-Literatur) aufgeführt.

Das **Selino-Molinietum caeruleae** (Mitteleuropäische Pfeifengras-Wiese) fällt in der Roten Liste in die Kategorie „2“ (**stark gefährdet**) und als Gefährdungsursachen werden Entwässerung, Düngung, Nährstoffeintrag aus angrenzenden Nutzflächen, Aufgabe der Nutzung mit nachfolgender Verbuschung, Aufforstung und Beeinträchtigung durch zu frühe oder mehrmalige Mahd aufgeführt.

Regionale und österreichweite Gefährdungseinstufung der Pfeifengras-Wiese<sup>1</sup>:

BM	NAV	Pann	SöAV	NAIp	ZAlp	SAIp	KIBec	A	RE
1	2	1	1	2	2	2	2	2	III

Das **Scirpetum sylvatici** (Waldsimen-Wiese) wird in der Roten Liste in der Kategorie „3“ (**gefährdet**) aufgeführt. Die Gefährdungsursachen sind Entwässerung, Qualitätsverlust durch übermäßige Düngung, Nährstoffeintrag aus angrenzenden Nutzflächen, Umbruch und Grundwasserabsenkung

Regionale und österreichweite Gefährdungseinstufung des Scirpetum sylvatici<sup>1</sup>:

BM	NAV	Pann	SöAV	NAIp	ZAlp	SAIp	KIBec	A	RE
3	2	1	2	3	3	3	3	3	III–IV

Das **Caricetum elatae** (Steifseggen-Sumpf) wird ebenfalls in der Kategorie „3“ (**gefährdet**) aufgeführt. Die Gefährdungsursachen sind hier Eingriffe in den Wasserhaushalt, Entwässerung, flussbauliche Eingriffe (Regulierung, Eindeichung, Uferverbauung), Nährstoffeintrag, Aufforstung, Sukzession zu Gehölzbeständen und Verlandung.

<sup>1</sup> Erläuterung der Gefährdungseinstufung und der Abkürzungen der Naturräume siehe Kapitel 2.2.3.

Regionale und österreichweite Gefährdungseinstufung des Steifseggen-Sumpfes<sup>2</sup>:

BM	NAV	Pann	SöAV	NAIp	ZAlp	SAIp	KIBec	A	RE
3	3	3	3	3	3	3	3	3	III

### 3.2.7 Anzahl der Niedermoorarten-Arten pro Aufnahme

Die Anzahl an so genannten Niedermoorarten (NMA) ist im Wesentlichen abhängig von den speziellen Standortbedingungen (hier vom Wasserhaushalt) und der Intensität der Nutzung der einzelnen Standorte. Es finden sich daher Aufnahmen mit keinerlei klassischen Niedermoorarten und wiederum solche Flächen, in denen ein beträchtlicher Anteil der aufgefundenen Arten dieser Kategorie zuzusprechen ist (siehe Tab. 16).

Tab. 16: Anzahl der Niedermoorarten pro Aufnahme.

Aufnahme-	35, 41, 48, 49, 62, 5, 6,	10, 20, 37,	45, 4, 13, 7, 44, 9, 11, 12, 56, 18
nummer	8, 32, 33, 34, 36, 40, 42,	38, 51, 59,	29, 28, 21, 22, 57, 16,
	46, 52, 55, 1, 19, 23, 27,	58, 2, 26,	30, 60, 3, 24, 25, 14, 15,
	31, 43, 47, 50, 61,	39,	17, 53, 54,
Anzahl NMA	0 bis 2	3 bis 5	6–10 11–15 16 bzw. 20

In fünf Aufnahmen wurden keinerlei NMA gefunden. 31 Aufnahmen enthielten bis zu fünf NMA und 26 Aufnahmen enthielten mehr als fünf NMA. Die Aufnahmen 56 (Gilbweiderich-Mädesüß-Flur) und 18 (Mitteleuropäische Pfeifengras-Wiese) bestechen durch 16 bzw. 20 Niedermoorarten (siehe Abb. 6).

<sup>2</sup> Erläuterung der Gefährdungseinstufung und der Abkürzungen der Naturräume siehe Kapitel 2.2.3.

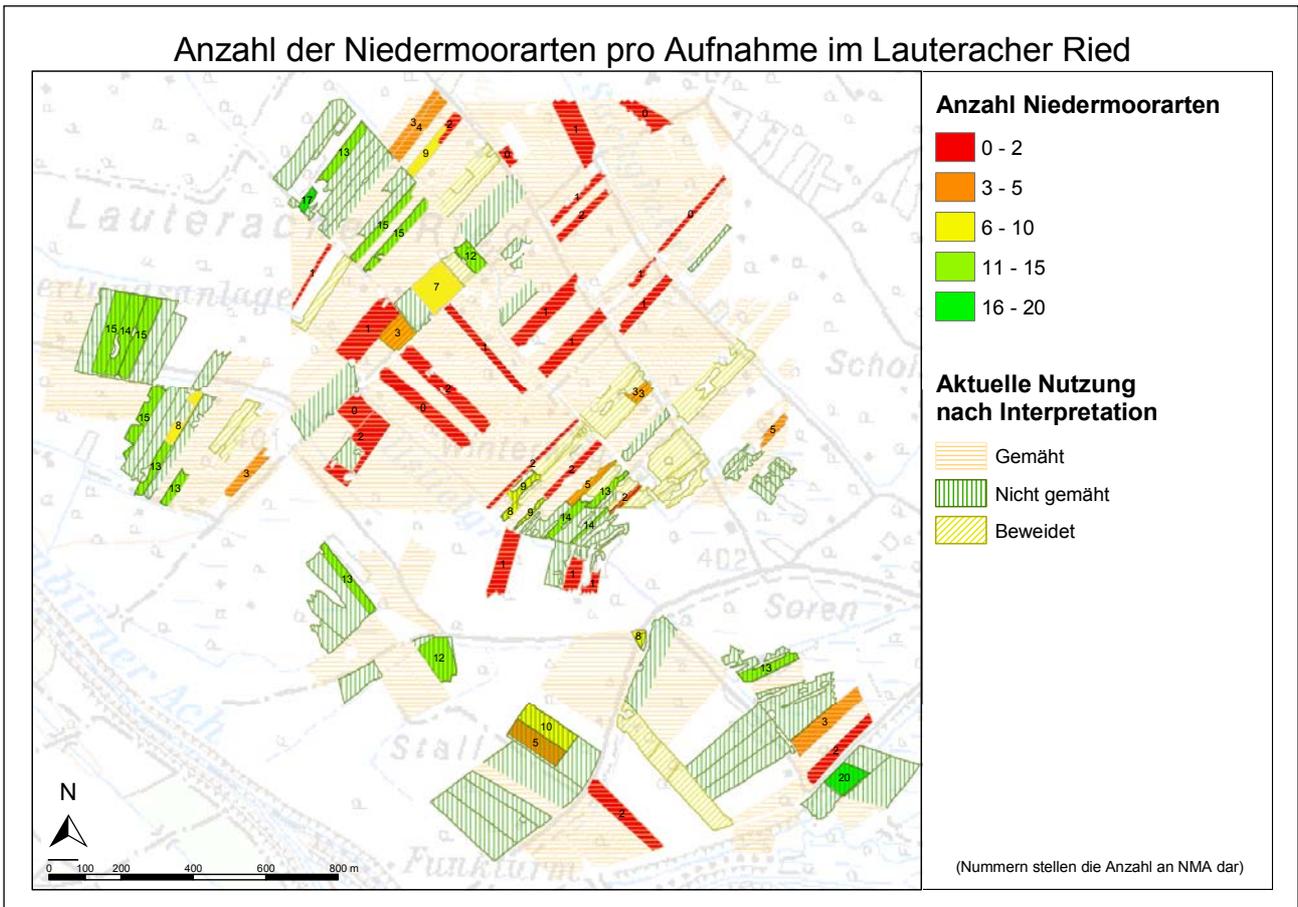


Abb. 6: Anzahl der Niedermoorarten pro Aufnahme.

### 3.2.8 Anteil der Niedermoorarten-Arten pro Aufnahme

Wesentlich aussagekräftiger als die Anzahl der NMA ist jedoch der relative Anteil der NMA an der Gesamtartenzahl.

Abb. 7 zeigt diesen Anteil, der je nach Aufnahme zwischen 0 % und 75 % liegt. Auch hier zeigt sich, dass vor allem im Randbereich der Anteil an NMA höher ist, als im Kern des Lauteracher Rieds.

In den Intensivflächen finden sich durchschnittlich 2 Niedermoorarten, was einem Anteil von 10 % entspricht. Auf den Extensivflächen sind es hingegen 12 Arten mit einem durchschnittlichen Anteil von fast 50 %!

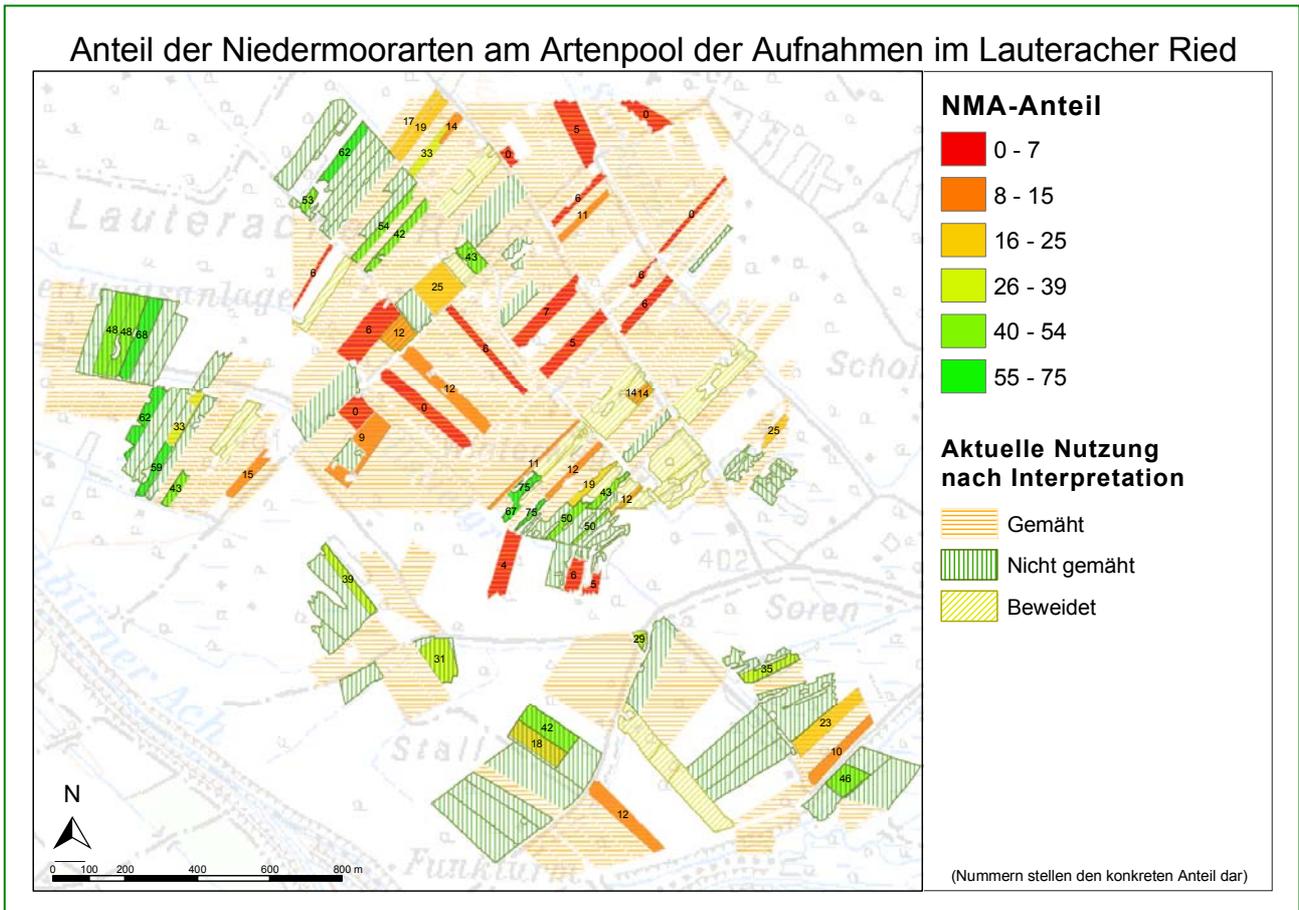


Abb. 7: Anteil der Niedermoorarten an der Gesamtartenzahl.

### 3.2.9 Zeigerwertanalyse

#### Zeigerwerte der aktuellen Aufnahmen

Hinsichtlich der Zeigerwerte der Pflanzenarten der Aufnahmen gibt es große Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmen. Folgende Tab. 17 gibt einen Überblick über die Medianwerte der einzelnen Zeigerwerte der jeweiligen Aufnahme. Die Aufnahmen sind hier nach F (Feuchtezahl) und nach N (Stickstoffzahl) geordnet – die beiden aussagekräftigsten Zeigerwerte für die Standortverhältnisse.

Tab. 17: Zeigerwerte der Vegetationsaufnahmen.

Aufnahme	L	T	K	F	R	N	Aufnahme	L	T	K	F	R	N
5	7	5	3	5	7	7	36	7	6	3	6	6	7
8	7	5	3	5	4	7	38	7	5	3	6	5	7
34	7	5	3	5	7	7	41	7	5	3	6	6	7
35	7	7	3	5	4	7	42	7	6	3	6	6	7
40	7	5	3	5	7	7	47	7	5	3	6	6	7
43	7	5	3	5	4	7	48	7	5	3	6	4	7
46	7	6	3	5	4	7	52	7	5	3	6	7	7
55	7	5	3	5	6	7	61	7	5	3	6	4	7
62	7	5	3	5	5	7	49	7	5	3	6	7	8
7	7	5	3	6	7	3	2	7	5	3	7	7	3
22	7	5	3	6	6	4	3	7	5	3	7	5	3
45	7	5	3	6	5	4	9	7	5	3	7	7	3
1	7	5	3	6	4	5	17	7	5	3	7	7	3
21	7	5	3	6	7	5	18	7	5	3	7	7	3
26	7	5	3	6	4	5	11	7	5	3	7	7	4
27	7	5	3	6	4	5	13	7	5	3	7	5	4
31	7	5	3	6	7	5	16	7	5	3	7	7	4
37	7	5	3	6	4	5	24	7	5	3	7	7	4
39	7	5	3	6	4	5	25	7	5	3	7	7	4
51	7	5	3	6	5	5	44	7	5	3	7	7	4
4	7	5	4	6	7	6	53	7	5	3	7	5	4
19	7	6	3	6	6	6	56	7	5	3	7	7	4
50	7	5	3	6	7	6	60	7	5	3	7	7	4
58	7	5	3	6	4	6	12	7	5	3	8	7	3
59	7	5	3	6	4	6	14	7	5	3	8	5	3
6	7	5	3	6	6	7	15	7	5	3	8	5	3
10	7	5	3	6	6	7	28	7	5	3	8	7	4
20	7	5	3	6	4	7	30	7	5	3	8	7	4
23	7	6	3	6	4	7	54	7	5	3	8	5	4
32	7	6	3	6	7	7	57	7	5	3	8	7	4
33	7	5	3	6	4	7	29	7	5	5	8	6	7

Die Feuchtezahl (F) wird hier von Hell- zu Dunkelblau und die Stickstoffzahl (N) von Rosa zu Dunkelrot dargestellt, um die Unterschiede deutlich hervorzuheben.

Die mediane Feuchtezahl der Arten schwankt dabei zwischen 5 (= Frischezeiger, Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden) und 8 (Feuchte- bis Nässezeiger), was für die Lage des Untersuchungsgebietes durchaus typisch ist. Die Stickstoffzahl variiert weitaus mehr und der Median der Arten beginnt bei 3 (= auf N-armen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen) und endet bei 8 (ausgesprochene Stickstoffzeiger). Dies zeigt die enorme Spannweite der Intensität im Lauteracher Ried. Es sind sowohl Kombinationen von „Frisch“ und „Stickstoffreich“, „Nass“ und „Stickstoffarm“ und „Nass“ und „Ausgesprochen Stickstoffreich“ gegeben.

Abb. 8 und Abb. 9 versuchen nun die relevantesten Faktoren graphisch aufzuzeigen. In Abb. 9 werden Feuchte- und Stickstoffzahl und in Abb. 8 Reaktions- und Stickstoffzahl verglichen.

Hinsichtlich Zeigerwerte gibt es jedoch eine deutliche Trennung zwischen den extensiv (–grün dargestellt) und den intensiv genutzten Flächen (rot dargestellt).

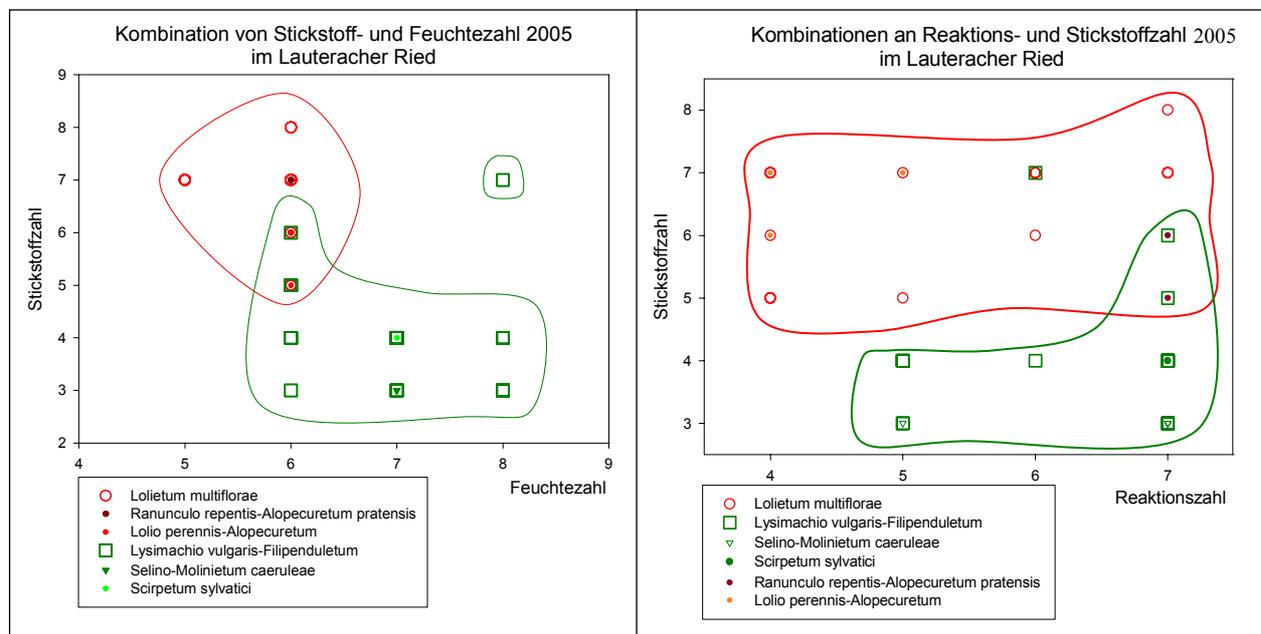


Abb. 8: Kombination von Stickstoff- und Feuchtezahl.

Abb. 9: Kombination von Stickstoff- und Reaktionszahl.

Die intensiven Flächen sind vornehmlich im stickstoffreichen Teil der beiden Graphiken zu finden. In Abb. 9 beschränken sie sich auch auf den unteren Teil der Feuchteskala. Hinsichtlich der Reaktionszahl (siehe Abb. 8) sind sie jedoch über einen weiten Bereich vertreten.

Die extensiven Flächen liegen – bezogen auf Stickstoff- und Feuchtezahl (siehe Abb. 9) – im rechten unteren Quadranten, bezogen auf Stickstoff- und Reaktionszahl (siehe Abb. 8) entlang des unteren Randes des Werte-Ausschnittes.

### Vergleich der aktuellen Zeigerwerte mit Werten von 1997

Um allfällige Änderungen aufspüren zu können, wurden die 23 Vegetationsaufnahmen die 1997 gemacht wurden, mit den 62 von 2005 verglichen.

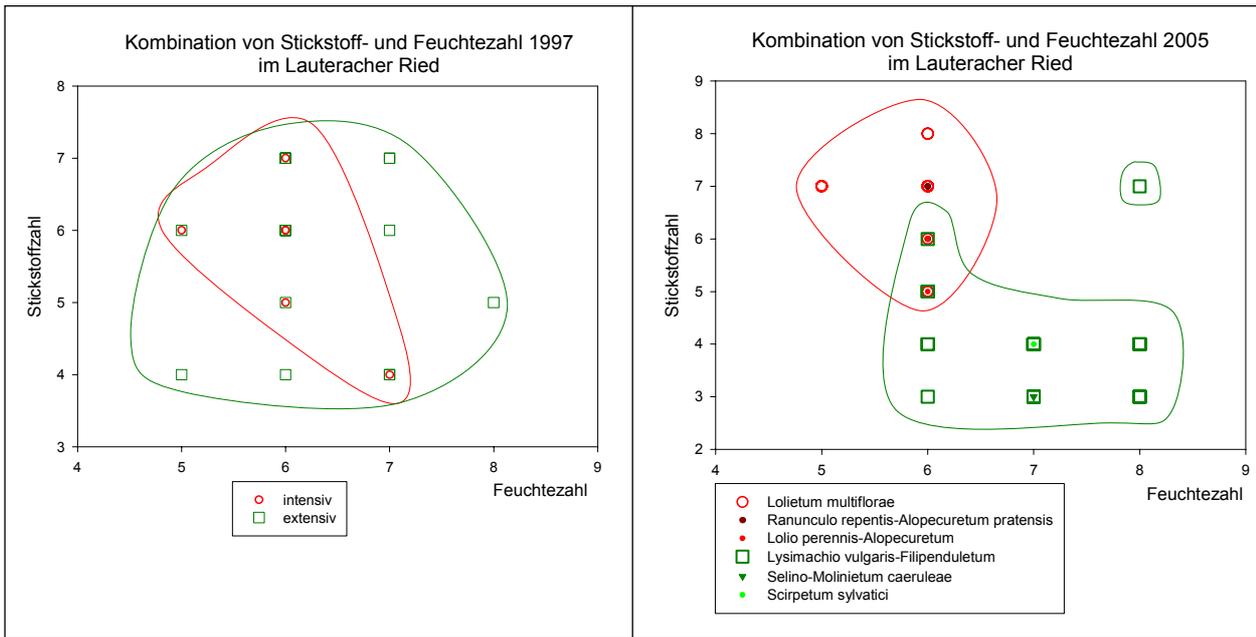


Abb. 10: Vergleich der Kombination von N- und Feuchtezahl zwischen 1997 und 2005

Abb. 10 vergleicht die Kombination von Stickstoff- und Feuchtezahl zwischen den Aufnahmen von 1997 und 2005. Zu beachten sind dabei die leicht unterschiedlichen Achsenskalierungen. Die Achsen von 2005 erstrecken sich bezüglich der Stickstoffzahl über einen größeren Bereich.

Die Werte von 1997 hinsichtlich der intensiv genutzten Flächen verhalten sich ähnlich wie 2005, jedoch ist eine leichte Erhöhung der Stickstoffzahl festzustellen. Die Zeigerwerte der extensiven Aufnahmen von 2005 haben sich aber gegenüber 1997 deutlich verändert. Es finden sich kaum mehr Aufnahmen im Bereich höherer Stickstoffzahl und es gibt 2005 mehrere Aufnahmen, die so viele Magerkeitszeiger beinhalten, dass sich der Medianwert auf 3 senkt. Auch verschiebt sich der gesamte extensive Punktebereich um eine Stufe in den feuchteren Teil der Skala. Eine Aufnahme (Nr. 29, rechts oben) schlägt dabei sowohl mit hoher Stickstoffzahl, als auch mit hoher Feuchtezahl aus der Reihe. Diese Werte werden jedoch plausibel, da die Aufnahme auf einer Schilf-dominierten Fläche gemacht wurde, und es wahrscheinlich so trocken war, dass der untergrundbildende Torf mineralisiert und Nährstoffe freisetzt wurden.

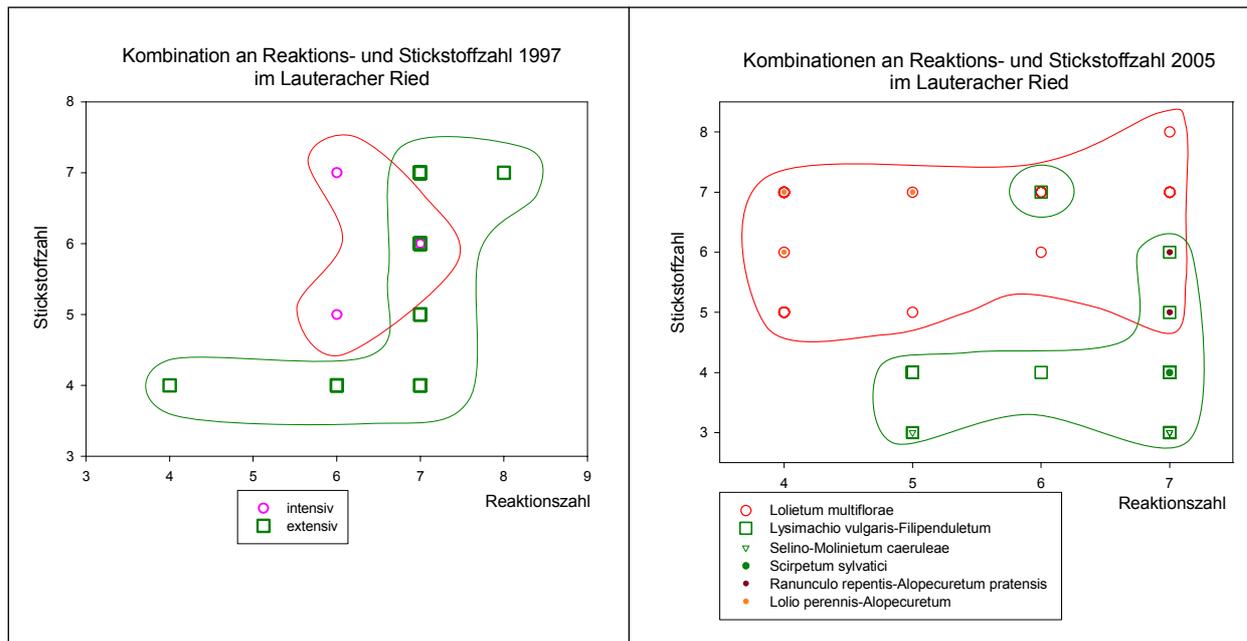


Abb. 11: Kombination von Reaktions- und Stickstoffzahl – Werte 1997.

Abb. 12: Kombination von Reaktions- und Stickstoffzahl – Werte 2005.

In Abb. 11 und Abb. 12 werden die Kombination von Reaktions- und Stickstoffzahl zwischen den Aufnahmen von 1997 und 2005 verglichen. Auch hier sind die leicht unterschiedlichen Achsenskalierungen zu beachten. Die Achsen von 2005 erstrecken sich bezüglich beider Ellenberg-Zahlen über einen etwas größeren Bereich.

Der ehemalige kleine Bereich, in dem die intensiven Aufnahmen vorkamen, hat sich aktuell über einen großen Bereich der Reaktionsamplitude ausgebreitet. Es kommen in diesen Aufnahmen Arten vor, die auf eine Versauerung und auf eine Ausdehnung der Intensivflächen auf „echte“ Moorstandorte hinweisen. Diese sind ein Indiz für einen nicht optimalen pH-Wert für die landwirtschaftliche Nutzung.

Andererseits gibt es wieder Aufnahmen mit Arten, die auf einen neutralen – und damit optimalen pH-Wert – hinweisen. Die Amplitude der extensiven Aufnahmen hinsichtlich der Reaktionszahl hat sich hingegen kaum verändert.

### 3.2.10 Vergleich von übereinstimmenden Vegetationsaufnahmen von 1997 und 2005

Insgesamt lagen nur drei der 62 aktuellen Aufnahmen auf den 27 bereits erhobenen Flächen des Jahres 1997. Daher war es nicht möglich, sinnvolle statistische Aussagen über Änderungen zu treffen. Es wurden nur die fallbezogenen Veränderungen dargestellt (siehe Tab. 18).

Hinsichtlich der Artenzahl kam es dabei zu gravierenden Veränderungen. Fläche 81/22 verzeichnet eine Zunahme von 35 %, Fläche 126/30 eine Abnahme von 31 % und Fläche 146/31 eine Abnahme von 14 %.

An der Anzahl der Rote Liste-Arten hat sich aufgrund der geringen Ausstattung der jeweiligen Aufnahmen nichts verändert, jedoch gab es wieder Änderungen bei den Ellenberg-Werten. Die Pflanzenszusammensetzung der Flächen 81/22 und 126/30 ist 2005 ozeanischer, säurezeigender und Stickstoff-indifferenter geprägt.

Fläche 146/31 enthält 2005 mehr Arten die kühlere Lagen bevorzugen und mehr Stickstoff-indifferente Arten.

Bezüglich der Anzahl und Niedermoorarten (NMA) gab es zum Teil große Veränderungen. Innerhalb der Fläche 81/22 kam es zu einer Zunahme der NMA um fünf Arten, was einem aktuellen Anteil von 43 % entspricht. Auf der Fläche 126/30, die von vornherein einen sehr hohen Anteil an NMA hatte, konnten 2005 zwar weniger NMA gefunden werden, jedoch stieg der relative Anteil auf 75 %. Auf der schon 1997 intensiv genutzten Fläche kam es nur zu einem leichten Rückgang der (dort ohnehin schon raren) NMA.

Tab. 18: Vergleichstabelle alter und neuer Aufnahmen.

Nr.	Beschreibung	Artenzahl	Rote Liste-Arten	Rote Liste-Index	Ellenberg (L/T/K/H/R/N)	Anzahl an NMA (%)	Bemerkungen
81	extensive FW, eher schon verbrachend	22	0	0	7/5/4/ 6/7/5	8 (36)	
22	ohne GF, SW (Brache)	30	0	0	7/5/3/ 6/6/4	13 (43)	Viele Extensivwiesenzeiger
126	selten gemähte FW	19	1	1	7/5/4/ 7/7/4	10 (53)	
30	mit GF, SW, extrem feucht	12	1	1	7/5/3/ 7/5/3	9 (75)	Carex-dominiert, Artenverarmung, alle Wiesenarten weg
146	FW mit <i>Lolium mult.</i> -Einsaat, letzte Feuchtezeiger, 3. Aufwuchs	21	0	0	7/6/3/ 6/7/6	3 (14)	
31	ohne GF, int. Mähwiese, 3. Aufwuchs	18	0	0	7/5/3/ 6/7/5	2 (11)	<i>Lolium multiflorum</i> ist verschwunden
FW = Feuchtwiese, SW = Streuwiese, GF = Grundförderung, NMA = Niedermoorarten							
		alte Aufnahme					neue Aufnahme

### 3.2.11 ÖPUL-Maßnahmen im Ried

Ausgehend von der DKM und der damit verknüpften INVEKOS-Datenbank ergibt sich für das Projektgebiet folgende ÖPUL-Situation (siehe Abb. 13). Die Grundförderung ist beinahe flächendeckend, lediglich etwa 30 % der Gesamtuntersuchungsfläche (inkl. Straßen u. dgl.) können keiner Förderung zugewiesen werden. Die häufigste ÖPUL-Maßnahme im Untersuchungsgebiet außerhalb der Grundförderung ist die Maßnahme „Pflege ökologisch wertvoller Flächen“ mit einem Anteil von ca. 20 % an der Gesamtuntersuchungsfläche.

#### **Aktuelle ÖPUL-Landschaft**

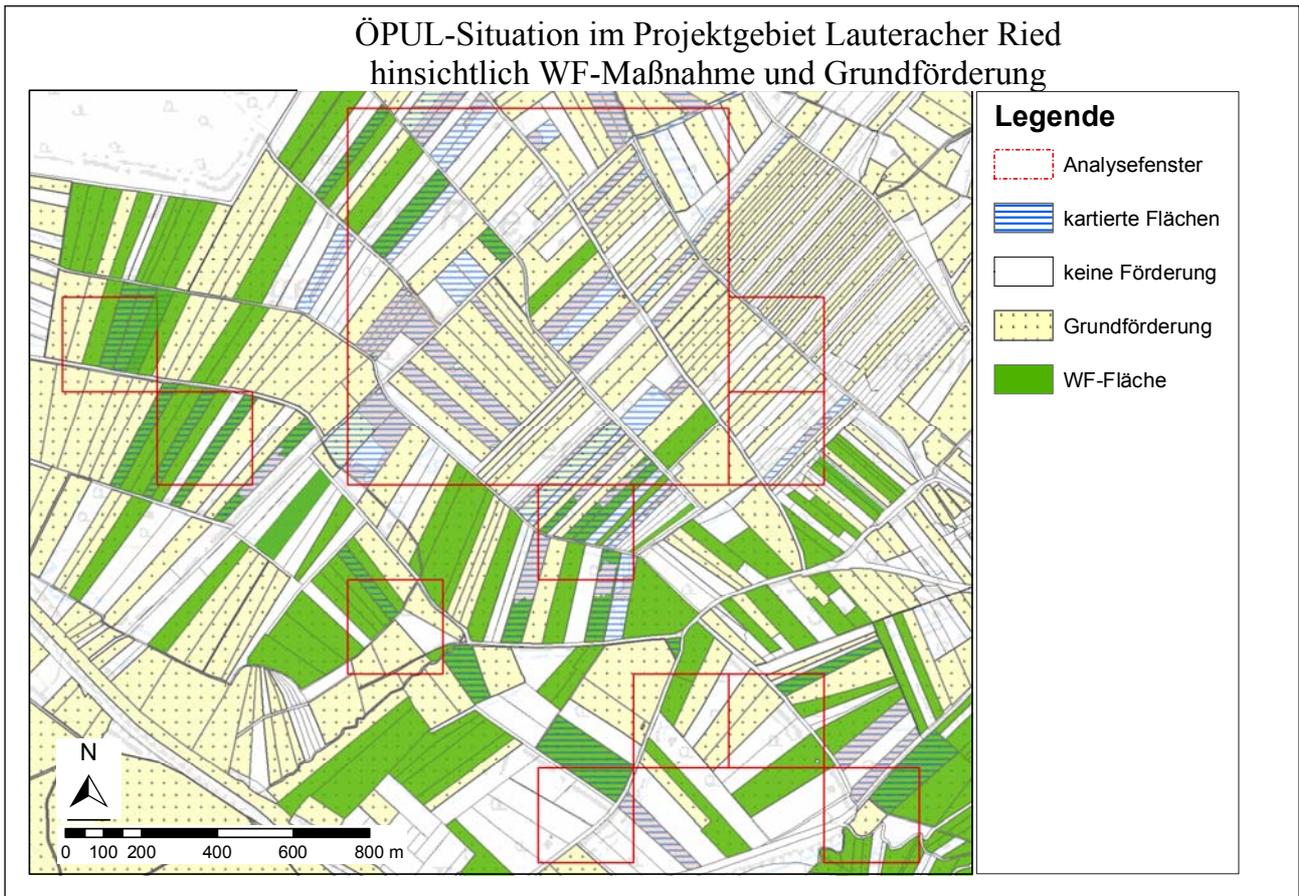


Abb. 13: ÖPUL-Situation im Lauteracher Ried.

**ÖPUL-Maßnahmen  
auf den kartierten  
Flächen**

Nachdem eine Kombination verschiedener ÖPUL-Maßnahmen möglich ist und in der Praxis auch angewendet wird, soll folgende Abb. 14 die Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen pro Aufnahmefläche wiedergeben.

Insgesamt gibt es neben der Grundförderung Kombinationen von 8 verschiedenen ÖPUL-Maßnahmen laut INVEKOS-Datenbank. Tab. 19 gibt Auskunft über die Anzahl der häufigsten Maßnahmen und die Grundförderung auf den kartierten Flächen.

Tab. 19: Anzahl ausgewählter ÖPUL-Maßnahmen in den kartierten Flächen.

Maßnahme	in kartierten Flächen gesamt	Intensiv (35)	% der Intensivflächen	Extensiv (28)	% der der Extensivflächen
GF	57	3 1	88	26	93
WF	29	7	20	22	79
VBG	22	1 1	31	11	38
VERSILA	6	1	3	5	18

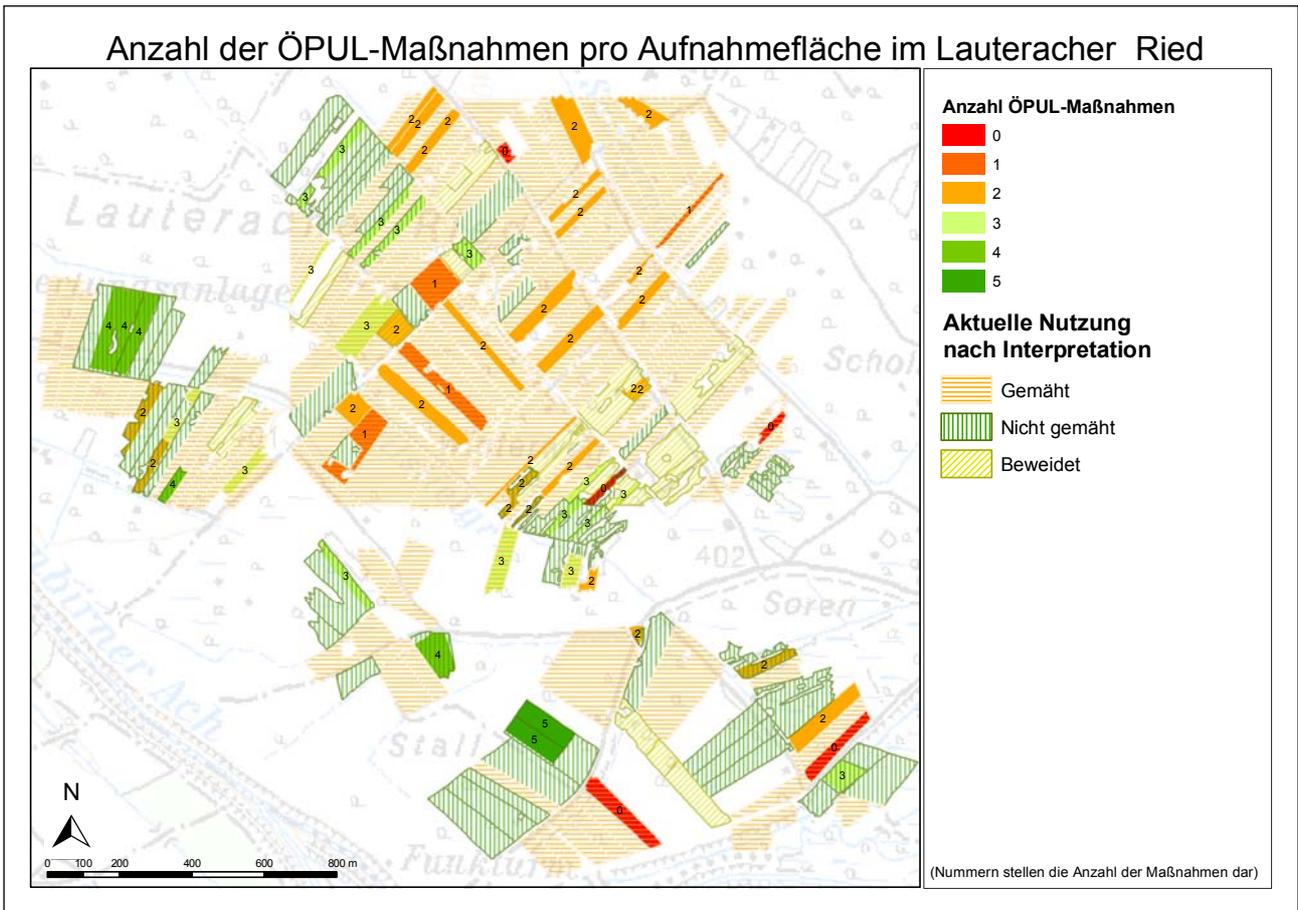


Abb. 14: Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen auf den kartierten Flächen.

An folgenden ÖPUL-Maßnahmen wurde auf den erhobenen Flächen teilgenommen:

Tab. 20: ÖPUL-Maßnahmen auf den kartierten Flächen.

Abkürzung ÖPUL-Maßnahme	ÖPUL-Maßnahmen
O2BEGRUEN	Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter
O2GRUND	Grundförderung
O2RBG	Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel auf Grünlandflächen
O2VBG	Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen
O2VERSILA	Silageverzicht in bestimmten Gebieten
O2WERTV	Pflege ökologisch wertvoller Flächen
OEALEM	ÖPUL A Elementarförderung 1996
OEAVDUGL	ÖPUL A Verzicht Dünger und Pflanzenschutz Grünland 1996
O2BEGRUEN	Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter

In Abb. 15 wird nun versucht, drei naturschutzfachlich relevante Maßnahmen als Kombination darzustellen. Es sind dies die „Pflege ökologisch wertvoller Flächen“, „Silageverzicht in bestimmten Gebieten“ und „Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen“, die einzeln oder in Kombination auf 33 Flächen zu Anwendung kommen.

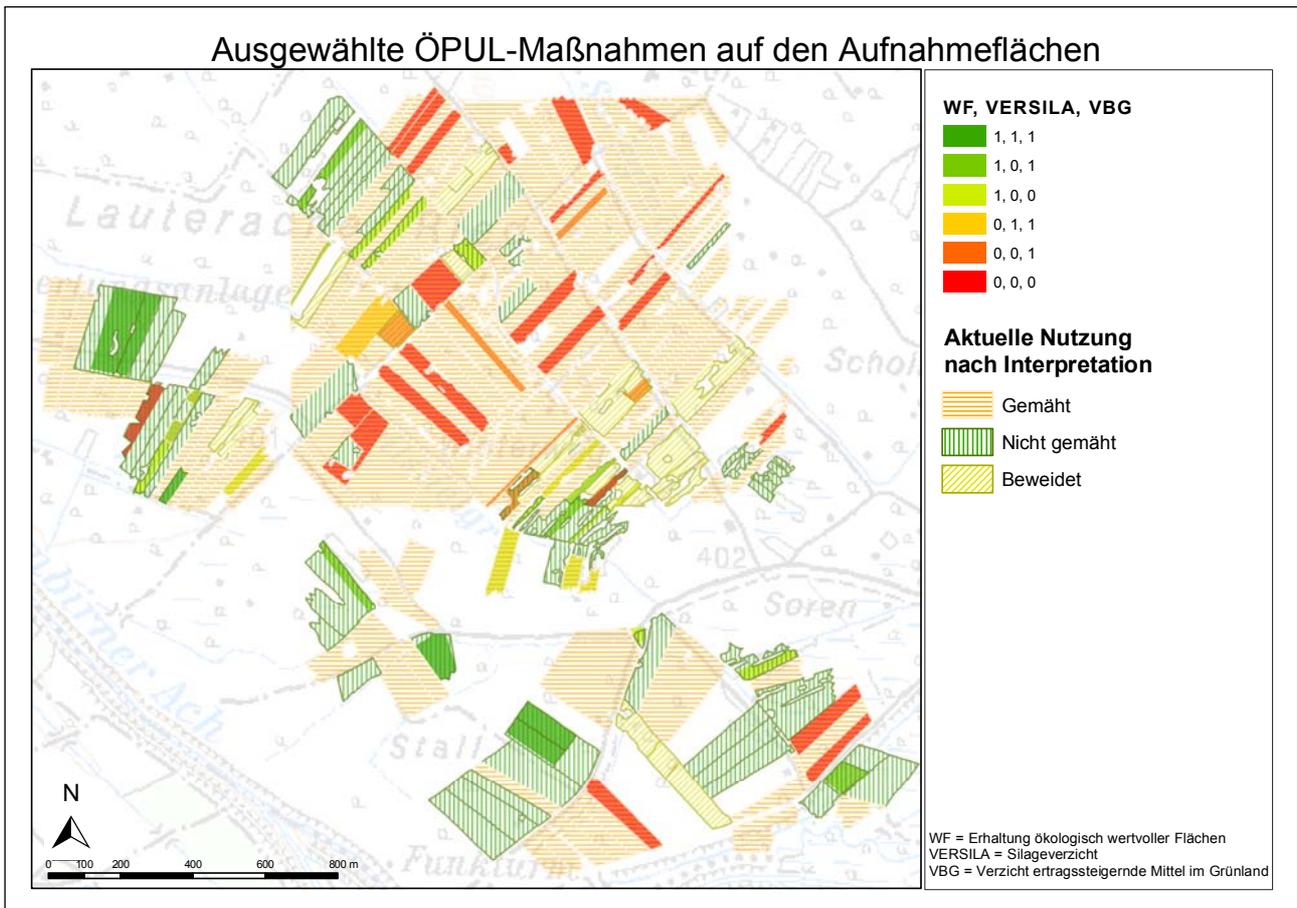


Abb. 15: Ausgewählte ÖPUL-Maßnahmen.

Auffallend ist hier wieder die große Anzahl an Flächen südlich und westlich des eigentlichen Kerns des Lauteracher Rieds.

### 3.2.12 Gewichteter ÖPUL-Maßnahmen-Index pro Aufnahmefläche

Hinsichtlich der ÖPUL-Indizes ist wieder klar erkennbar, dass die naturschutzfachlich relevantesten Maßnahmen, die durch die höheren Indizes-Werte erkennbar sind, eher am Rand bzw. außerhalb der zentralen Fläche des Lauteracher Rieds liegen.

Die Maximumwerte des Index erreichen 17 Punkte bei acht verschiedenen ÖPUL-Maßnahmen.

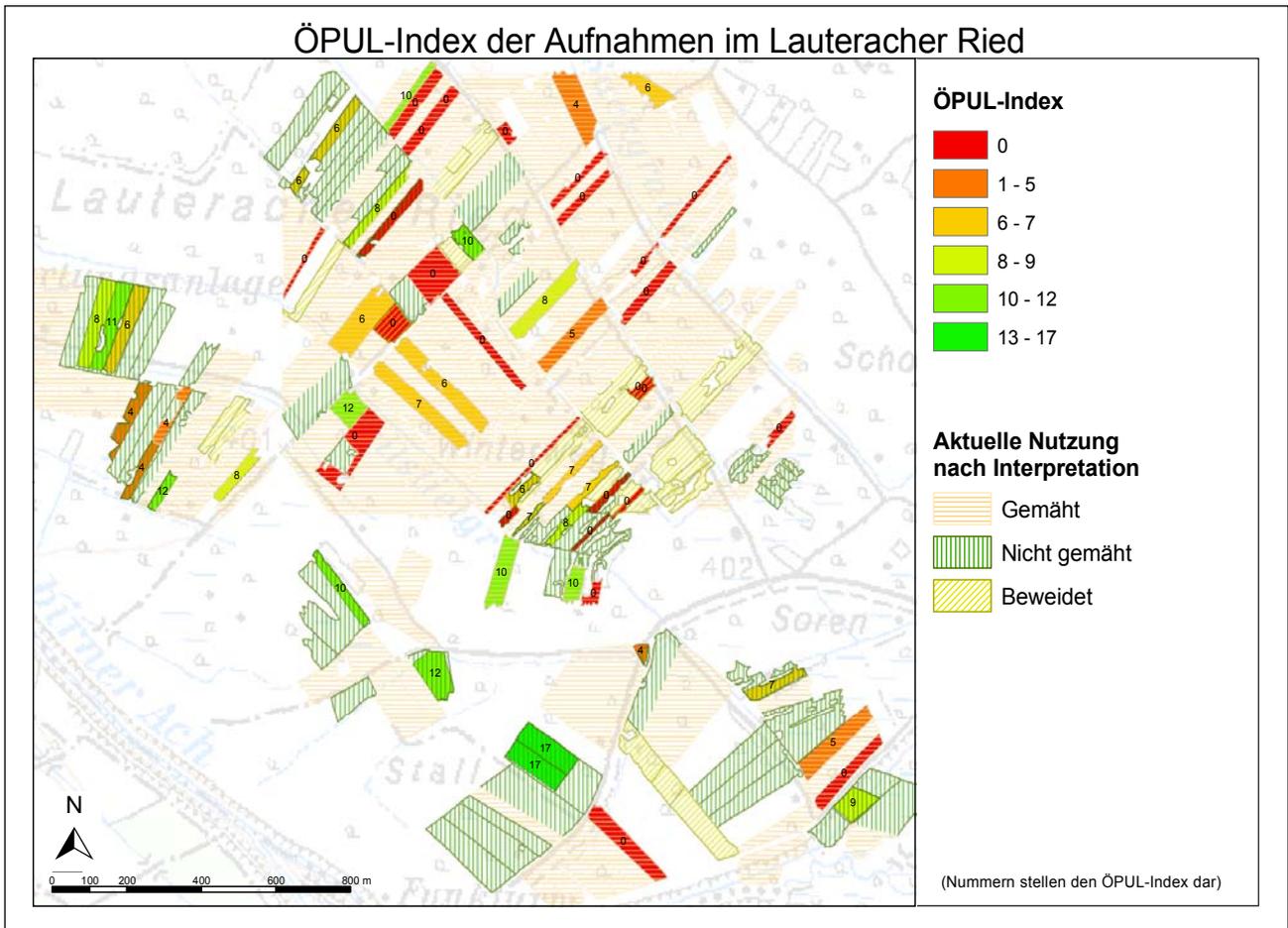


Abb. 16: ÖPUL-Index der Aufnahmen.

### 3.2.13 Lage der Aufnahmen in Bezug auf die geschützten Streuwiesen

Von den 62 Aufnahmen kommen 19 auf Streuwiesen laut VOGIS (Internetserver der Vorarlberger Landesregierung <http://vogis.cnv.at>) zu liegen und drei auf neu ausgewiesenen Streuwiesen der Biotoperhebung Vorarlberg des Büros Grabher (unveröff.) (siehe Abb. 17).

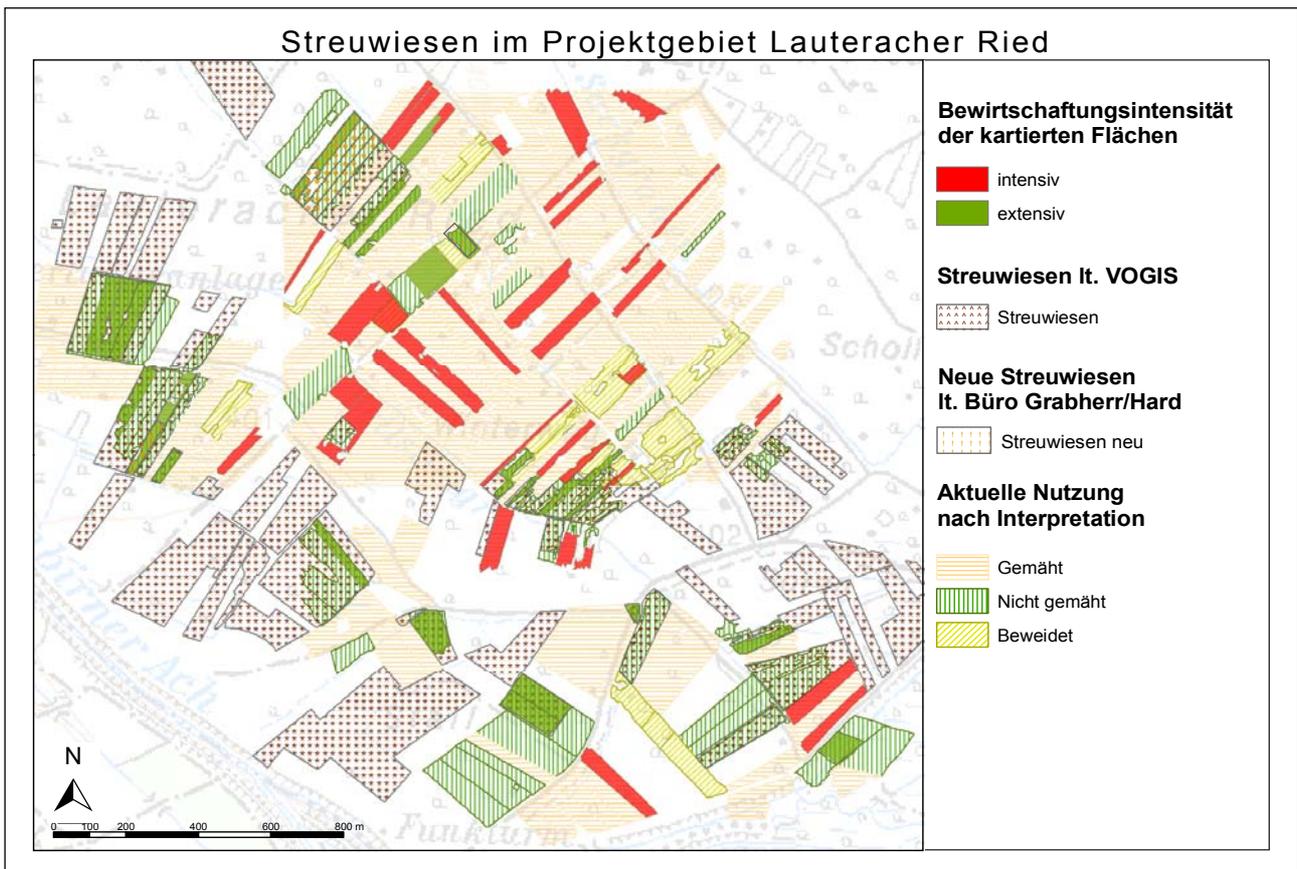


Abb. 17: Streuwiesen im Projektgebiet.

Somit liegen 22 von 27 (81 %) als extensiv ausgewiesene Flächen auf geschützten Flächen.

### 3.2.14 Lage der Vegetationsaufnahmen in Bezug auf Flächen aus der Moorschutzdatenbank

Ausgehend von der Moorschutzdatenbank (STEINER 1991) sind im Projektgebiet 12 Moore ausgewiesen. Neun davon werden als „Regenmoor“ bezeichnet, also als Hochmoor, das keinerlei Grundwassereinfluss haben soll (siehe Abb. 18). Diese Zuordnung kann in diesem Zusammenhang nur als korrigierbar angesehen werden, da diese Moore offensichtlich dem Typ „Überflutungsmoor“ zuzuordnen sind. Von diesem Moortyp, der auch als Niedermoor bezeichnet wird, werden drei Flächen ausgewiesen.

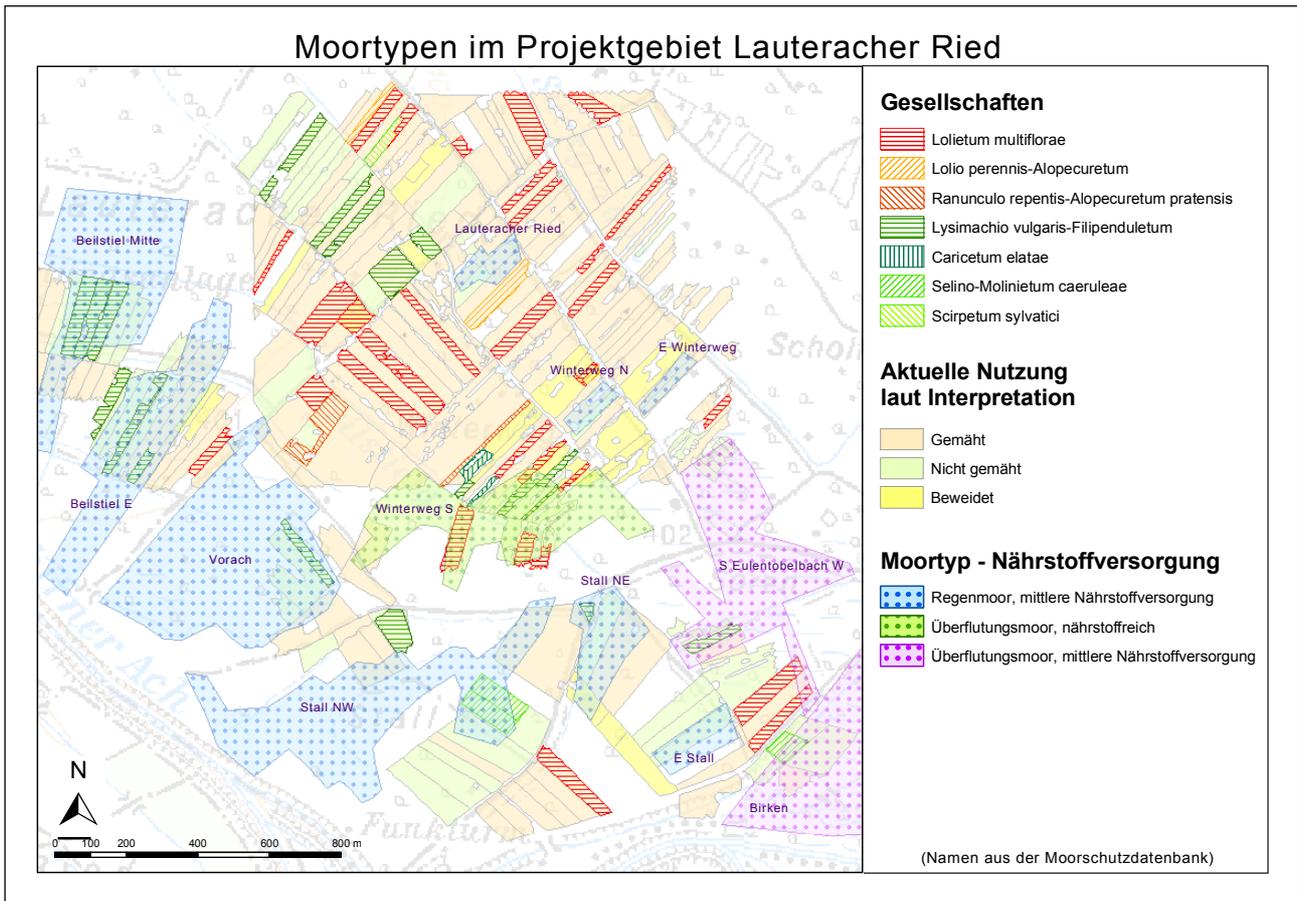


Abb. 18: Moortypen im Projektgebiet.

Hinsichtlich der Nährstoffversorgung sind die Moore mittel bis gut versorgt, was auf eine beginnende Mineralisierung bzw. auf einen Nährstoffeinfluss aus der umgebenden Intensivlandwirtschaft schließen lässt.

Es kommen auch etliche kartierte Intensivflächen im Überflutungsmoor Winterweg S zu liegen. Und ebenfalls sehr viele als gemäht interpretierte Flächen befinden sich auf Flächen, die in den 80er Jahren eigentlich als Moor erhoben wurden.

### 3.2.15 Abstände der Aufnahmeflächen zu bestimmten Nachbarflächen

Als Basis für Korrelationsanalysen wurden folgende minimalen Abstandswerte errechnet:

### Durchschnitts- und Kardinalabstände

Tab. 21: Minimumabstände von Extensivflächen.

Abstände in m	extensiv → beweidet	extensiv → gemäht	extensiv → nicht gemäht
Ø Abstand	137	11	5
min.	0	0	0
max.	421	92	36

Tab. 21 zeigt die Abstände von den erhobenen Extensivflächen zu den interpretierten Flächen. Aufgrund der geringen Anzahl von Flächen, die als beweidet interpretiert wurden, sind hier die Abstandswerte am höchsten, und können bis zu 421 m betragen. Eine gemähte Fläche ist maximal 92 m und eine nicht gemähte Fläche maximal 36 m entfernt. Minimumabstände waren immer 0 m.

Tab. 22: Minimumabstände von Intensivflächen.

Abstände in m	intensiv → beweidet	intensiv → gemäht	intensiv → nicht gemäht
Ø Abstand	120	1	39
min.	0	0	0
max.	360	25	318

In Tab. 22 werden die Abstände der erhobenen Intensivflächen zu den interpretierten Flächen dargestellt. Die Abstandswerte verhalten sich ähnlich wie bei den Extensivflächen.

### Verteilung der Abstandsklassen

Zur besseren Auswertung wurden die einzelnen Abstandswerte in Abstandsklassen eingeteilt. Nachdem eine logarithmische Skala gewählt wurde, ergaben sich drei Abstandsklassen.

In Tab. 23 werden sowohl die Anzahl der Aufnahmen, als auch der Anteil an der Gesamtanzahl an Extensivflächen dargestellt. Der Großteil der Extensivflächen kommt dabei in die dritte Gruppe über 100 m Minimalabstand zu einer beweideten Fläche.

Hinsichtlich des Abstandes zu gemähten bzw. nicht gemähten Flächen liegt der weitaus größte Teil in der ersten Abstandsklasse „kleiner als 10 m“, d. h. eine gemähte bzw. nicht gemähte Fläche ist in fast allen Fällen nicht weit entfernt.

Tab. 23: Abstandsklassen von Extensivflächen.

Klasse	extensiv → beweidet	%	extensiv → gemäht	%	extensiv → nicht gemäht	%
< 10 m	8 (Aufnahmen)	29,6	20	74,1	23	85,2
> 10 < 100 m	6	22,2	7	25,9	4	14,8
> 100 m	13	48,1	-	-	-	-

Ebenso wie bei den Extensivflächen gibt es auch bei den Intensivflächen drei Abstandsklassen (siehe Tab. 24). Die als intensiv ausgewiesenen Flächen sind größtenteils weniger als 100 m von beweideten Flächen entfernt. Von intensiv Flächen sind bis auf zwei Aufnahmen alle weniger als 10 m von der nächsten gemähten Fläche entfernt. Hingegen sind ca. 60 % der Intensivflächen mehr als 100 m von der nächsten nicht gemähten Fläche entfernt.



Tab. 24: Abstandsklassen von Intensivflächen.

Klasse	intensiv → beweidet	%	intensiv → gemäht	%	intensiv → nicht gemäht	%
< 10 m	17	50,0	32	94,1	8	23,5
> 10 <100 m	14	41,2	2	5,9	7	20,6
> 100 m	3	8,8	-	-	19	55,9

### 3.2.16 Positive Korrelationen diverser Diversitätswerte

#### Korrelation zwischen Artenzahl und der Nutzungsintensität

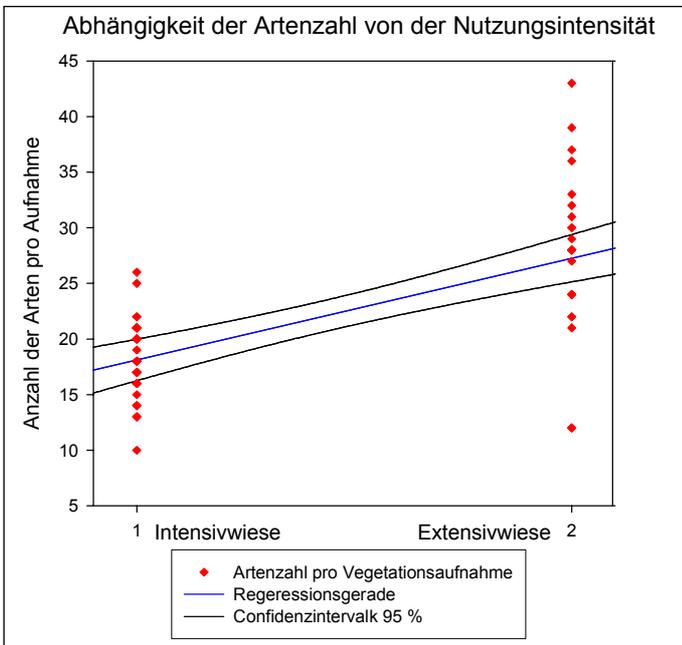


Abb. 19: Abhängigkeit der Artenzahl von der Intensität der Nutzung.

Zwischen der Artenzahl der einzelnen Aufnahmen und der Nutzungsintensität – hier in den beiden Kategorien – herrscht eine starke Korrelation. Das heißt, auf intensiven Flächen ist die Artenzahl niedriger.

#### Korrelation zwischen Artenzahl und dem Rote Liste-Index

Ein beinahe ebenso großer Zusammenhang besteht zwischen der Artenzahl und dem Rote Liste-Index. Hier besteht eine mittlere Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,593) zwischen den beiden Werten, d. h. mit steigender Artenzahl steigt auch der Rote Liste-Index.

### Korrelation zwischen Artenzahl und dem ÖPUL-Index

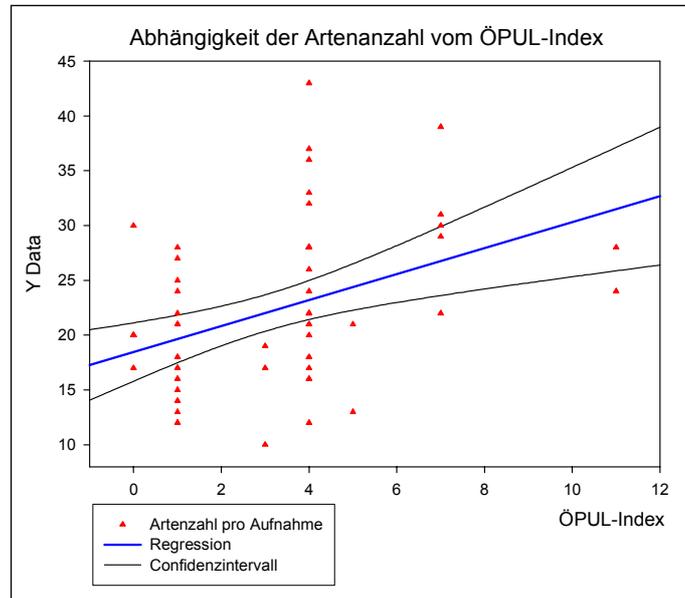


Abb. 20: Abhängigkeit der Artenzahl vom ÖPUL-Index.

Zwischen der Artenzahl und dem ÖPUL-Index besteht eine starke Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,423), mit nur geringer Irrtumswahrscheinlichkeit (0,001). Dies bedeutet, dass mit steigendem ÖPUL-Index auch die Artenzahl signifikant ansteigt.

### Korrelation zwischen Anzahl an NMA und Nutzungsintensität

Noch mehr als die Anzahl der Arten hängt die Anzahl der Niedermoorarten von der Nutzungsintensität ab. Es besteht eine sehr starke Korrelation zwischen Intensitätsstufe und Anzahl der Niedermoorarten.

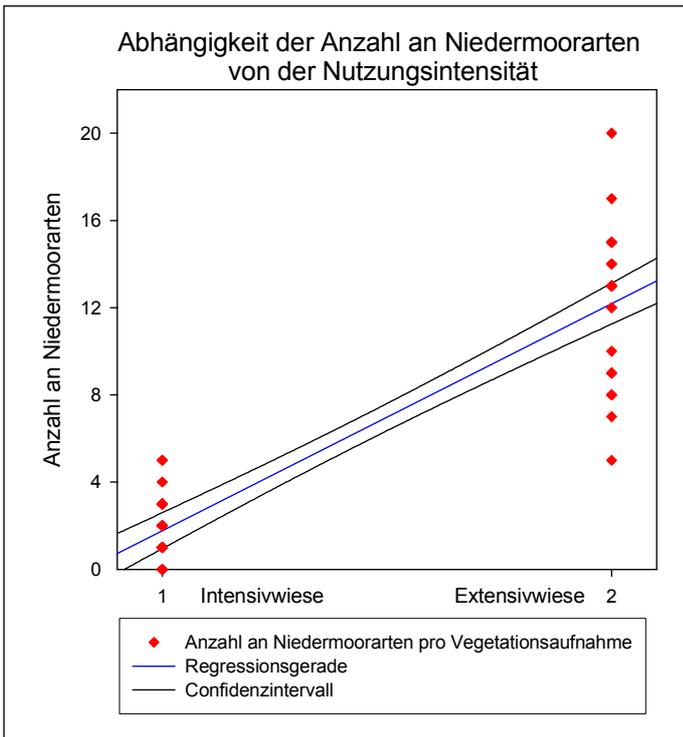


Abb. 21: Anzahl der NMA in Abhängigkeit von der Nutzung.

**Korrelation zwischen Anzahl an NMA und Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen**

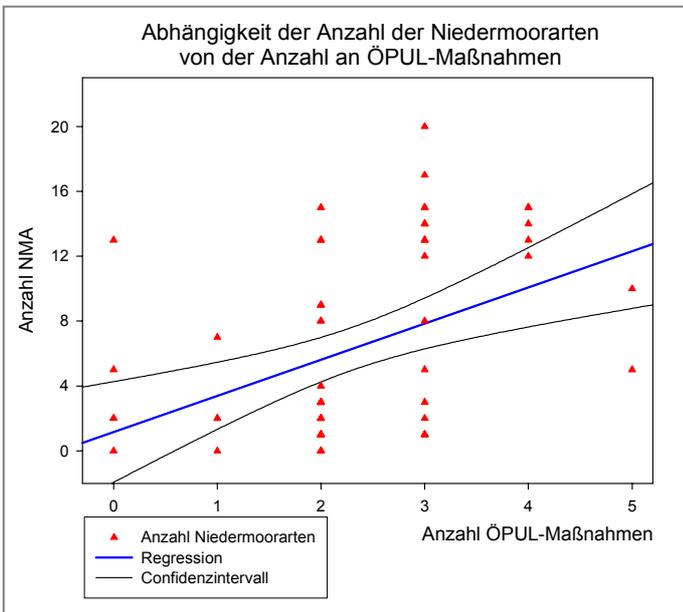


Abb. 22: Abhängigkeit der Anzahl der NMA von der Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen.

Eine starke Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,427) besteht ebenfalls zwischen der Anzahl der NMA und der Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen.

### Korrelation zwischen der Anzahl an NMA und dem ÖPUL-Index

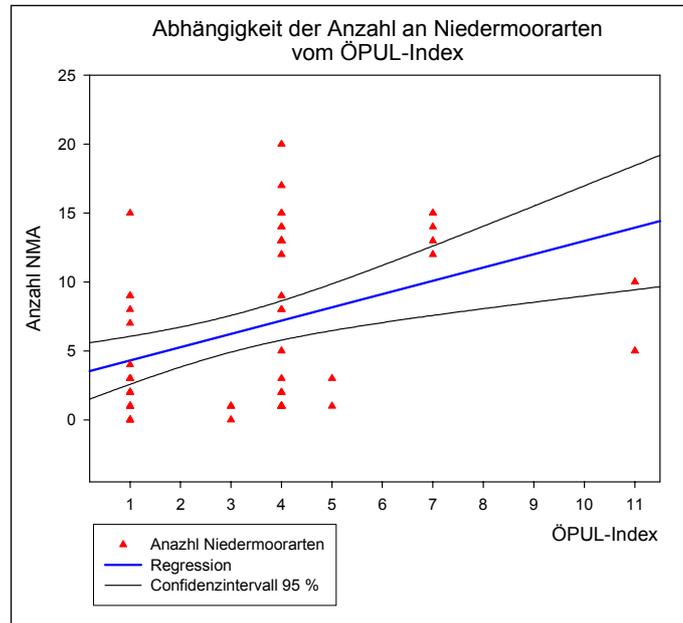


Abb. 23: Abhängigkeit der NMA-Anzahl vom ÖPUL-Index.

Ähnlich stark ist die Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,412) zwischen NMA und dem ÖPUL-Index. Es besteht ein positiver Zusammenhang zwischen diesen beiden Faktoren.

### Korrelation zwischen Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen und der Nutzungsintensität

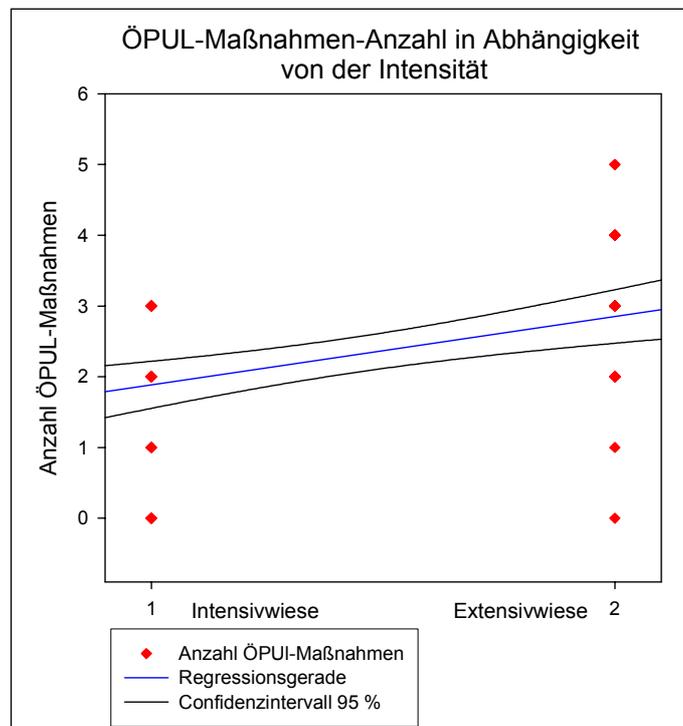


Abb. 24: Abhängigkeit der Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen von der Nutzungsintensität.



Die Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen (0 bis 8) ist schwach korreliert mit der Nutzungsintensität, jedoch durchaus signifikant. Das heißt, je extensiver eine Fläche bewirtschaftet wird, desto größer ist die Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen.

**Korrelation zwischen Rote Liste-Index und Bewirtschaftungsintensität**

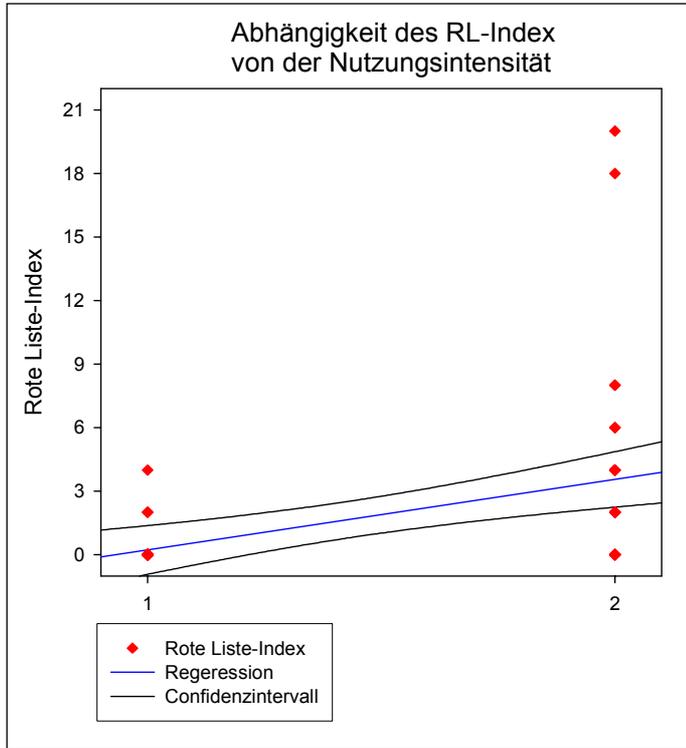


Abb. 25: Abhängigkeit des Rote Liste-Index von der Nutzungsintensität.

Mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität steigt der Rote Liste-Index an. Das heißt, es besteht eine mittlere Korrelation zwischen dem Rote Liste-Index und der Nutzungsintensität. Auf Extensivflächen ist die Chance seltenere Pflanzen zu finden daher bedeutend höher.

### Korrelation zwischen Rote Liste-Index und Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen

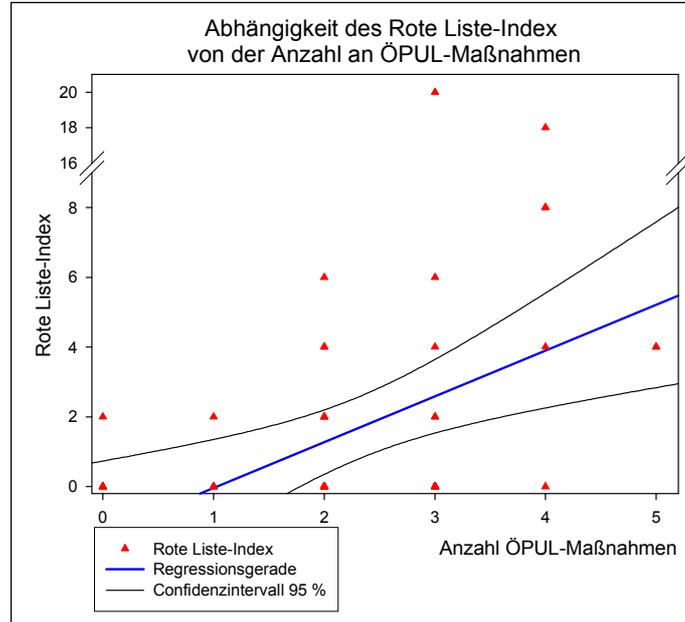


Abb. 26: Abhängigkeit des Rote Liste-Index von der Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen.

Eine mittlere Korrelation (Korrelationskoeffizient 0,357) besteht zwischen dem Rote Liste-Index und der Anzahl der ÖPUL-Maßnahmen auf den kartierten Flächen. Mit zunehmender Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen steigt auch der Rote Liste-Index, was bedeutet, dass auf Flächen mit mehr ÖPUL-Maßnahmen seltenere Pflanzen zu finden sind.

### Korrelation zwischen Rote Liste-Index und dem ÖPUL-Index

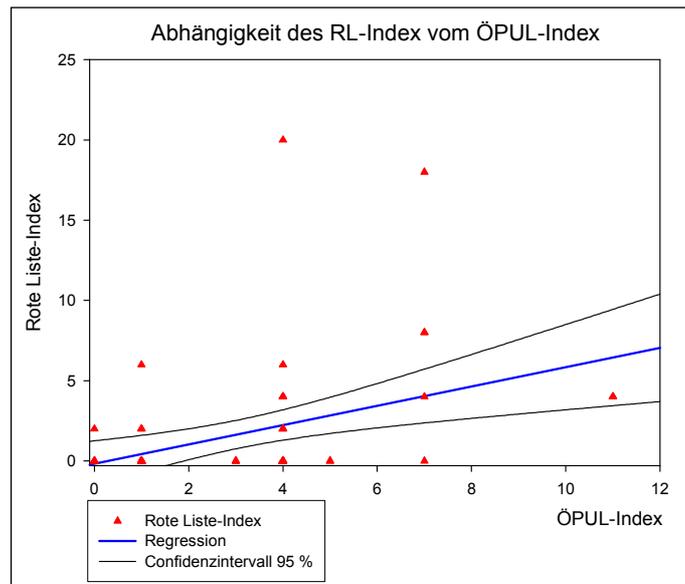


Abb. 27: Abhängigkeit des Rote Liste-Index vom ÖPUL-Index.

Die beiden Indizes der Roten Liste und des ÖPUL korrelieren ebenso miteinander (Korrelationskoeffizient 0,387).



### 3.2.17 Positive Korrelationen diverser Diversitätswerte und von Minimalabständen

#### Korrelation zwischen Rote Liste-Index der Weideflächen und der Nähe zu angrenzenden Weideflächen

Der Rote Liste-Index korreliert mittel mit dem Abstand der jeweiligen Fläche zu einer beweideten Fläche mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,4 und einer Signifikanz von 0,16. Je weiter eine extensive Aufnahmefläche von einer als beweidet interpretierten Fläche entfernt ist, desto höher ist ihr Rote Liste-Index.

#### Korrelation zwischen Rote Liste-Index intensiven Flächen und der Nähe zu extensiven Flächen.

Ebenso korreliert der Rote Liste-Index einer Extensivfläche mit dem Abstand zu einer intensiven Fläche (Korrelationskoeffizient 0,652). Je weiter eine Extensivfläche von einer gemähten Fläche entfernt ist, desto größer ist die Anzahl seltener Arten.

## 3.3 Vogelkartierungen

### 3.3.1 Bestandsentwicklung 1998–2005

Im Untersuchungsjahr 1998 brüteten 14 ausgewählte Wiesenvogelarten mit 245,25 Revieren in der ornithologischen Untersuchungsfläche, im Jahr 2005 waren es 15 Arten mit 226,00 Revieren (dazu kam noch der Schwarzmilan als 16. Art; siehe Tab. 25).

Während im Jahr 2005 der Neuntöter als Brutvogel verschwunden war, kamen Goldammer, Schafstelze (allerdings nur als revierhaltend) und Schwarzmilan neu hinzu. Damit änderte sich bei oberflächlicher Betrachtung die Brutvogelfauna zwischen den beiden Untersuchungsperioden nur gering.

In einem zweiten Schritt soll ein genauerer Blick auf die Bestandsveränderungen der einzelnen Brutvogelarten geworfen werden. Bei diesem Zeitvergleich wichtig ist eine Eichung durch das bundesweite Monitoringprogramm von BirdLife Österreich (DVORAK & TEUFELBAUER 2005). Nur durch diesen Vergleich lassen sich überregionale Phänomene von lokalen Bestandsveränderungen unterscheiden. Dabei stellt sich aber in der Interpretation der hier vorliegenden Daten ein Problem: unsere Daten stammen aus den Jahren 1998 und 2005. Die Monitoringdaten liegen zwar ab dem Jahr 1998 vor, sind allerdings zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie erst bis in das Jahr 2004 ausgewertet (Mitt. BirdLife Österreich).

Während fast alle Kulturlandvogelarten in den Jahren 1998 bis 2003 massiv abnahmen (DVORAK & TEUFELBAUER 2000, 2003) kam es im Jahr 2004 – wahrscheinlich bedingt durch günstige Bedingungen in der Brutsaison 2003 – zu einer massiven Bestandserholung bei vielen Wiesenvogelarten (siehe Anmerkungen in Tab. 25). Ob sich dieser positive Trend auch im Jahr 2005 weiter fortgesetzt hat oder ob die Bestände in diesem Jahr wiederum zurückgegangen sind, ist derzeit leider nicht bekannt. Diese Probleme sind bei der Interpretation der Daten unbedingt zu berücksichtigen.



Andere laufende Erhebungsprogramme weisen darauf hin, dass die Bestandsentwicklung bei den meisten Wiesenvogelarten in den letzten 7 Jahren als äußerst ungünstig bezeichnet werden muss (z. B. UHL 2005 für Oberösterreich, POLLHEIMER & POLLHEIMER 1998 für das Steirische Ennstal).

Tab. 25: Bestände (Reviere) und Abundanzen (Reviere pro 10 ha) ausgewählter Brutvögel in der Untersuchungsfläche Lauteracher Ried (473,5 ha) und ihre Einstufung in nationale und internationale Schutz- und Gefährungskategorien (Reihung der Arten alphabetisch).

Anhang I VSR – Nennung im Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie (Stand 2004); SPEC 2004 – Einstufung als Art von europaweitem Naturschutzinteresse (nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004); RL AUT 2005 – Rote Liste gefährdeter Brutvögel Österreichs (nach FRÜHAUF 2005); RL VLBG – Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs (nach KILZER et al. 2002); Monitoring AUT – Bestandsänderungen für Österreich zwischen 1998 und 2004 (DVORAK & TEUFELBAUER 2005), fehlende Werte: Art kam im österreichweiten Monitoring nicht vor.

Anmerkungen: <sup>1</sup> KILZER et al. 2002; <sup>2</sup> J. Ulmer mündl. Mitt. (langjähriger Gebietskennner, führt jährliche Bestandserhebungen durch).

Art	Anhang I VSR	Anhang I SPEC 2004	RL AUT 2005	RL VLBG 2002	Bestand (Abundanz)		Änderung %	Monitoring AUT %	Anmerkungen in Bezug auf Monitoring AUT %
					1998	2005			
Baumpieper			4	3	29 (0,66)	13,5 (0,31)	- 53	- 19	drastische Abnahme in den letzten (20) Jahren <sup>1,2</sup>
Bekassine		3	1	1	5 (0,11)	1,5 (0,03)	- 70		Rückgänge; im Lauteracher Ried zw. 2001 und 2004 max. 3–5 Reviere
Braunkehlchen			3	3	57,25 (1,31)	37,5 (0,86)	- 35	+ 14	davon jedoch Zunahme zw. 2003 und 2004 um + 70,1 %!
Fasan					3 (0,07)	16 (0,37)	+ 433	+ 17	
Feldschwirl			4	4	20 (0,46)	21,5 (0,49)	+ 8		Lauteracher Ried war 1998 Verbreitungsschwerpunkt in VlbG. <sup>1</sup>
Goldammer				3	0	4 (0,09)	*	- 0,50	davon jedoch Zunahme zw. 2003 und 2004 um + 14,3 %! im Lauteracher Ried seit Jahren wenige (bis keine) Reviere <sup>1,2</sup>
Graugammer		2	4	3	1 (0,02)	4,5 (0,10)	+ 350		in VlbG. etwa 35 BP <sup>1</sup> ; im gesamten Lauteracher Ried 2005 max. 6 Reviere <sup>2</sup>
Großer Brachvogel		2	1	1	6 (0,14)	6 (0,14)	± 0,00		im Lauteracher Ried 2000 max. 3 Reviere <sup>1</sup> ; Revierzahl bleibt die letzten Jahre mit etwa 4 konstant, jedoch kein Bruterfolg wegen Prädation <sup>2</sup>

Art	Anhang I VSR	SPEC 2004	RL AUT 2005	RL VLBG 2002	Bestand (Abundanz)		Änderung %	Monitoring AUT %	Anmerkungen in Bezug auf Monitoring AUT %
					1998	2005			
Kiebitz		2	4	1	12 (0,27)	4 (0,09)	- 67	1998-2004 - 3	1999/2000 noch etwa 10–15 BP <sup>1,2</sup> ; aktuell droht Zusammenbruch, 5–6 BP gingen allein 2005 durch landwirtschaftl. Intensivierung verloren, 2005 keine Jungvögel <sup>2</sup>
Neuntöter	1	3		3	7,5 (0,17)	0	- 100		in den letzten Jahren nur 1 Revier <sup>2</sup>
Rohrhammer					9 (0,21)	1 (0,02)	- 89		
Schafsteiße			4	2	0	1 (0,02)	*		1 Männchen aber kein Brutrevier <sup>2</sup>
Schwarzkehlchen				4	1 (0,02)	9,5 (0,22)	+ 850	- 3	
Schwarzmilan	1	3	2	4	0	1-2 (0,02)	*		Horste regelmäßig in Feldgehölzen <sup>1</sup>
Sumpfrohrsänger				4	83 (1,90)	97,5 (2,23)	+ 17	- 10	in großflächigen Streuwiesen haben die Bestände in Vlbg. zugenommen <sup>1</sup>
Uferschnepfe		2	3	1	2 (0,05)	1 (0,02)	- 50		Lauteracher Ried ist letztes Brutgebiet in Vlbg., 2001 max. 2–3 Reviere mit 2 Jungvögeln <sup>1</sup> ; 2005 max. 3 Reviere jedoch nur 1 Brut <sup>2</sup>
Wachtel		3	4	3	7 (0,16)	7,5 (0,17)	+ 7	+ 22	davon jedoch Zunahme zw. 2003 und 2004 um + 52,8 %! in Vlbg. nur im Rheintal <sup>1</sup>
<b>Gesamt</b>					<b>245,25 (5,61)</b>	<b>226,00 (5,17)</b>	<b>- 8</b>		



Ein erster Blick auf die Bestandsentwicklung der national und international am stärksten gefährdeten Wiesenvogelarten muss nachdenklich stimmen (Details siehe Tab. 25). Die Revierzahlen von Baumpieper, Bekassine, Braunkehlchen, Kiebitz und Uferschnepfe nahmen im Lauteracher Ried um etwa 35–70 % ab; der Bestand des Brachvogels ist zwar seit 1998 gleich geblieben, jedoch kamen keine Jungvögel auf (J. Ulmer konnte in mehrjährigen Untersuchungen massive Prädation der Gelege nachweisen).

Fasan, Feldschwirl, Grauammer, Schwarzkehlchen, Sumpfrohrsänger und Wachtel nahmen innerhalb des Untersuchungszeitraums um 7–17 % bei den häufigeren Arten und um bis zu 850 % beim Schwarzkehlchen zu. Von diesen scheint v. a. die Grauammer in nationalen und internationalen Gefährdungskategorien auf; sie hat in gesamt Österreich zwischen 1990 und 2000 um mehr als 80 % zugenommen (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004).

Der starke Rückgang von Indikatorarten für extensive Wiesenbewirtschaftung (vgl. SCHIFFERLI et al. 1999) ist alarmierend. Baumpieper und Braunkehlchen haben in Österreich ihren Verbreitungsschwerpunkt in montanen Grünlandgebieten und erreichen die höchsten Abundanzen auf extensiv bewirtschafteten Wiesenflächen (FÖGER et al. 1998, POLLHEIMER et al. 1996, UHL 2005). Beide Arten erlitten in den letzten Jahren in ganz Österreich starke Rückgänge (vgl. DVORAK & TEUFELBAUER 2003; jedoch bundesweite Zunahme des Braunkehlchens 2003–2004, DVORAK & TEUFELBAUER 2005). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Bestandseinbußen festgestellt, die sogar noch deutlich über dem bundesweiten Trend liegen.

UHL (2005) interpretiert den Zusammenbruch der Braunkehlchen-Bestände im oberösterreichischen Alpenvorland gerade auch in Wiesenschutzgebieten mit dem Unterschreiten einer offenbar kritischen Bestandsgröße von 20–30 Brutpaaren (vgl. BASTIAN & BASTIAN 1996). Ähnliche Tendenzen drohen auch im Lauteracher Ried und z. B. in Steirischen Wiesenvogelschutzgebieten; nur flächige Extensivnutzung und die Bewahrung von ausreichend breiten Randstrukturen kann das Verschwinden des Braunkehlchens aus den Talboden- und Alpenvorlandbereichen noch verhindern. Zusätzlich gilt zu bedenken, dass unter einem gewissen Grad an Isolation und Bestandsgröße dieser Art offensichtlich auch mit Schutzgebieten kaum mehr zu helfen ist. So ist die – 1991 noch 15 BP aufweisende Population – in den Kremsauen zuerst im Naturschutzgebiet verschwunden und seit 2002 im intensiver genutzten Süden des Gebietes; Vergleichbares gilt für ein weiteres oberösterreichisches Wiesenvogelschutzgebiet, die Ettenau. In beiden Fällen stellte mangelnder lokaler Bruterfolg trotz je 40–60 ha Streuwiesennutzung, einen entscheidenden Faktor dar (UHL 2005).

Noch dramatischer stellt sich die Situation für wiesenbrütende Watvögel (Bekassine, Großer Brachvogel, Kiebitz und Uferschnepfe) dar. Alle diese Arten stehen vor dem unmittelbaren Verschwinden – flächige Schutzmaßnahmen sind in diesen Fällen nicht nur durch ÖPUL-Maßnahmen zu bewerkstelligen, sondern erfordern weiter reichende Maßnahmen (u. U. auch Schutz vor Nestprädation).

Diese Befunde entsprechen auch überregionalen Entwicklungen. Im Grünland wurde durch weitere Grundwasserabsenkungen und starken Einsatz von Produktionsmitteln ab den 70er Jahren bis zu den 90er Jahren ein weiterer Schritt der Intensivierung vollzogen (z. B. für Holland: BEINTEMA et al. 1985; für Deutschland: PFEIFER & BRANDL 1991; für die Schweiz: MÜLLER et al. 2005; für das Steirische Ennstal: POLLHEIMER & POLLHEIMER 2002, für das Tiroler Inntal: Oberwalder mdl. Mitt.). Parallel dazu ist eine Verschiebung der Vorkommensschwerpunkte, Siedlungsdichten

und auch des Bruterfolgs von Wiesenvögeln hin in höhere Lagen mit noch späteren Bewirtschaftungszeitpunkten zu beobachten (für Österreich: FRÜHAUF 1997; für die Schweiz: SPAAR et al. 2002, MÜLLER et al. 2005).

### 3.3.2 Auswirkung von ÖPUL-Maßnahmen auf Vorkommen, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung ausgewählter Brutvögel

- Simultanvergleich** Die Ergebnisse weisen auf drei bemerkenswerte Tatsachen hin (siehe auch Tab. 26):
- Eine ganze Reihe von Arten (Braunkehlchen, Feldschwirl, Großer Brachvogel, Grauammer) weist auf Grundstücken, die nur mittels Grundförderung gefördert werden, auffallend geringe Antreffhäufigkeiten auf; auch die Dichtewerte sind unterdurchschnittlich.
  - Baumpieper, Braunkehlchen, Feldschwirl und Grauammer weisen auf Grundstücken mit dem oben dargestellten Maßnahmenbündel überdurchschnittlich hohe Antreffhäufigkeiten und Dichten auf (siehe Abb. 28).
  - Eine weitere Gruppe von Arten (wiederum Braunkehlchen und Feldschwirl, dazu noch Sumpfrohrsänger und Uferschnepfe) erreichen zudem noch hohe Dichten und Antreffhäufigkeiten auf Grundstücken ohne jede Förderung.

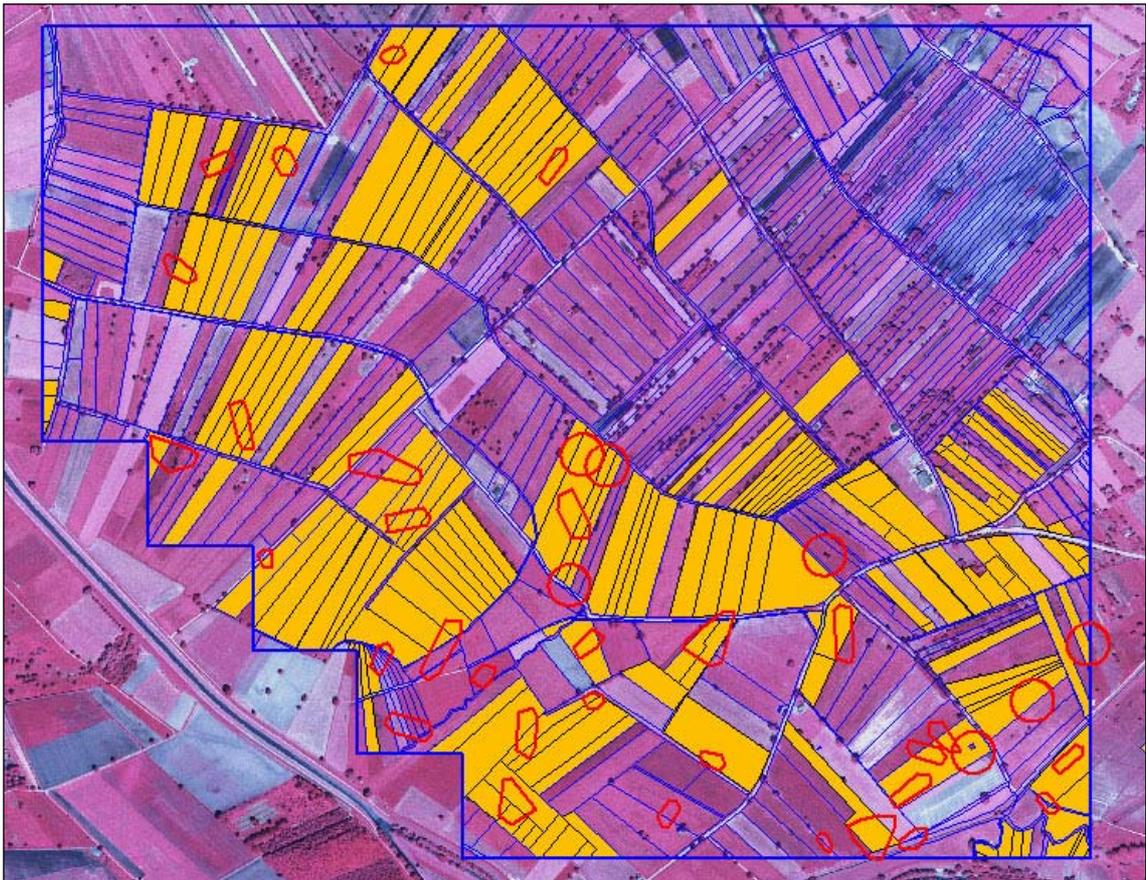


Abb. 28: Lage der Papier-Reviere des Braunkehlchens im Lauteracher Ried im Untersuchungsjahr 2005 (rote Polygone bzw. Kreise). WF-Grundstücke sind orange hervorgehoben. Braunkehlchen besiedeln statistisch signifikant häufiger WF-Grundstücke als solche ohne WF-Fördermaßnahme (Likelihood Ratio Chi-Square = 13,903,  $p < 0,001$ ).

Während die ersten beiden Befunde einmal mehr die Bedeutung spezifischer Maßnahmen(bündel) und die weitgehende Wirkungslosigkeit der Grundförderung für den Schutz von Wiesenvögeln dokumentieren (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2004 oder für Oberösterreich UHL 2005), mag der dritte Befund auf den ersten Blick kontraintuitiv erscheinen. Die Erklärung findet sich in der Tatsache, dass Braunkehlchen, Feldschwirl und Sumpfrohrsänger neben extensiv genutzten Streuwiesen auch und gerade verschilfte Gräben als Brut- und/oder Nahrungshabitate nutzen; diese Flächen sind jedoch nicht gefördert (siehe Abb. 29).

Für die Uferschnepfe muss das Ergebnis vorerst unerklärt bleiben; es ist jedoch aufgrund der geringen Fallzahl statistisch auch nicht gesichert.

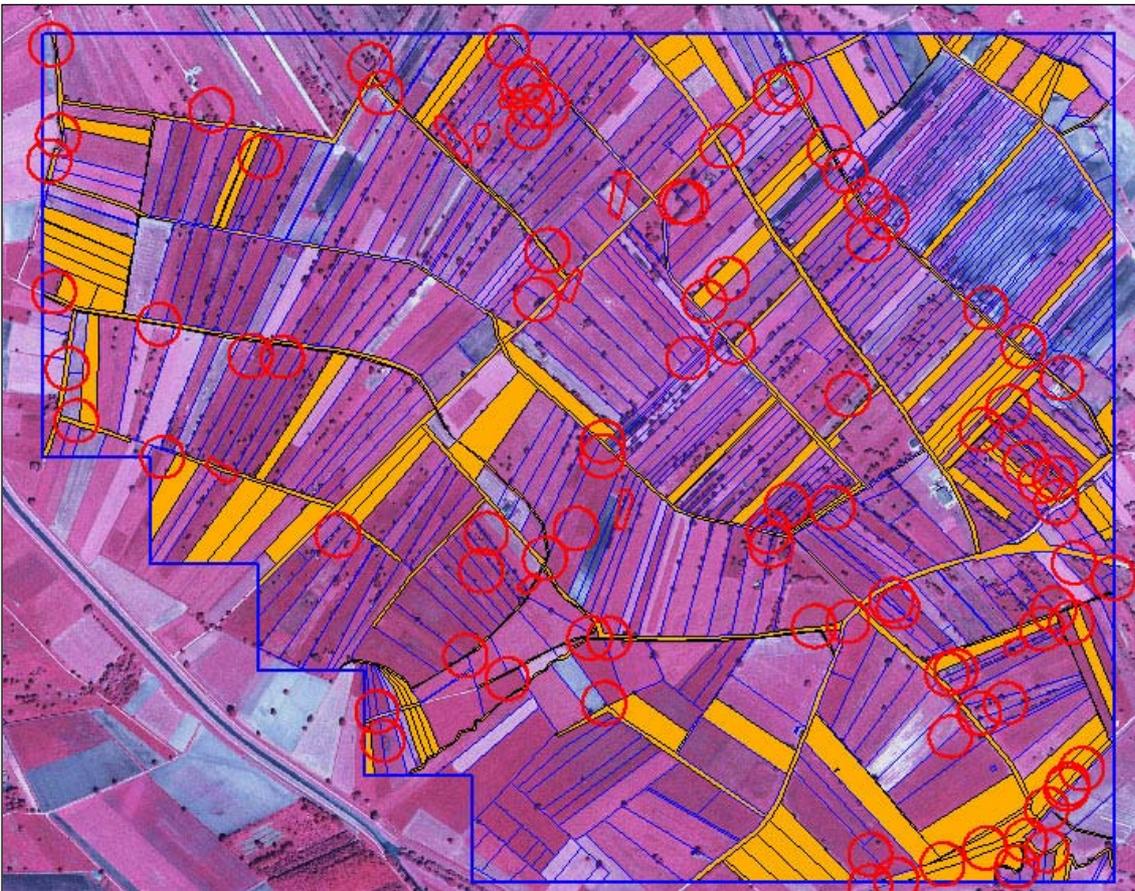


Abb. 29: Lage der Papier-Reviere des Sumpfrohrsängers im Lauteracher Ried im Untersuchungsjahr 2005 (rote Polygone bzw. Kreise). Grundstücke ohne jede Förderung sind orange hervorgehoben. Beachte v. a. die Häufung der Reviere entlang der ungeförderden Grabenstrukturen im Südosten und Nordnordosten der Untersuchungsfläche.

Tab. 26: Gesamtindividuenanzahl und Dichten (Vogelindividuen pro 10 ha; Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung) ausgewählter Vogelarten im Untersuchungsgebiet Lauteracher Ried auf Grundstücken mit ÖPUL-Maßnahmen und Grundstücken ohne solche (Reihung der Arten alphabetisch).

Art	ausgewählte Förderungen (n = 17; 3,55 %)	WF inkl. GF (n = 48; 6,95 %)	alle Förderungen (n = 522; 83 %)	nur Grundförderung (n = 145; 20 %)	ohne Förderung (n = 146; 17 %)	alle (n = 668; 100 %)
Baumpieper	1 (1,84 $\pm$ 7,56)	6 (2,32 $\pm$ 7,57)	36 (1,39 $\pm$ 10,47)	5 (1,77 $\pm$ 18,02)	8 (0,84 $\pm$ 4,39)	44 (1,27 $\pm$ 9,48)
*Braunkehlchen	6 (2,79 $\pm$ 5,18)	16 (4,01 $\pm$ 7,33)	95 (2,65 $\pm$ 12,27)	3 (0,12 $\pm$ 1,24)	18 (4,27 $\pm$ 18,74)	113 (3,00 $\pm$ 13,94)
Feldschwirl	3 (1,51 $\pm$ 3,46)	3 (1,06 $\pm$ 4,40)	23 (0,56 $\pm$ 3,05)	2 (0,12 $\pm$ 1,01)	8 (1,74 $\pm$ 11,35)	31 (0,82 $\pm$ 5,96)
Grauammer	2 (0,90 $\pm$ 2,59)	2 (11,11 $\pm$ 64,91)	11 (0,24 $\pm$ 2,40)	1 (0,07 $\pm$ 7,96)	1 (0,40 $\pm$ 4,85)	12 (0,27 $\pm$ 3,10)
*Großer Brachvogel	0	0	25 (0,42 $\pm$ 4,12)	0	6 (0,67 $\pm$ 8,05)	31 (0,48 $\pm$ 5,23)
Kiebitz	0	0	18 (0,75 $\pm$ 8,46)	5 (0,23 $\pm$ 2,72)	1 (0,07 $\pm$ 0,79)	19 (0,60 $\pm$ 7,49)
Schwarzkehlchen	0	0	20 (0,44 $\pm$ 3,50)	6 (0,51 $\pm$ 4,94)	4 (0,71 $\pm$ 5,27)	24 (0,50 $\pm$ 3,95)
*Sumpfrohrsänger	0	5 (2,10 $\pm$ 7,63)	77 (2,26 $\pm$ 10,30)	16 (2,22 $\pm$ 12,61)	30 (5,08 $\pm$ 15,17)	107 (3,16 $\pm$ 11,57)
Uferschnepfe <sup>2</sup>	0	0	2 (0,01 $\pm$ 0,33)	0	6 (0,39 $\pm$ 4,73)	8 (0,10 $\pm$ 2,23)
Wachtel <sup>2</sup>	0	1 (0,28 $\pm$ 1,94)	8 (0,13 $\pm$ 1,18)	1 (0,05 $\pm$ 0,54)	0	8 (0,10 $\pm$ 1,04)
<b>Gesamt*</b>	<b>12</b> (7,04 $\pm$ 9,78)	<b>33</b> (10,89 $\pm$ 17,29)	<b>325</b> (9,41 $\pm$ 23,81)	<b>51</b> (5,07 $\pm$ 22,74)	<b>84</b> (14,45 $\pm$ 31,76)	<b>409</b> (10,51 $\pm$ 25,81)

Erläuterungen zu Tab. 26:

Ausgewählte Förderungen: ÖPUL B Ökologisch wertvolle Flächen, ÖPUL 2000 Pflege ökologisch wertvoller Flächen, ÖPUL 2000 Kleinräumige erhaltenswerte Strukturen, ÖPUL A Verzicht Dünger und Pflanzenschutz Grünland, ÖPUL A Verzicht Betriebsmittel (berechnet) Grünland, ÖPUL 2000 Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel auf Grünlandflächen, ÖPUL 2000 Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Grünlandflächen, ÖPUL 2000 Silageverzicht in bestimmten Gebieten, ÖPUL 2000 Biologische Wirtschaftsweise.

WF inkl. GF: ÖPUL B Ökologisch wertvolle Flächen oder ÖPUL 2000 Pflege ökologisch wertvoller Flächen (inklusive oder exklusive Grundförderung, jedoch keine anderen Förderungen).

\*signifikante Zeilenunterschiede (Likelihood Ratio Test); auffallend hohe Dichten sind orange hinterlegt, bemerkenswert niedere grau.

<sup>2</sup>wegen geringer Fallzahl keine Statistik berechnet.

**Zeitvergleich**

Setzt man die Bestandsentwicklung aller oder einzelner Wiesenvogelarten in Zusammenhang mit der Förderwahrscheinlichkeit pro Rasterzelle, so zeigt sich ein einheitliches Bild. Weder Einzelmaßnahmen noch alle Maßnahmen zusammengefasst zeigen Auswirkungen auf Bestandsveränderungen einzelner Arten oder der gesamten Artengruppe (als Beispiele siehe Abb. 30 und Abb. 31). Mit anderen Worten: die Bestände der Wiesenvogelarten änderten sich innerhalb der Rasterzellen ohne Abhängigkeit von Förderwahrscheinlichkeiten.

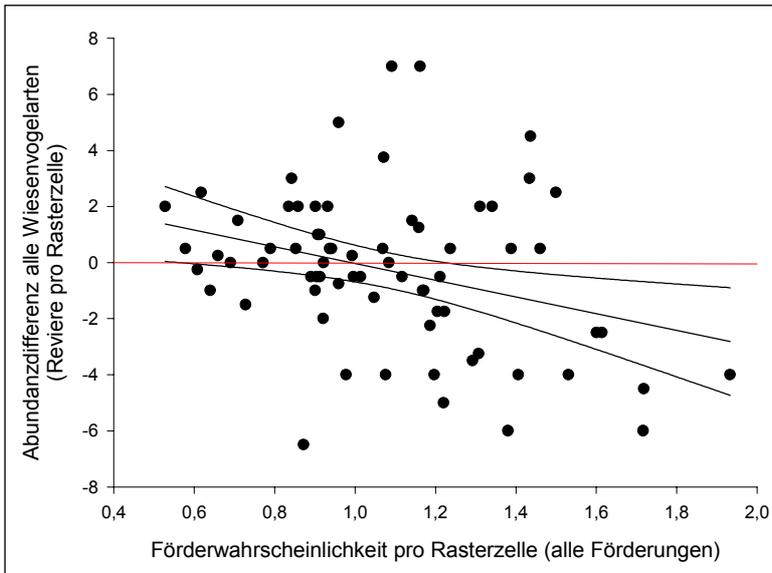


Abb. 30: Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit des Auftretens aller ÖPUL-Maßnahmen im Jahr 2003 und den Bestandsänderungen aller Wiesenvogelarten zwischen 1998–2005 pro ornithologischer Rasterzelle á 6,25 ha. Punkte unterhalb der roten Nulllinie bezeichnen Rasterzellen mit Bestandsabnahmen, Punkte oberhalb der Nulllinie solche mit Bestandszunahmen. Ergebnis nicht signifikant.

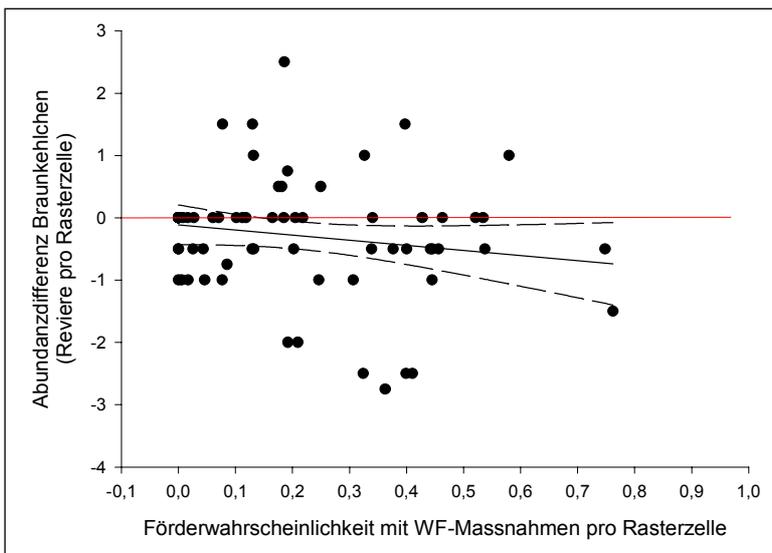


Abb. 31: Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von WF-Maßnahmen im Jahr 2003 und den Bestandsänderungen des Braunkehlchens zwischen 1998–2005 pro ornithologischer Rasterzelle á 6,25 ha. Punkte unterhalb der roten Nulllinie bezeichnen Rasterzellen mit Bestandsabnahmen, Punkte oberhalb der Nulllinie solche mit Bestandszunahmen. Ergebnis nicht signifikant.

Besonders bemerkenswert ist die Tatsache, dass im Jahr 1998 durchaus noch ein Zusammenhang zwischen den Dichten einzelner Wiesenvogelarten und dem Vorkommen von Fördermaßnahmen bestand, dass dieser Zusammenhang aber im Jahr 2005 nicht mehr aufzufinden ist (siehe Abb. 32). Die Grundförderung alleine war allerdings in beiden Untersuchungsjahren kein Prädiktor für die Bestände der untersuchten Wiesenvögel.

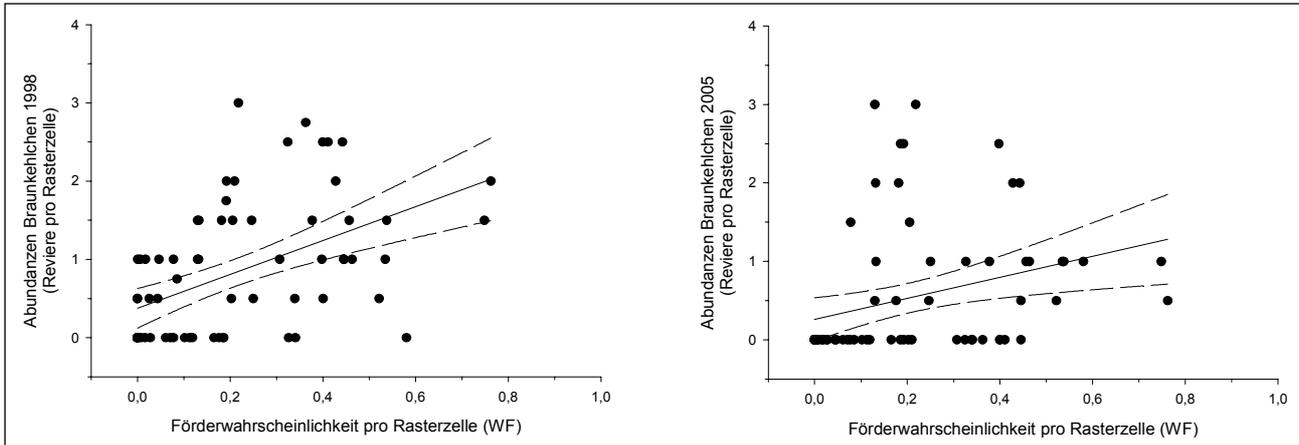


Abb. 32: Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von WF-Maßnahmen im Jahr 2003 und den Beständen des Braunkehlchens im Jahr 1998 (links;  $r^2 = 0,25$ ) bzw. 2005 (rechts; nicht signifikant) pro ornithologischer Rasterzelle á 6,25 ha.

Die Ergebnisse der Untersuchung der Wiesenvögel lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Auf Flächen mit ausgewählten ÖPUL-Maßnahmen (v. a. WF-Flächen) sind Revierv- und Individuenzahlen der meisten Wiesenvogelarten höher als auf Flächen ohne WF-Maßnahmen.
- Die Grundförderung für sich alleine hat keinerlei Wirkung auf Häufigkeit oder Siedlungsdichte von Wiesenvögeln.
- Auch ungeforderte Flächen (v. a. Gräben und Grabenrandstrukturen) beherbergen hohe Dichten und Häufigkeiten einiger Wiesenvogelarten (v. a. Singvögel wie Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Braunkehlchen).
- Die Populationstrends (1998–2005) zwischen Rastern mit hohem bzw. niedrigem Förderanteil unterscheiden sich nicht.



## 4 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

### 4.1 Vegetationsaufnahmen

#### 4.1.1 Nur eine Pflanzengesellschaft ist typisch für ein intaktes Niedermoor

Da das Lauteracher Ried und seine Umgebung als Niedermoorlandschaft charakterisiert sind, stellt sich natürlich die Frage, warum keine klassischen Niedermoorflächen aufzufinden sind.

Diese Niedermoorflächen gehören laut Moorschutzkatalog dem Typ „Überflutungsmoor“ an. Dieser Moortyp ist an ebene Talböden mit lang andauernden Überschwemmungsphasen gebunden (STEINER 1992).

Solche Moorflächen präsentieren sich als relativ nährstoffreiche, von Grund- und Oberflächenwasser durchfeuchtete, Torf-akkumulierende Flächen, die von Seggen (*Carex* spp.) dominiert werden. Lediglich zwei erhobene Flächen entsprechen dieser Beschreibung. Diese sind dem *Caricetum elatae* (Steifseggen-Sumpf) zuzuordnen. Im Gegensatz zu allen anderen Aufnahmen sind sie praktisch hochstaudenfrei.

#### 4.1.2 Moorflächen größtenteils zu Hochstaudenfluren entwickelt

Bei Betrachtung der Lage der kartierten Flächen in Bezug auf die Flächen aus der Moorschutzdatenbank (STEINER 1992) ist festzustellen, dass es mittlerweile auch schon Intensivflächen auf den ausgewiesenen Moorflächen gibt. Dies vor allem im zentraleren Bereich im Moorteil „Winterweg S“. Das bedeutet, dass diese Standorte schon so verändert sind, dass sie eine intensive Nutzung ermöglichen. Der Kern dieses Moores ist zwar sehr feucht, jedoch wird die ohnehin kleine Moorfläche besonders im Süden bereits von Intensivwiesen durchsetzt.

Die restlichen Moorteile des Riedes sind zwar ebenfalls bereits am Orthophoto aufgrund der Anhäufung extensiver Flächen grob erkennbar, jedoch sind auch hier einige Intensivwiesen in die Moorflächen vorgedrungen. Keines dieser ehemals vorhandenen Nieder- und Hochmoore hat in seiner ursprünglichen Form überlebt (STEINER 1992), sie sind aufgrund des veränderten Wasserhaushaltes nur mehr fragmentarisch ausgebildet und haben sich größtenteils zu Hochstaudenfluren entwickelt. Es sind dies also in erster Linie Moordegenerationsstadien mit dominierenden Hochstauden, die sich schleichend auf die ganze Fläche ausdehnen.

Daher ist es auch nicht verwunderlich, dass folgende Leitarten für das Lauteracher Ried im Speziellen und die Vorarlberger Riede im Allgemeinen nach SCHREIBER (1910) heute nicht mehr aufzufinden sind:

*Sesleria uliginosa* (Blaugras), *Carex paradoxa* (Schwarzschoepf-Segge), *Gladiolus palustris* (Sumpfgladiole), *Schoenus nigricans* (Schwarzes Kopfried), *Betonica officinalis* (Heil-Ziest), *Bupthalmum salicifolia* (Ochsenauge), *Schoenus ferruginea* (Rostrottes Kopfried), *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse), *Scirpus lacustris* (Teichbinse), *Lycopus europaeus* (Wolfstrapp).

Der Großteil dieser Arten sind Niedermoorarten, die die relativ niederwüchsigen Riedwiesen charakterisierten, und die noch weit bis in die Mitte des vorigen Jahrhunderts aufzufinden waren. Von diesen, für die damalige Zeit charakteristischen Ried-

Leitarten sind viele bereits zur Gänze verschwunden. Sie sind zumeist nicht nur selten anzutreffen, sondern in Österreich bereits echte Raritäten.

Einzig die bis zu 6 m mächtigen Torfschichten (VORARLBERGER LANDESREGIERUNG 2004) scheinen als Moorindikatoren noch auf längere Zeit existieren zu können.

#### **4.1.3 Kaum mehr klassische Streuwiesen – Dominanz von Hochstauden**

Hinsichtlich der klassischen Streuwiesen präsentiert sich die Datenlage ebenso negativ. Lediglich die drei Aufnahmen des *Selino-Molinietum caeruleae* (Mitteleuropäische Pfeifengras-Wiese) lassen sich als klassische Streuwiesen bezeichnen.

Die restlichen Aufnahmen sind entweder extrem intensiv, oder sie stellen Hochstaudenfluren dar. Diese haben die ökologische Funktion einer Streuwiese verloren (Intensivwiesen) oder erfüllen sie nur mehr eingeschränkt. Beide Typen bieten somit nicht mehr die ökologischen Nischen für die im Allgemeinen kleinwüchsigen Streuwiesenarten.

#### **4.1.4 Auf Intensivflächen nur ein Bruchteil an Niedermoorarten**

Mit der Anzahl an Niedermoorarten lässt sich abschätzen, inwieweit diese Standorte noch Potential haben, die ursprüngliche Niedermoor-Vegetationsdecke wieder aufzubauen.

Insgesamt sind in den Aufnahmen bis zu 20 NMA zu finden. Auf Intensivflächen liegt die durchschnittliche Anzahl bei ca. zwei Arten, wohingegen auf Extensivwiesen durchschnittlich sechsmal mehr NMA (12) zu finden sind.

Der Anteil der NMA an der Gesamtartenzahl liegt in den Intensivwiesen bei ungefähr 10 %. Extensiv bewirtschaftete Flächen erreichen einen durchschnittlichen Anteil an NMA von 50 %. Ein Vergleich mit ähnlichen Aufnahmen aus den nicht allzu weit entfernten Mooren bei Kloten (Zürich) zeigt, dass die Wiesen des Lauteracher Rieds ziemlich NMA-reich sind. Dort liegt der Anteil an NMA bei etwa 35 % (Steiner unveröff.)

Das Potential der Wiederetablierung von Niedermoorarten ist somit sowohl in den Intensivflächen selbst als auch aufgrund des hohen Anteils in den eingestreuten Extensivflächen noch vorhanden. Die Anzahl der NMA ist auch positiv mit der Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen korreliert. Auf Flächen mit einer größeren Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen ist nicht nur die Artenzahl höher, sondern es kommen auch mehr Niedermoorarten vor. Ein noch besserer statistischer Zusammenhang besteht zwischen der Anzahl der NMA und dem ÖPUL-Index, der die einzelnen Maßnahmen nach ihrer naturschutzfachlichen Relevanz gewichtet.

#### **4.1.5 Intensivwiesen auch auf Niedermoorstandorten**

Die ökologischen Zeigerwerte der Pflanzen geben ein negatives Bild wider. Im Vergleich zu den Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 1996 konnten sich die Intensivflächen über eine große Amplitudenbreite der Reaktionszahl ausbreiten, und sich auch auf ehemals von Extensivflächen bestockten Flächen ausdehnen. Die Extensivflächen hingegen wurden auf eine kleinere ökologische Nische eingegrenzt.



Da die intensiven Raygras-Wiesen sicher nicht zu verhindern sind, wäre es durch Düngungsbeschränkungen jedoch sicherlich möglich, den Anteil an Magerkeitszeigern und Niedermoorarten zu erhöhen, um das Potential, das in der Landschaft liegt, weiterhin zu erhalten.

Dass es trotzdem Magerkeitszeiger in den Intensivflächen gibt, liegt in der Tatsache, dass diese Wiesentypen aufgrund ihrer Artenzusammensetzung praktisch keine Samenbank besitzen und Arten daher aus der Umgebung einwandern („neighbourhood-Effekt“). Eine Wiederbesiedlung durch Arten extensiver Flächen ist also auf Standorten mit entsprechenden hydrologischen Gegebenheiten durchaus möglich.

#### **4.1.6 Segregation von Extensiv- und Intensivflächen**

Die Ursache für diese Entwicklung liegt einerseits in der Intensivierung von Flächen durch intensive Düngung und 5- bis 6-maliger Mahd und andererseits in der extremen Extensivierung, die auf Dauer zu einer Dominanz von Hochstauden (krautige und hochwüchsige Pflanzen – *Filipendula ulmaria* - Mädesüß, *Lysimachia vulgaris* - Gewöhnlicher Gilbweiderich) führt. Je nach Standortbedingungen und Bewirtschafter tendieren die Flächen entweder in die eine (Intensivierung), oder die andere Richtung (Hochstaudendominanz).

#### **4.1.7 Artenreiche Extensivwiesen – artenarme Intensivwiesen**

Hinsichtlich der Artenzahlen setzt sich dieser Trend der Segregation fort. Die extensiv genutzten Wiesen beherbergen in der Regel weit mehr Arten (durchschnittlich 28 Arten pro Aufnahme) als die Intensivwiesen, die mit durchschnittlich 18 Arten relativ artenarm sind. Lediglich die Steifseggen-Sümpfe sind mit 12 Arten natürlicherweise extrem artenarm, was sich mit der Dominanz von *Carex elata* erklären lässt.

#### **4.1.8 Nur wenige Rote Liste-Arten**

Nur wenige Pflanzenarten die in der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen Österreichs (NIKLFELD 1999) aufgeführt sind, wurden bei den Vegetationsaufnahmen gefunden. Von diesen insgesamt acht Arten ist *Allium suaveolens* (Duft-Lauch) wirklich eine Rarität, die vor allem im Rheintal vom Aussterben bedroht ist.

Hier korrelieren die Artenzahl und die extensive Nutzung positiv mit der Anzahl an Rote Liste-Arten und dem Rote Liste-Index der Gefäßpflanzen. Da auf ganzjährig beweideten Flächen Rote Liste-Arten zu finden waren, sind diese mäßig intensiven Flächen positiver zu bewerten als die reinen Intensivwiesen (die zwar oft im Spätherbst noch kurz beweidet werden), auf denen keine einzige Rote Liste-Art gefunden wurde.

#### **4.1.9 Drei Gesellschaften in der Roten Liste der gefährdeten Biototypen Österreichs**

Bei Betrachtung der ausgewiesenen Pflanzengesellschaften hinsichtlich ihrer Erwähnung in der Roten Liste der gefährdeten Biototypen Österreichs (ESSL et al. 2004, TRAXLER et al. 2005) ergibt sich ein ähnliches Bild. Die intensiv genutzten Wiesentypen werden nicht erwähnt. Hingegen wird die hier ursprünglich weit verbreitete typische Pfeifengras-Wiese als stark gefährdet angeführt.

Im Lauteracher Ried sind vor allem die Intensivierung und die Verbrachung zu Hochstaudenfluren Ursachen für den starken Rückgang. Eine zu extensive Nutzung scheint die Ursache für die zunehmende Dominanz von Hochstauden zu sein.

Ein weiterer wesentlicher Faktor für diesen Trend dürfte der veränderte und daher nicht (mehr) optimale Wasserhaushalt der (ehemaligen) Streuwiesenflächen sein. Das Management der Gräben liegt zwar nicht im Einflussbereich des ÖPUL, jedoch ist eine Optimierung durch die Kombination mit der Etablierung eines Natura 2000-Gebiets-Managements mit Sicherheit möglich und notwendig.

In der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs werden die Waldsimen-Wiese und der Steifseggen-Sumpf als gefährdet eingestuft. Erstgenannte ist das Ergebnis einer mäßig intensiven Bewirtschaftung. Da die Segregation von intensiver und extensiver Bewirtschaftung für mäßig intensive Landnutzung kaum Platz lässt, ist wohl in naher Zukunft damit zu rechnen, dass dieser Vegetationstyp verschwinden wird. Einzig entsprechend maßgeschneiderte Förderungsschemata könnten dem Rückgang Einhalt gebieten.

Der Steifseggen-Sumpf ist auf feuchte Standorte beschränkt. Da diese wohl nur durch Aufschüttung intensiviert werden könnten, besteht diesbezüglich hier wohl keine unmittelbare Gefährdung.

Die auf den Extensivflächen dominierende hochstaudenreiche Mädesüß-Flur scheint nicht in der Roten Liste auf. Sie ist häufig auf Uferverlandungen und feuchten Brachen in ganz Österreich anzutreffen. Je nach Ausprägung dieser Gesellschaft ist sie jedoch in Deutschland als gefährdet eingestuft. Sie hat zumindest überregional gesehen eine höhere Bedeutung, die vor allem aufgrund der geographischen Nähe Deutschlands nicht vergessen werden sollte.

#### **4.1.10 ÖPUL-Maßnahme „Pfleger ökologisch wertvoller Flächen“ typisch für Extensivflächen**

Auf den kartierten Flächen sind von den insgesamt bis zu acht vorhandenen Maßnahmen maximal fünf auf einer Fläche wirksam. Die Grundförderung im Allgemeinen bietet zuallererst eine gewisse Beschränkung der Intensität. Die Maßnahmen „Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel im Grünland (VBG)“, „Pfleger ökologisch wertvoller Flächen (WF)“ und „Silageverzicht (SV)“ sind mit Sicherheit die Maßnahmen, die den größten Effekt auf die Ausstattung der Vegetation haben. Besonders die Maßnahmen „Silageverzicht“ und „Erhaltung ökologisch wertvoller Flächen“ haben durch eine Verzögerung des Schnittzeitpunktes wesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Pflanzendecke. 31 der untersuchten Intensivflächen (88 %) erhalten Grundförderung und sind mit entsprechenden Auflagen belegt. Bei den extensiven Flächen liegt die Abdeckung mit Grundförderung bei 93 %. Hinsichtlich der Belegung von Flächen mit der Maßnahme „WF“ kommt die klare Dominanz von Extensivflächen zum Vorschein. Lediglich 20 % der intensiven Flächen und knapp 80 % der extensiven Flächen werden (unter anderem) mit dieser Maßnahme bewirtschaftet. Diese hat einen großen Einfluss auf die Bewirtschaftung, da diese Flächen im Lauteracher Ried mit einer strengen Mähzeitpunktfestsetzung belegt sind. Zumeist ist die Mahd erst in der ersten Septemberwoche erlaubt.

Aufgrund ihrer hohen Intensität ist jedoch anzunehmen, dass ein Großteil der mit „WF“ belegten Intensivflächen nur aufgrund der Feldstück-Grundstücksproblematik diese Maßnahme irrtümlich zugewiesen bekommen hat.



Auf zumindest zwei der nicht mit WF belegten extensiven Flächen hat sich zum einen ein Schilf-dominiertes und zum anderen ein Seggen-dominiertes Bestands entwickelt. Beide sind weit von einer Streuwiese bzw. einem streuwiesenähnlichen Bestand entfernt. Dies ist auf die fehlende Mahd dieser Flächen zurückzuführen, die sonst auf den WF-Flächen vorgeschrieben ist.

In Bezug auf die Maßnahme „Silageverzicht“ sind die Abdeckungen von extensiven und intensiven Flächen wieder relativ ähnlich.

#### **4.1.11 Der Beitrag des ÖPUL – Verlangsamung der Intensivierung**

Zusammenfassend ist zu sagen, dass trotz der negativen Entwicklung der letzten Jahre (Jahrzehnte) das ÖPUL sicher dazu beigetragen hat, den Trend hin zur Intensivierung zumindest zu verlangsamen. Das ÖPUL bietet einen Anreiz zur Extensivierung der Wiesenflächen im Ried und dadurch wird die Diversität im Ried enorm erhöht. Dies ist auch eine der Grundlagen für die Erhaltung bzw. Verbesserung der Niedermoorlandschaft in diesem Raum. Die Extensivierung führt relativ schnell (innerhalb weniger Jahre aufgrund des Fehlens einer Samenbank für die Intensivwiesen) zu einer Dominanz klassischer Streuwiesenarten, ohne jedoch die typische Kombination verschiedener Pflanzenarten einer Streuwiese zu ermöglichen. Die Maßnahme „WF“ ist der wichtigste Faktor für eine Extensivierung. Obwohl diese Maßnahme das Ziel hat, die Streuwiesen zu erhalten, ist dies derzeit jedoch nicht mit dieser Maßnahme (allein) möglich, da die Wasserverhältnisse von entscheidender Bedeutung sind. Jedoch ist „WF“ die einzige Maßnahme, die das Potential zur Rückentwicklung in Richtung Streuwiese enthält.

#### **4.1.12 Wasserverhältnisse ausschlaggebend**

Die Erhaltung typischer Streuwiesen liegt somit mittelfristig nicht nur an der Bewirtschaftung, sondern vor allem auch an den Wasserverhältnissen. Offensichtlich sind die Flächen zu selten überschwemmt bzw. ist der Grundwasserspiegel zu niedrig, um die Etablierung und Erhaltung klassischer, hochstaudenarmer Streuwiesen zu ermöglichen. Daher ist es auch trotz der hohen Abdeckung der Streuwiesen-Flächen mit der Maßnahme „WF“ nicht möglich, die Streuwiesen wieder zu etablieren bzw. zu erhalten. Der späte Mähtermin und die fehlende Düngung schaffen es nicht allein, die Streuwiesen wieder (vermehrt) zu etablieren.

Der Nutzungskonflikt hinsichtlich des Grundwasserstandes ist auf so engem Raum natürlich ein beinahe unlösbares Problem, da viele Intensivwiesen schon jetzt am oberen Feuchte-Limit liegen und eine Erhöhung des Grundwasserstandes sowohl die Pflanzendecke (zum Negativen) verändern würde, als auch eine intensive maschinelle Bewirtschaftung erschweren bis unmöglich machen würde.

#### **4.1.13 Förderung klassischer Streuwiesen**

Daher wäre es seitens des ÖPUL notwendig, die wenigen noch klassischen Streuwiesenflächen vermehrt zu fördern, ohne jedoch die derzeitigen Förderungen zu beschneiden. Die heutigen, hochstaudenreichen Streuwiesen-Flächen stellen wertvolle Ausgangsflächen für die zukünftigen, hochstaudenarmen Streuwiesen (Niedermoorwiesen) dar. Eine Einstellung der Förderung extensiver Flächen würde vermehrt zur Aufgabe der Nutzung und damit zu Verschilfung bzw. Zunahme von Seggen-

beständen (beide nicht optimal) führen. Um die Entwicklung klassischer Streuwiesenflächen neben angemessener Nutzung optimal zu unterstützen, wäre ein „besseres“ Management des Wasserhaushaltes im Ried notwendig. Da dies jedoch ein parzellegebundenes Maßnahmenkonzept wie ÖPUL nicht leisten kann, wäre die Anwendung eines regionalen Naturschutzplanes sinnvoll, der auf die Etablierung der Streuwiesen durch ein Wasserstandsmanagement abzielt. Ein solcher regionaler Plan könnte dabei durch „WF“-Maßnahmen unterstützt werden.

Hilfreich bei der Einrichtung eines derartigen Regionalplanes ist die Tatsache, dass von den untersuchten 28 Extensivflächen 22 als geschützte Streuwiesen ausgewiesen sind. Diese Wiesen unterliegen den Nutzungsaufgaben der Streuwiesenbiotopverbund-Verordnung Rheintal-Walgau (Vorarlberger LGBl.Nr. 39/1996) und somit einer restriktiven Nutzung. In dieser Verordnung gibt es im Unterschied zum ÖPUL auch Vorschriften hinsichtlich des Wasserhaushaltes, der als wichtigster ökologischer Faktor im Ried zum Tragen kommt.

#### 4.1.14 Förderung mittlerer Intensität

Um den typischen Streuwiesenarten die Wiederbesiedelung von Flächen zu erleichtern, wäre es außerdem sinnvoll, großflächig intensive Bereiche durch vorgeschriebene mäßig intensive (2-maliger Schnitt, moderate Düngung, Silageverzicht) Flächen (beispielsweise ab einer bestimmten Flächengröße) aufzulockern („stepping stones“). Für diesen „Landscape“-Faktor wäre besonders die verstreute Anlage (bzw. Förderung) solcher Flächen, ausgehend von Flächen in unmittelbarer Nähe zu Streuwiesen, wichtig.

Auch wäre es von Vorteil, Anreize zu schaffen, auf eine vollständige Extensivierung bzw. Intensivierung zu verzichten. Damit ließe sich die Anzahl der Flächen mittlerer Intensität erhöhen. Diese „stepping stones“ der Landschaft wären dann der Ausgangspunkt für eine solche Wiederbesiedelung von Flächen.

## 4.2 Vogelkartierungen

Die Ergebnisse dieser Studie reihen sich in die bisher bekannten europäischen Untersuchungen ein.

So sind signifikant höhere Vogeldichten oder langfristig bessere Populationstrends auf Förderflächen nicht häufig, ja z. T. gar nicht zu finden (z. B. Übersicht für Europa in KLEIJN & SUTHERLAND 2003, Wiesenvögel in Holland in KLEIJN & VAN ZUIJLEN 2004). Das mag zum einen an der Wirkungslosigkeit mancher Maßnahmen im Hinblick auf eine Förderung der Biodiversität liegen (z. B. KLEIJN et al. 2001) – dies konnte in dieser und in einer Vorgängerstudie (UMWELTBUNDESAMT 2004) für die Grundförderung gezeigt werden. Sie zeigt weder im Simultan- noch im Zeitvergleich irgendwelche positiven Auswirkungen auf die Häufigkeit oder Siedlungsdichte von Wiesenvögeln.

Ein zweites, aus holländischen Untersuchungen bekanntes Phänomen ist, dass zwar die Siedlungsdichten von Wiesenvögeln auf „Wiesenvogel-Programmflächen“ erhöht sind, dass sich aber die Populationstrends zwischen Programm- und Nicht-Programm-Flächen nicht unterscheiden (KLEIJN & VAN ZUIJLEN 2004). Dies führt die Autoren zum Schluss, dass die Schutzmaßnahmen mittelfristig nicht zu erhöh-



ten Revierzahlen geführt haben und die Unterschiede zwischen den Flächen von Faktoren bestimmt wurden, die bereits zu Beginn der Untersuchungen wirkten (z. B. unterschiedliche Vorbedingungen von geförderten und nicht geförderten Flächen). Auch im Lauteracher Ried konnten wir keine Auswirkungen auf Bestandsveränderungen durch ÖPUL-Maßnahmen finden.

Die Ursachen für den Europaweiten Rückgang von Wiesenvögeln sind vielfältig und reichen von direkter Gefährdung durch landwirtschaftliche Arbeiten („Ausmähen“) über Probleme des Nahrungserwerbs auf intensiv bewirtschafteten Flächen bis zu erhöhten Prädationsraten und negativen Auswirkungen von vorverlegten Brutzeiten (Zusammenfassung in DÜTTMANN 1997). Einige dieser Gefährdungsfaktoren spielen auch im Lauteracher Ried eine zentrale Rolle: so sind z. B. die Bestände des Großen Brachvogels trotz jährlich gleichbleibender Revierzahlen bedingt durch 100%ige Nestprädation vom Verschwinden bedroht. Schutzmaßnahmen müssen hier über „normale“ landwirtschaftliche Fördermaßnahmen hinausreichen und sollten wohl auch Maßnahmen zum Offenhalten großer Flächen ohne Aussichtswarten und Leitstrukturen für Prädatoren umfassen. Dahingegen können für das Lauteracher Ried Verluste durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung und Nahrungspässe zumindest auf den Förderflächen ausgeschlossen werden.

Drei Problemkreise, die das Lauteracher Ried wahrscheinlich ebenso wie viele andere Talbodengrünlandflächen in Österreich betreffen, sollen kurz umrissen werden.

Ein beträchtlicher Anteil von Wiesenvögeln brütet nicht nur in geförderten und geschützten Extensivwiesen sondern auch in Gräben und Grabenrandstrukturen (siehe Tab. 26 und Abb. 28). Diese Strukturen, ihr Erhalt und ihre naturschutzkonforme Bewirtschaftung sind nicht gefördert. Es scheint daher plausibel, dass im Zusammenhang mit „Grabenpflegemaßnahmen“ ein beträchtlicher Anteil an Wiesenvogelgelegen verloren geht (v. a. Baumpieper, Braunkehlchen, Feldschwirl, Goldammer, Sumpfrohrsänger).

Weiters sind zur langfristigen (!) Sicherung von Wiesenvogelvorkommen regionale Mindestbestände unbedingt notwendig. So werden z. B. beim Braunkehlchen je nach Autor (20)–30–(100) Reviere als minimale (selbst reproduzierende) überlebensfähige Population angegeben (BASTIAN & BASTIAN 1996, OPPERMANN & SPAAR 2003, MÜLLER et al. 2005) – sinken die Bestände unter diese Mindestgrenze, ist das Verschwinden des Braunkehlchens auch in „optimal“ bewirtschafteten Schutzgebieten u. U. nicht mehr aufzuhalten (vgl. Entwicklung in oberösterreichischen Naturschutzgebieten 1998–2004; UHL 2005).

Und drittens ergeben sich auch auf WF-Flächen – obwohl sie die derzeit optimalsten Fördermöglichkeiten für Wiesenvögel bieten – Probleme die nach einer langfristigen Lösung verlangen. Durch die Absenkung des Wasserspiegels im gesamten Gebiet des Lauteracher Rieds entwickeln sich WF-Flächen auch bei optimaler Bewirtschaftung in Richtung Hochstaudenfluren und entfernen sich zusehends vom angestrebten Zustand einer Streuwiese. Damit geht zum einen Brutlebensraum für eine Vielzahl von Wiesenvogelarten verloren (v. a. wiesenbrütende Watvögel wie Kiebitz, Bekassine, Uferschnepfe und Großer Brachvogel), zum anderen sind solche Hochstaudenfluren auch für wiesenbrütende Singvögel, wie das Braunkehlchen, nur suboptimale Lebensräume. Braunkehlchen können zwar in Randbereichen dieser Hochstaudenfluren sichere Nistmöglichkeiten vorfinden, sind jedoch durch die dichten Hochstaudenbestände in ihrer Nahrungssuche stark behindert. Die Jagdstrategien von Braunkehlchen sind vielfältig, konzentrieren sich aber, neben den energieintensiven Jagd- und Schwirflügen, v. a. auf die Nahrungssuche im Bodenbereich lückiger Wiesenbe-

stände (vgl. BASTIAN & BASTIAN 1996). Diese letztere Jagdstrategie steht den Braunkehlchen in dichten Hochstaudenfluren nicht mehr zur Verfügung. Ein Indiz dafür, dass diese Annahme auch und besonders für das Lauteracher Ried zutrifft, ergibt eine optische Analyse von Abb. 28. Ein großer Teil der Braunkehlchenregistrierungen gelang im Übergangsbereich von WF-Flächen (hochstaudenreich) zu intensiven Mähwiesen (offen und für die Bodenjagd leicht zu überblicken, jedoch geringe Evertebratendichten). Die Beobachtungsdichte ist mit nur zwei Begehungen zwar gering, die Verteilung der Braunkehlchen jedoch augenscheinlich.

#### 4.2.1 Vorschläge für Förderungen

Zusammenfassend können folgende Vorschläge für ein an den Schutz von Wiesenvögeln angepasstes Fördersystem unterbreitet werden (vgl. z. B. OPPERMANN & SPAAR 2003, SPAAR et al. 2002):

- Die Förderungen sind auf die artspezifischen brut- aber auch nachbrutzeitlichen Anforderungen der Arten abzustimmen (Mahdtermine je nach Zielart von Anfang Juli für das Braunkehlchen bis Mitte August/Anfang September für den Wachtelkönig).
- Unter Umständen ist eine großflächige gezielte Staffelung der Mahdtermine sowohl für den Schutz der Wiesenvögel als auch für die LandbewirtschaftlerInnen ein optimaler Kompromiss.
- Unbedingte Einhaltung wiesenvogelfreundlicher Mahdmethoden (vom Zentrum nach außen – nie nach innen, langsam fahren).
- Gezielte Fördermaßnahmen für Erhalt und gezielte Pflege von Gräben und Grabenrandstrukturen (0,5 bis 1 Meter vom Graben entfernt) können nur wärmstens empfohlen werden. Viele Wiesenvogelarten sind wohl allein mit dieser Maßnahme bei geringem finanziellem Aufwand (da die dafür benötigten Flächen klein sind) effektiv zu schützen. Als „Nebeneffekt“ können Teilpopulationen über solche Graben- und Saumsysteme großflächig miteinander verbunden werden.
- Die Angaben zu Mindestanteilen an gezielt gefördertem Grünland schwanken je nach Autor; sie liegen zwischen 10–20 % eines größerflächigen Grünlandgebiets.
- Abschließend muss noch festgehalten werden, dass auch bei bestmöglichen landwirtschaftlichen Förderungen (z. B. WF-Flächen für Wiesenbrüter) andere Faktoren – wie die großflächige Entwässerung des Gesamtgebiets – den Erfolg dieser Maßnahmen stark beeinträchtigen können. Hier empfiehlt sich eine Kombination bisher verbreiteter Förderungen mit neuen Instrumentarien –z. B. Anhebung des Grundwasserstands in ausgewiesenen Wiesenbrütergebieten. Diese kombinierten Maßnahmen könnten z. B. im Rahmen eines regionalen Naturschutzplans erarbeitet werden.

#### 4.2.2 Vorschläge für ein Monitoring

Ein erfolgreiches Monitoring von Vögeln als Indikator für die Überprüfung der Effizienz von Agrarumweltmaßnahmen verlangt folgende Voraussetzungen (z. B. FEEHAN 2003, KLEIJN & SUTHERLAND 2003 erweitert nach eigenen Angaben):

- Eine sukzessive Untersuchung einer genügend großen Anzahl an Stichproben (Zeitvergleich ausreichend vieler Maßnahmen- und Nicht-Maßnahmen-Flächen).
- Eine solide Basislinie als Ausgangspunkt für die Untersuchungen.



- Genügend große Monitoringflächen (je nach Vogelart und deren Flächenansprüchen zumindest 1–5 km<sup>2</sup>).
- Die Miteinbeziehung überregionaler Trends (z. B. österreichweites bzw. staatenübergreifendes Brutvogelmonitoring) in die Interpretation der Ergebnisse.
- Und zuletzt u. U. die laufende Erhebung von Daten zum Bruterfolg der einzelnen Arten (nur so lassen sich Minimal Viable Population-Konzepte anwenden und Mindestgrößen von überlebensfähigen Populationen errechnen; vgl. MÜLLER et al. 2005).

## 5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Für das Lauteracher Ried sind seggen-dominierte Niedermoore und Pfeifengras-Streuwiesen typische Habitate, die die Landschaft prägen. Streuwiesen haben sich als Niedermoor-Nachfolgegesellschaften bei extensiver Nutzung (einschüriger Herbstmahd und Düngeverzicht) eingestellt.

Die einstigen Niedermoor- und Streuwiesenflächen der 50er Jahre sind durch Änderungen des Wasserhaushaltes (Drainagen) zum einen in Intensivflächen verwandelt worden, die intensiv gedüngt und fünf bis sechs mal gemäht werden. Zum anderen haben sie sich bei unterbliebener landwirtschaftlicher Nutzung (insbesondere Mahd) zu Brachflächen mit Hochstaudenfluren entwickelt. Die Auswertung der Orthofotos zeigt dementsprechend einen leichten Rückgang der früh gemähten Intensivwiesen zugunsten von später gemähten Extensivwiesen (inkl. solcher Brachen) zwischen 1999 und 2001.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen zeigten nun, dass das Potential an typischen Niedermoorpflanzenarten in den Extensivflächen durchschnittlich sechsmal größer ist als in den Intensivflächen. Jedoch auch dort ist es noch rudimentär vorhanden. Weiters ist auch die Anzahl an gefährdeten „Rote Liste“-Pflanzenarten in Extensivflächen höher.

In Zusammenhang mit dem Vorhandensein von ÖPUL-Maßnahmen konnte festgestellt werden, dass auf Flächen mit einer größeren Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen (ÖPUL-Index, bei dem die ÖPUL-Maßnahmen gemäß ihrer naturschutzfachlichen Relevanz aufsummiert werden) mehr Niedermoorpflanzenarten anzutreffen sind.

Dabei findet die Maßnahme „Pfleger ökologisch wertvoller Flächen“ (WF) auf 80 % der Extensivflächen statt, jedoch auf nur 20 % der intensiv genutzten Flächen. Auch in den Auswertezellen der Luftbildinterpretation ist der Anteil extensiver Grünlandflächen korreliert mit der Teilnahmequote an WF. Mit dieser Maßnahme wird im Lauteracher Ried eine einmalige, jedoch im Jahresverlauf späte Mahd (erste Septemberwoche) festgelegt, wodurch die Etablierung typischer Niedermoorarten optimal gefördert wird. Auf diesen WF-Flächen wurden auch höhere Revier- und Individuenzahlen der meisten Wiesenvogelarten festgestellt als auf Flächen ohne WF-Maßnahmen. Vor allem wiesenbrütende Vögel (Kiebitz, Bekassine, Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Braunkehlchen) sind auf hochstaudenfreie bzw. -arme Flächen als Brutlebensraum und Raum zur Nahrungssuche angewiesen, welche durch regelmäßige Mahd sichergestellt werden.

Die ökologisch effektive Maßnahme „WF“ müsste jedoch durch Maßnahmen betreffend die Wasserverhältnisse auf den Flächen unterstützt werden, um hochstaudenarme Streuwiesen (Niedermoorwiesen) als Habitate für Niedermoorpflanzenarten und Wiesenvögel wieder dauerhaft zu etablieren.

Für die Habitat- und Landschaftsvielfalt im Gebiet sind zudem auch nicht geförderte Flächen und Kleinstrukturen, wie Gräben und Grabenrandstrukturen, von entscheidender Bedeutung. Diese beherbergen hohe Dichten und Häufigkeiten einiger Wiesenvogelarten (v. a. Singvögel wie Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Braunkehlchen). Sie sind aber nicht direkt von ÖPUL-Maßnahmen angesprochen, weder von Naturschutzmaßnahmen noch von der Grundförderung oder der Teilnahme an ÖPUL allgemein. Veränderungen dieser nicht geförderten Flächen geschehen unabhängig von einer Teilnahme an ÖPUL-Maßnahmen.



Auswirkungen der Grundförderung alleine auf Häufigkeit oder Siedlungsdichte von Wiesenvögeln wurden nicht festgestellt, auch die Anzahl an typischen Niedermoorpflanzenarten und Rote-Liste-Pflanzenarten ist bei der Grundförderung alleine relativ gering und steigt mit zunehmender Anzahl an ÖPUL-Maßnahmen auf den Flächen.

Die Populationstrends im Vogelbestand zwischen 1998 und 2005 unterscheiden sich nicht zwischen Rastern mit hohem bzw. solchen mit niedrigem ÖPUL-Förderanteil. Dies gilt auch für die Landschaftsentwicklung: Die Änderungen in der Landschaftsstruktur sind nicht mit der Teilnahme an ÖPUL-Maßnahmen korreliert.

Der zeitliche Vergleich der Vegetationsaufnahmen 1996 und 2005 zeigt, dass sich die Intensivflächen weiter ausgebreitet haben. Um das Potential der Intensivflächen an klassischen Niedermoorpflanzenarten zu erhalten bzw. zu steigern, wären Düngungsbeschränkungen und Beschränkungen der Mahdanzahl und ein intakter/verbesserter Wasserhaushalt notwendig. Weiters könnte eine Auflockerung der von großflächigen, intensiv genutzten Wiesen dominierten Landschaft durch mäßig intensiv bewirtschaftete Flächen die Habitat- und Landschaftsvielfalt entscheidend verbessern. Auf diesen mäßig intensiven Flächen sollten zweimalige Mahd und moderate Düngung stattfinden und sie sollten mit Streuwiesenflächen räumlich vernetzt sein.

Eine großflächige gezielte Staffelung der Mahdtermine wäre neben gezielten Fördermaßnahmen für Gräben und Grabenrandstrukturen auch für die Erhaltung von Wiesenvogelarten von entscheidender Bedeutung. Wiesenvogelfreundliche Mahdmethoden sollten dabei zur Anwendung kommen.

Da der Wasserhaushalt im Gebiet einen entscheidenden Faktor darstellt und dessen Management nicht im Einflussbereich des ÖPUL 2000 liegt, wäre eine Kombination der Wirkungen von ÖPUL-Maßnahmen, Natura 2000-Gebiets-Management und regionalem Naturschutzplan – unter Berücksichtigung der Vorarlberger Streuwiesenbiotopverbund-Verordnung Rheintal-Walgau – für die naturschutzfachlich positive Entwicklung des gesamten Gebietes notwendig.

## 6 LITERATUR

- AEBISCHER, N. J.; EVANS, A. D.; GRICE, P. V. & VICKERY, J. A. (2000 eds.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. British Ornithologists Union, Tring, UK.
- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Eugen Ulmer, Stuttgart, Wien.
- BAINES, D.; WARREN, P. & CALLADINE, J. (2002): Spatial and temporal differences in the abundance of black grouse and other moorland birds in relation to reductions in sheep grazing. *Aspects of Applied Biology* 67: 245–252.
- BALÁTOVÁ-TULÁCKOVÁ, E. (1972): Flachmoorwiesen im mittleren und unteren Opava-Tal (Schlesien). Prag, Academia 1972.
- BASTIAN, H.-V. & BASTIAN, A. (1996): Das Braunkehlchen. Opfer der ausgeräumten Kulturlandschaft. Aula, Wiesbaden.
- BEINTEMA, A. J. (1986): Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* 111: 301–310.
- BEINTEMA, A. J.; BEINTEMA-HIETBRINK, R. J. & MÜSKENS, G. J. (1985): A shift in the timing of breeding in meadow birds. *Ardea* 73: 83–89.
- BERG, A. & PÄRT, T. (1994): Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17: 147–152.
- BERNHARDT, K.-G. (1997): Die Pflanzengesellschaften des Fürstentums Liechtenstein - IV Nasse Wiesen und Hochstaudenfluren, Niedermoore, Grossseggenrieder, Röhrichte, Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften Schaan Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* 117 (1): 1–69.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. (1993): Bird census techniques. Academic Press.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt – Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. *Beträge zur Avifauna des Rheinlandes* 12: 1–236.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Verlag Gustav Fischer.
- CHAMBERLAIN, D. E. & FULLER, R. J. (2000): Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 1–17.
- CHAMBERLAIN, D. E.; FULLER, R. J.; BUNCE, R. G. H.; DUCKWORTH, J. C. & SHRUBB, M. (2000): Changes in abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771–788.



- CHAMBERLAIN, D. E.; FULLER, R. J.; SHRUBB, M.; BUNCE, R. G. H.; DUCKWORTH, J. C.; GARTHWAITE, D. G.; IMPEY, A. J. & HART, A. D. M. (1999): The Effects of Agricultural Management on Farmland birds. BTO Research Report no. 209. British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- CHAMBERLAIN, D. E.; WILSON, A. M.; BROWN, S. J. & VICARI, J. A. (1999): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856–870.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. Akademie Verlag, Berlin.
- DONALD, P. F.; GREEN, R. E. & HEATH, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 25–29.
- DONALD, P. F.; PISANO, G.; RAYMENT, M. D. & PAIN, D. J. (2002): The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 167–182.
- DÜTTMANN, H. (1997): Wiesenvögel und ihre Abhängigkeit von weiträumigem Extensivgrünland. BSH Merkblatt 52 – Wiesenvögel.
- DVORAK, M. & TEUFELBAUER, N. (2000): Bestandsschwankungen österreichischer Brutvögel in den Jahren 1998-2000. Ergebnisse des Brutvogelmonitorings von BirdLife Österreich. *Vogelkd. Nachr. Ostösterreich* 11: 85–90.
- DVORAK, M. & TEUFELBAUER, N. (2003): Monitoring der Brutvögel Österreichs. Bericht über die Saison 2002. Typoskript, BirdLife Österreich, Wien.
- DVORAK, M. & TEUFELBAUER, N. (2005): Monitoring der Brutvögel Österreichs – Bericht über die Saison 2004. BirdLife Österreich, Wien.
- DVORAK, M. & WICHMANN, G. (2003): Die Vogelwelt Österreichs im dritten Jahrtausend. Monitoring-Programme für Vögel in Österreich. BirdLife Österreich, Wien.
- DVORAK, M.; POLLHEIMER, M.; WRBKA, T.; MOSER, D. & ZECHMEISTER, H. G. (2000): Bioindikatoren zur nachhaltigen Nutzung österreichischer Kulturlandschaften. Endbericht zum Forschungsprojekt (Modul IN5 „Bioindikationssysteme mit überregionaler Gültigkeit“ des BMBWKL-Leitschwerpunktes „Kulturlandschaftsforschung“) an das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt, Wien.
- EK (Europäische Kommission) (2000): Gemeinsame Bewertungsfragen mit Kriterien und Indikatoren. Dokument VI/12004/00 endg.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht; 4. Ausgabe. Ulmer; Stuttgart.
- ESSL, F.; EGGER, G.; KARRER, G.; THEISS, M. & AIGNER, S. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Grünland, Gründlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Umweltbundesamt-Monographie M-167. Wien
- FEEHAN, J. (2003): Ecological monitoring and evaluation of agri-environment schemes. <http://ecologic.ecologic-events.de/ecodown/capenlarge/>. (Website der internationalen Konferenz: EU: CAP and Enlargement – An Opportunity for Nature and Environment?).



- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (1999): Current status and new results from the German Common Birds Census (DDA Monitoring Program). *Vogelwelt* 120: 47–51.
- FÖGER, M.; POLLHEIMER, M. & POLLHEIMER, J. (1998): The importance of extensive meadows for bird protection in Alpine valleys – a case study. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 253–258.
- FRÜHAUF, J. (1997): Der Wachtelkönig *Crex crex* in Österreich: Langfristige Trends, aktuelle Situation und Perspektiven. *Vogelwelt* 118: 195–207.
- FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*) Österreichs.
- FULLER, R. R. & LANGSLOW, D. R. (1994): Ornithologische Bewertungen für den Arten- und Biotopschutz. In: USHER, M. B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 212–235.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1966–1997): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 14 Bände. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GRABHER, M. (1995): Lauteracher Ried. In: DVORAK, M. & KARNER, E. (Hrsg.): Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71, Umweltbundesamt, Wien.
- GRABHERR, G. & MUCINA, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetation, Jena, Gustav-Fischer-Verlag.
- GREEN, R. E. (1994): Diagnosing causes of bird population declines. *Ibis* 137, Sonderheft: 47–55.
- GREEN, R. E. & RAYMENT, M. D. (1996): Geographical variation in the abundance of the Corn-crake *Crex crex* in Europe in relation to the intensity of agriculture. *Bird Cons. Int.* 6: 201–211.
- GREENE, D. F. & CALOGEROPLOSUS, C. (2001): Measuring and modelling seed dispersal of terrestrial plants in dispersal ecology : 42nd Symposium of the British Ecological Society (Symposia of the British Ecological Society) (Paperback) by BULLOCK, J., KENWARD, R., HAILS, R. (eds.), WEBB, N. R. (Series ed.), Blackwell.
- HABERL, H.; PLUTZAR, C.; ERB, K. H.; FISCHER-KOWALSKI, M.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; POLLHEIMER, M.; SAUBERER, N.; SCHULZ, N. B. & WEISZ, H. (2004a): Der Einfluss des Menschen auf die Artenvielfalt. Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion als Pressure-Indikator für den Verlust von Biodiversität. Social Ecology Working Paper 66, 32 Seiten.
- HABERL, H.; PLUTZAR, C.; ERB, K. H.; GAUBE, V.; POLLHEIMER, M. & SCHULZ, N. B. (2005): Human Appropriation of Net Primary Production and Avifauna Diversity in Austria. Agriculture, Ecosystems and Environment. In Druck.
- HABERL, H.; SCHULZ, N. B.; PLUTZAR, C.; ERB, K.-H.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; MOSER, D.; SAUBERER, N.; WEISZ, H.; ZECHMEISTER, H.G. & ZULKA, P. (2004b): Human Appropriation of Net Primary Production and Species Diversity in Agricultural Landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 102: 213–218.
- HENDERSON, I. G. & EVANS, A. D. (2000): Responses of farmland birds to set-aside and its management. In: AEBISCHER, N. J.; EVANS, A. D.; GRICE, P. V. & VICKERY, J. A. (eds.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds: 69–76. British Ornithologists Union, Tring, UK.



- HILL, M.O. (1979): TWINSPLAN, a FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-way Table by Classification of the Individuals and Attributes. Cornell University, Ithaca, New York.
- ICONES FLORAE AUSTRIACAE (<http://flora.nhm-wien.ac.at/Seiten-Arten/Allium-suaveolens.htm>) – Bilddatenbank der Wildpflanzen Österreichs; Zugriff: 24.08.2005
- JUNGMEIER, M. & WERNER, K. (1999): Österreichische Feuchtgebietsstrategie. Broschüre im Auftrag der Bundesländer und des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie: 31 S.
- KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, Wolfurt/Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3.
- KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau – Rote Listen 2. 256 p.
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecology* 40: 947–969.
- KLEIJN, D. & VAN ZUIJLEN, G. J. C. (2004): The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation*: in Druck.
- KLEIJN, D.; BERENDSE, F.; SMIT, R. & GILISSEN, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723–725.
- KREBS, C. J. (1985): *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper & Collins.
- KUSCHERT, H. (1983): *Wiesenvögel in Schleswig-Holstein*. Husum.
- LANDMANN, A. & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols: Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl.* 14: 1–182.
- LANDMANN, A.; LENTNER, R. & BÖHM, C. (1994): Estimating songbird numbers by grid mapping? A methodological comparison. In: HAGEMEIJER, E. J. M. & VERSTRAEL, T. J. (Hrsg.): *Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands*. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen: 513–523.
- LANDMANN, A.; GRÜLL, A.; SACKL, P. & RANNER, A. (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. *Egretta* 33: 11–50.
- LAUBER, K. & WAGNER, G. (1996): *Flora Helvetica*. Verlag Paul Haupt, Bern; Stuttgart; Wien.
- LAUTERACH (1953): *Heimatbuch Lauterach, Teutsch, Bregenz*, 223 S.
- LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. *Ornithol. Beob.* 74: 137–192.
- MARCHANT, J. H.; HUDSON, R.; CARTER, S. P. & WHITTINGTON, P. A. (1990): *Population Trends in British Breeding Birds*. British Trust for Ornithology, Theford, UK.
- MARKERT, B.A., BREURE, A. M., ZECHMEISTER, H. G. (2003): *Bioindicators and biomonitors - Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam.



- MEYER-CORDS, C. & BOYE, P. (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten: Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. *Natur und Landschaft* 74: 99-101.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation, Gustav-Fischer-Verlag, Jena.
- MÜLLER, M.; SPAAR, R.; SCHIFFERLI, L. & JENNI, L. (2005): Effects of changes in farming of subalpine meadows on a migrant bird, the Whinchat (*Saxicola rubetra*). *J. Ornithol.* 146: 14–23.
- NIKLFIELD, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Bd. 10. Graz.
- NORRIS, K. & PAIN, D. J. (2002, eds.): *Conserving Bird Biodiversity: General Principles and their Application*. University Press, Cambridge.
- OBERDORFER, E. (1977): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I.*, Verlag Gustav Fischer
- OBERLEITNER, I. & DICK, G. (1994): Feuchtgebietsinventar Österreich. Grundlagenerhebung. Diverse Publikationen, Band 001. Umweltbundesamt, Wien. Siehe auch unter <http://gis.umweltbundesamt.at/austria/natur/feuchtgebiete/Map.faces>
- OPPERMANN, R. & SPAAR, R. (2003): Artenreiches Grünland – Lebensraum für Wiesenbrüter. S. 128-133. In: OPPERMANN, R. & GUJER, H. U. (Hg.): *Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis*. Ulmer, Stuttgart.
- PAIN, D. J. & PIENKOWSKI, M. W. (1997): *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London.
- PEACH, W. J.; LOVETT, L. J.; WOTTON, S. R. & JEFFS, C. (2001): Countryside stewardship delivers curlew buntings (*Emberiza cirius*) in Devon, UK. *Biol. Conservation* 101: 361–373.
- PETERSEIL, J. (1999): JOKL-LSD. Landscape Structure Database. Abt. f. Vegetationsökologie, Landschaftsökologie und Naturschutzforschung, Institut für Ökologie und Naturschutz, Univ. Wien. Unveröffentl. Manual, Wien.
- PFEIFER, R. & BRANDL, R. (1991): Der Einfluss des Wiesenmahdtermins auf die Vogelwelt. *Ornithol. Anz.* 30: 159–171.
- POLLHEIMER, J. & POLLHEIMER, M. (1998): Auswirkung von Struktur und Bewirtschaftungsform eines Grünlandgebietes im steirischen Ennstal auf Vorkommen und Siedlungsdichte ausgewählter Brutvögel. *Mitt. Landesmus. Joanneum Zool.* 51: 7–14.
- POLLHEIMER, J.; POLLHEIMER, M. & FÖGER, M. (1997): Einfluss von Habitatstrukturen und Nutzungsformen auf die Brutvogelgemeinschaften eines ausgedehnten Feuchtwiesen-Moorkomplexes im mittleren steirischen Ennstal. *J. Ornithol.* 138: 382.
- POLLHEIMER, M. & POLLHEIMER, J. (2002): Extensivierung, Intensivierung, Degradierung: Vogelwelt und Wiesenbewirtschaftung - ein "Freilandexperiment". *J. Ornithol.* 143: 243.
- POLLHEIMER, M.; FÖGER, M. & POLLHEIMER, J. (1999): Anwendung und Effizienz der quantitativen Rasterkartierung zur Erhebung des Brutbestandes von Singvögeln einer inneralpinen Wiesenlandschaft. *Ornithol. Beob.* 96: 1–12.
- POLLHEIMER, M.; WRBKA, T. & ZECHMEISTER, H. G. (Hg.) (2002a): Moose, Gefäßpflanzen und Vögel als Bioindikatoren nachhaltiger Nutzung österreichischer Kulturlandschaften. Modul IN5 „Bioindikationssysteme mit überregionaler Gültigkeit“ des Leitschwerpunktes „Kulturlandschaftsforschung“ des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft und Kultur. Unveröffentlichter Projektendbericht, Wien.



- POLLHEIMER, M.; LENTNER, R.; SCHMITZBERGER, I.; MOSER, D. & DVORAK, M. (2002): Vögel als Indikatoren nachhaltiger Almbewirtschaftung in Österreich. *J. Ornithol.* 143: 243.
- POWER, C.; SIMMS, A & WHITE, R. (2001): Hierarchical fuzzy pattern matching for the regional comparison of land use maps. *Int. J. Geographical Information Science* (15) 1, p77–100. <http://www.tandf.co.uk/journals>
- PROJEKTGRUPPE „ORNITHOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG“ DER DEUTSCHEN ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT (1995): Qualitätsstandards für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in raumbedeutsamen Planungen. Minden.
- REITER, K. (1991): VEGI – Ein Programm zur Erstellung und Bearbeitung von Vegetationstabellen. Tagungsband 6. Österreichisches Botanikertreffen in Graz.
- REITER, K. (1993): Computergestützte Methoden der Vegetationsökologie unter besonderer Berücksichtigung der Stichprobenerhebung mit Unterstützung eines geographischen Informationssystems. Diss. Univ. Wien.
- REITER, K. & GRABHERR, G. (1997): Operationalisierung theoretischer Konzepte der Stichprobenwahl. Tagungsband zur 2. Pflanzensoziologische Tagung: Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung; BAL Gumpenstein:15–22.
- RENNWALD, E. (Hrsg.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-ROM. Schriftenr. Vegetationskd. 35: 17–47, Bundesamt f. Naturschutz, Bonn.
- ROTHMALER, W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland - Gefäßpflanzen: Atlasband. Gustav Fischer Verlag Jena, Jena.
- SAUBERER, N.; ZULKA, K. P.; ABENSPERG-TRAUN, M.; BERG, H.-M.; BIERINGER, G.; MILASOWSKY, N.; MOSER, D.; PLUTZAR, C.; POLLHEIMER, M.; STORCH, C.; TRÖSTL, R.; ZECHMEISTER, H. & GRABHERR, G. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117: 181–190.
- SCHIFFERLI, L. (2001): Birds breeding in a changing farmland. *Acta Ornithologica* 36: 35–51.
- SCHIFFERLI, L.; FULLER, R. J. & MÜLLER, M. (1999): Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. *Vogelwelt* 120: 151–161.
- SCHREIBER, H. (Hg.) (1910): Die Moore Vorarlbergs und des Fürstentums Liechtenstein in naturwissenschaftliche und technische Beziehung; Deutschösterreichischer Moorverein; Staab/Böhmen.
- SCHWIMMER, J. (1953): Das Lauteracher Ried. Heimatbuch Lauterach Eigenverlag Gemeinde Lauterach.
- SISA – Simple Interactive Statistical Analysis (ohne Jahreszahl): <http://home.clara.net/sisa/>.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1995): *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Data*. Freeman and Company, New York.
- SPAAR, R.; HORCH, P.; JENNY, M.; WEIBEL, U. & MÜLLER, M. (2002): Nachhaltige Berglandwirtschaft für das stark gefährdete Braunkehlchen. Schweizerische Vogelwarte Sempach und Schweizer Vogelschutz SVS – BirdLife Schweiz.
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog – Grüne Reihe – Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hg.).

- STEININGER, A. (2003): Die Vegetation der Riedgräben im nördlichen Vorarlberger Rheintal, Diplomarbeit Universität Wien.
- STEIF, K. (1983): Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung. *Natur und Landschaft* 58: 340–341.
- SÜDBECK, P.; ANDRETTKE, H.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- TRAXLER, A.; MINARZ, E.; ENGLISCH, T.; FINK, B.; ZECHMEISTER, H. & ESSL, F. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Moore, Sümpfe und Quellfluren, Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden. Monographien, Band 174. Umweltbundesamt. Wien.
- TUCKER, G. M. (1992): Effects of agricultural practices on field use by invertebrate feeding birds in winter. *J. Appl. Ecol.* 29: 779–790.
- TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. (1997): Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 6).
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge: Bird Life International (Bird Life Conservation Series no. 3). 600 pp.
- UHL, H. (2005): Wiesenvögel in Oberösterreich 2004 – Bestandstrends und Naturschutzbezüge auf Basis der landesweiten Kartierung. Projektbericht i. A. des Landes OÖ, Naturschutzabteilung.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Pilotstudie – Vergleichende Biodiversitätsuntersuchungen in ausgewählten Gebieten zur Evaluierung der Effizienz der Maßnahmen gemäß ÖPUL 2000. i. A. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II/1.
- UMWELTBÜRO GRABHER (2000): Evaluierung der Verordnung über den Streuwiesenbiotopverbund Rheintal-Walgau. – Im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung.
- VÄISÄNEN, R. & JÄRVINEN, O. (1977): Dynamics of protected bird communities in an Finnish archipelago. *J. Anim. Ecol.* 46: 891–908.
- VICKERY, J. A.; TALLOWIN, J. R.; FEBER, R. E.; ASTERAKI, E. J.; ATKINSON, P. W.; FULLER, R. J. & BROWN, V. K. (2001): The management of lowland neutral grassland in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecology* 38: 647–664.
- VORARLBERGER LANDSCHAFTSFONDS (1989): Natur und Landschaft in Vorarlberg – Birken-Schwarzes Zeug, Vorarlberger Verlagsanstalt, Dornbirn.
- VORARLBERGER LANDESGESETZBLATT 1995 – 61. Verordnung – Streuwiesenverordnung; Vorarlberger Rechtsinformationssystem online (voris.vorarlberg.at Zugriff: 29.08.2005).
- VORARLBERGER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG UMWELTSCHUTZ (2004): NATURA 2000 - Der Vorarlberger Weg; HÄMMERLE Druck, Hohenems.
- WALDBURGER, E.; PAVLOVIC, V. & LAUBER, K. (2003): Flora des Fürstentums Liechtenstein in Bildern. Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg; Regierung des Fürstentums Liechtenstein. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart.
- WESTHOFF, V., & VAN DER MAAREL, E. (1973): The Braun-Blanquet approach. Ordination and classification of communities. *Den Haag, Junk.* 5: 617–737.



- WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. (1978). The Braun-Blanquet approach. In: WHITTAKER, R.H. (ed.) Classification of plant communities, pp. 287–374. Junk, The Hague.
- WHITTINGHAM, M. J. & EVANS, K. L. (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten, Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröff. ETH Zürich, 90. Heft.
- WILSON, J. D.; TAYLOR, R. & MUIRHEAD, L. B. (1996): Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resample techniques. *Bird study* 43: 320–332.
- WRBKA, T.; FINK, M. H.; BEISSMANN, H.; SCHNEIDER, W.; REITER, K.; FUSSENEGGER, K.; SUPPAN, F.; SCHMITZBERGER, I.; PÜHRINGER, M.; KISS, A. & THURNER B. (2002): Kulturlandschaftsgliederung Österreich – Endbericht des gleichnamigen Forschungsprojekts. Forschungsprogramm Kulturlandschaft 13. BM für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Wien. (CD-ROM).

## 7 ANHANG

### 7.1 Deskriptive Statistik: Strukturparameter Class-Level

Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
11	1999	PLAND	26	38,1	91,22		66,12	15,78
		NP	26	2,0	72,00	485,00		14,51
		ED	26	99,7	972,16		569,35	230,16
		TCA	26	1,9	5,08	92,06		0,89
		ENN_MD	26	0,7	52,42		3,48	10,16
		COHESION	26	99,2	99,91		99,63	0,17
	2001	PLAND	26	19,1	87,89		54,63	21,94
		NP	26	2,0	80,00	751,00		22,06
		ED	26	93,5	931,60		524,30	218,35
		TCA	26	0,9	4,78	75,33		1,20
		ENN_MD	26	0,7	74,14		3,69	14,37
		COHESION	26	99,1	99,88		99,52	0,21
12	1999	PLAND	25	0,2	53,41		18,15	16,61
		NP	25	1,0	81,00	390,00		20,19
		ED	25	4,6	694,16		191,66	160,97
		TCA	25	0,0	2,69	23,36		0,88
		ENN_MD	22	0,7	225,17		17,79	55,66
		COHESION	25	95,2	99,88		99,02	0,97
	2001	PLAND	22	0,1	55,18		20,75	16,43
		NP	22	1,0	160,00	594,00		37,09
		ED	22	4,6	792,25		242,16	201,01
		TCA	22	0,0	3,14	23,68		0,90
		ENN_MD	21	0,7	187,15		14,68	43,34
		COHESION	22	93,4	99,85		98,97	1,33
13	2001	PLAND	12	3,8	39,45		13,18	9,70
		NP	12	1,0	144,00	363,00		43,33
		ED	12	49,8	476,32		178,22	130,09
		TCA	12	0,2	2,00	8,03		0,49
		ENN_MD	10	0,7	102,01		10,98	31,99
		COHESION	12	98,1	99,66		99,28	0,42
2	2001	PLAND	1	5,3	5,26		5,26	,
		NP	1	2,0	2,00	2,00		,
		ED	1	34,0	34,00		34,00	,

Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	1	0,3	0,28	0,28		,
		ENN_MD	1	0,7	0,71		0,71	,
		COHESION	1	99,3	99,32		99,32	,
21	1999	PLAND	11	0,7	22,91		5,62	6,44
		NP	11	1,0	6,00	23,00		1,45
		ED	11	15,3	147,36		54,57	45,01
		TCA	11	0,0	1,26	3,20		0,36
		ENN_MD	7	0,7	185,00		77,76	84,02
		COHESION	11	97,9	99,65		98,83	0,57
22	2001	PLAND	14	0,4	30,93		8,64	10,84
		NP	14	1,0	69,00	104,00		17,99
		ED	14	8,1	261,30		78,10	77,99
		TCA	14	0,0	1,82	6,48		0,62
		ENN_MD	6	0,7	18,74		5,12	7,43
		COHESION	14	96,8	99,84		98,54	1,02
23	1999	PLAND	2	0,8	6,85		3,84	4,25
		NP	2	1,0	1,00	2,00		0,00
		ED	2	25,2	38,64		31,92	9,50
		TCA	2	0,0	0,37	0,40		0,24
		ENN_MD	0					
		COHESION	2	98,0	99,43		98,72	1,00
	2001	PLAND	7	0,0	5,40		2,00	2,33
		NP	7	1,0	12,00	18,00		4,16
		ED	7	0,6	50,64		22,48	17,94
		TCA	7	0,0	0,28	0,70		0,13
		ENN_MD	1	0,7	0,71		0,71	,
		COHESION	7	55,4	99,34		91,82	16,16
24	2001	PLAND	3	0,8	14,32		6,96	6,83
		NP	3	1,0	23,00	25,00		12,70
		ED	3	17,4	141,44		81,49	62,15
		TCA	3	0,0	0,77	1,09		0,37
		ENN_MD	1	1,1	1,12		1,12	,
		COHESION	3	98,0	99,36		98,87	0,76
31	1999	PLAND	17	0,0	1,36		0,33	0,37
		NP	17	1,0	3,00	26,00		0,72
		ED	17	4,2	38,08		13,54	9,62



Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	17	0,0	0,07	0,19		0,02
		ENN_MD	7	11,0	225,35		132,70	86,64
		COHESION	17	89,3	98,48		94,41	2,50
	2001	PLAND	12	0,1	2,29		0,58	0,68
		NP	12	1,0	4,00	15,00		0,87
		ED	12	8,0	50,40		16,47	12,26
		TCA	12	0,0	0,12	0,29		0,03
		ENN_MD	1	1,1	1,12		1,12	,
		COHESION	12	94,4	98,88		96,54	1,31
32	1999	PLAND	5	0,2	2,48		0,98	0,99
		NP	5	1,0	4,00	10,00		1,41
		ED	5	10,6	57,60		29,63	24,71
		TCA	5	0,0	0,11	0,19		0,04
		ENN_MD	2	0,7	6,62		3,66	4,18
		COHESION	5	96,0	98,22		97,11	0,99
	2001	PLAND	12	0,0	4,13		0,77	1,14
		NP	12	1,0	17,00	38,00		4,69
		ED	12	1,4	117,12		27,88	32,18
		TCA	12	0,0	0,17	0,32		0,05
		ENN_MD	5	0,7	65,83		18,40	27,70
		COHESION	12	79,3	98,29		94,52	5,23
33	1999	PLAND	5	0,0	0,22		0,08	0,08
		NP	5	1,0	2,00	7,00		0,55
		ED	5	2,2	16,00		6,14	5,58
		TCA	5	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	2	2,1	21,64		11,88	13,80
		COHESION	5	80,7	94,22		88,37	6,61
	2001	PLAND	14	0,0	0,38		0,14	0,11
		NP	14	1,0	4,00	27,00		0,92
		ED	14	0,3	25,28		10,15	5,91
		TCA	14	0,0	0,01	0,04		0,00
		ENN_MD	9	0,7	184,67		88,02	59,21
		COHESION	14	29,4	96,66		87,98	16,96
41	1999	PLAND	8	0,1	1,09		0,48	0,31
		NP	8	1,0	4,00	13,00		1,06
		ED	8	10,6	96,96		43,87	27,30

Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	8	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	3	0,7	52,40		20,25	28,06
		COHESION	8	93,9	97,69		96,52	1,32
	2001	PLAND	6	0,1	1,08		0,50	0,36
		NP	6	1,0	2,00	7,00		0,41
		ED	6	10,7	97,04		46,81	31,60
		TCA	6	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	1	52,4	52,40		52,40	,
		COHESION	6	94,0	97,69		96,54	1,53
42	1999	PLAND	23	0,0	5,12		1,21	1,18
		NP	23	1,0	201,00	1083,00		55,01
		ED	23	10,9	364,96		133,68	76,91
		TCA	23	0,0	0,13	0,36		0,03
		ENN_MD	17	0,7	1,12		0,73	0,10
		COHESION	23	86,4	99,06		95,13	3,54
	2001	PLAND	11	0,5	1,84		1,00	0,47
		NP	11	1,0	1,00	11,00		0,00
		ED	11	44,2	172,32		91,95	43,80
		TCA	11	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	0					
		COHESION	11	97,3	98,72		98,02	0,54
43	1999	PLAND	19	0,1	2,20		1,04	0,56
		NP	19	1,0	2,00	24,00		0,45
		ED	19	7,8	205,28		95,05	51,70
		TCA	19	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	5	9,0	219,99		110,54	76,64
		COHESION	19	90,3	98,85		97,40	2,17
	2001	PLAND	19	0,1	2,18		1,03	0,56
		NP	19	1,0	2,00	24,00		0,45
		ED	19	7,8	205,12		94,80	51,99
		TCA	19	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	5	9,0	219,99		110,60	76,66
		COHESION	19	90,4	98,84		97,40	2,15
51	1999	PLAND	26	0,7	4,12		1,75	0,85
		NP	26	12,0	56,00	750,00		11,34
		ED	26	52,5	261,76		125,41	54,24



Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	26	0,0	0,08	0,72		0,02
		ENN_MD	26	1,1	13,00		4,58	3,96
		COHESION	26	90,3	94,46		92,38	1,03
	2001	PLAND	26	0,6	3,09		1,61	0,82
		NP	26	10,0	63,00	711,00		16,02
		ED	26	34,4	268,24		118,12	64,73
		TCA	26	0,0	0,05	0,65		0,01
		ENN_MD	26	1,1	34,05		8,04	8,19
		COHESION	26	89,3	94,12		92,54	1,15
52	1999	PLAND	11	0,0	4,07		1,54	1,39
		NP	11	1,0	14,00	51,00		4,43
		ED	11	0,9	214,64		71,24	65,78
		TCA	11	0,0	0,14	0,49		0,05
		ENN_MD	7	0,7	1,41		0,93	0,29
		COHESION	11	66,8	98,59		94,14	9,31
	2001	PLAND	20	0,1	6,11		1,96	1,71
		NP	20	1,0	16,00	135,00		5,34
		ED	20	6,4	261,04		87,81	79,22
		TCA	20	0,0	0,21	1,10		0,05
		ENN_MD	16	0,7	184,80		23,16	59,00
		COHESION	20	91,6	98,24		96,80	1,73
54	1999	PLAND	20	0,2	13,68		2,78	2,98
		NP	20	1,0	27,00	93,00		6,34
		ED	20	8,9	564,00		98,79	118,88
		TCA	20	0,0	0,42	1,89		0,10
		ENN_MD	16	0,7	256,87		58,41	90,50
		COHESION	20	93,0	98,92		97,58	1,41
	2001	PLAND	17	0,1	10,39		1,75	2,38
		NP	17	1,0	55,00	142,00		12,75
		ED	17	5,0	480,09		78,18	109,92
		TCA	17	0,0	0,30	0,88		0,07
		ENN_MD	16	0,7	241,61		31,61	78,25
		COHESION	17	92,4	98,28		96,41	1,79
55	1999	PLAND	17	0,0	5,98		1,18	1,41
		NP	17	1,0	12,00	74,00		3,50
		ED	17	0,6	176,08		49,60	47,62

Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	17	0,0	0,24	0,61		0,06
		ENN_MD	15	0,7	82,62		10,30	21,51
		COHESION	17	55,4	99,00		93,60	10,02
	2001	PLAND	15	0,0	5,47		1,17	1,38
		NP	15	1,0	21,00	114,00		6,60
		ED	15	4,0	249,12		55,21	61,51
		TCA	15	0,0	0,17	0,52		0,04
		ENN_MD	12	0,7	26,88		3,94	7,76
		COHESION	15	89,9	97,43		95,07	2,19
56	1999	PLAND	19	0,0	13,27		4,52	3,90
		NP	19	2,0	41,00	227,00		12,19
		ED	19	4,8	379,52		145,04	123,00
		TCA	19	0,0	0,55	3,25		0,17
		ENN_MD	19	0,7	185,13		18,80	46,67
		COHESION	19	85,8	99,05		97,31	2,91
	2001	PLAND	25	0,0	14,01		3,76	3,44
		NP	25	1,0	57,00	361,00		15,57
		ED	25	0,3	363,14		122,82	100,12
		TCA	25	0,0	0,58	3,53		0,15
		ENN_MD	21	0,7	17,15		2,36	3,53
		COHESION	25	29,4	99,36		94,56	13,62
58	1999	PLAND	17	0,2	2,47		1,00	0,65
		NP	17	1,0	18,00	105,00		4,76
		ED	17	18,5	144,16		76,25	38,47
		TCA	17	0,0	0,06	0,23		0,02
		ENN_MD	16	0,7	25,82		4,34	6,23
		COHESION	17	92,6	98,92		96,04	1,80
	2001	PLAND	22	0,1	7,46		1,91	1,55
		NP	22	1,0	50,00	432,00		13,17
		ED	22	13,1	364,24		150,80	94,76
		TCA	22	0,0	0,19	0,61		0,04
		ENN_MD	21	0,7	2,15		1,06	0,50
		COHESION	22	90,5	98,30		96,03	1,71
7	1999	PLAND	4	0,1	2,16		0,65	1,01
		NP	4	1,0	2,00	7,00		0,50
		ED	4	6,2	77,28		28,12	33,35



Klasse	JAHR		N	Min	Max	Summe	Mittel	SD
		TCA	4	0,0	0,07	0,08		0,04
		ENN_MD	3	0,7	14,09		5,17	7,73
		COHESION	4	92,8	98,29		94,68	2,59
	2001	PLAND	4	0,1	1,81		0,62	0,80
		NP	4	1,0	1,00	4,00		0,00
		ED	4	7,2	26,16		15,54	8,50
		TCA	4	0,0	0,09	0,10		0,04
		ENN_MD	0					
		COHESION	4	94,9	98,71		96,50	1,63
82	1999	PLAND	26	0,6	4,33		1,86	0,93
		NP	26	3,0	102,00	1024,00		30,36
		ED	26	171,6	1165,20		500,05	250,22
		TCA	26	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	26	0,7	63,97		4,27	12,65
		COHESION	26	95,1	98,64		97,00	0,96
	2001	PLAND	26	0,5	4,42		1,94	0,97
		NP	26	2,0	79,00	679,00		19,39
		ED	26	152,5	1163,28		500,73	251,52
		TCA	26	0,0	0,00	0,00		0,00
		ENN_MD	26	0,7	63,74		3,89	12,32
		COHESION	26	95,1	98,94		97,14	1,02
9	1999	PLAND	9	0,0	1,55		0,41	0,54
		NP	9	1,0	4,00	16,00		1,20
		ED	9	0,2	70,72		18,52	21,31
		TCA	9	0,0	0,05	0,11		0,02
		ENN_MD	3	0,7	19,09		9,80	9,19
		COHESION	9	0,0	98,28		82,22	32,10
	2001	PLAND	10	0,0	22,18		2,83	6,86
		NP	10	1,0	21,00	34,00		6,24
		ED	10	1,8	146,56		29,92	43,35
		TCA	10	0,0	1,22	1,48		0,38
		ENN_MD	3	0,7	1,00		0,80	0,17
		COHESION	10	83,3	99,65		94,98	4,80







### 7.3 Kartenbeilagen

- Lage der Untersuchungsgebiete
- Grad der Veränderungen
- Interpretation 2001
- Interpretation 1999

# Lauteracher Ried

Orthofotointerpretation  
und Ornithologisches  
Untersuchungsgebiet

- omithologische Rasterzellen
- Aufnahmen Vegetation



# Lauteracher Ried

Grad der Veränderung  
zwischen 1999 und 2001

Die Berechnung der Änderungen erfolgte auf Basis des Vergleichs der Interpretation von Orthofotos aus 1999 und 2001. Der Grad der Änderung bei bestimmtem Klassenübergang wurde in einer Ähnlichkeitsmatrix definiert.

dunkel: starke Änderung  
hell: geringe Änderung

0 100 200 400 600  
Meter



# Lauteracher Ried

Interpretation  
Orthofoto 2001

## Landschaftselemente

### Grünland

- Grünland
- gemäht, gleichmäßig
- ungemäht, texturreich
- Weide

### Acker

- Acker
- Schwarzbrache
- Getreide
- Hackfrucht
- Feldfutter

### Architektur

- Architektur
- Gebäude incl. Nahbereich
- Garten
- Kleinarchitektur

### Wege

- Wege
- grüne Wege
- Feldweg
- versiegelt

### Elemente

- Elemente
- Baum
- Baumreihe
- (Obst)baumanlage
- Hecke > 10m
- Gebüsch
- Gehölzgruppe
- Waldstück
- Staudenflur

### Gewässer

- Gewässer, Gräben
- flächige
- linienhafte

### bio\_typ

- Lagerplatz (Mist, Erdsilo, Holz etc)
- Sonderfläche

0 100 200 400 600  
Meter



# Lauteracher Ried

Interpretation  
Orthofoto 1999

## Landschaftselemente

### Grünland

- Grünland
- gemäht, gleichmäßig
- ungemäht, texturreich
- Weide

### Acker

- Acker
- Schwarzbrache
- Getreide
- Hackfrucht
- Feldfutter

### Architektur

- Architektur
- Gebäude incl. Nahbereich
- Garten
- Kleinarchitektur

### Wege

- grüne Wege
- Feldweg
- versiegelt

### Elemente

- Elemente
- Baum
- Baumreihe
- (Obst)baumanlage
- Hecke > 10m
- Gebüsch
- Gehölzgruppe
- Waldstück
- Staudenflur

### Gewässer

- Gewässer, Gräben
- flächige
- linienhafte

### Sonstige

- Lagerplatz (Mist, Erdsilo, Holz etc)
- Sonderfläche

0 100 200 400 600  
Meter

