

Florenwandel im Offenland des Isar-Inn-Hügellandes

Florengeographische Grundlagen – Bilanzierungen – Risikofaktoren – Prognosen

von CHRISTOPH STEIN

Zusammenfassung:

Die Arbeit zeigt die Ergebnisse einer Langzeituntersuchung zur Entwicklung der traditionellen Flora von Offenland-Ökosystemen in der ländlichen Landschaft der beiden bayerischen Landkreise Rottal-Inn und Altötting. Sie betrachtet den Zeitraum zwischen 1984 und 2007 und bilanziert mit einem quantifizierbaren Ansatz den Florenwandel mit verschiedenen Arten- und populationsbezogenen Vergleichen, Statistiken und Karten. Einige Fallbeispiele zu Untersuchungsflächen und hochrangigen Arten zeigen die spezifischen Bedingungen und Risiken für die Gefährdung oder den Schutz der Flora unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Nutzung und der Einbindung der Populationen und Flächen in den landwirtschaftlichen Kontext.

Basierend auf den Ergebnissen, die große Defizite bei der Erreichung der allgemeinen und gesetzlichen Ziele und Richtlinien zum Schutz der gebietstypischen Biodiversität erkennen lassen, wird die Frage beantwortet, welche Erfordernisse und Maßnahmen umzusetzen sind, um die Zukunft der tradierten Flora zu sichern. Mehr denn je ist es erforderlich, die europäischen Politiken für Landwirtschaft, Biodiversität, Grund- und Oberflächenwasser sowie für den Bodenschutz zu einer schlüssigen Politik für den ländlichen Raum zu verschmelzen

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| 1. Einführung | 9 |
| 2. Florenwandel 1984-2007 | 11 |
| 2.1 Material und Methode | 11 |
| 2.1.1 Erfassungsphasen und datentechnische Grundlagen | 11 |
| 2.1.2 Bilanzierungsgegenstände | 11 |
| 2.1.2.1 Vegetationseinheiten | 11 |
| 2.1.2.2 Artenpotenziale | 14 |
| 2.1.2.3 Bilanzflächen | 14 |
| 2.1.2.4 Bilanzartengruppen | 15 |
| 2.1.2.5 Begrifflichkeiten zum Fund- und Wiederfundstatus | 16 |

| | | |
|---------|--|----|
| 2.1.2.6 | Durchgeführte Bilanzierungen | 17 |
| 2.1.3.7 | Sicherstellung der Aussagefähigkeit der Bilanzierung | 17 |
| 2.2 | Ergebnisse | 18 |
| 2.2.1 | Arten und Populationen | 18 |
| 2.2.2 | Einzelflächen | 20 |
| 2.2.2.1 | Wiederfundquoten bei florengeographisch bewerteten Flächenkategorien | 20 |
| 2.2.2.2 | Wiederfundquoten bei florengeographischen Kernflächen 1. Ordnung | 21 |
| 2.3 | Breitblättriges Knabenkraut (<i>Dactylorhiza majalis</i> ssp. <i>majalis</i>) | 22 |
| 2.3.1 | Verbreitungsstatus in den Erfassungsphasen 1 und 2 | 23 |
| 2.3.2 | Fundorte | 24 |
| 2.3.3 | Populationsgrößen | 25 |
| 2.3.3.1 | Übersichtsdarstellung | 25 |
| 2.3.3.2 | Bilanzierung konkreter Populationen | 26 |
| 2.4 | Weitere ausgewählte Arten | 30 |
| 2.4.1 | <i>Carex davalliana</i> (Torf-Segge) | 31 |
| 2.4.2 | <i>Cochlearia pyrenaica</i> (Pyrenäen-Löffelkraut) | 31 |
| 2.4.3 | <i>Drosera rotundifolia</i> (Rundblättriger Sonnentau) | 31 |
| 2.4.4 | <i>Epipactis palustris</i> (Echte Sumpfwurz) | 32 |
| 2.4.5 | <i>Gentiana pneumonanthe</i> (Lungen-Enzian) | 33 |
| 2.4.6 | <i>Gentiana verna</i> (Frühlings-Enzian) | 33 |
| 2.4.7 | <i>Laserpitium prutenicum</i> (Preußisches Laserkraut) | 34 |
| 2.4.8 | <i>Orchis morio</i> ssp. <i>morio</i> (Kleines Knabenkraut) | 34 |
| 2.4.9 | <i>Parnassia palustris</i> (Sumpf-Herzblatt) | 35 |
| 2.4.10 | <i>Pedicularis sylvatica</i> ssp. <i>sylvatica</i> (Wald-Läusekraut) | 36 |
| 2.4.11 | <i>Peucedanum carvifolia</i> (Kümmelblättriger Haarstrang) | 36 |
| 2.4.12 | <i>Tephrosieris helenitis</i> ssp. <i>helenitis</i> (Spatelblättriges Greiskraut) | 37 |
| 2.4.13 | <i>Trollius europaeus</i> (Trollblume) | 38 |
| 2.4.14 | <i>Willemetia stipitata</i> (Kronenlattich) | 39 |
| 2.5 | Zusammenfassung und Schlussfolgerung | 39 |
| 3. | Vegetationskundliche, ökologische und landnutzungsplanerische Grundlagen für ein Schutz- und Entwicklungskonzept für die Flora der ländlichen Kulturlandschaft | 41 |
| 3.1 | Einführung | 41 |
| 3.2 | Vegetationseinheiten der Florenkerngebiete | 42 |
| 3.2.1 | Übersicht | 42 |
| 3.2.2 | Charakterisierung wichtiger Vegetationseinheiten der Florenkerngebiete | 44 |
| 3.2.2.1 | Naßwiesen | 44 |

| | | |
|-----------|--|----|
| 3.2.2.2 | Streuwiesen | 45 |
| 3.2.2.3 | Flachmoore bzw. Moorvegetation | 48 |
| 3.2.2.4 | Mähwiesen und Magerrasen | 49 |
| 3.3 | Ordinationsanalysen | 50 |
| 3.3.1 | Artenzahl-Flächengrößen-Beziehungen | 50 |
| 3.3.2 | Florengeographische Dispersionsanalyse | 52 |
| 3.3.2.1 | Artenbezogene Dispersionsanalyse | 54 |
| 3.3.2.2 | Populationsbezogene Dispersionsanalyse | 55 |
| 3.3.2.3 | Schlussfolgerungen für die Erhaltung und Entwicklung der Vegetationseinheiten mit ihrer Sippenausstattung | 56 |
| 3.3.3 | Standorttypen | 57 |
| 3.4 | Ursachen und Risiken für den Florenwandel | 59 |
| 3.4.1 | Fallstudien zu repräsentativen Einzelflächen | 59 |
| 3.4.1.1 | Florenkernggebiet Schellenberg-1 | 59 |
| 3.4.1.2 | Florenkernggebiet Gschöd-2 | 60 |
| 3.4.1.3 | Florenkernggebiet Schornbach-1 | 60 |
| 3.4.1.4 | Florenkernggebiet Guglmucken-1 | 61 |
| 3.4.1.5 | Florenkernggebiet Massing-1 | 62 |
| 3.4.1.6 | Florenkernggebiete Ed-1, Ed-2 und Ed-3 | 63 |
| 3.4.1.7 | Florenkernggebiete Kornöd-1 und Kornöd-3 | 63 |
| 3.4.2 | Erhaltungszustandes und Gefährdungsanalyse der Florenkernggebiete | 64 |
| 3.4.2.1 | Bewertung des Erhaltungszustandes | 64 |
| 3.4.2.2 | Gefährdungsanalyse (flächenexterne Indikatoren) | 66 |
| 3.4.2.2.1 | Agrarische Umgebungsnutzungen | 66 |
| 3.4.2.2.2 | Ausmaß von Nährstoffeinträgen | 67 |
| 3.4.2.2.3 | Wirksamkeit von Pufferflächen | 68 |
| 3.4.3 | Risikoindikatoren | 69 |
| 3.4.3.1 | Risikoindikator Agrarische Landnutzungsstruktur | 69 |
| 3.4.3.2 | Bodenerosion in Ackerbaugebieten | 71 |
| 3.4.3.3 | Risikoindikator Phosphat-Bilanzen in Bacheinzugsgebieten | 73 |
| 3.4.3.4 | Risikoindikator Stickstoff-Bilanzen in Bacheinzugsgebieten | 74 |
| 3.4.3.4.1 | Stickstofflieferung und -überschüsse aus der Land- Wirtschaft | 75 |
| 3.4.3.4.2 | Auswirkungen der Stickstoffüberschüsse auf naturna- he Ökosysteme und Bedeutung von Puffersystemen | 76 |
| 3.4.3.5 | Risikoindikator Ökomorphologischer Erhaltungszustand der Talauen | 78 |
| 3.4.3.5.1 | Bedeutung der Auen als Entwicklungs- und Potenzial- raum für die Flora | 78 |
| 3.4.3.5.2 | Präsenz der Florenkernggebiete im Auenverbundsystem | 78 |

| | |
|--|----|
| 3.4.3.5.3 Verteilung der Florenkernegebiete in Abhängigkeit vom ökomorphologischen Erhaltungszustand der Auen | 79 |
| 3.4.3.5.4 Erhaltungszustand der Auen im Untersuchungsgebiet .. | 80 |
| 4. Prognosen zur weiteren Florenentwicklung | 82 |
| 4.1 Notwendigkeit von Florenprognosen | 82 |
| 4.2 Vorgehensweise | 83 |
| 4.2.1 Prognosegegenstand und –horizont | 83 |
| 4.2.2 Trendstopp-Prognose (Zielerreichungsprognose) | 84 |
| 4.2.3 Entwicklungsprognosen | 85 |
| 4.2.3.1 Prognosefälle und methodische Grundsätze | 85 |
| 4.2.3.2 Klassifizierung des Prognoseergebnisses | 85 |
| 4.2.3.3 Grundsätze der Zuordnungsregeln | 86 |
| 4.2.4 Prognoseunschärfen | 86 |
| 4.2.4.1 Populationsbiologische Unschärfen | 86 |
| 4.2.4.2 Trends der agrarischen Landnutzungsstruktur | 87 |
| 4.2.4.3 Neue Entwicklungen bei Schutz und Pflege natürlicher Ressourcen | 88 |
| 4.2.4.4 Zufallsverteilte Einzelereignisse und langwellige Trends | 88 |
| 4.3 Ergebnisse | 89 |
| 4.3.1 Prognosefall 1: „weiter so“ | 89 |
| 4.3.2 Prognosefall 2: Konzentration | 91 |
| 4.3.3 Prognosefall 3: „pro aktiv“ | 92 |
| 4.3.4 Prognosefall 4: „show down“ | 93 |
| 5. Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen | 94 |
| Literatur | 96 |

1. Einführung

Die vorliegende Arbeit hat den Florenwandel im östlichen Isar-Inn-Hügelland (Landkreise Rottal-Inn und Altötting) zum Thema. Hierzu liegt eine florengeographische Aufnahme des Hügellandes aus den Jahren 1984 bis 1994 vor (STEIN, 1999), welche vom gleichen Bearbeiter in den Jahren 2003 bis 2007 wiederholt worden ist. Daher lag es nahe, den floristischen Gehalt dieser Flächen zu bilanzieren. Dies ist nicht nur ein Beitrag zur Dokumentation des regionalen Florenwandels in ca. zehn bis 20 Jahren, sondern zugleich auch zur Erfolgskontrolle staatlicher Ziele und Maßnahmen zum Schutz und zur Pflege der naturräumlich typischen Biodiversität, da die hier relevanten Artenpotenziale zu den herausragenden Zielobjekten des Naturschutzes in Bayern zählen. Außerdem soll ein Beitrag zu den in der Vegetationskunde von POTT et al. (2003) vermissten Langzeitbeobachtungen geleistet werden.

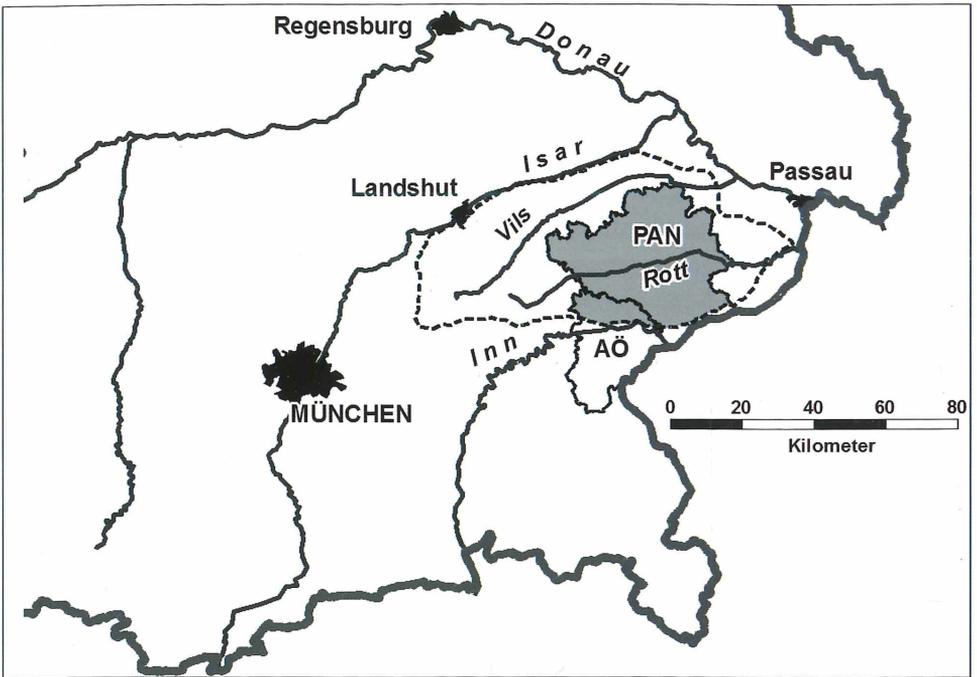


Abb. 1: Gebietsübersicht Südbayern (AÖ: Landkreis Altötting, PAN: Landkreis Rottal-Inn; strichliert: Naturraumgrenze Isar-Inn-Hügelland; grau hinterlegt: Untersuchungsgebiet

Mit den hier vorgelegten Bilanzierung soll der allgemein zu beobachtende Florenwandel quantitativ belegt werden. Mit der Ursachenanalyse, vegetationskundlichen und landschaftsökologischen Charakterisierungen sowie einer Entwicklungsprognose der Flora unter verschiedenen Fallannahmen sollen Grundlagen und Perspektiven eines Schutz- und Entwicklungskonzeptes gelegt werden. Dieses wurde in der Originalarbeit entwickelt, kann aber in die vorliegende Publikation nicht aufgenommen werden. Das **Isar-Inn-Hügelland** (Naturraum-Nr. 060, MEYNER und SCHMITHÜSEN, 1962) ist der östliche Teil des Unterbayerischen Tertiärhügellandes. Es ist einer der größten naturräumlichen Haupteinheiten Bayerns. Es gehört zum Molassehügelland, dem nördlichen Teil des Vorlandes nördlich der Alpen. Im Süden wird es vom Inn, im Norden von der Isar begrenzt. Dieses Hügelland ist eine traditionelle, ländliche Kulturlandschaft mit dominanter landwirtschaftlicher Nutzung und einem unterdurchschnittlichen Waldanteil (bezogen auf Bayern). Das Hügelland liegt zwischen 330 und 550 m NN und gehört damit der collinen-submontanen Stufe an. Es wird aus Lockergesteinen des Molassetroges alpiner, teilweise moldanubischer Herkunft aufgebaut, die im Osten stellenweise zu Quarzitkonglomeraten verbacken sind (UNGER DOPPLER und JERZ, 1991). Große Teile sind periglazial mit Löss überdeckt worden, der großflächig zu Lösslehm verwittert ist und die Grundlage für die intensive landwirtschaftliche Nutzung bildet. Besonders charakteristisch ist das fein verzweigte Gewässernetz, das das Resultat der rückschreitenden Erosion seit dem Ende der letzten Eiszeit ist. Auf diese Weise ist das Hügelland als eine flachwellige, im Osten auch stark bewegte Reliefstruktur gestaltet worden. Das Gebiet ist relativ

schwach besiedelt und gehört vollständig dem ländlichen Raum an. Charakteristisch ist die disperse Siedlungsstruktur.

2. Florenwandel 1984-2007

2.1 Material und Methode

2.1.1 Erfassungsphasen und datentechnische Grundlagen

Die Funddaten aus den beiden Erfassungsphasen (Phase 1: 1984-1994; Phase 2: 2003-2004, mit Nachträgen bis 2007) wurden in eine Datenbank (MS Access) eingegeben, die Fundbereiche in einem Geographischen Informationssystem (ESRI ArcView GIS) möglichst detailliert abgegrenzt (Abgrenzung auf Basis Luftbild und Flurkarte 1:5.000). Die Verbindung der Geometrie- und Sachdaten ist durch eine eindeutige ID gewährleistet. Datenbank und GIS wurden auch als Auswertungswerkzeuge (Abfragen, geographische Selektionen etc.) eingesetzt. Auf diese Weise ist ein rasch und vielseitig einsetzbares digitales Fachinformationssystem zur Flora des Isar-Inn-Hügellandes entstanden.

2.1.2 Bilanzierungsgegenstände

2.1.2.1 Vegetationseinheiten

Gegenstand der Bilanzierung ist das Artenpotenzial von Vegetationseinheiten nährstoffarmer, feucht-nasser bis frisch-trockener Standorte des Offenlandes. Damit sind im Kern Nasswiesen nährstoffärmerer Standorte (*Calthion*), Streuwiesen (*Molinion caeruleae*, *Juncion acutiflori*), Flachmoorgesellschaften (*Caricion davallianae*, *Caricion fuscae*) sowie Glatthaferwiesen nährstoffärmerer Standorte (*Arrhenaterion*) mit verschiedenen assoziierten weiteren Pflanzengesellschaften (*Violo-Nardion*, *Mesobromion*, *Cratoneurion commutati*, *Sphagno-Utricularion* u.a.) angesprochen.

Tab. 1: Artenpotenzial der Offenland-Vegetation

| Artname (wiss.) | RLB | RLD | RL Gebiet H | BAG 1 | BAG 2 | BAG 3 |
|--|-----|-----|-------------|-------|-------|-------|
| <i>Spermatophyta</i> et <i>Pteridophyta</i> | | | | | | |
| <i>Aconitum napellus</i> ssp. <i>neomontanum</i> | V | | | | | |
| <i>Arnica montana</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | |
| <i>Botrychium lunaria</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | |
| <i>Calamagrostis canescens</i> ssp. <i>canescens</i> | V | | 3 | x | | |
| <i>Carex appropinquata</i> | 3 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Carex cespitosa</i> | 3 | 3 | 3 | | | |
| <i>Carex davalliana</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Carex dioica</i> | 2 | 2 | 1 | x | x | |
| <i>Carex flava</i> var. <i>flava</i> | V | | V | x | | |
| <i>Carex hostiana</i> | 3 | 2 | 3 | x | | |
| <i>Carex lepidocarpa</i> | V | 3 | 3 | x | | |
| <i>Carex pulicaris</i> | 3 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Carex viridula</i> var. <i>viridula</i> | 3 | | 3 | x | | |

| Artname (wiss.) | RLB | RLD | RL Gebiet H | BAG 1 | BAG 2 | BAG 3 |
|--|-----|-----|-------------|-------|-------|-------|
| <i>Centaurea scabiosa</i> ssp. <i>scabiosa</i> | | | V | | | |
| <i>Cirsium rivulare</i> | | | V | x | | |
| <i>Cochlearia pyrenaica</i> | 2 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Crepis mollis</i> ssp. <i>mollis</i> | 3 | | 3 | x | | |
| <i>Dactylorhiza fuchsii</i> ssp. <i>fuchsii</i> | V | | 2 | | | |
| <i>Dactylorhiza majalis</i> ssp. <i>majalis</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Dianthus superbus</i> ssp. <i>superbus</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Drosera longifolia</i> | 2 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Drosera rotundifolia</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Eleocharis quinqueflora</i> | 3 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Epipactis palustris</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Erica tetralix</i> | 3 | | 3 | x | | |
| <i>Eriophorum angustifolium</i> | V | | 3 | x | | |
| <i>Eriophorum latifolium</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Galium boreale</i> | V | | V | x | | |
| <i>Gentiana pneumonanthe</i> | 2 | 3 | 2 | x | x | x |
| <i>Gentiana verna</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | x |
| <i>Gymnadenia conopsea</i> ssp. <i>conopsea</i> | V | | 3 | x | | |
| <i>Inula salicina</i> | V | | V | x | | |
| <i>Laserpitium prutenicum</i> | 2 | 2 | 2 | x | x | x |
| <i>Liparis loeselii</i> | 2 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Ophioglossum vulgatum</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Orchis morio</i> ssp. <i>morio</i> | 2 | 2 | 2 | x | x | x |
| <i>Orchis ustulata</i> ssp. <i>ustulata</i> | 2 | | 2 | x | x | |
| <i>Orobanche gracilis</i> | V | 3 | V | | | |
| <i>Parnassia palustris</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | x |
| <i>Pedicularis palustris</i> ssp. <i>palustris</i> | 3 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Pedicularis sylvatica</i> ssp. <i>sylvatica</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | x |
| <i>Peucedanum carvifolia</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Peucedanum palustre</i> | V | | 3 | x | | |
| <i>Phyteuma orbiculare</i> ssp. <i>orbiculare</i> | V | 3 | 3 | x | | |
| <i>Pinguicula vulgaris</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Polygala amarella</i> | V | | V | x | | |
| <i>Potentilla palustris</i> | 3 | | 3 | x | | |
| <i>Primula farinosa</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Pulicaria dysenterica</i> | 3 | | | | | |
| <i>Salix repens</i> | 3 | | | | | |
| <i>Schoenus ferrugineus</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | |

| Artname (wiss.) | RLB | RLD | RL Gebiet H | BAG 1 | BAG 2 | BAG 3 |
|--|-----|-----|-------------|-------|-------|-------|
| <i>Scorzonera humilis</i> | 3 | 3 | 3 | x | | |
| <i>Selinum carvifolia</i> | V | | V | | | |
| <i>Tephrosia helenitis</i> ssp. <i>helenitis</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | x |
| <i>Tofieldia calyculata</i> | V | 3 | 3 | x | | |
| <i>Trichophorum alpinum</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | |
| <i>Triglochin palustre</i> | 3 | 3 | 3 | | | |
| <i>Trollius europaeus</i> | 3 | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Utricularia minor</i> | 3 | 2 | 2 | x | x | |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> | 3 | 3 | 2 | x | x | |
| <i>Viola palustris</i> | V | | 3 | | | |
| <i>Willemetia stipitata</i> | | | 2 | x | x | x |
| Bryophyta | | | | | | |
| <i>Aulacomnium palustre</i> | 3 | | | | | |
| <i>Bryum pseudotriquetrum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Bryum weigelii</i> | 1 | | | | | |
| <i>Campyllum stellatum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Drepanocladus revolvens</i> | 3 | | | x | | |
| <i>Homalothecium nitens</i> | 2 | | | x | | |
| <i>Hypnum pratense</i> | 2 | | | | | |
| <i>Polytrichum strictum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Scorpidium scorpidioides</i> | 1 | | | x | | |
| <i>Sphagnum angustifolium</i> agg. | | | | | | |
| <i>Sphagnum angustifolium</i> s.str. | | | | | | |
| <i>Sphagnum centrale</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum compactum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum contortum</i> | 2 | | | | | |
| <i>Sphagnum fallax</i> | | | | | | |
| <i>Sphagnum imbricatum</i> | 1 | | | | | |
| <i>Sphagnum magellanicum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum papillosum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum recurvum</i> agg. | | | | | | |
| <i>Sphagnum rubellum</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum russowii</i> | | | | | | |
| <i>Sphagnum subnitens</i> | 2 | | | | | |
| <i>Sphagnum subsecundum</i> agg. | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum subsecundum</i> s.str. | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum teres</i> | 3 | | | | | |
| <i>Sphagnum warnstorffii</i> | 1 | | | | | |

Hinweise:

Statusangaben und Nomenklatur nach SCHEUERER und AHLMER (2003) (Farn- und Blütenpflanzen) sowie i.W. nach MEINUNGER und NUSS (1996) für die Moose. Erläuterungen siehe dort. BAG: Bilanzartengruppe.

Status-Angaben Rote Liste Bayern (RLB; mit regionalisierter Angabe für das Molassehügelland, vgl. Spalte RL Gebiet H) und Rote Liste Deutschland (RLD):

- V: Vorwarnstufe
- 3: gefährdet
- 2: stark gefährdet
- 1: vom Aussterben bedroht

2.1.2.2 Artenpotenziale

Das florengeographisch relevante Gesamtartenpotenzial dieser Vegetationseinheiten im Isar-Inn-Hügelland wurde in Stein (1999) dargelegt und in Tab. 1 aufgeführt. Es umfasst 89 Arten (incl. Moosarten)¹.

2.1.2.3 Bilanzflächen

Die in Tab.1 aufgeführten Offenland-Arten kommen in den beiden Landkreisen Rottal-Inn und Altötting auf insgesamt 661 Flächen vor (beide Erfassungsphasen). Von diesen 661 Flächen wurden 329 Flächen (mit 139,4 ha) in der Erfassungsphase 2 (2003 bis 2004, mit Nachträgen bis 2007) erneut aufgesucht und der Florenbestand erfasst. Diese Flächen heißen Bilanzflächen und stellen einen Flächenanteil von ziemlich genau der Hälfte aller Flächen dar.

¹ Zur sprachlichen Vereinfachung wird im folgenden „Art“ verwendet, auch wenn im Einzelfall andere taxonomische Einheiten gemeint sein können.

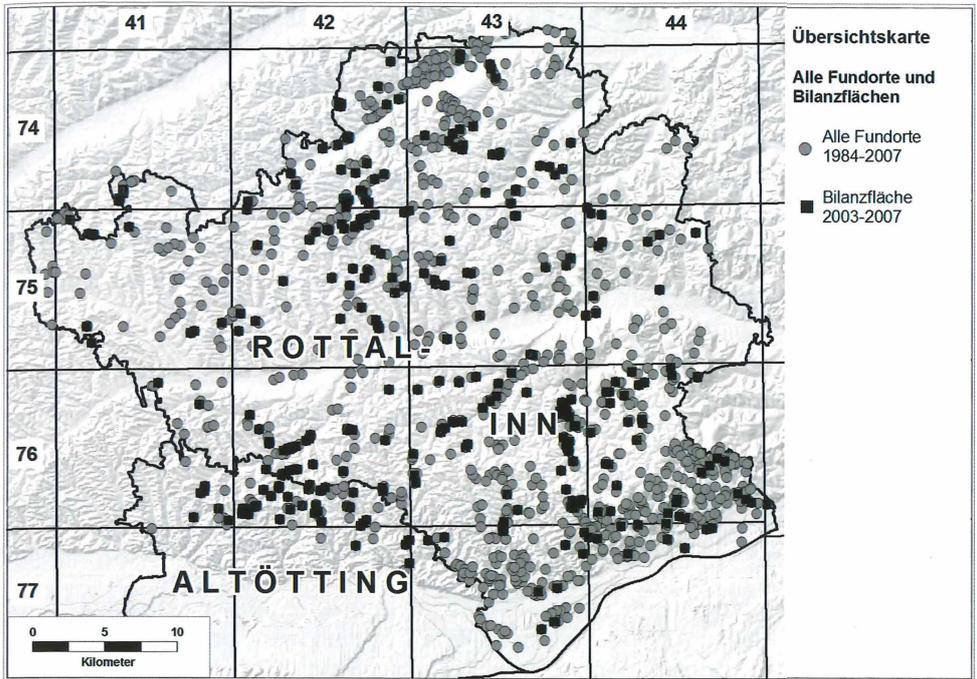


Abb. 2: Übersichtskarte alle Fundorte und Bilanzflächen in den Landkreisen Rottal-Inn und Altötting

Bilanzflächen wurden nach folgenden Kriterien selektiert

- Vorkommen von Arten der Bilanzartengruppen (kurz: BAG, vgl. unten)
- guter Erfassungsgrad in der Erfassungsphase 1
- zumindest mittlere bis hohe Artenvielfalt, insbesondere der BAG, daher überwiegen die Flächen mit florengeographischer Kernflächenfunktion
- Annahme einer günstigen Wiederfundchance für die Arten zur Erfassungsphase 2

Dies bedeutet, dass in die Bilanzierung die höherwertigen Flächen mit den günstigeren Erhaltungszuständen eingehen, während die ungünstigeren Flächen unberücksichtigt bleiben (müssen). Diese Gewichtung muss bei einer Gesamtinterpretation der Bilanzierung besonders gewürdigt werden.

2.1.2.4 Bilanzartengruppen

Hierunter sind zu verstehen:

Bilanzartengruppe 1 (BAG 1): Aus dem 89 Arten umfassenden Gesamtartenpotenzial wurden 56 Arten selektiert (Kriterien: sehr guter Erfassungsgrad, indikatorische Bedeutung für den Lebensraumtyp und für charakteristische Verbreitungsbilder im Isar-Inn-Hügelland, Zielobjekte des Naturschutzes; vgl. Tab 1, Spalte BAG 1).

Bilanzartengruppe 2 (BAG 2): Diese Artengruppe bildet eine Teilmenge der BAG 1, beinhaltet 22 florengeographisch und naturschutzfachlich herausragende Arten und wird vertieft bilanziert (vgl. Tab. 1, Spalte BAG 2).

Bilanzartengruppe 3 (BAG 3): Diese Teilmenge umfasst die 15 Arten, deren Veränderungsbilanz am eingehendsten untersucht wird (vgl. Tab. 1, Spalte BAG 3). Für *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis* werden auch Ergebnisse zu Veränderungen der Populationsgrößen vorgelegt.

2.1.2.5 Begrifflichkeiten zum Fund- und Wiederfundstatus

Es werden folgende Definition eingeführt:

Altfunde: Fundnachweise (Populationen) aus der Erfassungsphase 1 (1984-1994).

Altfunde mit Wiederfund: In der Erfassungsphase 2 (2003-2004, mit Nachträgen bis 2007) erneut aufgefundene Altfunde, also aktuell wiederbelegt.

Altfund ohne Wiederfund: In der Erfassungsphase 2 intensiv gesuchte, aber nicht mehr belegbare Altfunde (verschollene Populationen, unter der Nachweisgrenze liegende Populationen, z.B. nur mehr sterile Kümmerexemplare etc.). Aufgrund der sorgfältigen Bestandsaufnahmen muss davon ausgegangen werden, dass die „Altfunde ohne Wiederfund“ größtenteils verschwunden sind, auch wenn der konkrete Nachweis, dass eine Population verschwunden bzw. ausgestorben ist, nicht immer zweifelsfrei erbracht werden kann. Im Einzelfall könnten Populationen auch wieder nachgewiesen werden, sofern die jeweiligen Lebensräume nicht vernichtet wurden. Trotz der sorgfältigen Wiederholungserfassung verbleiben bestimmte Restunschärfen. Die grundlegenden Aussagetendenzen der hier vorgelegten Bilanzierungen werden aber damit nicht beeinträchtigt.

Ausgestorben: Altfunde ohne Wiederfund, die definitiv ausgestorben sind (Lebensraumvernichtung).

Neufunde: Erstmals in der Erfassungsphase 2 belegte Populationen. Sie gehen nur im Einzelfall in die Bilanzierung ein, da es sich weit überwiegend um Populationen handelt, die in der Erfassungsphase 1 übersehen wurden (ausbreitungskonservative Arten), also bereits vorhanden waren und sehr wahrscheinlich keine Neuansiedlungen sind. Sofern der Verdacht auf Neuansiedlungen besteht, wird dies bei den Ausführungen zu den Arten der BAG 3 dargelegt.

Falsifizierungen: Nachweise aus der Erfassungsphase 1, die unplausibel sind und aufgrund von Fehlbestimmungen oder Datenfehlern entstanden sein könnten, wurden nach eingehender örtlicher Prüfung falsifiziert. Sie werden daher - wie auch nachweislich angesalbte Populationen - von der Bilanzierung ausgenommen.

2.1.2.6 Durchgeführte Bilanzierungen

Nach dem Iterationsprinzip „vom Überblick zum Detail“ wurden folgende Bilanzierungen vorgenommen:

Bilanz 1: Grundmenge sind alle Populationen der Arten aus der Bilanzartengruppe 1 (56 Arten), die zur Erfassungsphase 1 auf den 329 Bilanzflächen vorhanden waren. Es wird bilanziert, wie viele dieser Populationen zur Erfassungsphase 2 auf diesen Bilanzflächen wieder aufgefunden werden konnten (prozentuale Berechnung als Wiederfundquote).

Bilanz 2: Es wird die Wiederfundquote der Populationen jener 22 florengeographischer und naturschutzfachlicher „Spitzenarten“, für die das Isar-Inn-Hügelland im Unterbayerischen Tertiärhügelland eine besondere Verantwortung hat, ermittelt.

Bilanz 3: Es wird ermittelt, wie viele Populationen der Bilanzartengruppe 1 auf den Pflegeflächen (LPK-Flächen) der beiden Landkreise (AÖ, Stand 2003: 18 Flächen, PAN, Stand 2004: 68 Flächen) vorhanden sind. Dies ist ein Maß für die Effizienz der Schutzbemühungen im Vergleich zur Ausgangsmenge sowie im Vergleich mit den Flächen, die nicht in den Pflegeprogrammen enthalten sind.

Bilanz 4: Hier wird ermittelt, welche Wiederfundquoten die staatlichen und privaten Schutzflächen bzw. -objekte bezüglich der Populationen der BAG 1 aufweisen (AÖ: 5 Flächen, DGF: 1 Fläche, PAN: 14 Flächen). Dies ist als Effizienzkontrolle für die Wirksamkeit staatlicher bzw. verbandlicher Schutzflächen für den Erhalt der tradierten Flora zu sehen.

Die 56 Arten der Bilanzartengruppe 1 kamen zur Erfassungsphase 1 mit 1383 Populationen auf 329 Einzelflächen vor (Bilanzflächen). Mit den Bilanzen 5 und 6 werden die Wiederfundquoten auf jeder einzelnen dieser Flächen ermittelt.

Bilanz 5: Ermittlung der Wiederfundquoten auf den Bilanzflächen, differenziert nach der florengeographischen Bedeutung der Flächen.

Bilanz 6: Ermittlung und Bewertung der Wiederfundquoten auf den Bilanzflächen, die florengeographische Kernflächen 1. Ordnung sind (144 Einzelflächen, Flächengröße zusammen 77,99 ha), klassifiziert in 7 Stufen von „gleichbleibend“ bis „Totalverlust“.

2.1.3.7 Sicherstellung der Aussagefähigkeit der Bilanzierung

Aufgrund der Untersuchungsgebietsgröße und der großen Zahl von Fundorten und Funddaten müssen enge Anforderungen an die in die Bilanzierung eingehenden Datengrundlagen gestellt werden, um valide Aussagen zu erhalten:

- Reduzierung des Artenpotenzials auf besonders gut erfasste und vergleichbare Artengruppen.
- Reduzierung des Fundortpotenzials auf jene Flächen, die in beiden Erfas-

sungsphasen intensiv untersucht wurden (z.T. mehrfache Begehungen).

- Trotz der Reduktionen sollen aber die Ableitung von Verallgemeinerungen möglich sein, d.h. die Arten- und Flächenpotenziale sollen repräsentativ und hinreichend groß sein.
- Iterative Verfeinerung der Bilanzierungen bis hin zur Populationsebene zur gegenseitigen Plausibilisierung und Absicherung.
- Neufunde gehen nicht in die Bilanzierung ein. Eventuelle Neuansiedlungen werden im Einzelfall dargelegt.
- Einsatz moderner Datenverarbeitung mit Aufbau einheitlicher Datenbank- und GIS-Strukturen.
- Ein Vorteil ist sicher, dass Ersterfassung und Wiederholungserfassung sowie auch die datentechnischen Arbeiten von der gleichen Person durchgeführt wurden.

POTT et al. (2003: 35) weisen darauf hin, dass viele vegetationskundliche Arbeiten für zuverlässige Aussagen zu kurzfristig angelegt sind: „Resultate aus zwei- oder dreijährigen Studien oder sogar von fünf oder zehn Jahren können irreführend sein, wenn es darum geht, Kontinuitäten, Veränderungen oder Trends festzustellen.“ Nur wenige vegetationskundlichen Feldstudien würden einen längeren Zeitraum als 5 Jahre berücksichtigen (TILMAN, 1989, zit. in POTT et al., 2003: 36). Im vorliegenden Fall beträgt der betrachtete Zeitraum ca. 20 Jahre. Die hier vorgestellten Ergebnisse entstammen daher einer Zeitreihe, die mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit lange genug ist, um valide Resultate erbringen zu können.

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Arten und Populationen

Von den 56 Arten der Bilanzartengruppe 1 liegen 1383 nachgewiesene Populationen aus der Erfassungsphase 1 vor, für die Bilanzartengruppe 2 immerhin 242 Populationen. Von diesen Altfunden konnten in den Jahren 2003/2004 bei der Bilanzartengruppe 1 insgesamt 508 Populationen bestätigt werden (**Bilanz 1**), bei der Bilanzartengruppe 2 noch 68 Populationen (**Bilanz 2**). Damit ergeben sich folgende Wiederfundquoten: zu Bilanz 1: 36,7 % und zu Bilanz 2: 28,1 %.

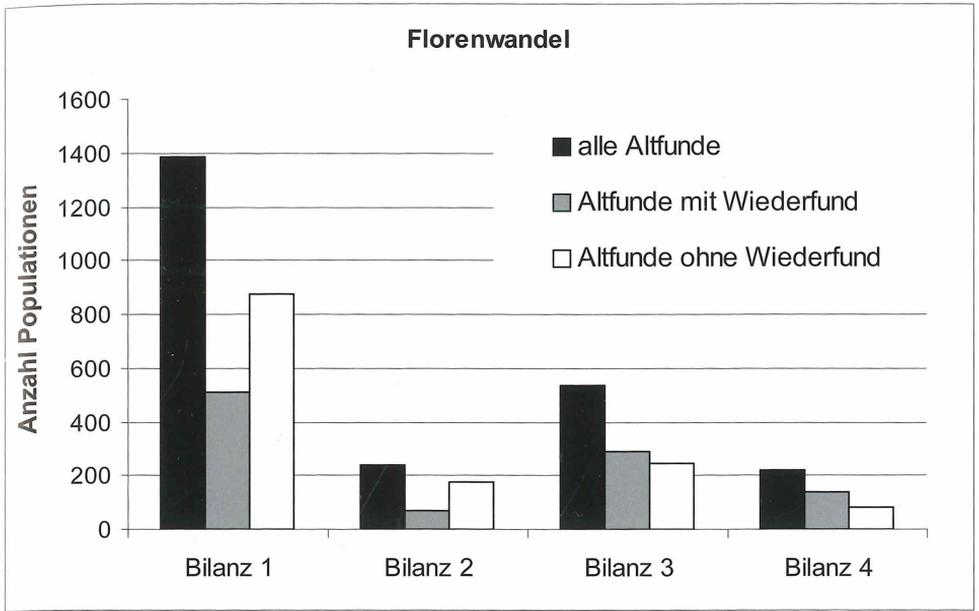


Abb. 3: Bilanzierung des Florenwandels

Diese Wiederfundquoten zeigen, dass 60 bis 70 % der Altfinde in den letzten 15 bis 20 Jahren aus den Nass-, Streu-, Moor- und Magerwiesen bzw. den Kleinsiegenrasen der Hangquellmoore verschwunden sind, da diese Flächen einem laufendem Qualitätsverlust unterliegen bzw. komplett entwertet worden sind. Dies sind schmerzliche Verluste der heimischen Flora. Die floristische Substanz des Isar-Inn-Hügellandes ist damit stark angegriffen worden.

Ein günstigeres Bild bieten die Wiederfundquoten auf Flächen, die zum Schutz der Populationen gepflegt werden bzw. Schutzobjekte nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz oder der Naturschutzorganisationen sind. Von 537 Populationen aus der Bilanzartengruppe 1 waren immerhin 290 auf den Pflegeflächen wieder zu bestätigen (Wiederfundquote 54,0 %, vgl. **Bilanz 3**) und auf den Schutzobjekten immerhin 137 von vorher 219 erneut zu bestätigen (Wiederfundquote 62,6 %, vgl. **Bilanz 4**).

Im Hinblick darauf, dass es sich um die Kernflächen des floristischen Artenschutzes im Isar-Inn-Hügelland handelt und diese Flächen z.T. seit Jahrzehnten gepflegt werden, sind diese Wiederfundquoten allerdings bescheiden und entsprechen nicht den Erwartungen. Immerhin können die Artenrückgänge auf den Pflege- und Schutzflächen gebremst werden, während sie sich auf den anderen Flächen mehr oder weniger in freiem Fall befinden.

Tab. 2: Fundzahlen und Wiederfundquoten von Populationen, differenziert nach florengeographisch bewerteten Flächenkategorien

| Flächen-kategorie | Zahl Bilanz-flächen | Altfunde gesamt | Altfunde ohne Wieder-fund | Altfunde mit Wiederfund | Neu-funde | Wieder-fundquote (%) |
|------------------------|---------------------|-----------------|---------------------------|-------------------------|-----------|----------------------|
| Kernflächen 1. Ordnung | 144 | 963 | 552 | 411 | 138 | 42,68 |
| Kernflächen 2. Ordnung | 98 | 278 | 203 | 75 | 38 | 26,98 |
| Weitere Flächen | 87 | 142 | 120 | 22 | 6 | 15,49 |
| Summe | 329 | 1383 | 875 | 508 | 182 | 36,73 |

2.2.2 Einzelflächen

2.2.2.1 Wiederfundquoten bei florengeographisch bewerteten Flächenkategorien

Es werden die Wiederfundquoten auf den Bilanzflächen analysiert (**Bilanz 5**). Diese werden je nach ihrer florengeographischen Bedeutung (zur Erfassungsphase 1) in **Kernflächen 1. Ordnung** (sehr maßgebliche Bedeutung für die florengeographische Identität des Isar-Inn-Hügellandes, insgesamt 144 Flächen) und **Kernfläche 2. Ordnung** (maßgeblicher Bedeutung für die florengeographische Identität, insgesamt 98 Flächen) differenziert. Die zahlenmäßigen Ergebnisse sind in Tab. 2 zusammengefasst dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass bei den **Kernflächen 1. Ordnung**, also den unverzichtbaren Trägern der Phytodiversität im Isar-Inn-Hügelland, von 963 Altfunden 411 wieder gefunden werden konnten. Das ist eine Wiederfundquote von ca. 43 % oder andererseits eine Verlustquote von 57 %. Dies bedeutet, dass die „Trägerschiffe“ der Phytodiversität leider stark verarmt sind und zum Teil diese Funktion nicht mehr erfüllen können. Die Bilanzierung wird durch Neufunde etwas aufgehellt, auch wenn es sich zum Teil um datentechnische „Neufunde“ (Trennung von bekannten Populationen auf mehrere Fundort-Nummern durch digitale Aufbereitung und differenziertere Abgrenzungen) handelt und darüber hinaus zu bemerken ist, dass es sich fast durchweg um keine Neuansiedlungen sondern um in Erfassungsphase 1 sehr wahrscheinlich übersehene Vorkommen handelt. Bei den **Kernflächen 2. Ordnung** ist die Wiederfundquote noch geringer (nur 27 %), bei den weiteren Flächen von geringerer Bedeutung liegt sie gar nur bei ca. 15 %. Dies bedeutet, dass die schon vor 15 bis 20 Jahren stärker entwerteten Flächen nunmehr vor einem weitgehenden Verlust ihrer höherwertigen Artenausstattung stehen und ihre Rolle als Trittsteinflächen sowie zur Sicherung von Populationsverbundsystemen und von chorologischen Arealbildern gar nicht mehr erfüllen können.

Tab. 3: Wiederfundquoten bei Kernflächen 1. Ordnung

| Wiederfund- quote % | Bezeichnung | Flächen- anzahl | Flächengröße (ha) | Bilanzflächen (%) | Fläche (%) |
|------------------------|--------------------------|--------------------|----------------------|----------------------|---------------|
| 0 | Totalverlust | 26 | 10,08 | 18,06 | 12,93 |
| 1,0 bis 19,9 | sehr viel schlechter | 15 | 8,13 | 10,42 | 10,43 |
| 20 bis 39,9 | viel schlechter | 24 | 11,83 | 16,67 | 15,17 |
| 40 bis 59,9 | deutlich schlechter | 32 | 10,78 | 22,22 | 13,83 |
| 60 bis 79,9 | mässig schlechter | 20 | 7,94 | 13,89 | 10,18 |
| 80 bis 94,5 | etwas schlechter | 9 | 3,63 | 6,25 | 4,65 |
| 95 bis 100 | gleich (incl. besser) | 18 | 25,59 | 12,5 | 32,81 |
| Summe | | 144 | 77,99 | 100,00 | 100,00 |

2.2.2.2 Wiederfundquoten bei florengeographischen Kernflächen 1. Ordnung

Diese Bilanz analysiert die Wiederfundquote der Populationen der Bilanzarten-
gruppe 1 auf den 144 Bilanzflächen, die zum Zeitpunkt der Erfassungsphase 1
als florengeographische Kernflächen 1. Ordnung zu bewerten waren. Dadurch
gelangt man zu folgenden Ergebnissen:

Tab. 3 zeigt, dass auf 26 Flächen überhaupt keine Altfunde bestätigt werden
konnten (Wiederfundquote = 0 %, das bedeutet Totalverlust). Flächen mit Total-
verlust der Bilanzarten nehmen einen Anteil von ca. 18,1 % aller Bilanzflächen
ein und summieren sich auf ca. 10 ha. Dies muss nicht zwingend bedeuten, dass
die Flächen insgesamt als Totalverlust zu werten sind, da die Bilanzierung sich ja
auf die definierten Bilanzarten bezieht.

Die weitere Abstufung der Wiederfundquoten erfolgt in 20 %-Stufen. Die Stufen
„sehr viel schlechter“ bis „deutlich schlechter“ sind auf zusammen 71 Bilanzflä-
chen zu erkennen, was einem Anteil von ca. 49 % aller Flächen bedeutet (Flä-
chengröße ca. 30,7 ha). Die Stufen „etwas schlechter“ und „gleichbleibend“ sind
27 Flächen zuzuordnen und damit immerhin 19 % aller florengeographisch vor-
rangigen Bilanzflächen (Flächengröße ca. 29,2 ha). Veränderungen der Stufe
„etwas schlechter“ können sich auch im Rahmen natürlicher Populationsschwan-
kungen abspielen. In einigen Einzelfällen (3 Flächen) konnte auch eine Verbes-
serung der Ausstattung beobachtet werden, was auf Neuansiedlungen bzw. auf
„Wiedererweckung“ verschollener oder nicht mehr nachweisbarer Arten durch
Pfleßmaßnahmen zurückzuführen ist.

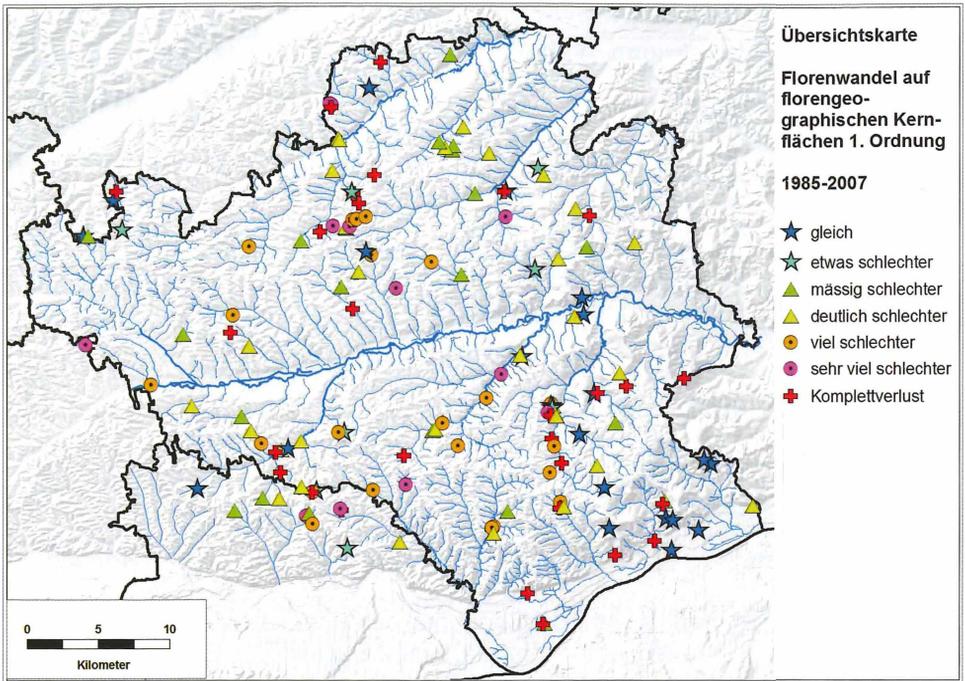


Abb. 4: Übersichtskarte Florenwandel auf Kernflächen 1. Ordnung

Diese Flächen wurden in die Kategorie „gleich“ einbezogen. Es ist zu erkennen, dass bei der Stufe „gleich“ der Flächengrößenanteil weit höher als der Anteil der Einzelflächenanzahl ist. Daraus kann gefolgert werden, dass die Veränderungsquote positiv mit der Flächengröße korreliert ist und größere Flächen grundsätzlich weniger vom Artenverlust betroffen sind. Umgekehrt kann bei allen anderen Veränderungsstufen festgestellt werden, dass der Flächengrößenanteil unter dem Anteil der Einzelflächenanzahl liegt. Hier handelt es sich also um überdurchschnittlich kleine Flächen, die ungünstigere Bedingungen für den Artenhalt aufweisen.

Die räumlichen Schwerpunkte der von diesen Entwicklungen betroffenen Flächen sind der nachfolgenden Übersichtskarte (Abb. 4) zu entnehmen. Es ist zu sehen, dass der Qualitätsverlust ein Flächenphänomen ist, also alle Teilgebiete der beiden Landkreise mehr oder weniger unterschiedslos betroffen sind.

2.3 Breitblättriges Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*)

Das Breitblättrige Knabenkraut ist eine der noch verbreiteten Arten der tradierten Offenland-Lebensräume im feucht-nassen Flügel. Es erfüllt in besonderer Weise die Merkmale als Indikator- und Zielart.

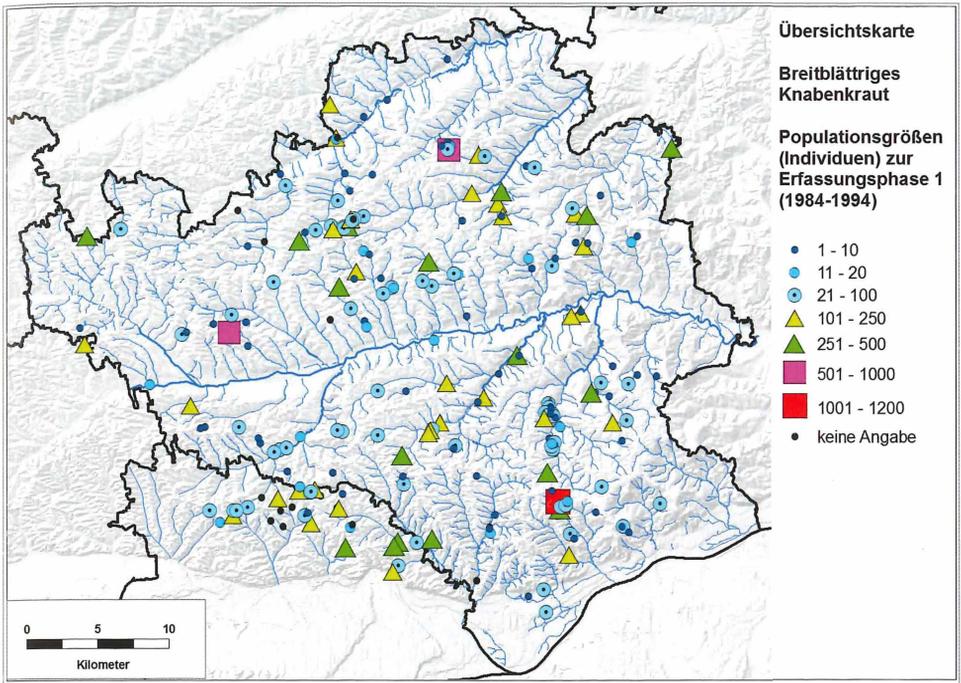


Abb. 5: Übersichtskarte *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*, mit Angabe von Populationsgrößen zur Erfassungsphase 1 (1984-1994)

Aufgrund der systematischen Bestandsaufnahmen seit 1984 kann die Bestandsentwicklung detailliert nachgezeichnet werden. Neben den Fundortbefragungen liegen für die meisten Populationen auch Angaben zu den Individuenzahlen vor, die ebenfalls bilanziert werden können. Nachträge der Jahre 2005 bis 2007 konnten noch berücksichtigt werden.

2.3.1 Verbreitungsstatus in den Erfassungsphasen 1 und 2

Verbreitung zur Erfassungsphase 1 (Abb. 5)

Es ist eine flächig-disperse Verbreitung mit insgesamt 229 Einzelfundorten zu erkennen, mit größeren überörtlichen Lücken in manchen Teilen der Landkreise. Diese sind auf vorangegangene Areal schrumpfungen zurückzuführen. Von einer einst geschlossenen Verbreitung in allen Bacheinzugsgebieten muss ausgegangen werden. Schwerpunktzonen der Verbreitung sind die stark differenzierten Hügelländer in den Wasserscheiden-nahen Zonen (z.B. Talwurzeln des Öttinger Holzland nördlich des Inns, zwischen Rott und Kollbach) sowie grünlandreiche Bachtäler mit verbreiteten Hangquellzonen (Grasenseer Bachtal, Altbachtal-Aichbachtal). Hier dürften funktionsfähige Populationsnetze vorhanden sein.

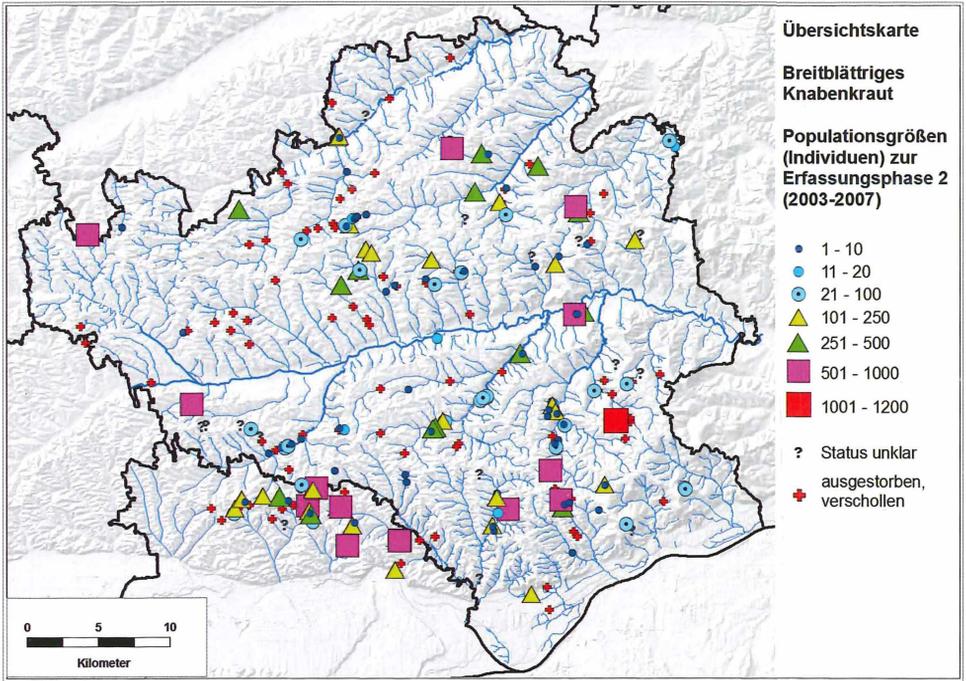


Abb. 6: Übersichtskarte *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*, mit Angabe von Populationsgrößen zur Erfassungsphase 2 (2003-2007)

Die Populationsgrößen sind überwiegend als Kleinst- bis mittlere Bestände (1 bis 250 Expl., insgesamt 194 Vorkommen) zu bezeichnen, mittlere bis große, Groß- und Massenbestände (250 bis ca. 1200 Expl.) sind zu diesem Zeitpunkt mit 20 Vorkommen bekannt (bei 15 Vorkommen keine Angabe). Die Individuenzahl beläuft sich auf ca. 19.000 Individuen (bei 214 Vorkommen mit quantitativer Erfassung), der größte Einzelbestand weist ca. 1200 Individuen auf.

Verbreitung zur Erfassungsphase 2 (Abb. 6)

15 bis 20 Jahre später ist das Fundbild immer noch von der dispersen Struktur geprägt, jedoch ist die Zahl der Funde deutlich ausgedünnt. Die Schwerpunkte bilden nach wie vor die stark differenzierten Teilräume des Hügellandes sowie die Bachtäler im südlichen Landkreis Rottal-Inn. Im Westen und Norden des Landkreises ist die Art kaum mehr vorhanden. Insgesamt sind nun 143 rezente Fundorte bekannt (mit 34 Neufunden). Die Populationsstruktur zeigt 113 Kleinst- bis mittlere Vorkommen (1 bis 250 Individuen) sowie 30 mittlere bis große, Groß- und Massenbestände (250 bis ca. 1200 Expl.). Die Individuenzahl (bei 133 quantitativen Vorkommen) beläuft sich auf ca. 22.500, der größte Einzelbestand weist 1068 Individuen auf.

2.3.2 Fundorte

Zur Erfassungsphase 1 waren vom Breitblättrigen Knabenkraut 229 Fundorte bekannt. 208 von diesen Fundorten wurden in der Erfassungsphase 2 wieder aufgesucht, wovon 109 Altfundorte wieder belegt werden konnten (Wiederfundquote

von 52,4 %). Andererseits konnten 99 Altfunde nicht belegt werden (Verlustquote von 47,6 %). Weitere 21 Vorkommen konnten nicht aufgesucht werden, so dass der rezente Status unklar bleiben muss. Da es sich um Kleinstvorkommen handelte, muss hier von einem sehr hohen Verlustverdacht ausgegangen werden.

Erfreulicherweise konnten auch einige Neufunde getätigt werden. Diese hellen das Gesamtbild zwar auf, ändern jedoch nichts an den Bilanzierungsergebnissen. Als Neufunde sind sowohl datentechnisch bedingte Neufassungen bisher bekannter Populationen (Auftrennung eines Fundkomplexes in mehrere Einzelpopulationen) als auch bisher nicht bekannte Populationen zu verstehen. Besonders bedeutsam sind weiterhin jene Neufunde, die sich als Neuansiedlungen aus Lieferpopulationen in nächster Nähe selbst etablieren konnten. Nach den Beobachtungen ist *D. majalis* die einzige Art, die unter den gegenwärtigen Landnutzungsbedingungen immer noch zur Etablierung neuer Populationen befähigt ist. Diese beschränkten Ausbreitungsbewegungen können die massive Extinktion jedoch bei weitem nicht kompensieren.

2.3.3 Populationsgrößen

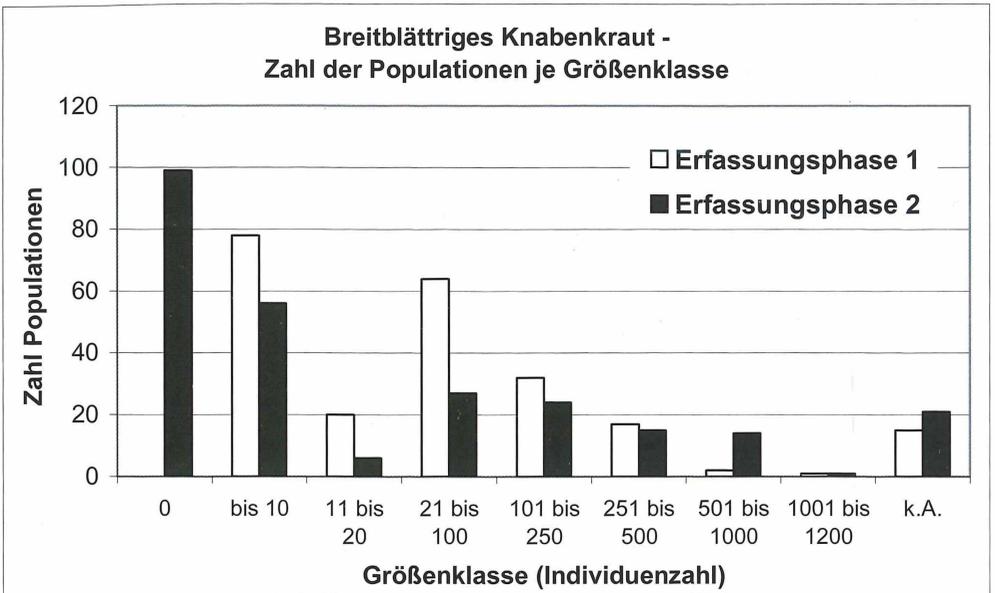
2.3.3.1 Übersichtsdarstellung

Die Populationsgrößen wurden in den beiden Erfassungsphasen durch Zählen der blühenden Individuen (möglichst zur Vollblütezeit) ermittelt. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse aus den beiden Erfassungsphasen ist in Abb. 7 dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass die meisten Vorkommen beider Erfassungsphasen der Größenklasse bis 100 Individuen angehören (Phase 1: 162 Vorkommen, Phase 2: 89). Vorkommen über 250 Individuen gab es zur Erfassungsphase 1 an 20 Fundorten, zur Erfassungsphase 2 an 30 Fundorten. In der Größenklasse von 500 bis 1000 Individuen liegt demnach eine Mehrung vor: Gab es zur Phase 1 hiervon zwei Vorkommen, sind aktuell 14 Vorkommen bekannt (darunter aber auch drei Neufunde).

Die weiteren 11 Populationen befinden sich auf Flächen, die Pflegeflächen im Sinne der Landschaftspflegekonzepte der beiden Landkreise sind. Die Populationsvergrößerungen sind Effekte der Pflegemaßnahmen der letzten Jahre und als schöne Erfolge zu verzeichnen. Diese sind weitere Beispiele dafür, dass das Breitblättrige Knabenkraut eine Art ist, die auf Standortverbesserungen und Bestandspflege positiv anspricht.

Abb. 7: Wandel der Populationsgrößen von *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*



Erfolge in der Bestandspflege führten in den letzten 15 bis 20 Jahren offenbar zu einer Mehrung der gesamten Individuenzahl (Erfassungsphase 1: ca. 19.000, Erfassungsphase 2: ca. 22.000, innere Zyklen und Schwankungen der Populationen können hierbei mangels kontinuierlicher Zählungen von „Eich-Populationen“ nicht „herausgerechnet“ werden). Allerdings ist auch ein massiver Rückzug aus der Fläche zu konstatieren, da 99 frühere Vorkommen nicht wieder belegt werden konnten, wahrscheinlich aber sogar 120 Vorkommen verschwunden sind, also etwa die Hälfte aller zur Erfassungsphase 1 bekannten Populationen.

2.3.3.2 Bilanzierung konkreter Populationen

Die obigen Ausführungen betreffen den Gesamtbestand, differenziert nach Größenklassen. Gegenstand dieser Bilanzierung ist das Ausmaß der Veränderung konkreter Populationen. In diese Bilanzierung gehen nur solche Populationen ein, für die zu beiden Erfassungsphasen Zählungen des Individuenbestandes vorliegen. Dies trifft für 208 Populationen (= bilanzierbare Altfunde) zu.

Extinktion von Populationen

Es konnten 99 zur Erfassungsphase 1 belegte Vorkommen nicht wieder bestätigt werden: der Veränderungsprozess führte hier zur Extinktion der Vorkommen. Die Ausgangsgrößen der einzelnen Populationen verteilen sich wie folgt:

Tab. 4: *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*: Extinktion

| Veränderungsgrad | Veränderungsbilanz je Populationsgrößenklasse | Zahl der betroffenen Populationen |
|-------------------------|--|--|
| -6 | Extinktion von Großvorkommen | 1 |
| -5 | Extinktion von mittleren bis großen Vorkommen | 4 |
| -4 | Extinktion von mittleren Vorkommen | 7 |
| -3 | Extinktion kleinerer bis mittlerer Vorkommen | 26 |
| -2 | Extinktion von Kleinvorkommen | 9 |
| -1 | Extinktion von Kleinstvorkommen | 42 |
| - | Extinktion einer Population nicht bekannter Größe | 10 |

Wenngleich der Schwerpunkt der Extinktionen auf den kleineren und Kleinstvorkommen liegt, so ist doch zu erkennen, dass auch individuenstarke Vorkommen innerhalb weniger Jahre zusammenbrechen können. Im Falle des erwähnten Großvorkommens handelte es sich um eine Erstaufforstung mit Fichten. Die seinerzeitige artenreiche Streuwiese ist heute in einer an Bodenvegetation freien Fichtendickung untergegangen.

Rückgang von Populationen

Bei 39 bilanzierbaren Populationen ist ein Rückgang der Individuenzahlen erkennbar, ohne dass dies bisher zur Extinktion geführt hätte. Insgesamt sind aktuell 41 Populationen rückläufig. Fünf Populationen sind um drei Größenklassen zurückgegangen, 25 um zwei Klassen und 11 um eine Klasse. 31 der zurückgehenden Populationen gehören derzeit der Größenklasse „Kleinst- oder Kleinbestand“ an, so dass hier eine Verlust schon in den nächsten Jahren sehr wahrscheinlich ist, da die kritischen äußeren Faktoren in keinem Fall entschärft wurden. Bemerkenswert ist ein Bestand im südlichen Landkreis Rottal-Inn der von ca. 1200 Individuen auf ca. 600 zurückgegangen ist. Ursache hierfür könnte eine Nutzungsauffassung auf Teilflächen sein.

Stabile Populationen

Bei 25 Populationen ist keine Veränderung der Populationsgröße festzustellen. Es handelt sich um 13 Kleinst- und Kleinbestände, sieben kleinere bis mittlere bzw. mittlere Bestände und um fünf mittlere bis größere bzw. größere Bestände. Sofern keine Veränderungen im Umfeld dieser Flächen oder bei der Bewirtschaftung bzw. Pflege auftreten, besitzen diese Vorkommen eine weiterhin günstige Bestandsprognose, auch bei den kleineren Vorkommen.

Positive Bestandsentwicklung

Erfreulicherweise sind auch Populationen mit günstiger Bestandsentwicklung zu verzeichnen. Bei 37 Populationen ist eine positive Bestandsentwicklung zu er-

kennen, zum Teil sogar eine sehr positive Entwicklung. Diese Befunde sollen an einigen Einzelfällen näher skizziert werden:

Fundort-Nr. 7644-051: Streuwiese (Crepido-Juncetum), auf Hangquellzug; 1985: 200 Individuen; 2004: 1068 Individuen; derzeit größtes Einzelvorkommen im Isar-Inn-Hügelland. In 19 Jahren konnte sich die Population mehr als verfünffachen (Zwischenzählungen liegen nicht vor). Optimaler Habitat mit einer meso- bis eutrophen Vegetation des regionaltypischen Crepido-Juncetum; seit Jahren optimales Pflegeregime; *Dactylorhiza* profitiert von einer gewissen Eutrophierung, die andererseits oligotrophente Arten ausfallen lässt. Pflege seit ca. 1990 durchgeführt, zuvor traditionelle Streumahd.

Fundort-Nr. 7544-012: Nasswiese (Calthion, Tendenz zu Juncion/Molinion), auf Hangquellzug; 1985: 60 Individuen, 1992: 230 Individuen, 2004: 900 Individuen; Steigerung der Individuenzahl in 19 Jahren um das 15-fache (!); optimaler Standort, relativ nährstoffreich, in landwirtschaftliche Nutzflächen eingebunden; die Wiederaufnahme der Pflege Anfang der 90er Jahre bewirkte eine optimale Populationsentwicklung.

Fundort-Nr. 7443-031: Kleinseggenreiches Crepido-Juncetum, auf Hangquellsumpf; 1986: 30 Individuen, 1988: 38 Individuen, 2004: 500 Individuen; Steigerung der Individuenzahl in 18 Jahren um das ca. 17-fache (!), optimal gepflegtes, kurzrasiges Hangquellmoor, oligotroph-mesotroph, im Naturraum sehr seltener Vegetationstyp mit singulärer Vergesellschaftung

Optimale Standorte für *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis* sind im Isar-Inn-Hügelland relativ eutrophe Hangquellsümpfe mit regelmäßiger Mahd. Viele Populationen sind in landwirtschaftliche Nutzflächen eingebunden, so dass ein gewisser Nährstoffeintrag stattfinden kann. Zu starke Eutrophierung in Verbindung mit Aufgabe der Bewirtschaftung oder Pflege führt allerdings zu raschem Erlöschen der Populationen.

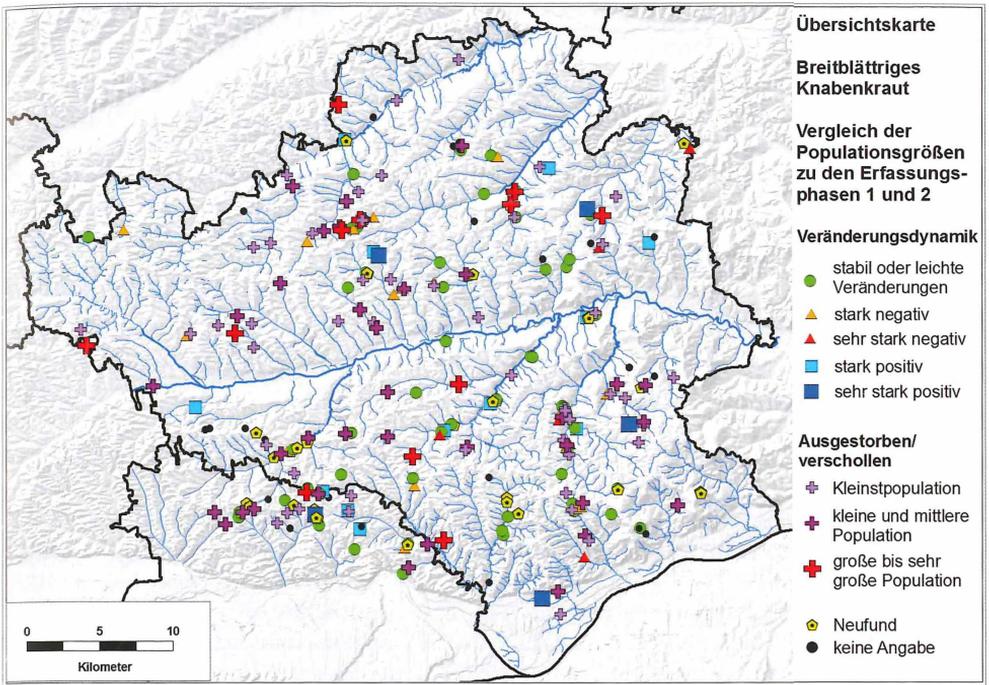


Abb. 8: Übersichtskarte mit Vergleich der Populationsgrößen von *Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis* zu den Erfassungsphasen 1 und 2

Die dargestellten Bilanzen werden in obiger Abbildung geographisch veranschaulicht. Sie fassen eine bis zu 25 Jahre währende Beobachtung der Populationen zusammen. Es ist zu erkennen, dass der gesamte Raum von den Extinktionen und Rückgängen betroffen ist, Schwerpunkte liegen im westlichen Landkreis Rottal-Inn, der in absehbarer Zukunft – ohne Gegenmassnahmen – frei von dieser einst so verbreiteten Art sein wird. Doch auch in den Verbreitungszentren, im Öttinger Holzland, im Wasserscheidenbereich zwischen Kollbach und Rott sowie im südlichen Landkreis Rottal-Inn sind zahlreiche Populationen erloschen, wobei hier auch die geschilderten Positiventwicklungen vorhandener Populationen konzentriert vorhanden sind.

Trotz des Rückzugs aus der Fläche, kann sich die Art aber von den Individuenzahlen her offenbar gut halten und ist in der Lage, sich aus vorhandenen Populationskernen auszubreiten. Von einer allenthalben zu beobachtenden mässigen Eutrophierung der Hangquellsümpfe, die für viele andere Arten massive Gefährdungsursache ist, profitieren die Populationen durchaus und solange, bis ein gewisser Punkt nicht überschritten ist, der die Entwicklung von Hochstaudenfluren, Großseggenrieden, Röhrichten oder gar Neophytenfluren begünstigt.

Tab. 5: Fundortzahlen und Wiederfundquoten weiterer Arten

| Art | Fundorte gesamt | Altfunde 1984-1994 | | | | | Neufunde |
|--|--------------------|--------------------|---------------------|-------------------------|-----------------------------|-------------------|--------------------|
| | 1984-2007 | Bilan- zierbar | mit Wie- derfund | ohne Wieder- fund | Wieder- fundquote (%) | Status unklar* | 2003-2007 |
| <i>Carex davalliana</i> | 175 | 129 | 62 | 67 | 48,1 | 27 | 19 |
| <i>Cochlearia pyre- naica</i> | 8 | 5 | 1 | 4** | 20,0 | 0 | 3 (ange- salbt) |
| <i>Drosera rotundifo- lia</i> | 43 | 40 | 14 | 26 | 35,0 | 2 | 1 |
| <i>Epipactis palustris</i> | 60 | 55 | 26 | 29 | 47,3 | 4 | 2 |
| <i>Gentiana pneu- monanthe</i> | 22 | 22 | 3 | 19 | 13,6 | 0 | 0 |
| <i>Gentiana verna</i> | 26 | 23 | 4 | 19 | 17,4 | 0 | 2 |
| <i>Laserpitium prute- nicum</i> | 13 | 10 | 5 | 5 | 50,0 | 0 | 3 |
| <i>Orchis morio</i> ssp. <i>morio</i> | 22 | 21 | 9 | 12 | 42,9 | 0 | 1 |
| <i>Parnassia palustris</i> | 55 | 50 | 15 | 35 | 30,0 | 0 | 5 |
| <i>Pedicularis sylvati- ca</i> ssp. <i>sylvatica</i> | 20 | 19 | 5 | 14 | 26,3 | 0 | 1 |
| <i>Peucedanum car- vifolia</i> | 33 | 30 | 16 | 14 | 53,3 | 2 | 1 |
| <i>Tephroses heleni- tes</i> ssp. <i>helenites</i> | 24 | 24 | 2 | 22 | 8,3 | 0 | 0 |
| <i>Trollius europaeus</i> | 91 | 70 | 31 | 39 | 44,3 | 17 | 4 |
| <i>Willemetia stipitata</i> | 14 | 9 | 7 | 2 | 77,8 | 0 | 5 |

*Die Statusangabe „Altfunde, Status unklar“ kennzeichnet Populationen, die in der Erfassungsphase 1 erhoben wurden, aber in der Erfassungsphase 2 nicht kontrolliert werden konnten.

**Zu *Cochlearia pyrenaica*: von den nicht wieder belegten Fundorten ist an einem Fundort eine Population angesalbt worden. Diese geht hier als „Altfund ohne Wiederfund“ ein.

2.4 Weitere ausgewählte Arten

Die Florenveränderungen sollen anhand einer Auswahl weiterer charakteristischer Arten (Bilanzartengruppe 3) näher aufgezeigt werden. Mit der Auswahl der Arten wurde versucht, das Spektrum der hier relevanten Vegetationseinheiten abzubilden, aber auch Arten mit charakteristischen lokalen und regionalen Verbreitungsbildern zu berücksichtigen. Nachträge der Jahre 2005 bis 2007 konnten bei diesen Arten berücksichtigt werden. Die Ergebnisse sind in Tab. 5 zusammengestellt.

2.4.1 *Carex davalliana* (Torf-Segge)

Tab. 5 zeigt, dass von den 157 Fundorten, die zur Erfassungsphase 1 erhoben wurden (= Fundorte gesamt minus Neufunde), 129 zur Erfassungsphase 2 aufgesucht wurden. Von diesen Altfinden konnten 61 bestätigt werden, so dass sich eine Wiederfundquote von 41,5 % ergibt. 68 Vorkommen konnten nicht bestätigt werden und müssen als ausgestorben oder verschollen gelten. Weitere 28 Alt-funde konnten nicht aufgesucht werden, ihr Status ist demnach unklar. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass auch von diesen Vorkommen kaum mehr rezente Populationen vorhanden sind. *Carex davalliana* zieht sich flächig aus dem Naturraum. Der Rückgangsprozess setzte bereits Jahrzehnte vor den eigenen Bestandsaufnahmen ein, von einer ehemals sehr viel weiteren Verbreitung mit Vorkommen in allen Bacheinzugsgebieten kann ausgegangen werden.

2.4.2 *Cochlearia pyrenaica* (Pyrenäen-Löffelkraut)

Von den 5 zur Erfassungsphase 1 vorhandenen Vorkommen konnte nur ein einziges wiedergefunden werden. Dies ist der letzte Rest des niederbayerischen Anteils des Areals von unterem Inn und unterer Salzach. Diese relativ vitale Populationen (2004: 90 Individuen, gute Keimung, viele Juvenile) wird seit einigen Jahren als Ausgangsvorkommen für Ansaubungen verwendet. Aufgrund der florengeographischen Sonderstellung sollte dabei allerdings sehr restriktiv vorgegangen werden und dieses nur dort vorgenommen werden, wo eine Fundort-Tradition vorhanden ist.

2.4.3 *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau)

Der Rundblättrige Sonnentau wies zur Erfassungsphase 1 insgesamt 42 Fundorte auf, wovon 40 zur Erfassungsphase 2 aufgesucht wurden, mit dem Ergebnis, dass 14 Fundorte wieder belegt werden konnten (Wiederfundquote 35 %). Der Sonnentau gehört damit zu jenen Arten, die über massive Bestandseinbrüche verfügen (Abb. 9). Vorkommen in den Hangquellmooren (mit Torfmoosen oder Braunmoosen in Quellschlenken), die von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben sind, werden bald der Vergangenheit angehören.

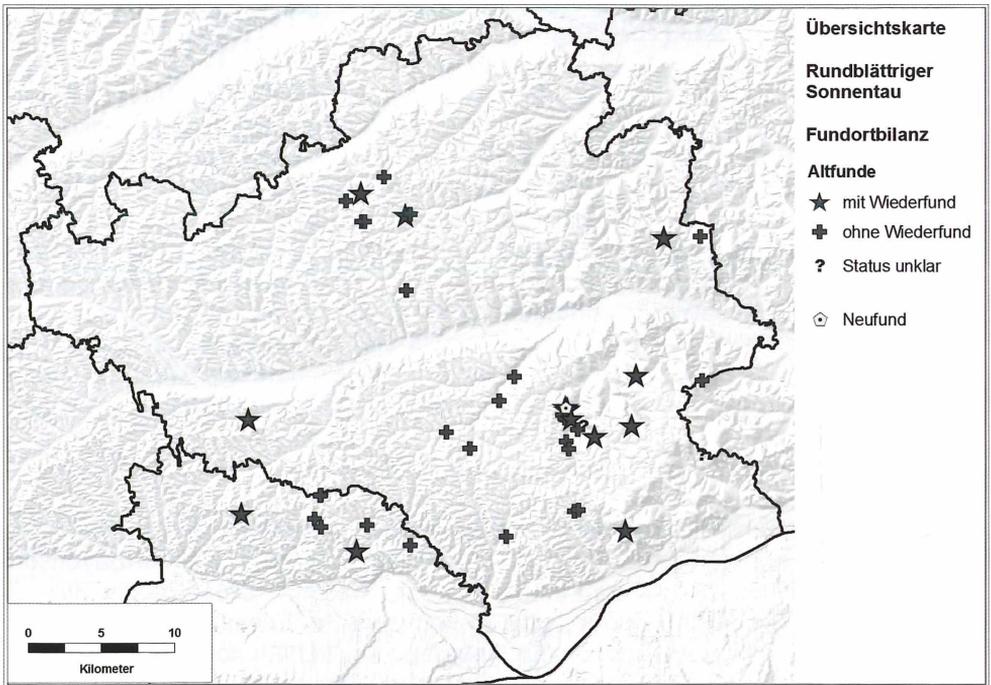


Abb. 9: Übersichtskarte *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau)

Die Populationsgrößen sind hier auf Kleinstbestände zurückgegangen. Größere und auch relativ ungefährdete Vorkommen sind in anmoorigen, bewaldeten Hangquellbereichen (mit torfmoosreichen Streuwiesen oder Kiefernwäldern) im Quarzrestschottergebiet des Landkreises Rottal-Inn noch vorhanden.

2.4.4 *Epipactis palustris* (Echte Sumpfwurz)

Die Echte Sumpfwurz kam mit 58 Vorkommen zur Erfassungsphase 1 in den beiden Landkreisen vor. 55 Populationen wurden wieder aufgesucht, 26 konnten wieder aktuell belegt werden, 29 hingegen nicht (Wiederfundquote 47,3 %). Mit den zwei Neufunden beläuft sich die aktuelle Fundortzahl noch auf 28 Populationen, von denen 11 als Kleinvorkommen stark gefährdet sind oder kurz vor dem Erlöschen stehen. Hauptsächliche Rückgangsursache der auf mesotrophe Quellmoore spezialisierten Art sind Eutrophierung, Schilfaufwuchs, Verbuschung, Bewaldung infolge Aufgabe der biotoprägenden Nutzung oder Ausbringung von Düngestoffen im hydrologischen Einzugsgebiet der Hangquellmoore.

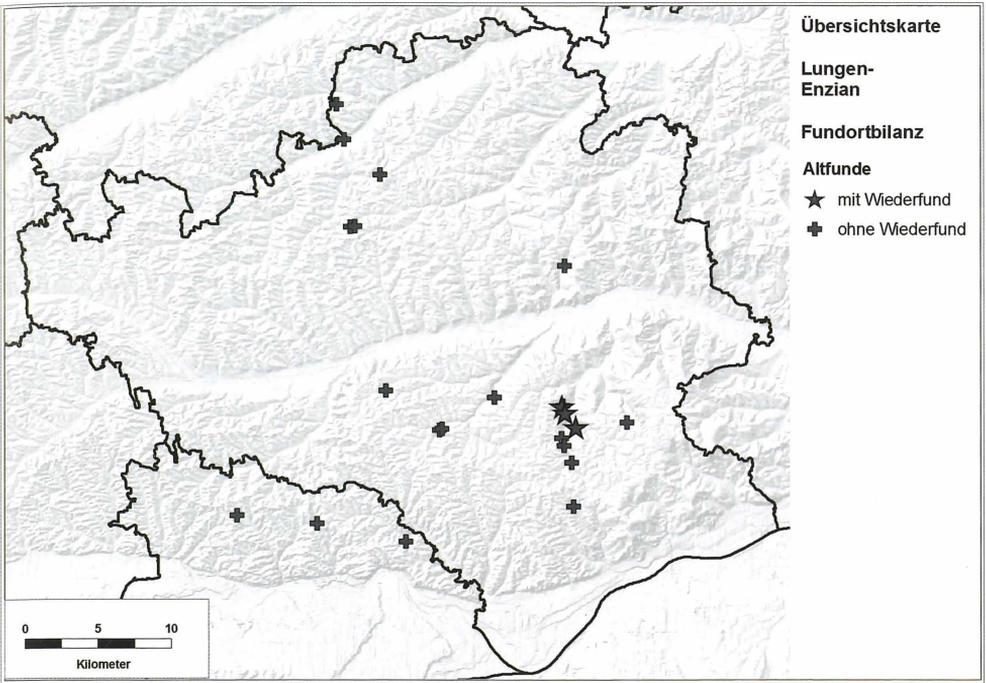


Abb. 10: Übersichtskarte *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian)

2.4.5 *Gentiana pneumonanthe* (Lungen-Enzian)

Alle zur Erfassungsphase 1 bekannten Vorkommen dieser Art (22 Fundorte) wurden erneut aufgesucht, leider konnten nur mehr 3 wieder belegt werden. Der Lungenenzian hat damit eine der geringsten Wiederfundquoten und steht kurz vor dem Erlöschen. Von den einst mehrere Dutzend Individuen umfassenden Populationen in den Hangquellmooren und Hangstreuwiesen ist nichts mehr vorhanden. Neben Verlusten mit klaren Ursachen wie Aufforstungen konnte die Art auch mehrfach in solchen Flächen nicht mehr gefunden werden, die „augenscheinlich“ kaum verändert sind. Ursachen lassen sich hier nur schwer angeben, evtl. sind sie in falschen Pflegeregimen zu suchen.

2.4.6 *Gentiana verna* (Frühlings-Enzian)

Zur Erfassungsphase 1 lagen 24 Vorkommen vor, die alle überprüft wurden. Fünf Fundorte konnten wieder belegt werden (Wiederfundquote 20,8 %). Einst individuenreiche Vorkommen (mit Hunderten von Exemplaren) sind mittlerweile verschwunden oder auf Kleinstbestände zurückgegangen. Der noch verbliebene größte Bestand besteht aus ca. 50 Individuen und ist ein kleiner Magerwiesenrest, der unmittelbar an Ackerland angrenzt, so dass eine sehr ungünstige Zukunftsprognose besteht.

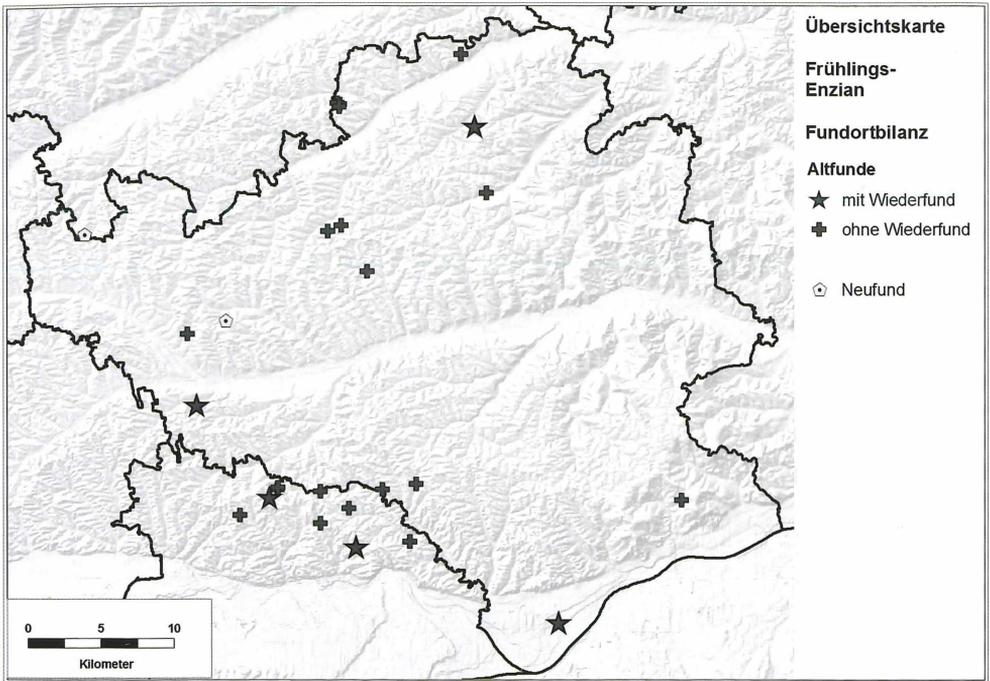


Abb.11: Übersichtskarte *Gentiana verna* (Frühlings-Enzian)

2.4.7 *Laserpitium prutenicum* (Preußisches Laserkraut)

Von den in den beiden Landkreisen sehr seltenen Arten hat *Laserpitium prutenicum* die noch günstige Wiederfundquote: immerhin jedes zweite Vorkommen konnte wiederaufgefunden werden. Das sind 5 von 10 Fundorten. Von den 3 Neufunden sind zwei „echte“ Neufunde, einer resultiert aus der Neustrukturierung der Fundortgeodatenbank mit Aufteilung eines bekannten Vorkommens. Die rezenten Vorkommen bestehen jeweils aus ca. 5 bis 20 Exemplaren und sind aufgrund der geringen Individuenzahlen als stark gefährdet zu bewerten.

2.4.8 *Orchis morio* ssp. *morio* (Kleines Knabenkraut)

Vom dieser Orchidaceae waren vor ca. 15 bis 20 Jahren 21 Fundorte bekannt, alle wurden wieder aufgesucht, 9 Fundorte konnten bestätigt werden, 12 hingegen nicht. Die Verlustursachen lauten in der Regel Nutzungsauffassung, Eutrophierung bzw. Aufdüngung und Verkleinerung der Habitats. Folge sind schrumpfende, kaum mehr zur dauerhaften Reproduktion fähige Kleinpopulationen. Erfreulicherweise liegen aber noch einige Großvorkommen mit mehreren Hundert blühenden Individuen vor. Ein Neufund ist auf eine Neuansiedlung im nahen Umkreis einer solchen Populationen zurückzuführen.

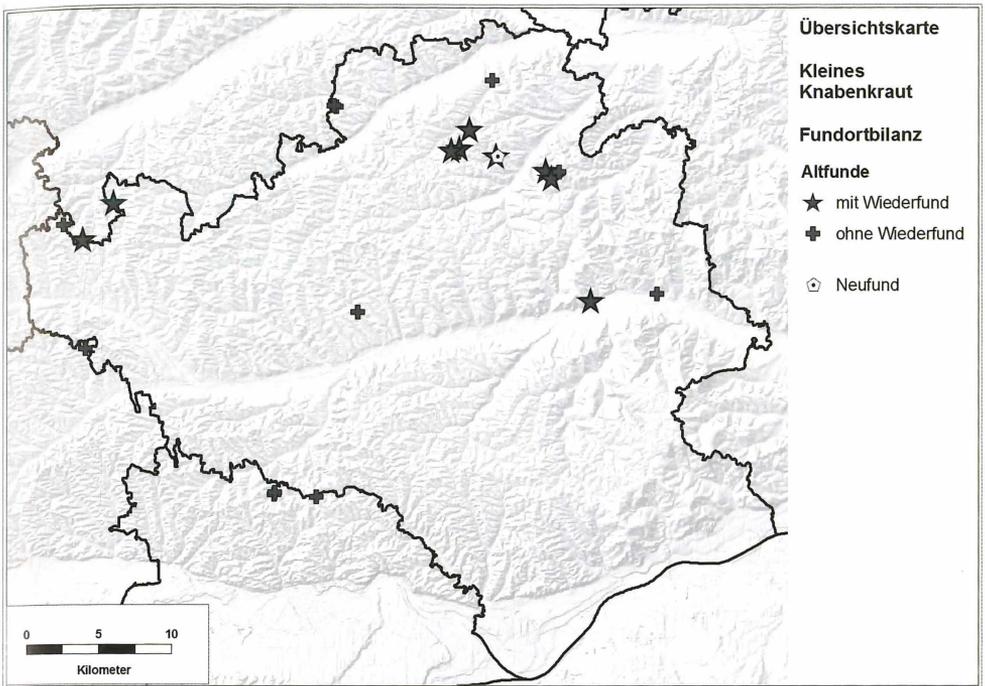


Abb. 12: Übersichtskarte *Orchis morio* ssp. *morio* (Kleines Knabenkraut)

Dies kann als Beispiel dafür gewertet werden, dass unter sehr günstigen Voraussetzungen auch eine Wiederausbreitung spezialisierter Arten möglich ist. Wie aus der Verbreitungskarte ersichtlich, liegen mehrere Einzelvorkommen, darunter auch mehrere Großvorkommen, relativ nahe beieinander, so dass hier die Voraussetzungen für die Etablierung neuer Populationen relativ günstig sind. Vermutlich ist dieser zu beiden Seiten des Sulzbachtales liegende Raum der für die Erhaltung der Art maßgebliche Raum im gesamten Unterbayerischen Tertiärhügelland.

2.4.9 *Parnassia palustris* (Sumpf-Herzblatt)

Von *Parnassia* lag eine ähnliche Fundortzahl wie bei *Epipactis palustris* vor. Die Wiederfundquote liegt aber mit lediglich 30 % deutlich unter der von *Epipactis*. Alle 50 Fundorte der Erfassungsphase 1 wurden wieder aufgesucht, nur 15 Fundorte wurden wieder belegt. Immerhin konnten auch 5 neue Fundorte aufgefunden werden, 4 davon im Landkreis Altötting.

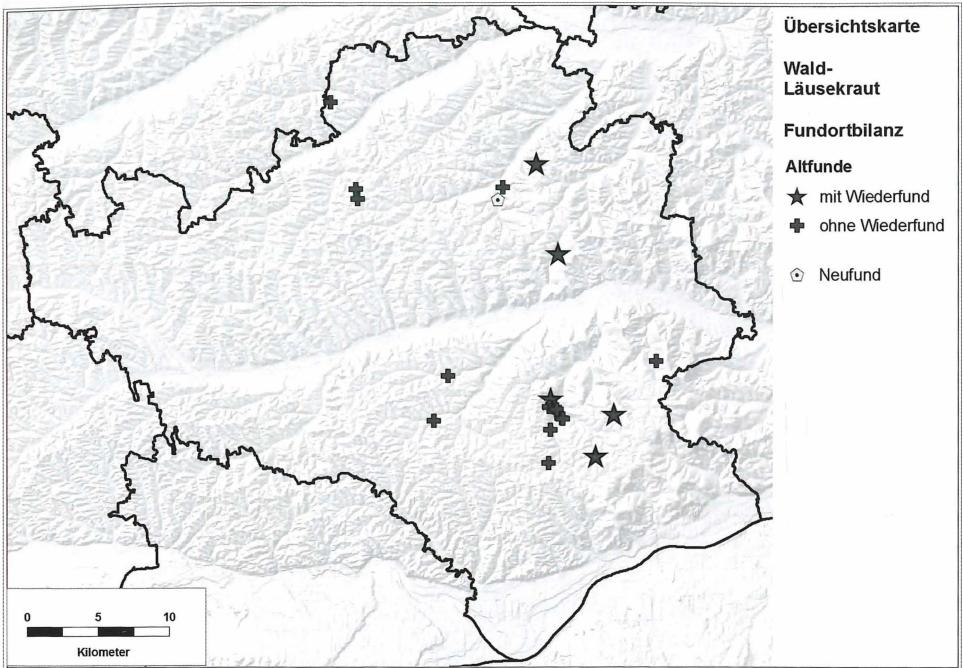


Abb. 13: Übersichtskarte *Pedicularis sylvatica* ssp. *sylvatica* (Wald-Läusekraut)

2.4.10 *Pedicularis sylvatica* ssp. *sylvatica* (Wald-Läusekraut)

Das Wald-Läusekraut ist im Unterbayerischen Tertiärhügelland auf das östlich Isar-Inn-Hügelland beschränkt und besitzt hier eine Arealinsel. Die Wiederfundquote von ca. 26 % zeigt, dass diese Arealinsel nur mehr aus sehr wenigen Fundorten besteht, wovon lediglich 3 in stabilen Habitaten liegen. Mehrere verschwundene Vorkommen lagen in Flächen, die gepflegt wurden bzw. werden. Daraus ist zu folgern, dass besonders spezialisierte, stenoligotrophente Arten eine umfassendere Erhaltungsstrategie verlangen als „Basispflege“ durch Mahd. Erfreulicherweise konnte eine relativ individuenreiche Population neu aufgefunden werden. Das Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*) ist mittlerweile ausgestorben.

2.4.11 *Peucedanum carvifolia* (Kümmelblättriger Haarstrang)

Der Kümmelblättrige Haarstrang besitzt im Isar-Inn-Hügelland ein besonders auffälliges arealgeographisches Verhalten, da hier zum einen die südliche Arealgrenze des mittelbayerischen Areals erreicht wird, andererseits am Südrand des Isar-Inn-Hügellandes in den Tälern von Kirnbach und Prienbach eine davon abgesetzte Arealinsel besteht.

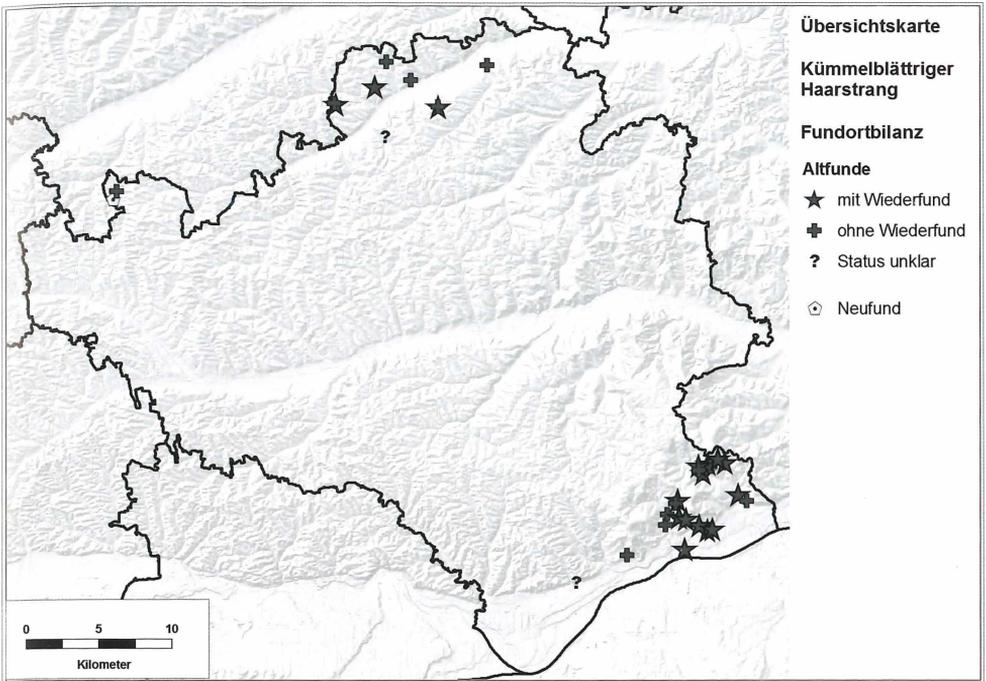


Abb. 14: Übersichtskarte *Peucedanum carvifolia* (Kümmelblättriger Haarstrang)

Dieses Arealphänomen wurde von 26 Fundorten aus der Erfassungsphase 1 getragen. Mit einer Wiederfundquote von ca. 46 % zeigen sich deutliche Auflösungstendenzen, wobei vor allem der Arealrand im Kollbach-Raum betroffen ist, weniger die erwähnte Arealinsel. Damit wird deutlich, dass die Fundortverluste vor allem in den intensiv genutzten, stark bedüngten Teilen des Naturraumes liegen, während in den feingliedrigen, stark reliefierten Bachtälern des Südens eine weniger intensive landwirtschaftliche Nutzung vorliegt. Doch auch hier sind zwei noch individuenreiche Vorkommen mit Fichten aufgeforstet worden, so dass ein baldiger Verlust dieser Vorkommen droht.

2.4.12 *Tephroseris helenitis* ssp. *helenitis* (Spatelblättriges Greiskraut)

Von den einst noch zahlreichen Vorkommen dieser Art im Hügelland zwischen Rott und Inn ist in den vergangenen beiden Jahren nur noch ein Vorkommen mit ca. 10 Individuen übrig geblieben, auch dieses durch Aufforstung und Verbuchung stark bedroht. Das bemerkenswerte Arealphänomen einer mehr oder weniger geschlossenen Verbreitung und einer scharf gezogenen Arealgrenze ist damit nicht mehr existent.

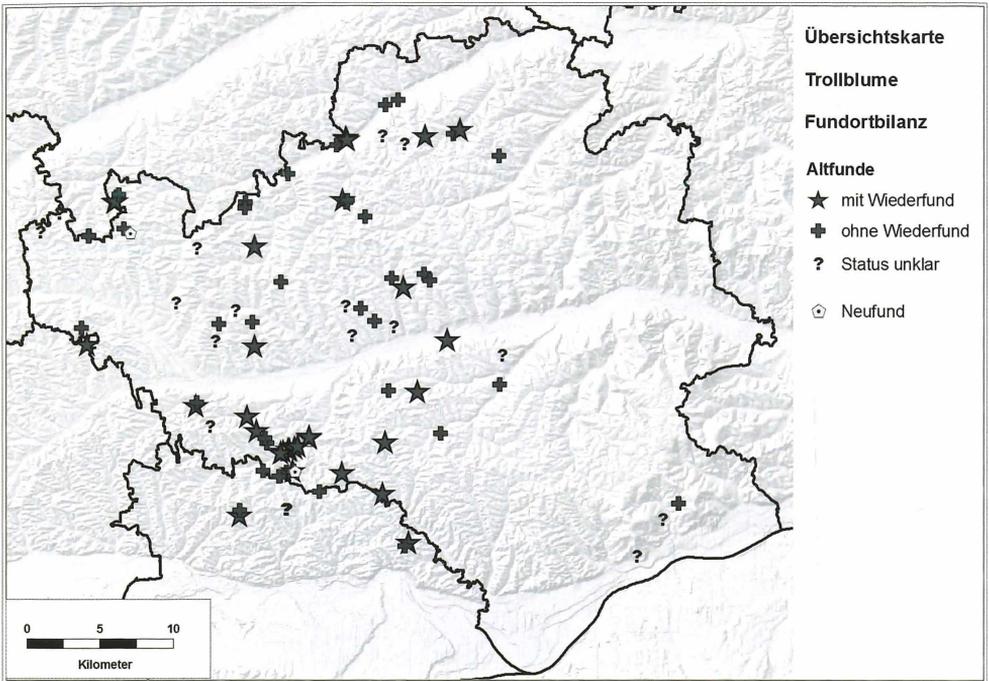


Abb. 15: Übersichtskarte *Trollius europaeus* (Trollblume)

Das größte rezente Vorkommen befindet sich mit etwa 100 blühenden, vitalen Individuen (zuletzt 2007 überprüft) in einer seggenreichen Pfeifengraswiese im mittleren Kollbachtal (Landkreis Dingolfing-Landau). Die seit ca. 25 Jahren stattfindende ehrenamtliche Objektpflege konnte diese Population sichern.

2.4.13 *Trollius europaeus* (Trollblume)

Die Trollblume, einst verbreitet, häufig und in Massenbeständen die Talauen erfüllend, besitzt aktuell nur mehr 34 bekannte Fundorte, wobei aber der Status von 18 Altfunden nicht überprüft werden konnte. Von den 61 bilanzierbaren Altfunden wurden 22 wieder aufgefunden, was einer Wiederfundquote von ca. 36 % entspricht. Das in der Übersichtskarte dargestellte Arealphänomen mit einer scharf gezogenen regionalen Arealgrenze (keine Vorkommen weiter östlich, auch um unteren Bayerischen Wald fehlend) zeigt eine deutliche Regression mit einem Rückzug auf einige Populationszentren in Bachtälern mit noch geringerer Nutzungsintensität (z.B. Geratskirchner Bach, aber nach Aussagen Ortsansässiger auch hier nur mehr geringe Reste im Verhältnis zu früheren Jahrzehnten vor Einführung der Güllewirtschaft).

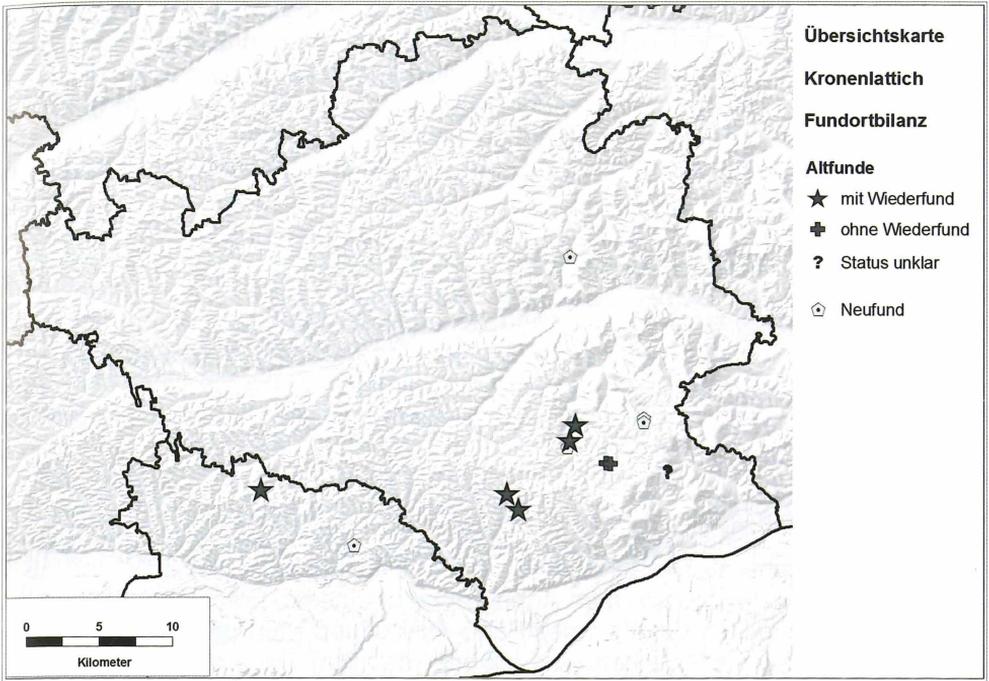


Abb. 16: Übersichtskarte *Willemetia stipitata* (Kronenlattich)

2.4.14 *Willemetia stipitata* (Kronenlattich)

Der Kronenlattich zählt zu den bemerkenswertesten Arten des Hügellandes, da das hier vorhandene Brückenareal wie kaum ein anderes die Übergangssituation des östlichen Isar-Inn-Hügellandes zwischen dem engeren Alpenvorland und dem Bayerischen Wald dokumentiert. Dieses Areal wird derzeit noch von 12 rezenten Nachweisen (darunter 5 Neufunde seit 1995) getragen. Nach Falsifizierung mehrerer Altnachweise beträgt die Wiederfundquote ca. 77,8 %, was eine vergleichsweise hohe Quote ist und zugleich zeigt, dass diese Art mit den überall zu beobachtenden Nährstoffanreicherungen noch relativ gut zurecht kommt. Auch kann sie auf kleiner Fläche individuenreiche Bestände ausbilden, was das Aussterberisiko offensichtlich deutlich senkt. Erfreulicherweise konnten auch Neufunde getätigt werden, wobei die abgesprengten Vorkommen im Landkreis Altötting (individuenreich in einem hydrologisch intakten Hangquellmoor) und nördlich der Rott besonders auffällig sind.

2.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Abstand von 15 bis 20 Jahren zu einer ersten Erfassungsphase wurden in den Jahren 2003 und 2004 (mit Nachträgen bis 2007) sehr viele Offenland-Lebensräume feucht-nasser und mager-trockener Standorte im östlichen Isar-Inn-Hügelland wieder floristisch untersucht.

Nach dem Prinzip von Fund-/Wiederfund-Untersuchungen definierter Artengruppen, Populationen und Flächen konnten auf diese Weise quantitative Belege für den regionalen Florenwandel eines einheitlichen Naturraumes erarbeitet werden. Zugleich liefern die Untersuchungen Kriterien und Ergebnisse für eine Erfolgskontrolle von naturschutzfachlich motivierten Pflege- und Schutzmassnahmen und sollen Impulse für eine weittragende Schutz- und Entwicklungsstrategie liefern.

Die wesentlichen **Schlussfolgerungen** sind:

Die Flora der traditionell extensiv genutzten Offenlandlebensräume musste in den vergangenen zwei Jahrzehnten **weitere prekäre Bestandsverluste** hinnehmen. Über die Bestandsentwicklung der vorangegangenen Dekaden (vor 1980) liegen keine Aufzeichnungen vor. Jedoch muss davon ausgegangen werden, dass hier noch eklatantere Verluste stattfanden und die Verluste zwischen 1982 und 2007 bereits die letzten 5 bis 10 % der früheren Bestände betrifft. Die starke floristische Verarmung, für die das Unterbayerische Tertiärhügelland allgemein bekannt ist, hat nun auch die floristisch günstigeren Teilräume des östlichen Isar-Inn-Hügellandes erreicht. Die **Wiederfundquoten** liegen zwischen 28% und 63 %. Sie hängen von der betrachteten Artengruppe und dem betrachteten Flächenpool ab. Die methodischen Grenzen des Fund-Wiederfund-Prinzips wurden dargelegt. Doch selbst mit diesen Unschärfen gilt sehr deutlich: Gemessen an den staatlichen Zielen und Notwendigkeiten des Schutzes des natürlichen Erbes und der tradierten Flora können diese Quoten keinesfalls zufrieden stellen – auch wenn im Einzelfall sehr gute Erfolge bei der Bewahrung der Flora bis hin zu neuen Etablierungen zu verzeichnen sind. Da die **staatlichen Ziele des Biodiversitätsschutzes** auch für agrarisch intensiv genutzte Landschaften mit disperser Streuung von Fundorten gelten (nicht nur für die im System NATURA 2000 abgebildeten Konzentrations- und Korridorlandschaften), müssen die im Isar-Inn-Hügelland örtlich z.T. sehr beachtlichen Aktivitäten weiter fortgeführt und massiv intensiviert werden. Diese Arten- und Populationsrückgänge sind **Ereignisse von historischer Bedeutung**. Die seit ca. 1930 und verstärkt seit 1950 einsetzende Abwärtsbewegung erreicht ein spätes, vielleicht ein finales Stadium. Es handelt sich nicht um eine kurzfristige Florenschwankung, etwa im Zuge von populationsbiologischen Zyklen von Arten mit Neigung zu natürlichen starken Fluktuationen, sondern um einen eindeutig gerichteten Trend. Alle Arten sind grundsätzlich in stabile, halbnatürliche Standortkombinationen eingemischt und weisen größtenteils bereits viele Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte währende Orts- bzw. Gebietstraditionen auf. Es ist auch kein örtliches Phänomen, sondern betrifft sämtliche Teilgebiete der beiden hier betrachteten Landkreise und darüber hinaus den gesamten Großnaturraum. Die floristischen Traditionen sind engstens mit der Entstehung der **bäuerlichen Kulturlandschaft** verbunden, die auf Basis der naturräumlichen Gegebenheiten erst die notwendigen Standortkombinationen für die spezifische Flora geschaffen hat. Der Rückgang dieser Flora auf das gegenwärtig prekäre Niveau ist demnach Spiegelbild eines gravierenden Wandels der (landes-) kulturellen Voraussetzungen des Hügellandes. Die **agrarpolitisch induzierten Notwendigkeiten** einer rationalisierten, äußerst stoffintensiven Landwirtschaft führen zum Verfall der heute bereits als historisch zu bezeichnenden Kulturlandschaft und ihrer Flora. Die bisherigen Strategien und Möglichkeiten des

Naturschutzes wie Flächenkauf, Objektpflege, Vertragsnaturschutz oder Gebietschutz können diesen Verfall teilweise bremsen, jedoch – großräumig betrachtet – kaum aufhalten. Insofern muss dringend eine **effektivere Strategie auf Landschaftsebene** erarbeitet und umgesetzt werden. Das Grundproblem der großräumig massiven Aufdüngung der gesamten Landschaft durch Bodenabtrag, Mineraldünger- und Gülle-Wirtschaft kann nur über eine Veränderung der Landwirtschaftspolitik hin zu einer **Politik für den Ländlichen Raum unter Einbindung der Ziele des Schutzes und der Entwicklung der traditionellen Biodiversität** angegangen werden kann. Mehr denn je ist über die reine Objektpflege hinaus das **Umfeld von Populationen und Habitaten** sowie die Optimierung von Standortqualitäten wie Wasser- und Nährstoffhaushalt zu berücksichtigen. Ohne diese Maßnahmen wird das östliche Isar-Inn-Hügelland seine im Vergleich mit den übrigen Hügelländern des Großnaturraums „Unterbayerisches Tertiärhügelland“ noch herausgehobene floristische Stellung weiter einbüßen.

3. Vegetationskundliche, ökologische und landnutzungsplanerische Grundlagen für ein Schutz- und Entwicklungskonzept für die Flora der ländlichen Kulturlandschaft

3.1 Einführung

Die Ergebnisse der Florenbilanzierung erfordern die Entwicklung und unverzügliche Umsetzung eines Schutz- und Entwicklungskonzeptes für die tradierte Flora. Gegenwärtig verteilt sich das Florenpotenzial auf 274 Einzelflächen (**Florenkernegebiete mit florengographischer Stützpunktbedeutung**, vgl. RAAB und ZAHLHEIMER, 2005), die dispers im Raum verteilt sind und mosaikartige Elemente der Kulturlandschaft sind. Das Schutz- und Entwicklungskonzept kann in einer ländlichen Kulturlandschaft nur interdisziplinär aufgestellt und umgesetzt werden. Fragen der Populations- und Vegetationsökologie sind ebenso berührt wie die Belange der Landnutzung, des Stoffeintrages und des Gewässermanagements. Ziel ist ein für die tradierte Flora risikominimiertes Kulturlandschaftsmodell (vgl. Theorie der Differenzierte Landnutzung, HABER, 1972, 2003, 2006). Die aus der Sicht der Florengographie notwendigen Strategiegrundlagen hierfür werden nachfolgend dargestellt.

Tab. 6: *Vegetationseinheiten der Florenkernegebiete (Übersicht)*

| Bezeichnung | Anzahl Objekte | Flächengröße (ha) |
|--|-----------------------|--------------------------|
| Fließgewässer allgemein | 1 | 0,20 |
| Grünland, artenreich | 29 | 6,70 |
| Grünland, artenreich, Tendenz Kalkmagerrasen | 7 | 2,34 |
| Grünland, Tendenz bodensauerer Magerrasen | 3 | 0,44 |
| Grünland, artenreich, aufgeforstet | 1 | 0,21 |
| Kalkmagerrasen | 2 | 0,55 |
| Kalkmagerrasen, ruderalisiert | 1 | 0,23 |
| bodensauerer Magerrasen | 5 | 0,56 |

| Bezeichnung | Anzahl Objekte | Flächengröße (ha) |
|--|----------------|-------------------|
| Flachmoor, basiphiler Standort | 10 | 1,49 |
| Flachmoor, basiphil, verbracht/verbuscht | 2 | 0,31 |
| Flachmoor, aufgeforstet oder verbuscht | 1 | 0,30 |
| Hangmoor, saurer Standort, torfmoosreich | 3 | 0,55 |
| Streuwiese (Molinietum) | 22 | 4,86 |
| Crepido-Juncetum, eutrophe Ausbildungen | 13 | 3,60 |
| Crepido-Juncetum, typische und mesotrophe Ausbildung | 18 | 3,52 |
| Crepido-Juncetum, nardetosum | 5 | 0,97 |
| Crepido-Juncetum, oligotroph, sphagnetosum | 4 | 0,64 |
| Streuwiese, verbracht, aber offen | 5 | 1,60 |
| Streuwiese, verbuscht | 4 | 0,57 |
| Naßwiese (Calthion) | 53 | 17,85 |
| Naßwiese (Scirpetum) | 2 | 0,27 |
| Trollio-Cirsietum | 1 | 0,69 |
| Naßwiese, verbracht, aber offen | 14 | 5,88 |
| Naßwiese, Tendenz zur Streuwiese | 8 | 3,79 |
| Großseggenried | 2 | 0,08 |
| Schilfröhricht | 10 | 1,44 |
| Hochstaudenflur feucht-quelliger Standort | 7 | 0,92 |
| Staudenflur, wärmeliebend | 3 | 0,52 |
| Gehölz, allgemein | 1 | 0,05 |
| Gewässerbegleitgehölz | 4 | 0,56 |
| Feldgehölz | 1 | 0,80 |
| Feuchtgebüsch | 4 | 0,29 |
| Streuobstbestand | 1 | 0,42 |
| Galerieauwald | 1 | 2,21 |
| Feuchtwald, Sumpfwald | 17 | 7,45 |
| Erlenbruchwald | 3 | 2,71 |
| Aufforstungen (Laubholz) | 1 | 0,17 |
| Kiefernwald, bodensauer | 4 | 19,95 |
| Moorwald | 1 | 0,82 |
| Summe | 274 | 96,50 |

3.2 Vegetationseinheiten der Florenkerngebiete

3.2.1 Übersicht

Für die Florenkerngebiete im Landkreis Rottal-Inn wurde – neben der floristischen Ausstattung – ein weiterer umfangreicher Satz an Objektmerkmalen in einer Geodatenbank erfasst, darunter auch die reale Vegetation. Eine Auswertung der Vegetationseinheiten ist in Tab. 6 enthalten.

Die Übersicht zeigt, dass in den Florenkerngebieten 39 verschiedene Vegetationseinheiten aufgefunden werden können. Bei weitem nicht alle der genannten Vegetationseinheiten besitzen aber eine ausschlaggebende Habitat-Bedeutung für die relevanten Arten. Tab. 7 zeigt, welche Vegetationseinheiten schwerpunktmäßig relevant sind.

Die größte Einzelposition ist die hier als Grünland allgemein bezeichnete Gruppe aus **artenreichen Wiesen, Magerrasen, Streu-, Moor- und Naßwiesen**. Sie stellen nicht nur annähernd 60 % des gesamten Flächenumfangs, sondern beherbergen auch weit über 80 % aller Einzelpopulationen der stützpunktbedeutsamen Flora. Diese Vegetationstypen werden in der vorliegenden Arbeit als **Offenlandvegetation der traditionellen Kulturlandschaft** bezeichnet.

Dieser hohen Anteil ist selbstverständlich in der Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit begründet. Andererseits zeigt sich hier auch, dass andere Vegetationstypen als die Offenlandvegetation der traditionellen Kulturlandschaft kaum Ersatzfunktionen für diese Flora aufweist. Dies gilt am ehesten noch für die Waldtypen auf Sonderstandorten (lichte Wälder, nasse Wälder), die zum Teil die natürlichen Vergesellschaftungen für die Offenlandflora darstellen.

Dies steht in völliger Übereinstimmung mit HOBÖHM (2005:384), der erkannt hat, dass in Mitteleuropa „lichtliebende und wenig produktive Pflanzengesellschaften, die räumlich konstant historisch alte Nutzungssysteme auf neutralen oder basischen, trockenen oder feuchten Substraten repräsentieren, häufig sehr artenreich sind“. Aus diesem Grund werden nachfolgend die wichtigsten Vegetationseinheiten des Offenlandes kurz charakterisiert.

Tab. 7: Vegetationseinheiten der Florenkerngebiete (Auswertung)

| | Anzahl Flächenobjekte | Flächen-größe (ha) | Anteil an der Gesamtfläche (%) | Anzahl der Pop-ulationen von Arten mit Stütz-punktbedeutung | Anteil an der Gesamtzahl der Populationen (%) |
|---------------------------------------|-----------------------|--------------------|--------------------------------|---|---|
| Gewässer | 1 | 0,20 | 0,20 | 2 | 0,36 |
| Grünland allgemein | 213 | 57,92 | 60,02 | 470 | 84,84 |
| Seggenriede, Röhrichte, Staudenfluren | 22 | 2,95 | 3,06 | 42 | 7,58 |
| Gehölze | 11 | 2,12 | 2,19 | 3 | 0,54 |
| Wald auf Sonderstandorten | 27 | 33,32 | 34,53 | 37 | 6,68 |
| Summe | 274 | 96,50 | 0,20 | 554 | 0,36 |

3.2.2 Charakterisierung wichtiger Vegetationseinheiten der Florenkerngebiete

Eine ausführliche pflanzensoziologische Charakterisierung der einzelnen Vegetationseinheiten ist hier nicht beabsichtigt. Dennoch sollen auf der Grundlage von zahlreichen pflanzensoziologischen Aufnahmen (1985-2004, unpubl.) einige kurze Basisinformationen gegeben werden. Da in erster Linie die gebietsbezogenen Eigenheiten beschrieben werden sollen, wird bezüglich allgemeiner Merkmale auf die Literatur (OBERDORFER, 1983) sowie auf die Beschreibungen in STEIN (1999) verwiesen.

3.2.2.1 Naßwiesen

Der verbreitetste Typ im Landkreis Rottal-Inn sind die seggen- und binsenreichen Naßwiesen (*Angelico-Cirsietum oleracei*, vgl. OBERDORFER 1983: 369), von denen immerhin 53 Polygone stützpunkt-relevante Arten aufweisen (vgl. Abb. 17). Die von der hochwüchsigen und wenig duldsamen Waldsimse dominierten Waldsimsenwiesen (*Scirpetum sylvatici*, vgl. OBERDORFER 1983: 378) sind zwar ebenfalls verbreitet, jedoch weisen diese kaum mehr höherwertiges Artenpotenzial auf, so dass hiervon nur zwei Objekte erfasst sind. Die artenreiche, präalpine Trollblumen-Bachkratzdistelwiese (*Trollio-Cirsietum rivularis*, vgl. OBERDORFER 1983: 372) erreicht im Landkreis den Arealrand. Nur mehr ein Objekt kann als repräsentativ für diesen Vegetationstyp bezeichnet werden. Stellenweise sind auch Übergänge zu den Waldbinsen- bzw. Pfeifengras-Streuwiesen vorhanden, die eigens erfasst wurden.

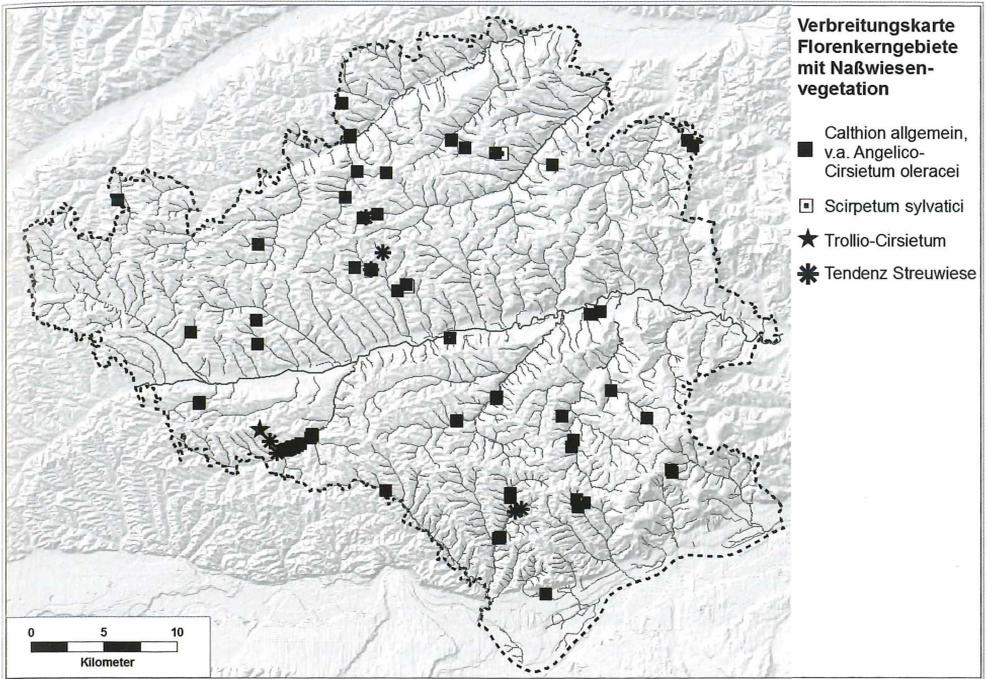


Abb. 17: Florenkerngebiete mit Naßwiesenvegetation

Für die Bestimmung der Florenkerngebiete maßgebliche Arten sind u.a. *Carex cespitosa* und *Willemetia stipitata*. Letztere gehört zu den florengographisch auffälligsten Arten des Tertiärhügellandes, da diese im östlichen Isar-Inn-Hügelland eine kleine Arealinsel zwischen den geschlossenen Verbreitungsgebieten am Alpenrand und im Bayerischen Wald bewahrt hat.

3.2.2.2 Streuwiesen

Als Streuwiesen werden hier die Pfeifengraswiesen (Molinion caeruleae, vgl. OBERDORFER 1983: 385) sowie auch die Waldbinsenwiesen (Crepidio-Juncetum acutiflori Oberd. 57, vgl. OBERDORFER 1983: 381) bezeichnet.

Die **Pfeifengraswiesen** entsprechen der Rasse der submontanen Stufe (Molinietum caeruleae, vgl. OBERDORFER 1983: 386). Einige Bestände der Pfeifengraswiese vermitteln zu den basiphilen Kleinseggenrieden (Sub.-ass. caricetosum davallianae) mit Vorkommen von *Carex davalliana*, *Pinguicula vulgaris*, *Eriophorum latifolium* u.a. Außerdem sind Übergänge zu den bodensauereren Kleinseggenrieden (mit *Carex stellulata*, *Carex fusca*), den Waldbinsenwiesen und den Glatthaferwiesen (mit *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum* agg.) zu beobachten. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind diese in der Verbreitungskarte nicht eigens differenziert.



Abb. 18: Waldbinsen-Streuwiese (*Crepido-Juncetum*): Aspekt des Sumpf-Pippaus (*Crepis paludosa*) (Aufnahme 5.6.2004)

Während Pfeifengraswiesen im Landkreis selten sind (22 Objekte), sind von der **Waldbinsenwiese** immerhin noch 40 Objekte vorhanden. Floristisch und vegetationskundlich ist diese Pflanzengesellschaft hier reich entfaltet. Sie vermittelt insgesamt zwischen den eigentlichen Streuwiesen und den Nasswiesen, ist aber durch Arten wie die Waldbinse (*Juncus acutiflorus*), Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*) und durch das schwerpunktmäßige Vorkommen des Breitblättrigen Knabenkrautes (*Dactylorhiza majalis* ssp. *majalis*) gekennzeichnet. Der Sumpf-Pippau ist höchstet und in keiner anderen Offenland-Pflanzengesellschaft aspektbildend anzutreffen, so dass hier bewußt die Assoziationsbezeichnung *Crepido-Juncetum acutiflori* Oberd. 57 gewählt wird. Neben der eutrophen Ausbildung mit Echtem Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) und der eher mesotrophen, typischen Ausbildung sind einige sehr seltene Repräsentanten des nährstoffarmen Flügels vorhanden. Bei wechselfeuchten Bedingungen greifen Arten der Borstgrasrasen (*Nardus stricta*, *Polygala vulgaris*, *Pedicularis sylvatica* ssp. *sylvatica*) über. Teilweise tendieren diese Bestände auch zu den Rotschwingel-Rotstraußgras-Magerwiesen (DIERSCHKE, 1997: 39).

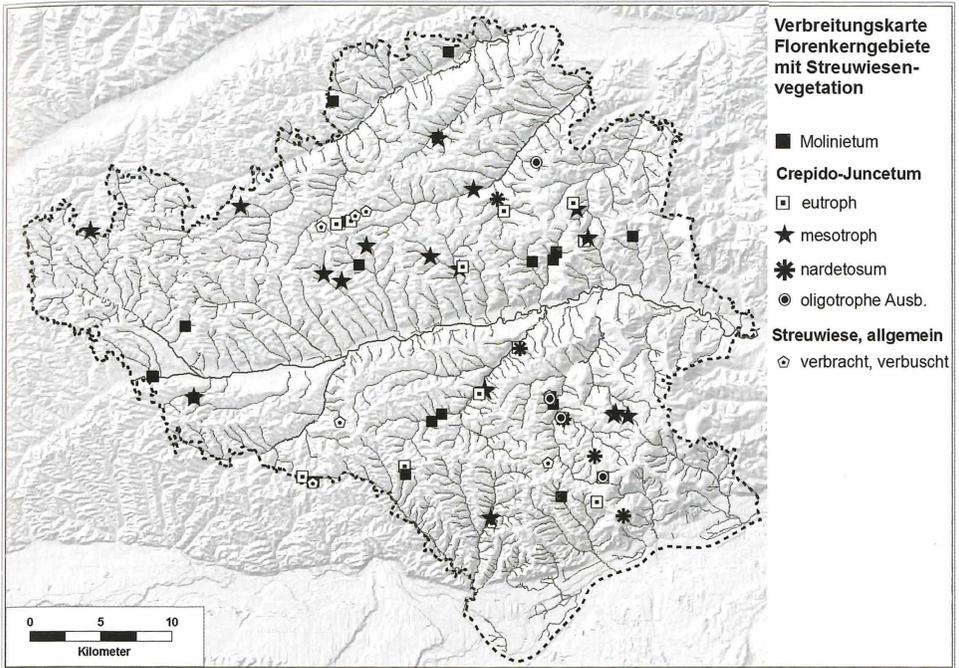


Abb. 19: Florenkerngebiete mit Streuwiesenvegetation

Bei nassen Bedingungen mit Hangquellzug ist eine floristisch bemerkenswerte mesotrophe Ausbildung mit Kleinseggen und Wollgras-Arten feststellbar.

Je nach Bodenreaktion kann es sich um *Carex stellulata*, *Carex flava* s.str., *Carex davalliana*, *Carex panicea*, *Eriophorum angustifolium* und *E. latifolium* handeln. Auch *Parnassia palustris* kann hier hohe Individuenzahlen erreichen. Bei stark bodensauerer Bedingungen greifen auch *Sphagnum*-Arten (z.B. *Sphagnum subsecundum* agg., *S. warnstorffii*, *S. magellanicum* u.a.) zusammen mit *Drosera rotundifolia* und *Eriophorum angustifolium* in die Waldbinsen-Wiese über. Sie vermitteln zu den eigentlichen Moor-Gesellschaften.

Abb. 19 vermittelt einen Eindruck von der geographischen Verbreitung dieser Pflanzengesellschaften. Es ist erkennbar, dass gewisse Schwerpunkte in den fein verzweigten Talfiedern in Wasserscheidennähe vorhanden sind. Hier, an den Talenden, ist die Relieftdiversität meist besonders hoch (Hangversteilungen, Talaufläckerungen), so dass hier auch günstigere Entstehungs- und Erhaltungsbedingungen vorliegen. Ohne Zweifel ist diese Verbreitungstendenz kulturbedingt, da passende Standorte auch in allen anderen Reliefbereichen des Hügellandes vorhanden sind bzw. waren.

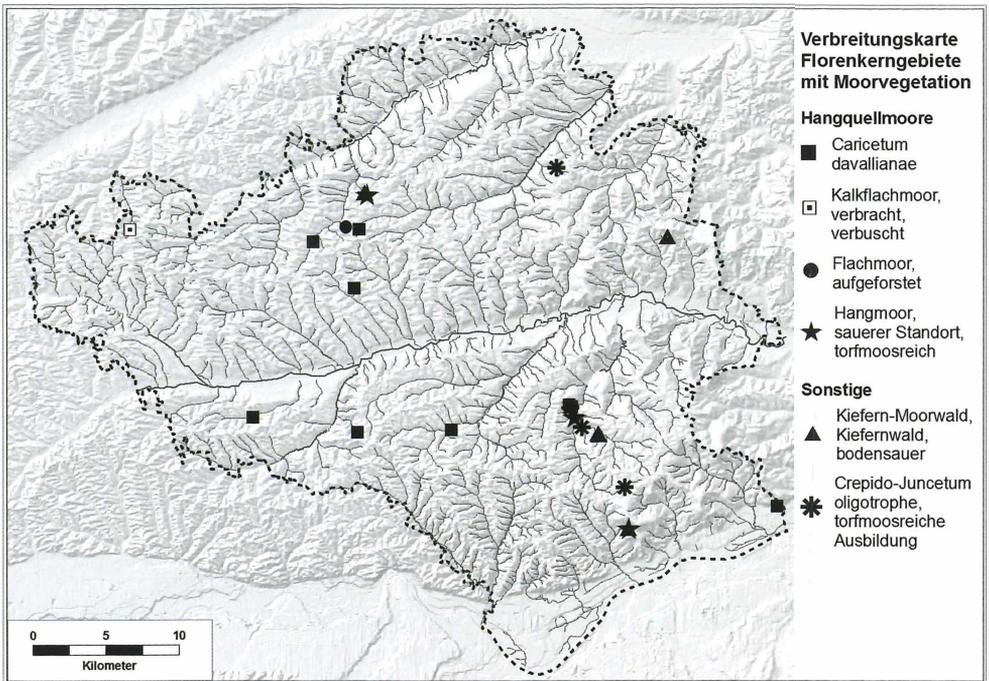


Abb. 20: Florenkernegebiete mit Moorvegetation

3.2.2.3 Flachmoore bzw. Moorvegetation

Hierunter werden Kleinseggenriede auf basiphilem wie azidophilem, oligotrophem Standort verstanden. Sie gehören zu den seltensten Vegetationseinheiten im Landkreis Rottal-Inn. Von den basiphilen Kleinseggenrieden (*Caricetum davallianae*) sind 10 repräsentative Vorkommen bekannt, welche über Kenn- oder zumindest typische Arten verfügen.

Außerhalb des Verbreitungsgebietes des Quarzrestschotter (vornehmlich süd-östlicher Landkreis Rottal-Inn) zählen die Bestände zu den Davall-Seggenrieden gemäßigt basiphiler Prägung. Kennzeichnende Arten sind *Carex davalliana*, *Eriophorum latifolium*, *Carex flava* s.str., *Carex lepidocarpa*, örtlich treten *Schoenus ferrugineus*, *Carex hostiana* und *Tofieldia calyculata* auf. Floreogeographisch liegen die Bestände im Übergangsbereich der submontanen Stufe, sind also an präalpin-montan verbreiteten Arten etwas verarmt. Sofern solche Arten dennoch vorkommen, handelt es sich meist um Arealvorpusten oder um Vorkommen am Arealrand mit besonderer floreogeographischer Bedeutung für das gesamte Unterbayerische Tertiärhügelland.

Im sog. Quarzrestschotter-Gebiet, v.a. im Tal des Altbaches, sind auf Hangquellmoor-Standorten eigentümliche Mischformen des Davall-Seggenriedes mit den Kleinseggenrieden der bodensauerer Standorte (*Parnassio-Caricetum*) vorhanden. Aufgrund von kennzeichnenden Arten wie *Carex davalliana*, *Carex dioica*, *Carex lepidocarpa*, *Liparis loeselii*, *Epipactis palustris* und *Pinguicula vulgaris* ist die Zugehörigkeit zu den Davallseggenrieden allerdings offensichtlich. Den

azidophilen Zug betonen hier *Trichophorum alpinum*, *Eriophorum angustifolium*, *Drosera rotundifolia* und eine Reihe von Torfmoos-Arten (*Sphagnum subsecundum* s.str., *S. contortum*, *S. warnstorffii* u.a.).

Auf saueren Standorten in quellnahen Hangbereichen mit ebenfalls enger Bindung an den Quarzrestschotter sind sehr selten kleine, torfmoosreiche Hangmoore zu finden, welche eine Grundartenausstattung der Zwischen- und Hochmoore wie *Drosera rotundifolia*, *Rhynchospora alba* oder *Sphagnum magellanicum* aufweisen.

In Ausnahmefällen haben sich in lichten, halboffenen und wuchsschwachen Kiefernbeständen Torfmoos-Decken gebildet, die mit *Drosera rotundifolia*, *Erica tetralix* und *Eriophorum angustifolium* Tendenzen zum Moorwald (hier als anmoorige Form des Leucobryo-Pinetum geführt) aufweisen, wobei ein Bestand mit der zusätzlichen Anwesenheit von *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba* jedenfalls den Moorwäldern (*Vaccinio uliginosi*-Pinetum) zugerechnet werden kann, auch wenn *Vaccinium uliginosum* aus chorologische Gründen hier fehlt.

3.2.2.4 Mähwiesen und Magerrasen

Hier sind artenreiche Mähwiesen auf mittleren bis wechsellrockenen Standorten (Arrhenatherion elatioris), Kalkmagerrasen (*Mesobromion erecti*) und bodensaure Magerrasen (*Violion caninae*) zusammengefasst.

Von den artenreichen Mähwiesen sind im Landkreis 40 Objekte mit Bedeutung als Florenkerngebiet vorhanden. Artenreiche Bestände dieser einst großflächig vorhandenen Pflanzengesellschaft gehören damit zu den Seltenheiten des Untersuchungsgebietes. Sie lassen sich dem Arrhenatheretum elatioris (vgl. DIERSCHKE, 1997: 18) zuordnen. Wichtige Untergliederungen vermitteln zu den Kalkmagerrasen (nur sehr wenige Bestände vorhanden, z.B. am Nordrand des Rottales sowie am Hügellandsaum des Inntales, Differentialarten *Salvia pratensis*, *Bromus erectus*). Örtlich (nördlich der Kollbach sowie im Kirnbachtal und am Randsaum des Hügellandes entlang des Inntales) tritt *Peucedanum carvifolia* hinzu. Mehrfach sind Übergänge zu den bodensauereren Magerrasen vorhanden, welche durch *Nardus stricta*, *Polygala vulgaris* und *Viscaria vulgaris* charakterisiert sind. Eine regionale (seltene) Kennart ist auch *Orchis morio* ssp. *morio*, welche keine enge Bindung an einen bestimmten Feuchte- oder Reaktionsgrad des Bodens zeigt, sondern in erster Linie auf besonders ertragsschwache Standorte beschränkt ist.

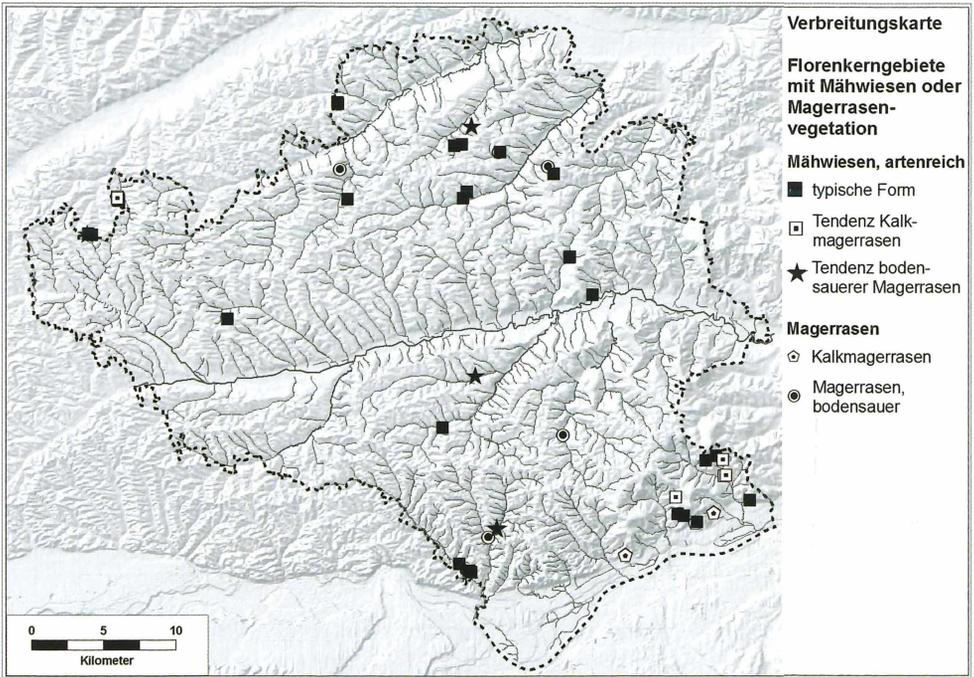


Abb. 21: Florenkerngebiete mit Wiesen- bzw. Magerrasenvegetation

Eigentliche Kalkmagerrasen (*Mesobrometum erecti*) mit Kennarten sind an zwei Stellen am Randsaum des Isar-Inn-Hügellandes zum Unteren Inntal vorhanden. Vorkommende kennzeichnende Arten sind u.a. *Peucedanum oreoselinum*, *Buphtalmum salicifolium* und *Teucrium chamaedrys*. Bodensauere Magerrasen vom Typ des *Polygalo vulgaris*-*Nardetum strictae* gehören infolge der langen, durch ständige Nutzungsintensivierungen bestimmten landwirtschaftlichen Nutzungsgeschichte ebenfalls zu den großen vegetationskundlichen Seltenheiten des Untersuchungsgebietes. Einige Bestände lassen sich mit dem Vorkommen von *Viscaria vulgaris* der *Silene viscaria*-Variante (DIERSCHKE, 1997: 31) anschließen.

3.3 Ordinationsanalysen

3.3.1 Artenzahl-Flächengrößen-Beziehungen

Diese Auswertung geht der Frage nach, welcher Zusammenhang zwischen der Flächengröße der einzelnen Florenkernbereiche und der darin zu findenden Anzahl von Arten an Stützpunkt-bedeutsamen Arten und weiteren bedeutsamen Zielarten zu finden ist.

Artenzahlen je Florenkernbereich (Relation Artenzahl-Flächengröße)

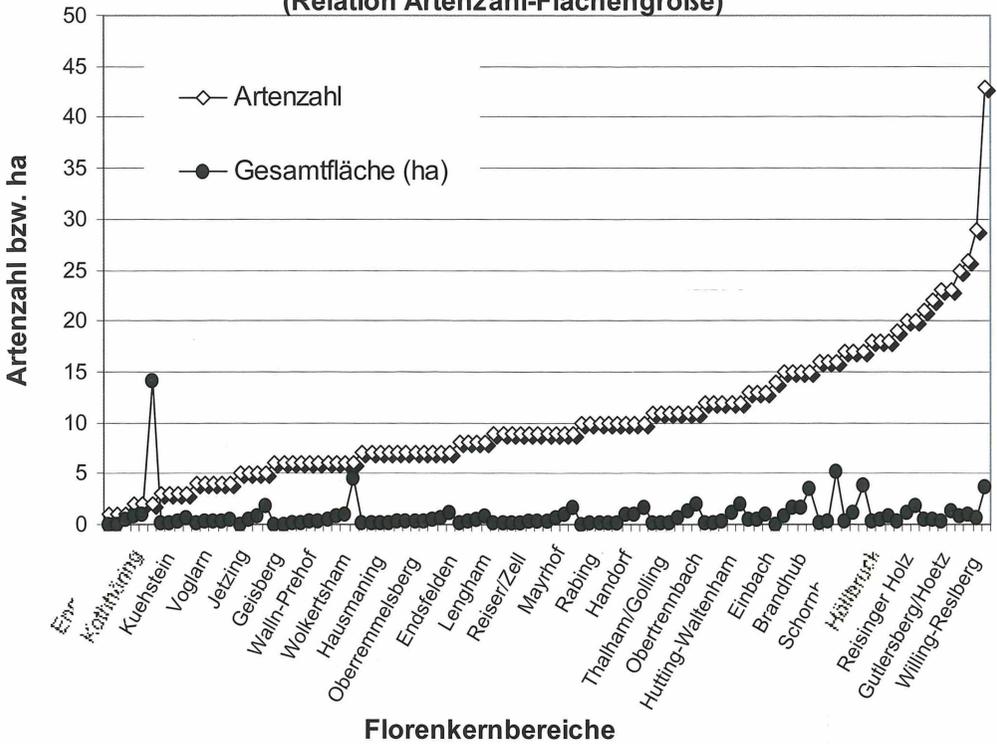


Abb. 22: Artenzahl-Flächengrößen-Beziehung

Das Auswertungsprinzip folgt den in der Faunistik bzw. der Inselökologie verbreiteten Arten-Areal-Kurven² (MACARTHUR und WILSON, 1967, WILSON, 1992), was hier insofern möglich ist, als dass die floristischen Lebensräume des Untersuchungsgebietes infolge der intensiven Landnutzungen in nahezu allen Fällen streng von der Umgebung segregiert sind und daher wie Inseln oder bestenfalls als Netze von Inseln aufgefasst werden können. Für die anwendungsbezogene Fragestellung des Schutzes und der Entwicklung von Lebensräumen sind Aussagen zu Mindestflächengrößen möglicher Entwicklungsbereiche zu erwarten. WULF (2001: 173) wies darauf hin, dass die Theorie der Inselbiogeographie am Beispiel mobiler Tierarten entwickelt worden sei und daher keine problemlose Übertragbarkeit auf andere Artengruppen gegeben und bei Pflanzenarten von geringerer Bedeutung sei (nach VAN DER MAAREL, 1988:8). RINGLER (1981: 36) konnte hingegen für die Florenausstattung bestimmter Lebensraumtypen in südbayerischen Naturräumen signifikante Korrelate im Sinne der Arten-Areal-Kurven nachweisen. In die eigenen Auswertungen wurden alle Florenkernegebiete des

² Da der Begriff „Areal“ in der Florengographie anders als in der Faunistik belegt ist (nämlich das Verbreitungsgebiet einer Art, nicht die Erstreckung der jeweiligen Population), wird hier nur von Artenzahl-Flächengrößen-Beziehungen gesprochen.

Untersuchungsgebietes einbezogen, wobei allerdings eng benachbarte Florenkernegebiete für diese Auswertung zu Florenkernbereichen aggregiert wurden (bei Vorliegen von Metapopulationsstrukturen). Insgesamt sind damit 101 Florenkernbereiche mit 274 Einzelpolygonen und zusammen 1612 Populationen einbezogen. Die Anzahl der Arten je Florenkernegebiet/-bereich schwankt zwischen 1 und 43 (vgl. Abb. 22). Der Schwerbereich liegt zwischen 5 und 15 Arten. Ungefähr die Hälfte der Florenkernegebiete weist bis 10 Arten auf, während nur 8 (von 101) Florenkernegebiete über 20 Arten besitzen. Der Verlauf der Flächengrößen ist hingegen relativ gleichförmig. Die Flächengrößen bewegen sich von unter 0,1 ha bis zu knapp 14 ha. Die durchschnittliche Flächengröße liegt bei ca. 0,9 ha.

Die Darstellung zeigt, dass ein Zusammenhang zwischen Flächengröße und Anzahl berücksichtigter Arten im Untersuchungsgebiet nicht eindeutig gegeben ist. Bei einigen Flächen ist dieser Zusammenhang zwar deutlich vorhanden, ein klarer Trend ist jedoch nicht zu folgern. Anwendungsbezogen bedeutet dies, dass für Wiederherstellungs- und Entwicklungsmaßnahmen schon bei relativ geringer Flächengröße naturräumlich bezogen artenreiche Vegetationstypen entstehen können. Andererseits bedeutet das auch, dass die Steuergrößen für die Artenvielfalt eher bei den abiotischen Faktoren (vgl. Auswertungen zum Florenindex je Vegetationseinheit als Spiegelbild der Standortkombination) sowie dem Nutzungsregime und weniger bei der Flächengröße zu suchen ist.

Dies deckt sich mit den Aussagen von DUELLI (1992), der als Steuergrößen der Artenvielfalt in Kulturlandschaften weniger die aus der Inseltheorie bekannten Arten-Areal-Beziehungen für relevant hält, sondern Aspekte wie Variabilität und Heterogenität von Lebensräumen und Landschaften in den Vordergrund stellt. Variabilität wird als Vielfalt von Lebensraumausprägungen infolge von Standort- und Nutzungsspektren in einem Raum gesehen, Heterogenität als Maß für die Vielfalt für deren räumliche Anordnung. In das so definierte Landschafts-Mosaik-Konzept sind die eigenen Ergebnisse gut einstellbar.

3.3.2 Florengographische Dispersionsanalyse

Die Verbreitungsmuster nahezu aller Pflanzenarten im Untersuchungsgebiet zeigen, dass der Naturraum Isar-Inn-Hügelland zu den Artenstreugebieten (RINGLER, 1981) gehört, also zu jenen feingliedrigen Naturräumen, in denen das Artenpotenzial insgesamt gut entwickelt ist, jedoch auf viele Einzelflächen zerstreut ist und sich kaum herausragende Schwerpunktorkommen nennen lassen. Der Raum wird damit zum Modellfall der SLOSS-Kontroverse³ (SIMBERLOFF und ABELLE, 1982, GILPIN und DIAMOND, 1980; Wertung des Standes bei WULF, 2001: 171 f).

³ Single large or several small

Florenceographische Dispersionsanalyse

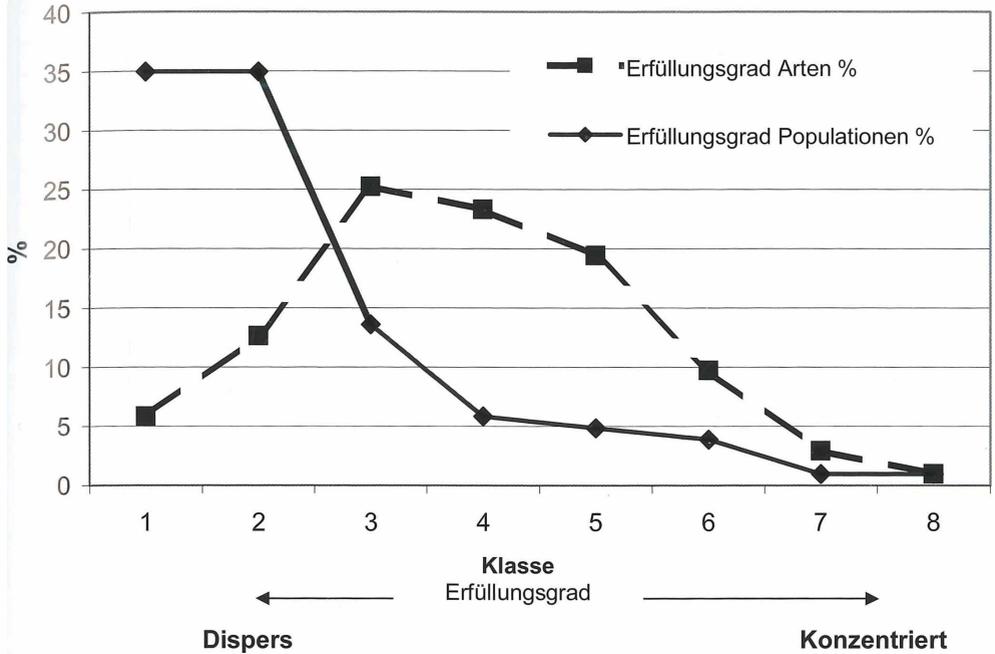


Abb. 23: Florenceographische Dispersionsanalyse

Hierbei ging es um die Frage, ob für ein Schutzgebietskonzept ein großes Reservat oder eine Gruppe aus mehreren kleineren Reservaten sinnvoller sei. Wenn gleich die ursprünglichen Paradigmen der SLOSS-Kontroverse nicht ohne weiteres auf florenceographische Fragestellungen in Kulturlandschaften übertragen werden können, so ist der hier verfolgte analytische Ansatz doch sehr ähnlich und soll beantworten helfen, welche raumbezogene Erhaltungsstrategie für die tradierte Flora dieses Raumes die angemessene ist.

Die Auswertungen beantworten folgende Frage: Wie viele Arten (genauer: Sippen) von allen Arten und wie viele Populationen von allen Populationen kommen je Florenkerngebiet bzw. Florenkernbereich vor? Die Erfüllungsgrade werden prozentual errechnet und acht Klassen kategorisiert. In der untenstehenden Grafik werden die Ergebnisse zusammengefasst, die Erläuterungen befinden sich in den nachfolgenden Kapiteln.

Tab. 8: Dispersionsanalyse, bezogen auf Arten

| Klasse | Erfüllungsgrad Anzahl Arten (%) | Anzahl der Florenkerngebiete/-bereiche | % der Florenkerngebiete/-bereiche |
|---------------|--|---|--|
| 1 | 0,84 - 2,5 | 6 | 5,83 |
| 2 | 2,51 – 5,0 | 13 | 12,62 |
| 3 | 5,01 - 7,5 | 26 | 25,24 |
| 4 | 7,51 – 10,0 | 24 | 23,30 |
| 5 | 10,01 - 15,0 | 20 | 19,42 |
| 6 | 15,01 - 20,0 | 10 | 9,71 |
| 7 | 20,01 – 30,0 | 3 | 2,91 |
| 8 | 36,13 | 1 | 0,97 |

3.3.2.1 Artenbezogene Dispersionsanalyse

Hierbei wurde ermittelt, wie viele Arten von allen betrachteten Arten (119) in den einzelnen Florenkerngebieten bzw. -bereichen (103) vorkommen (Tab. 8).

Die Ergebnisse zeigen, dass etwa die Hälfte der Florenkerngebiete 5 bis 10 % des gesamten relevanten Sippenpotenzials (Klassen 3 und 4) aufweisen. Der Artenschutzbeitrag einer einzelnen Fläche ist damit relativ gering, erst die Zusammenschau einer größeren Anzahl von Florenkerngebieten deckt größere Teile des Sippenpotenzials ab.

Hohe Erfüllungsgrade mit Konzentrationen von über 20 % des Sippenpotenzials weisen nur vier Flächen auf. Der vielfältigste und auch großflächige Florenkernbereich „Willing-Resberg“ besitzt immerhin einen Erfüllungsgrad von ca. 36 % des gesamten Sippenpotenzials und ist damit ein vergleichsweise hoch konzentrierter Florenraum.

Die räumliche Darstellung der sippenbezogenen Dispersionsanalyse (Abb. 24) zeigt den dispersen Charakter des Sippenpotenzials im Untersuchungsgebiete deutlich auf. Neben der Zerstreuung des Sippenpotenzials auf einem relativ geringen Niveau je Einzelfläche ist außerdem zu erkennen, dass die Flächen selbst sehr zerstreut im Raum angeordnet sind und kaum Cluster aufgefunden werden können. Gewisse Konzentrationsgebiete sind Zeller Bachtal-Sulzbachquellen (nördlich der Rott), Grasenseer Bachtal und Altbachtal-Dreimühlental-Aichbachtal (südlich der Rott).

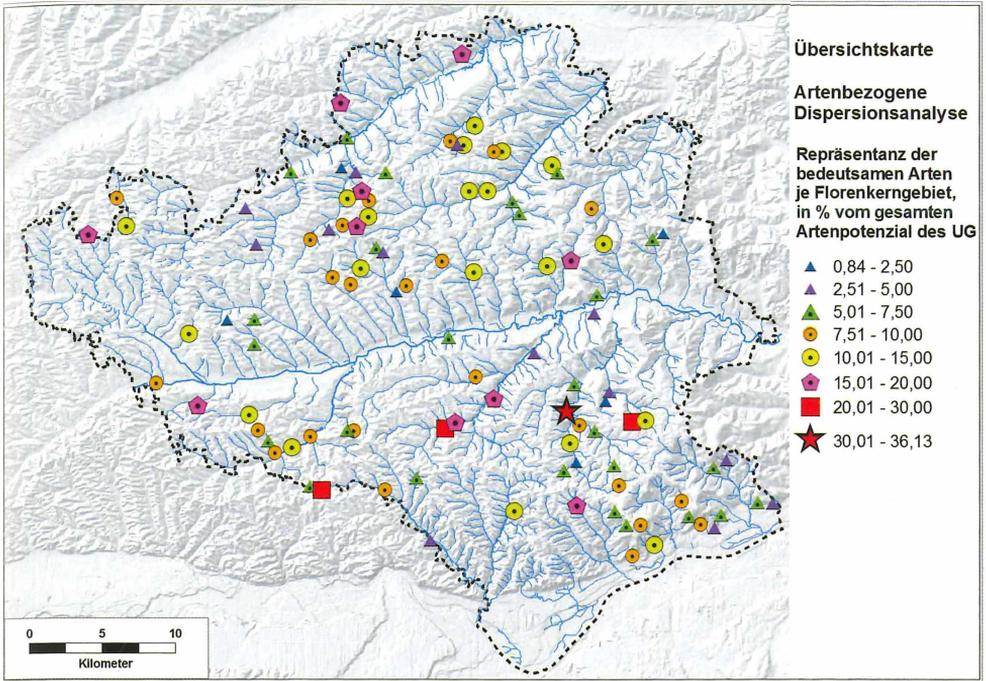


Abb. 24: Artenbezogene Dispersionsanalyse

3.3.2.2 Populationsbezogene Dispersionsanalyse

Eine analoge Auswertung lässt sich auch mit der Zahl der Populationen je Florenkergebiet bzw. -bereich vornehmen. Zugrunde liegen hier 1632 Populationen der Stützpunkt-bedeutsamen Flora sowie der sonstigen bedeutsamen Flora.

Aus der Übersicht (Tab. 9) ist zu erkennen, dass 70 % aller Florenkergebiete bzw. -bereiche bis maximal 1 % aller Populationen aufweisen. Der sehr hohe Dispersionsgrad der Gebietsflora wird damit mehr als deutlich. Der höchst konzentrierte Florenkernbereich, das Gebiet Willing-Reslberg, bringt es immerhin auf 8,6 % aller Populationen, ist damit aber ein bedeutender Ausnahmefall. Diese Ergebnisse sind in Abb. 25 geographisch dargestellt.

Tab. 9: Dispersionsanalyse, bezogen auf Populationen

| Klasse | Erfüllungsgrad Anzahl Populationen (%) | Florenkergebiete (Zahl) | Florenkergebiete (%) |
|--------|--|-------------------------|----------------------|
| 1 | 0,06-0,5 | 36 | 34,95 |
| 2 | 0,51-1,0 | 36 | 34,95 |
| 3 | 1,01-1,50 | 14 | 13,59 |
| 4 | 1,51-2,0 | 6 | 5,83 |
| 5 | 2,01-2,50 | 5 | 4,85 |
| 6 | 2,51-3,0 | 4 | 3,88 |
| 7 | 3,25 | 1 | 0,97 |
| 8 | 8,64 | 1 | 0,97 |

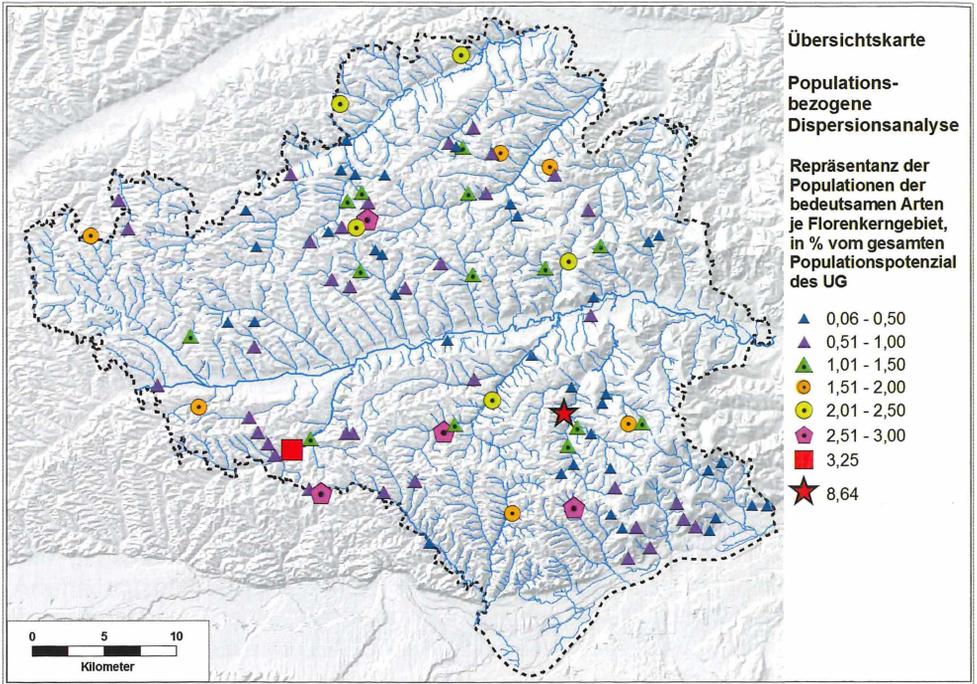


Abb. 25: Populationsbezogene Dispersionsanalyse

3.3.2.3 Schlussfolgerungen für die Erhaltung und Entwicklung der Vegetationseinheiten mit ihrer Sippenausstattung

Aus den in diesem Kapitel gewonnenen Analyseergebnissen lassen sich einige wichtige Schlussfolgerungen für die Erhaltungs- und Entwicklungsstrategie ziehen:

- Der Florenraum „Isar-Inn-Hügelland“ ist ein florengographisch ein **ausgeprägter Dispersionsraum**. Maßnahmen des Florenschutzes müssen hier in der Fläche wirken, da eindeutige Schwerpunktgebiete, die sehr hohe Anteile des Sippenpotenzials aufweisen, nicht existieren.
- Unter der Annahme, das gegenwärtige Florenpotenzial sichern und entwickeln zu wollen, ist **jede einzelne Fläche** erforderlich. Die programmatische Frage „SLOSS“ ist in diesem Gebiet mit **SLASS** (single large and several small) zu beantworten. Dies kommt der Strategie des Biotopverbundes, die in Bayern aus naturschutzrechtlichen Gründen zu verfolgen ist, entgegen.
- Darüber hinaus lassen sich die **gebietsspezifischen Verbreitungsbilder** nur in einem ausreichend viele Flächen umfassenden System aus Florenstützpunkten sichern.
- Aus der Arten-Flächengrößen-Relation ist erkennbar, dass die Flächengröße nicht unbedingt die maßgebliche Steuergröße für Artenvielfalt ist, da auch schon **kleine Flächen bedeutende Habitatfunktionen** übernehmen

können.

- Diese Ergebnisse sind charakteristisch für eine **mosaikartig organisierte Kulturlandschaft** (DUELLI, 1992). Auch SIMBERLOFF und ABELE (1982: 44 f.) wiesen bereits darauf hin, dass eine Gruppe räumlich getrennter wahrscheinlich eine höhere Lebensraumvielfalt und damit auch Artenvielfalt als ein zusammenhängendes Gebiet umfasst (WULF, 2001: 171).

3.3.3 Standorttypen

Parameter zur Charakterisierung der Standorttypen der Florenkerngebiete sind Bodenwasserhaushalt, Trophie, Exposition und Nutzungsregime. Diese Merkmale sind für jede einzelne Fläche nach einem hierarchisch gegliederten Codierungssystem erfasst. Die Ergebnisse in Tab. 10 zusammengefasst.

Diese Übersicht zeigt, dass 222 Objekte (Polygone) mit Bedeutung als Florenkerngebiet in **Feucht- und Naßstandorten** liegen, 49 hingegen auf **frisch-trockenen Standorten**.

Tab. 10: Standorttypen

| Standorttyp | Zahl Objekte | Flächengröße (ha) |
|---|--------------|-------------------|
| Hangsumpf: | | |
| oligo-mesotroph | 33 | 6,71 |
| eutroph | 98 | 27,26 |
| Hangmoor: | | |
| oligo-mesotroph | 23 | 7,62 |
| eutroph | 6 | 0,67 |
| Aue, auennaher Standort: | | |
| rezent überflutet | 30 | 13,44 |
| nicht überflutet | 24 | 7,80 |
| Moor, Anmoor | 8 | 3,49 |
| Mahd- oder Weideregime (Mähwiesen, Weide), eher nährstoffreiche Standorte: | | |
| süd/südwest exponiert | 17 | 6,52 |
| andere Expositionen | 12 | 2,60 |
| Ungenutzt oder gepflegt (Magerrasen), mesophil / basenreiche, nährstoffarme Standorte: | | |
| süd/südwest exponiert | 8 | 1,86 |
| andere Expositionen | 0 | |
| bodensauerer Standort (Exposition indifferent) | 12 | 0,65 |

Unter den Feucht- und Naßstandorten besitzen die **Hangquellsümpfe** die wichtigste Bedeutung, wobei 98 Objekte eutroph (bzw. eutrophiert) sind und immerhin 33 mesotroph-oligotrophen Charakter besitzen. Eine weitergehende Moorentwicklung weisen die **Hang(quell)moore** auf, von denen 29 Objekte erfasst sind, 23 davon mit mesotroph-oligotrophen Charakter. In das sehr weit verzweigte

Auensystem des Untersuchungsgebietes sind 62 Objekte eingelagert, wovon knapp die Hälfte noch in ein intaktes Auenregime eingebunden sind. Die Florenkernegebiete auf frisch-trockenen Standorten nehmen 49 Polygone ein. Der größte Teil davon entfällt auf Süd- bis Südwest-exponierte magere Hangwiesen, gefolgt von artenreichen Mähwiesen anderer Expositionen und Magerrasen oder – weisen auf eher bodensauerem Standort. Träger der floristischen Vielfalt sind im Untersuchungsgebiet vornehmlich die **Naß- und Feuchtstandorte**, in Teilgebieten auch die frischen bis trockenen Standorte. Unter den Naßstandorten sind die **Hangsümpfe und Hangquellmoore** besonders zu erwähnen.

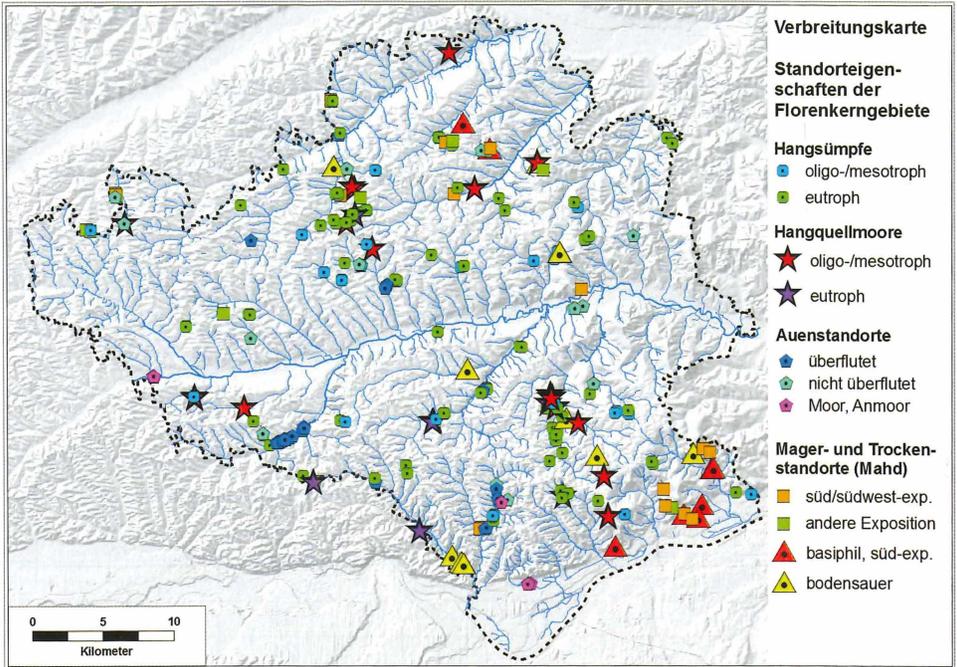


Abb. 26: Standorttypen

Insbesondere die ursprünglichen, mesotroph-oligotrophen Ausbildungen gehören zu den seltensten Standorttypen Bayerns. Im Sinne der Moorgliederung von WAGNER und WAGNER (2003) zählen diese zu den Überrieselungssümpfen und -mooren in Hanglage. Bezüglich der Torfmächtigkeit liegen Untersuchungen von RÖCKL (2006) vor, der in einem gut entwickelten Hangmoor bis zu einem Meter Mächtigkeit nachgewiesen hat. Auch berichten ältere Landwirte immer wieder von früheren Torfstichen. Bezogen auf das Unterbayerischen Tertiärhügelland haben die Hangquellmoore ihren **eindeutigen Schwerpunkt im Untersuchungsgebiet**. So weist RINGLER (2005: 45) dem Landkreis Rottal-Inn als einzigem Landkreis des Unterbayerischen Tertiärhügellandes sowie als **einzigem Landkreis Bayerns in der collin-submontanen Stufe** eine Schwerpunktverantwortung für Hangquellmoore zu. Des weiteren kann belegt werden, dass auch intakte Auenregime eine besondere Bedeutung als Standortvoraussetzung besitzen. Insbesondere für Renaturierungen ist dies wesentlich, da Auenregime im

Unterschied zu Hangquellregimen nach Zerstörung kaum mehr wiederhergestellt werden können.

3.4 Ursachen und Risiken für den Florenwandel

Wie in Kap. 2 nachgewiesen wurde, ist die traditionelle Offenlandflora des Untersuchungsgebietes einer starken Veränderungsdynamik unterworfen. Dieses Kapitel befasst sich mit der Ursachen- und Risikoanalyse für diese Veränderungen.

Ursachenanalyse: Hierunter sind einzelflächenbezogene Analysen von konkreten Veränderungsursachen zu verstehen. Sie beziehen sich auf die konkreten Florenkerngebiete (Objektebene).

Risikoanalyse: Die konkreten, auf eine Einzelfläche wirkenden Ursachen wurzeln meist in der Landnutzungsstruktur und der mit ihr verbundenen Stoffdynamik. Sie sind insofern Resultat einer übergeordneten allgemeineren Risikolage auf Landschaftsebene.

Als Elemente der in ständiger Veränderung befindlichen intensiv genutzten Kulturlandschaft sind die Offenland-Lebensräume andauernden Veränderungen und Gefährdungen ausgesetzt. Diese beeinflussen den Erhaltungszustand der jeweiligen Fläche, der an den im Gebiet noch vorhandenen Bestbeständen der einzelnen Vegetationseinheiten gemessen werden kann. Steuerfaktoren für den Erhaltungszustand der Fläche können in der Fläche selbst begründet liegen (flächeninterne Faktoren), überwiegend aber wirken sie von außen auf die Fläche ein (flächenexterne Faktoren).

3.4.1 Fallstudien zu repräsentativen Einzelflächen

3.4.1.1 Florenkerngebiet Schellenberg-1

Es handelt sich um ein Florenkerngebiet mit Bedeutung für die regionale Flora. Die Vegetation ist ein torfmoosreiches, bodensauereres Hangmoor mit andgedeuteten Bult-Schlenken-Systemen und reichem Vorkommen von Weißem Schnabelried, Sumpf-Bärlapp und Rundblättrigem Sonnentau auf Quarzrestschotter. Die Wiederfundquote der bilanzierten Arten beträgt 100 %, d.h. hier fanden im Beobachtungszeitraum zwischen 1984 und 2004 keine Florenveränderungen statt. Das Hangmoor ist vollständig von Nadelforsten umgeben. Im Nahbereich befinden sich kiefernreiche Bestände. Das gesamte hydrologische Einzugsgebiet ist bewaldet. Stoffliche Belastungen können aufgrund dieser optimalen Pufferung ausgeschlossen werden (Bewertung Pufferfunktion „optimal“). Auch die atmosphärischen Stoffeinträge sind offenbar so gering, dass keine Florenumstellungen bewirkt werden.

Die Fläche ist ein wichtiger Referenzbestand für alle Florenkerngebiete auf feucht-nassem Standort, da es sich um eine der nährstoffärmsten Flächen im Landkreis überhaupt handelt. Die abgeschiedene Lage im Wald ist ein Sonderfall, der ursächlich für den optimalen Erhaltungszustand ist. Auch Vergleiche mit früheren Zustandsbeschreibungen aus den 1970er Jahren (RINGLER, 1974) belegen

die Florenstabilität über nun mehr als 30 Jahre. Aufgrund dieser stabilen, risikofreien Gesamtsituation sind im Prognosezeitraum bis 2020 – außer durch unvorhergesehene Ereignisse – keine Veränderungen zu erwarten, zumal auch keine Pflegemaßnahmen erforderlich sind.

3.4.1.2 Florenkerngebiet Gschöd-2

Es handelt sich um eine torfmoosreiche Waldbinsenstreuwiese in kulturlandschaftlicher Einbindung mit Bedeutung für die subregionale Flora. Die Wiederfundquote beträgt im Beobachtungszeitraum 1984-2004 ebenfalls 100 %. Bedeutendste Art ist *Vaccinium oxycoccus*. Für eine Fläche mit kulturlandschaftlicher Einbindung ist die Wiederfundquote von 100 % überraschend hoch. Begünstigend wirkt die optimale Bestandspflege in Verbindung mit einer randlichen Aufforstungsfläche auf vordem landwirtschaftlich genutzter Flur, die eine deutliche trophische Entlastung mit sich bringt. Die landwirtschaftliche Nutzung besteht ansonsten aus Grünland, wobei die Nutzungsintensität hier allgemein etwas herabgesetzt ist. So konnte sich im Nahbereich des Florenkerngebietes in den letzten 10 Jahren eine Waldbinsenwiese infolge der Nutzungsextensivierung erneut entwickeln und bereits erste Artenschutzfunktionen übernehmen. Florenverluste sind allerdings für den Zeitraum von 1974 bis 1984 belegt: der bei RINGLER (1974, 1980) angegebene Rundblättrige Sonnentau ist nicht mehr vorhanden.

Insgesamt besteht ein risikoarmes Umfeld für das Florenkerngebiet. Voraussetzung ist die Beibehaltung der eher extensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Dadurch könnten sich auf den hier geeigneten Standorten mit Hangquellzug sogar neue Waldbinsenwiesen entwickeln und das Florenkerngebiet arrondiert werden. Nach einer Phase des Florenverlustes bis ca. 1984 besteht für den Zeitraum bis 2020 eine günstige Erhaltungsprognose, sofern es gelingt, die Objektpflege ausreichend zu erhalten.

3.4.1.3 Florenkerngebiet Schornbach-1

Dieses kleinflächige Gebiet besteht aus einer torfmoosreichen, quelligen Waldbinsenwiese mit Übergängen zu Kleinseggenried, bodensauerem Magerrasen und nährstoffarmer Naßwiese und ist von Wald, Grünland und Ackerlagen umgeben. Das Gebiet besitzt Bedeutung für die Landesflora (individuenreicher Bestand von *Orchis morio* ssp. *morio*). Im Beobachtungszeitraum ist der wertgebende Florenbestand weitgehend stabil geblieben, allerdings konnte eine Art (*Eriophorum latifolium*) nicht mehr nachgewiesen werden.

Das Florenkerngebiet ist in einen relativ risikoarmen Kontext eingebettet. Die kleinere Ackerfläche grenzt zwar unmittelbar an, wird allerdings extensiv bewirtschaftet. Stoffeinträge in das Gebiet sind nicht zu beobachten, allerdings auch nicht vollständig auszuschließen (Lage am Oberhang). Äußere Gründe für den Verlust von *Eriophorum latifolium* können hier nicht nachgewiesen werden, zumal gegenüber Außeneinflüssen sensiblere Arten stabil vorhanden sind.



Abb. 27: Florenkerngebiet Guglmucken-1

Für derartige Rückgangerscheinungen können u.a. auch populationsbiologische Ursachen maßgeblich sein. Offenbar liegen trotz zweiseitiger partiell angrenzender ackerbaulicher Nutzung stabile trophische Verhältnisse vor. Begünstigend und trophisch stabilisierend wirkt auf jeden Fall die überwiegende Grünland- und Waldnutzung. Da ackerbauliche Nutzungen grundsätzlich ein Risikofaktor für sensible Florenbestände sind, sollte dennoch versucht werden, diese in den angrenzenden Bereichen in Grünland zu überführen. Insbesondere muss nach Starkregenereignissen mit Abschwemmungen auch aus extensiv genutzten Äckern gerechnet werden, welche katastrophale Auswirkungen auf den Florenbestand haben können. In Anbetracht des hochrangigen Arten- und Vegetationsbestandes sollte dieses „Restrisiko“ ausgeschaltet werden. In Verbindung mit der notwendigen Objektpflege und der Beibehaltung der bereits vorhandenen kompatiblen Umfeldnutzungen dürften dann bis 2020 stabile Florenverhältnisse zu erwarten sein.

3.4.1.4 Florenkerngebiet Guglmucken-1

Diese kleine, aber vielgestaltige Fläche ist einer der für den Naturraum typischen Hangquellsümpfe mit anmoorigen Tendenzen. Sie liegt an einem versteilten Talhang unterhalb einer Hangkante am Rande eines Bachtales im Talwurzelbereich (vgl. Abb. 27). Hier sind mäßig schüttende Hangquellen angeschnitten, die zur lokalen Vernässung führen. Die Vegetation besteht aus einer Waldbinsenwiese, in welche kleinseggenreiche Schlenken mit *Carex davalliana* und *Eleocharis quinqueflora* eingeschaltet sind. Die Fläche ist für die Landesflora bedeutsam. Sie ist im Eigentum eines Naturschutzverbandes und wird sorgfältig gepflegt. Im

Beobachtungszeitraum 1984-2004 haben sich von zehn Bilanzarten noch sieben auffinden lassen. Die Wiederfundquote beträgt damit 70 %.

In Anbetracht der sorgfältigen Bestandspflege muss die ungünstige Wiederfundquote äußere Ursachen besitzen. Betrachtet man die Vegetation auf der Fläche, so sind ringförmig um die mesotrophe Bestandsmittel Gürtel aus Hochstaudenfluren und eutrophen Waldbinsenwiesen ersichtlich. Hier liegen Eutrophierungseffekte aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland vor. Der im Osten anschließende schmale Gehölzgürtel erweist sich als nicht ausreichender Puffer, da über den Grundwasserstrom aus den ackerbaulich genutzten Gewannen stofflich belastetes Quellwasser in die Fläche eingetragen wird. Dies ist sehr wahrscheinlich auch maßgeblich für den Verlust dreier vordem hier erfasster Arten,

Dieses Florenkerngebiet ist als kleines Flächenelement in die intensiv genutzte agrarische Landschaft eingestreut. Die schmale Bachaue erfüllt infolge des Bachausbaus und intensiver Grünlandnutzung keine trophisch entlastenden Funktionen. Weitere Hangquellbereiche des Nahbereiches sind völlig zerstört, auch im engsten Umfeld dieser Fläche wurden noch 2004 Entwässerungen in Torfbodenbereichen vorgenommen. Die Puffersysteme für den Hangquellbereich, nämlich die Filterstrecke des Bodens sowie ein schmaler Gehölzgürtel sorgen dafür, dass sich bis heute eine hochrangige Flora halten können. Dennoch zeigen Florenverluste, dass die Filtersysteme nicht mehr ausreichen.

Sollte es nicht gelingen, im hydrologischen Einzugsgebiet des Quellaustrittes Nutzungsextensivierungen (insbesondere Verminderung der Stickstoffdüngung) zu etablieren, drohen in den nächsten Jahren weitere schmerzliche Florenverluste, selbst bei weiterer sorgfältiger Bestandspflege. Gefährdete Arten sind die besonders nährstoffsensiblen Arten wie *Eleocharis quinqueflora*, *Epipactis palustris* und *Drepanocladus revolvens*.

3.4.1.5 Florenkerngebiet Massing-1

Das Florenkerngebiet besitzt eine subregionale Bedeutung. Es handelt sich um eine im Kern mesotrophe Waldbinsenwiese mit Kleinseggen-Anteilen. Höher qualifizierende Arten sind jüngst verschwunden (*Laserpitium prutenicum*). Die Wiederfundquote beträgt hier 33,3 %.

Die Fläche liegt zwischen großen ackerbaulichen Gewannen und einem Waldgebiet oberhalb einer Bachaue auf einem schwachen Hangquellzug (Kleinseggen). Das Gelände fällt schwach in Richtung Bachtal, d.h. die Ackergewanne liegen oberhalb der Fläche. Grünlandgenutzte Randstreifen sind partiell vorhanden, erfüllen aber keine wirksamen Pufferfunktionen. Infolge Grünlandumbruchs hat sich der erosionsbedingte Stoffeintrag in die Fläche nochmals verschärft. Neben dem direkten Stoffeintrag durch Abschwemmungen muss auch verstärkt damit gerechnet werden, dass stofflich belastetes Wasser mit dem Hangquellzug in die Fläche eingetragen wird.

Die Fläche liegt vollkommen schutzlos in intensiv genutztem Kontext. Der angrenzende Waldbestand bringt kaum trophische Entlastungen, weil der Stoff-

strom zur Fläche aus den oberstromig gelegenen Ackergewannen rührt. Für den Fortbestand der Flora besteht eine äußerst ungünstige Prognose. Wahrscheinlich ist bis 2020 mit dem Verschwinden der noch vorhandenen Arten zu rechnen, insbesondere dann, wenn Pflege oder extensive Nutzung infolge von rein auf Ackerbau ausgerichteten Betriebskreisläufen eingestellt werden.

3.4.1.6 Florenkernegebiete Ed-1, Ed-2 und Ed-3

Diese Gebiete liegen als schmale Randstreifen zwischen Waldbeständen und Ackerflächen. Aufgrund der rigorosen Zerstörung dieser einst wesentlich größeren Flächen ist es erstaunlich, dass hier überhaupt noch bedeutsame Flora vorhanden ist. Es handelt sich um Waldbinsenwiesen in verschiedenen Ausprägungen. Die westliche und mittlere Fläche besitzt Bedeutung für die subregionale Flora, die östliche Fläche mit dem Vorkommen von *Gentiana pneumonanthe* sogar noch für die regionale Flora. Die Wiederfundquoten betragen hier ca. 30 %.

Die schmalen Randstreifen sind Überbleibsel einer flächenhaften Zerstörung einst größerer Feucht- und Naßwiesenareale, die wahrscheinlich in den 1970er Jahren stattfand. Dies belegen Drainagepläne sowie die bodenkundliche Situation (Gleye). Aufgrund der massiven Randeffekte (Pflugspur bis in die Knabenkraut-Bestände hinein) kam es seither zu weiteren massiven Florenverlusten.

Die Randstreifen markieren ein weit fortgeschrittenes Degenerationsstadium. Lediglich der schwache Hangquellzug aus dem oberwärts gelegenen Waldgebiet bringt trophische Entlastungen. Trotzdem bestehen sehr ungünstige Existenzaussichten für die Flora, sollten die ungünstigen Verhältnisse nicht verbessert werden können.

3.4.1.7 Florenkernegebiete Kornöd-1 und Kornöd-3

Hier handelt es sich um benachbarte Florenkernegebiete, die aus verbrachenden Hangwiesen (Kornöd-1) und einer bodensauereren, wechselfeuchten Pfeifengraswiese bestehen (Kornöd-3). Die Wiederfundquoten liegen hier bei nur 15 %. Verluste sind u.a. *Gentiana verna*, *G. pneumonanthe*, *Orchis morio* ssp. *morio*, *Orchis ustulata* ssp. *ustulata*, *Pedicularis sylvatica* und *Botrychium lunaria*. Da sich allerdings ein Restbestand an *Laserpitium prutenicum* gehalten hat, erfüllen diese Flächen immer noch eine Bedeutung für die Landesflora.

Der Bereich um Kornöd hat sehr schmerzhaft Florenverluste erlitten. Die Ursachen hierfür überlagern und verstärken sich gegenseitig. Grundlegender Impuls war eine ackerbauliche Intensivnutzung des vordem als Grünland genutzten, bodenfeuchten Areals. Selbst die für Ackernutzung völlig ungeeignete Streuwiese Kornöd-3 wurde umgebrochen (um 1985, Strohmayer mdl.) und konnte nur durch beherrztes Eingreifen noch als Torso erhalten bleiben.

Infolge der angrenzenden Intensivnutzungen kam und kommt es aber auch hier zu Eutrophierungseffekten und einer Nutzungsauffassung, so dass die meisten Arten bis auf den heutigen Restbestand dennoch verschwanden. Nährstoffeinträge in Verbindung mit Nutzungsauffassung mit nachfolgender Gehölzausbreitung

sind auch die Ursachen für die drastische Verarmung der Fläche Kornöd-1, die einst die artenreichste Hangmagerwiese des Landkreises war.

Die Gefährdungsfaktoren sind nach wie vor virulent. Abwehrstrategien konnten nicht umgesetzt werden, so dass mit dem Erlöschen der wertgebenden noch vorhandenen Arten dringend zu rechnen ist. Im Falle von umgehenden Sofortmaßnahmen bestehen andererseits auch günstige Chancen, die vorhandene Flora weitgehend zu erhalten, da die besonders sensiblen Arten jetzt ohnehin nicht mehr vorkommen.

3.4.2 Erhaltungszustandes und Gefährdungsanalyse der Florenkernegebiete

Entsprechend der aufgeführten Fallbeispiele wurde der Erhaltungszustand aller Florenkernegebiete bewertet. An Indikatoren hierfür wurden verschiedene flächeninterne oder flächenexterne Zustands- bzw. Gefährdungsfaktoren zugeordnet.

3.4.2.1 Bewertung des Erhaltungszustandes

Wesentlicher Ist-Zustandsindikator ist die Flora selbst, und hier insbesondere die für das Stützpunktnetz bedeutsamen Arten. Das Vorkommen allein sagt aber nicht alles über den momentanen Erhaltungszustand aus, so dass die Wiederfundquoten als Bilanzgröße ebenfalls einbezogen werden muss. Die zeitliche Dimension wird damit in die Bewertung des Erhaltungszustandes integriert. Momentane Flora und Wiederfundquoten spiegeln flächeninterne und flächenexterne Belastungsindikatoren wider. Als solche sind z.B. Verbrachung, Verbuschung, Aufforstung, Verwaldung, intensive Nutzungen oder nicht fachgemäße Pflegeregime sowie Veränderungen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes zu nennen. Die Merkmale wurden dann als erfüllt angesehen, wenn damit floren- oder vegetationserhebliche Auswirkungen verbunden sind. Initialstadien dieser Merkmale wurden nicht erfasst. Das Merkmal „guter Zustand“ wurde vergeben, wenn sich der Flächenzustand naturräumlich gesehen im Referenzzustand oder zumindest nahe daran befindet. Je Florenkernegebiet wurden bis zu drei Codierungen vergeben. Insgesamt wurden auf diese Weise die 274 Polygone mit 455 Attributen versehen. Die Ergebnisse sind Abb. 28 zu entnehmen.

Florenkerngebiete Zustandsbewertung

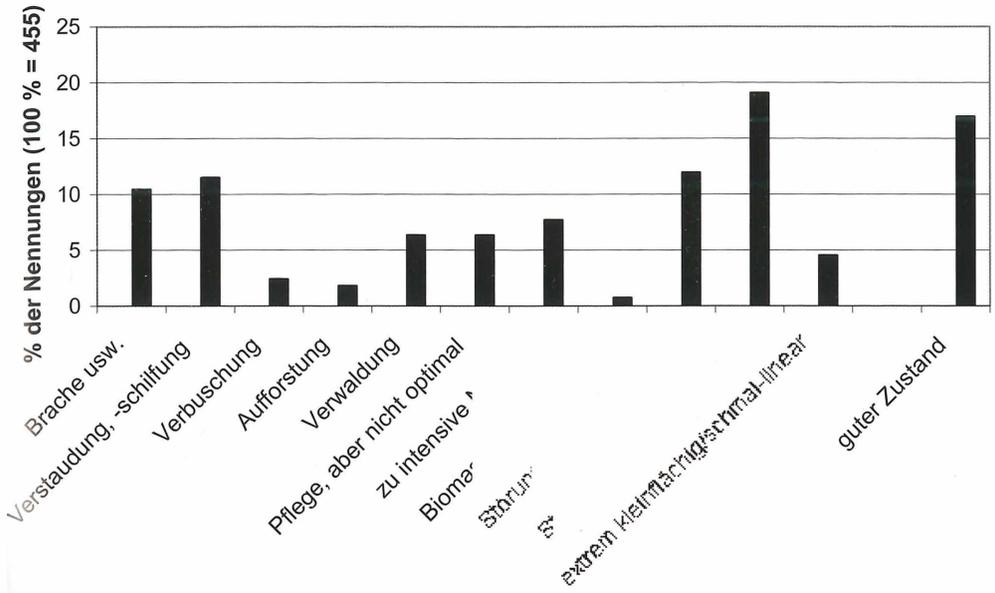


Abb. 28: Zustandsbewertung der Florenkerngebiete

Ca. 17 % der Florenkerngebiete weisen einen guten Erhaltungszustand auf. Die übrigen 83 % weichen vom guten Erhaltungszustand ab und unterliegen fortdauernd bestimmten Belastungsindikatoren. Zumeist handelt es sich um ungünstige Vegetationsentwicklungen wie Brachlegung, insbesondere Verstaudung, Verschilfung und Verbuschung mit den ungünstigen Folgeeffekten für die heliophile, konkurrenzschwache Flora. Etwa 25 % aller Nennungen sind dieser Gruppe zuzuordnen. Oft sind Störungen des Nährstoffhaushaltes zu beobachten, also Eutrophierungseffekte, die die Vegetation der Florenkerngebiete nachhaltig und meist auch irreversibel verändern. Diese sind stets auf Stoffeinträge aus angrenzenden Nutzungen zurückzuführen, während flächeninterne Stofffreisetzungen (z.B. durch mineralisierende Torflager) im Gebiet keine Rolle spielen. Im Falle von Überlagerung mit Brachlegung ergeben sich kurzfristige Vegetationsumstellungen, die vielfach den Totalverlust florengeographisch bemerkenswerter Arten zur Folge haben. Störungen des Wasserhaushaltes (z.B. Entwässerung, Veränderung von Überflutungsregimen) sind hingegen seltener zu beobachten. Meist handelt es sich um verstärkende Rückkopplungssysteme. Dies bedeutet, dass Störungen im Wasserhaushalt oft mit einer zu intensiven Nutzung einhergehen, während Verstaudungen oder Verschilfungen auch eine Störung des Nährstoffhaushaltes indizieren. Zahlreiche Flächen sind mittlerweile auch so kleinflächig, dass die genannten Effekte schnell die gesamte Fläche ergreifen können bzw. den flächenexternen Faktoren besonders ungünstig ausgesetzt sind (ungünstige Flächen-Umriß-Relation).

3.4.2.2 Gefährdungsanalyse (flächenexterne Indikatoren)

Hierunter werden jene Belastungsindikatoren verstanden, die von außen auf die Flächen einwirken (flächenexterne Indikatoren) und zu einer unerwünschten Veränderung des Flächenzustandes führen können. Hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials für die Florenkerngebiete sind diese wesentlich bedeutsamer als die flächeninternen Belastungsindikatoren. Daher werden sie hier vertieft behandelt.

3.4.2.2.1 Agrarische Umgebungsnutzungen

In einem intensiv agrarisch genutzten Naturraum wie dem Isar-Inn-Hügelland ist vor allem die Umgebungsnutzung ein maßgeblicher Indikator für die Flächengefährdung. Daher wurde eine Auswertung der Umgebungsnutzungen je Florenkerngebiet vorgenommen, und zwar die Art der angrenzenden Nutzung (Acker/Grünland) mit einer vierstufigen Skala. Dabei bedeutet „Acker bis 25 %“: Ackernutzung grenzt unmittelbar an das Florenkerngebiet auf 25 % der gemeinsamen Grenzlinie an. Sinngemäß gilt dies auch für die weiteren Abstufungen bzw. für Grünland (intensiv genutzte und gedüngte Formen). Andere angrenzende Nutzungen wie Wege, Strassen oder Siedlungsflächen kommen zwar vor, sind aber selten und bergen kaum das hohe Gefährdungspotenzial wie die agrarischen Intensivnutzungen. Angrenzende Nutzungen wie Gewässer, Gehölze oder Wald sind meist risikoneutral oder gar konservierende Nutzungen.

Die Übersichtsgrafik zeigt, dass rund 250 Flächen (Polygone) mit Bedeutung als Florenkerngebiet ganz oder teilweise in die offene, intensiv landwirtschaftlich genutzte Flur eingebettet sind. Dies ist für die einzelnen Flächen grundsätzlich mit einem erheblichen Risikopotenzial verbunden. Gut 50 Florenkerngebiete besitzen einen direkten Kontakt mit Ackernutzungen, knapp 200 mit Grünlandnutzungen. „Kontakt“ bedeutet eine **gemeinsame Grenzlinie**, während Fernwirkungen aus Nutzungsflächen, etwa durch den Wasserpfad, hier nicht berücksichtigt sind. Die Zukunftsaussichten jener Flächen mit angrenzender Ackernutzung, und sei es auch nur ein geringer gemeinsamer Grenzlinienanteil, sind als sehr ungünstig zu bewerten. In nicht wenigen Fällen zeugen Eutrophierungsfronten in den Florenkerngebieten von den ackerbürtigen Stoffeinträgen oder es können Sedimenteinträge infolge von Wassererosion beobachtet werden. Besser, aber nicht unbedingt entscheidend besser, sind die Zukunftsaussichten von den Florenkerngebieten, die in Dauergrünland eingebunden sind. Zwar entfallen meist Erosionseinträge. Diffuse, teils massive Stoffeinträge sind jedoch auch bei einer solchen Benachbarung weit verbreitet.

Umgebungsnutzungen, klassifiziert nach Anteilen (Zahl Nennungen) je Florenkerngebiet

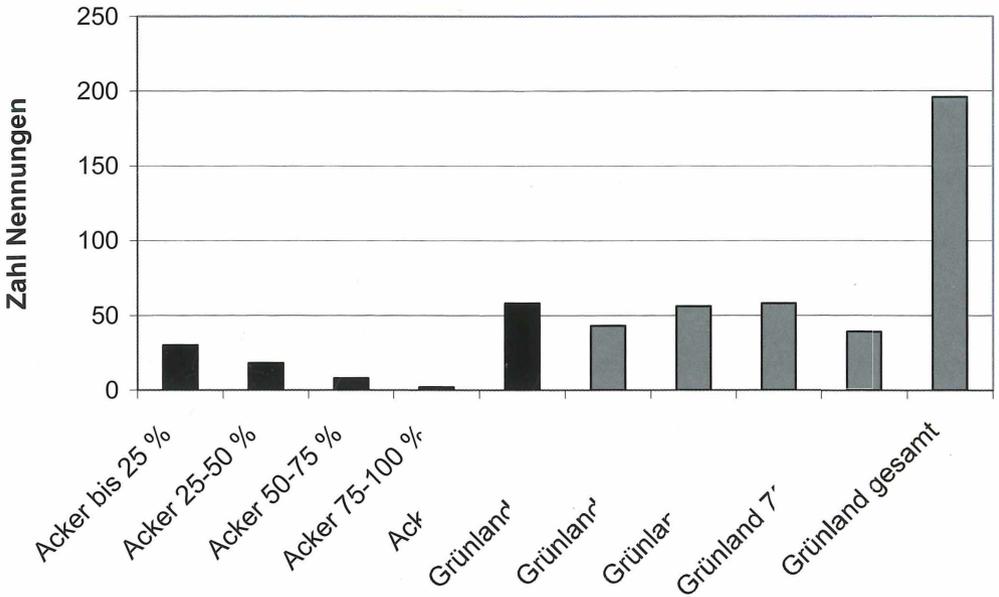


Abb. 29: Gefährdungsanalyse der Florenkerngebiete

Für die Landwirtschaft im Landkreis ist eine sehr hohe Düngeintensität mit zu hohen Stickstoff-Gaben und intensiver Begüllung nachgewiesen (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005). Letztlich liegen hierin die Ursachen für die massive Eutrophierung vieler Flächen, was eingangs bereits als „Störung im Nährstoffhaushalt“ thematisiert wurde.

3.4.2.2.2 Ausmaß von Nährstoffeinträgen

Das Ausmaß von Nährstoffeinträgen aus angrenzenden intensiven agrarischen Nutzflächen wurde in einer Analyse für alle Florenkerngebiete in einer 5-stufigen Skala ermittelt.

Es zeigt sich, dass etwas mehr als die Hälfte aller Florenkerngebiete keine oder nur geringe agrarisch bedingte Stoffeinträge bekommen. Die andere knappe Hälfte ist jedoch deutlich bis massiv von derartigen Einträge betroffen.

Tab. 11: Bewertung des Nährstoffeintrages aus angrenzenden Nutzungen

| Grad des Nährstoffeintrages aus angrenzenden Nutzungen | Zahl der Nennungen je Fläche | % |
|---|-------------------------------------|----------|
| keiner | 74 | 28,24 |
| gering | 72 | 27,48 |
| mittel | 44 | 16,79 |
| hoch | 33 | 12,60 |
| sehr hoch | 14 | 5,34 |
| Nährstoffeintrag Überschwemmung | 25 | 9,54 |

Eine Sonderform des Nährstoffeintrages sind solche in Feucht- und Naßstandorte in Auenlagen. Aufgrund der massiven wasserbedingten Erosionsprobleme des Naturraumes (bayernweiter Schwerpunktraum für Bodenerosion) kommt es zu Stoffsedimentationen in Auenräumen, wobei mehrfach auch mesotrophe Standorte betroffen sind, die dadurch langfristig aufgedüngt werden und damit ihre floristische Bedeutung weiter verlieren.

3.4.2.2.3 Wirksamkeit von Pufferflächen

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden alle Florenkerngebiete hinsichtlich der Funktionserfüllung von angrenzenden Pufferstreifen oder Pufferflächen bewertet. Pufferfunktionen können z.B. Wald- oder Gehölzbestände besitzen, Gewässer oder auch Grünlandstreifen. Schmale Grünlandstreifen, auch bei extensiver Nutzung, werden hinsichtlich ihrer Pufferwirkung meist überschätzt. Gerade bei Hangquellsümpfen und –mooren sind Pufferstreifen langfristig wirkungslos, wenn in den hydrologischen Einzugsgebieten der Quellaustritte intensiv agrarisch gewirtschaftet wird.

Diese Zusammenstellung bestätigt die oben getroffenen Auswertungen zu den Nährstoffeinträgen dem Trend nach recht genau. Gut die Hälfte aller Florenkerngebiete sind optimal oder zumindest mit hoher Funktionserfüllung gegenüber Stoffeinträgen aus intensiver agrarischer Nutzung abgepuffert. Die andere knappe Hälfte ist dies aber nicht. Bei mehr als jeder vierten Kernfläche ist kein Puffer oder bestenfalls einer mit geringer, mittelfristig zu vernachlässigender Funktionserfüllung vorhanden. Für diese Flächen besteht dringender Handlungsbedarf, da hier laufende Habitatverschlechterungen stattfinden.

Tab. 12: Bewertung der Wirksamkeit von Pufferflächen

| Funktionserfüllung von Pufferflächen | Zahl der Nennungen je Fläche | % |
|---|-------------------------------------|----------|
| optimal | 86 | 34,82 |
| hoch | 46 | 18,62 |
| mittel | 45 | 18,22 |
| gering | 47 | 19,03 |
| keine | 23 | 9,31 |

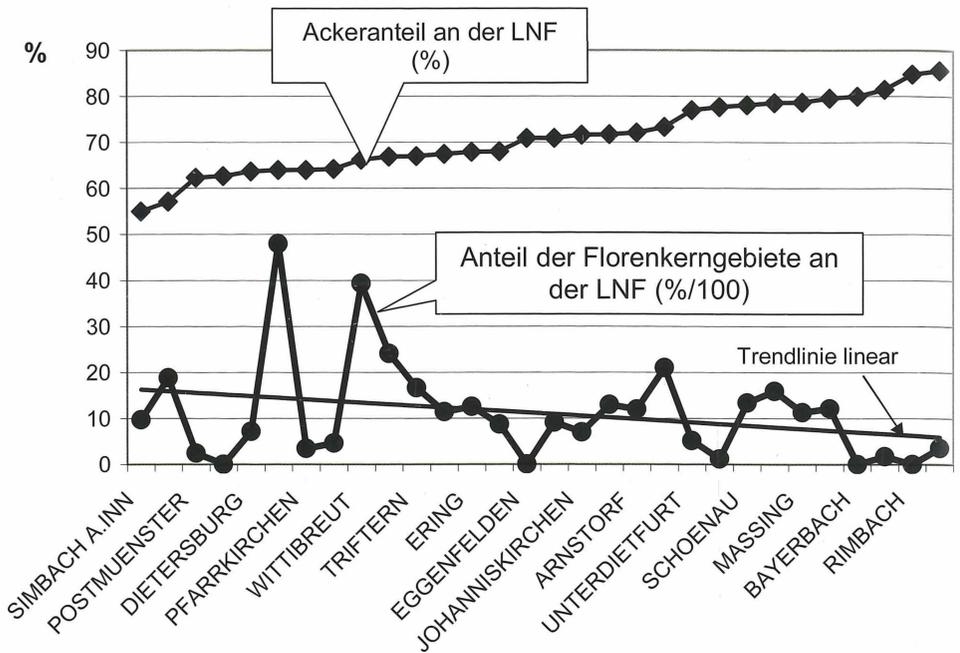
3.4.3 Risikoindikatoren

Wie bereits erwähnt, sind die auf die Florenkerngebiete treffenden Ursachen für Vegetationsveränderungen letztlich Resultat einer allgemeinen Risikolage im Gesamttraum (Wirkkette). Die Risikobetrachtung löst sich von der Einzelfallbetrachtung und stellt die grundlegende Problematik in den Vordergrund. Dies folgt der Erkenntnis, dass einzelflächenbezogene Lösungsansätze zwar dringend erforderlich sind, eine nachhaltige Problemlösung damit aber kaum erreicht werden kann, da die Verflechtungen im Landschaftshaushalt in der Regel sehr weitgespannt sind.

3.4.3.1 Risikoindikator Agrarische Landnutzungsstruktur

Der Landkreis Rottal-Inn gehört zu den am intensivsten landwirtschaftlich genutzten Gebieten Bayerns. Der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) an der gesamten Kreisfläche beträgt 65,4 % (Stand 31.12.2004), was unter allen Landkreisen Bayerns den 7. Rang bedeutet (Vergleichswerte Bezirk: 55,1 %, Land: 50,1 %) (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG, Internet-Angebot).

Der Anteil von Ackerland an der LNF liegt bei 72,3 %, was knapp unter dem Vergleichswert für Niederbayern, aber deutlich über dem Vergleichswert für Bayern liegt (64,3 %). Trotz des hohen Ackeranteils ist dies verglichen mit den umliegenden Landkreisen (Dingolfing-Landau mit 90,8 %) noch ein vergleichsweise moderater Wert, der auf eine noch bedeutende Milcherzeugungstradition (Dauergrünland) verweist. Unter den Ackerkulturen nimmt der Maisanbau den höchsten Anteil ein (42,1 % der ackergenutzten Flächen mit 22.760 ha, Stand 2007, Quelle: AMT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, Pfarrkirchen, Internet-Angebot), wodurch der Landkreis als Schwerpunktgebiet für Mais bundesweite Bekanntheit besitzt (FINKE et al., 1999). Die Fläche mit Maisanbau ist fast doppelt so hoch wie jene für Weizen.



Anmerkung: Der Flächenanteil der Florenkerngebiete wurde 100-fach überhöht dargestellt

Abb. 30: Relation Flächenanteile Ackernutzung und Florenkerngebiete an der LNF je Gemeinde

Bezogen auf die Maisanbaufläche in Bayern (392.600 ha, nach FINKE et al. 1999) stellt der Landkreis Rottal-Inn allein 5,8 % der bayerischen Anbaufläche, während der Landkreis an der Landesfläche Bayerns nur einen Anteil von 1,8 % besitzt. Der Maisanbau wurde Mitte der 1960er Jahre flächenhaft etabliert und erfuhr bis 1985 eine regelrechte Flächenexplosion, um seither relativ konstant zu bleiben (FINKE et al., 1999, bezogen auf BRD, alte Bundesländer). In den Gemeinden des Landkreises reicht der Ackeranteil an der LNF von ca. 55 % bis zu 85,6 % in der Marktgemeinde Gangkofen, die damit zu den ackerreichsten Gemeinden Bayerns zählt.

In Kap. 3.4.1 und 3.4.2 wurde dargelegt, dass Ackernutzungen im Umfeld von Florenkerngebieten gravierende Ursachen für Florenverschlechterungen darstellen. Auf der verallgemeinerten Ebene der Risikobeurteilung sollte sich damit ein Zusammenhang zwischen den Anteilen der Ackerflächen an der LNF und den Anteilen der Florenkerngebiete an der LNF je Gemeinde zeigen:

Eine reziproke Trendkorrelation zwischen den Anteilen der Ackerflächen und den Florenkerngebieten an der gesamten LNF je Gemeinde ist nachzuweisen. Jene Gemeinden mit vergleichsweise geringeren Ackeranteilen weisen tendenziell die höchsten Anteile an Florenkerngebieten auf, während die besonders ackerreichen Gemeinden kaum mehr oder gar keine Florenkerngebiete besitzen. Dieser Zusammenhang ist evident, jedoch besteht sicher keine Monokausalität. Vielmehr ist dieser Trend vor folgenden Hintergründen zu sehen:

- Ackerbau wird großräumig dort betrieben, wo die reliefbedingten Voraussetzungen gegeben sind. Die Marktgemeinde Gangkofen ist ein reliefschwaches Gebiet, dass insofern günstige Voraussetzungen liefert. Die Gemeinde Zeilarn hingegen besteht aus vielen Hang- und Auenlagen und eignet sich für Ackerbau weniger.
 - Zugleich wurden in solchen Gebieten Flurbereinigungen massiv vorangetrieben, wodurch viele Feucht- und Magerflächen zerstört worden sind. So ist die Marktgemeinde Gangkofen vollständig flurbereinigt. Die noch vorhandenen kleinflächigen Florenkerngebiete sind auffallenderweise genau an der Gemeindegrenze situiert, die wohl nicht in Nutzflächenarrondierungen einzubeziehen waren, oder auf Sonderstandorten wie Bahndämmen. Die Nachbargemeinde Rimbach ist ebenfalls vollständig flurbereinigt und weist überhaupt keine Florenkerngebiete mehr auf.
 - In großräumig ackerbaulich genutzten Gebieten ist allerdings auch die Wahrscheinlichkeit des Eintrags von Erosionsmaterial und Düngestoffen signifikant höher als bei kleinstrukturierten Gemengelage mit Grünland-Anteilen.
 - In großräumig ackerbaulich genutzten Gebieten verändern sich auch die Biomasseflüsse der landwirtschaftlichen Betriebe. In dominierenden Ackerbaugeschieden ist die Wahrscheinlichkeit deutlich erhöht, dass Grünlandnutzung und mithin auch Pflegeschritte von Feucht- und Magerwiesen nicht mehr vorgenommen werden.
- Dadurch erhöhte sich die Wahrscheinlichkeit, nicht rentable Restflächen zu verfüllen, aufzuforsten, Fischteiche anzulegen oder der Sukzession zu überlassen. Wenngleich diese Gefährdungsfaktoren (mit Ausnahme der Sukzession) heute infolge der naturschutzrechtlichen Verbotstatbestände kaum mehr eine Rolle spielen, so hat dies doch zum Verschwinden sehr vieler Objekte bis in die 1980er Jahre beigetragen.
- Aufgrund dieser Trends bzw. Feststellungen ist zu erkennen, dass größere Teile des Landkreises nach wie vor als ackerbaubedingte Risikogebiete für die Florenkerngebiete gelten müssen. Dies gilt vor allem für jene Gemeinden mit hohen Ackeranteilen von über 65 %, während in den anderen Gemeinden die Risikolage etwas reduziert ist.

3.4.3.2 Bodenerosion in Ackerbaugeschieden

Die wasserbedingte Bodenerosion ist für die tradierte Flora des Offenlandes im Untersuchungsgebiet einer der wichtigsten Risikofaktoren. In vielen Florenkerngebieten ist eine Veränderung des Nährstoffhaushaltes feststellbar (Aufdüngungseffekte). In aller Regel resultiert dies aus direkten Stoffsedimentationen aus angrenzenden Ackerlagen. Die den Bodenpartikeln anhaftenden Düngestoffe, v.a. Phosphate, bewirken eine Aufdüngung der nährstoffarmen Standorte. Zu Abschwemmungen kommt es vor allem nach Starkregenereignissen in Hanglagen mit lehmig-schluffigen-sandigen Böden bei nicht angepasstem landwirt-

schaftlichem Nutzungsregime. Wie die Übersichtskarte zur wasserbedingten Bodenerosion (verändert nach WASSERWIRTSCHAFTSAMT LANDSHUT, 2004 bzw. STUMPF, 2005, Neuermittlung für Bayern auf Basis der ABAG, vgl. SCHWERTMANN et al., 1987) zeigt, ist der ganze Landkreis – mit Ausnahme des unteren Inntales – ein Risikogebiet, in größeren Teilen sogar ein Hochrisikogebiet. Dies gilt v.a. für den Osten und Südosten des Landkreises, jedoch auch für viele weitere Teilgebiete. Es ist, je nach Risikostufe, mit Bodenabträgen von 3 bis über 10 t/ha/a zu rechnen (STUMPF, 2005). Wie bereits ausgeführt, werden die größten Teile der ackerbaulich genutzten Flächen als Produktionsflächen für Mais genutzt, wodurch große Flächenanteile über viele Wochen – insbesondere auch in der an Starkniederschlägen reichen Zeit im Frühsommer – weitgehend ungeschützt dem Bodenabtrag ausgesetzt sind. Dies führt aufgrund der allgemeinen naturräumlich bedingten erhöhten Erosionsdisposition zu einer starken Risikoverschärfung.

Die Florenkerngebiete sind als kleine Mosaik in diese Risikolandschaft eingebettet und der Stoffstromdynamik häufig schutzlos ausgesetzt. Teile der Hochrisikogebiete weisen keine Florenkerngebiete mehr auf, da artenreiche Lebensräume infolge des nivellierenden Einflusses von intensiver Landbewirtschaftung und Folgeeffekte erloschen sind. Die meisten Florenkerngebiete befinden sich in Landschaftsräumen mit mittleren Erosionsrisiken. Hier ist die Wahrscheinlichkeit des Stoffeintrages etwas herabgesetzt, womit bessere Erhaltungsbedingungen vorliegen. Gebiete mit geringem Erosionsrisiko sind überraschenderweise weitgehend frei von Florenkerngebieten. Dieser scheinbare Widerspruch ist dadurch zu erklären, dass diese Gebiete eher flachwellig reliefiert sind und dadurch ackerbauliche Gunstgebiete sind (vgl. oben), was wiederum ein massives Risikokriterium für artenreiche Lebensräume darstellt. Das morphologische Rottal mit den Randterrassen selbst ist ebenfalls weitgehend frei von Florenkerngebieten, obwohl es einerseits eine Feuchtbodenzone und andererseits ein Niedrigrisikogebiet für Stoffabträge ist. Das Fehlen von Florenkerngebieten ist hier auf die massiven Änderungen im Wasserhaushalt infolge der weitgehenden wasserbaulichen Umgestaltung der Tallandschaft zu suchen.

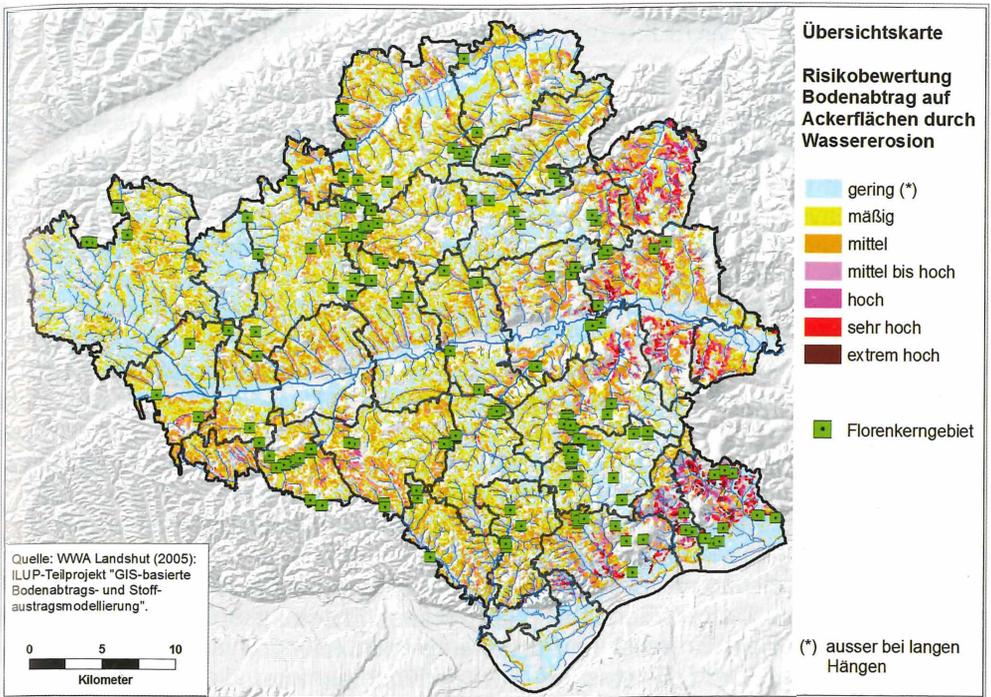


Abb. 31: Risikoindikator Bodenerosion im Landkreis Rottal-Inn

3.4.3.3 Risikoindikator Phosphat-Bilanzen in Bacheinzugsgebieten

Durch mineralische Düngung gelangt Phosphat auf landwirtschaftliche Nutzflächen und von dort – an Bodenpartikel gebunden – über Erosionsvorgänge in angrenzende Gewässer und Flächen. Die Quantitäten dieser stofflichen Belastung wurde im Zuge von Bestandsaufnahmen für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) im deutschen Donaugebiet ermittelt (BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005,) und für die Zwecke dieser Arbeit zur Verfügung gestellt (WASSERWIRTSCHAFTSAMT LANDSHUT, 2004).

In mesotroph-oligotrophen Ökosystemen ist Phosphat ein das Pflanzenwachstum limitierender Standortfaktor. Damit eröffnet sich die Existenzchance für konkurrenzschwache Arten, die sonst nicht vorkommen würden. Wird dieser Mangelfaktor durch Stoffeinträge behoben, verschwinden diese Arten infolge veränderter Konkurrenzverhältnisse. Für die festgestellten Florenveränderungen des Untersuchungsgebietes ist dies ein wesentlicher Faktor.

Die ausgetragene Menge wird als partikulär gebundenes Phosphat in t pro Jahr, bezogen auf die Fläche des Teileinzugsgebietes angegeben. Für den Landkreis Rottal-Inn (ohne Einzugsgebiet Inn) liegt eine hochaufgelöste Ermittlung des Phosphataustrages bezogen auf hydrologische Teileinzugsgebiete der 7. Ord-

nung vor (WASSERWIRTSCHAFTSAMT LANDSHUT, 2004, bearb. SCHEUERECKER und STUMPF, 2004) vor.

Die Übersichtskarte zeigt, dass das Untersuchungsgebiet für diese Vorgänge ein riskanter, teils sogar hochriskanter Raum ist (Ermittlung nur für die Einzugsgebiete von Rott und Vils). Bayernweit liegen hier die gravierendsten Austragsalden vor (vgl. bayernweite Übersichtskarte zum Bodenabtrag in STUMPF, 2005). Enge Korrelationen zwischen Phosphat-Bilanzen und Verteilungsmuster der Florenkerngebiete lassen sich zwar trendmäßig durchaus feststellen. Gebiete mit Austrägen von über 0,4 t/a je km² sind weitgehend frei von Florenkerngebieten. Gewisse Konzentrationen zeigen sich in den Teileinzugsgebieten mit Austrägen von unter 0,2 t/a je km² sowie in den weniger intensiv bewirtschafteten Teilräumen der Einzugsgebiete mit Austrägen um 0,3 bis 0,4 t/a je km².

Darüber hinaus wird deutlich, dass die meisten Teile des Landkreises eine hohe Phosphatmobilität aufweisen und teils erhebliche Nährstoffüberschüsse existieren. Die Transportpfade laufen stets in den Bachauen zusammen. Gewässernahe bzw. auengebundene mesotroph-oligotrophe Standorte besitzen daher ein sehr hohes Risikopotenzial (vgl. dichte Reihung von auengebundenen Florenkerngebieten im Tal des Geratskirchner Baches in hoch riskanten Einzugsgebieten). Auch wird die Entwicklung von artenreichen Auengrünländern (aber auch von Auwäldern) durch die massive Nährstoffüberfrachtung, die auch vor Ort allenthalben feststellbar ist, erschwert.

3.4.3.4 Risikoindikator Stickstoff-Bilanzen in Bacheinzugsgebieten

Ähnlich wie Phosphat wird auch Stickstoff (überwiegend in Form von Nitrat) als Düngestoff auf agrarische Nutzflächen (Acker und Grünland) ausgebracht. Der Stickstoff-Input teilt sich auf in Herkünfte aus der Viehhaltung (Gülle), Mineraldünger, N-Fixierung durch Pflanzen (Leguminosen) sowie atmosphärische Einträge (Ammoniak), der ebenfalls zum größeren Teil aus der landwirtschaftlichen Nutzung stammt (Gülleausbringung ohne Schlauchtechniken). Auf der jeweiligen Nutzfläche findet ein Stickstoffentzug durch die Biomasse-Abfuhr (Ernte) sowie Denitrifikationen im Boden statt. Der Saldo aus diesen Ein- und Austrägen ergibt die flächenspezifische Stickstoff-Bilanz, welche für das Vils-Rott-Gebiet in den Teileinzugsgebieten bis zur 7. Stelle errechnet wurde (Datenbereitstellung durch das Bayerische Landesamt für Umwelt aufgrund von Daten der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Juni 2007).

Sofern die flächenspezifische Stickstoffbilanz positiv ist (Stickstoffüberschuss), kommt es zu Austrägen aus den Nutzflächen und durch Abschwemmungen oder Auswaschungen zu Einträgen in benachbarte Flächen (diffuse Einträge). Aufgrund der Wasserlöslichkeit von Nitrat erfolgt dies in erster Linie über den Wasserpfad, insbesondere Grundwasserpfad und stammt zu 68 % aus der Landwirtschaft (BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005).

Handelt es sich bei den Nachbarflächen um oligotroph-mesotrophe Lebensraumtypen, semiterrestrische oder aquatische Ökosysteme (Quellen, Sümpfe, Gewässer), so sind durch die Stickstoffeinträge deutliche bis massive Änderungen am Zustand und Artengefüge feststellbar, die vor dem Hintergrund der Zielsysteme des Naturschutzes und des Erhaltes der Biodiversität als Störungen und Degeneration beurteilt werden müssen.

3.4.3.4.1 Stickstofflieferung und -überschüsse aus der Landwirtschaft

Im Zuge der Bestandsgrundlagenerhebung für die Wasserrahmenrichtlinie der EU im deutschen Donaugebiet (BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005) wurden landwirtschaftsbedingte, aber auch atmosphärisch eingetragene Stickstoffsalden in den Bacheinzugsgebieten unter Verwendung von Daten der Landwirtschaftsverwaltung ermittelt (Datenbereitstellung durch das Bayerische Landesamt für Umwelt aufgrund von Daten der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Juni 2007, hierzu AUTH et al. 2004).

Die folgende Abbildung zeigt die Stickstofflieferung auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Unter Stickstofflieferung wird die Summe der Stickstoffzuführungen durch Düngung (aus Viehhaltung in Form von Gülle, mineralische Düngerausbringung) sowie durch die Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen in situ verstanden.

Wie aus Abb. 32 entnommen werden kann, beläuft sich die gelieferte Stickstoffmenge auf 220 bis 280 kg je ha und Jahr. Im Landkreis ist ein räumlicher Gradient von Südwest nach Nordost erkennbar, der auch die Viehhaltungsdichte abbildet. In den Gebieten mit 240 bis 280 kg/ha/a N-Bildung dominiert die Viehhaltung mit einer gemischten Struktur (über 1,5 GV/ha/LNF), in den anderen Gebieten eher der Ackerbau. Insgesamt liegen damit Ausbringungsmengen vor, die nach MULLIGAN et al. (2006) mit zu den höchsten Werten der EU gehören.

Nach Subtraktion der Stickstoff-Entzüge durch Biomasse-Ernte, bodenbedingte Denitrifikation und Abzug der Ammoniak-Verluste (Übergang in die Atmosphäre) lassen sich die Stickstoff-Bilanzen ermitteln. Diese kommt für das Untersuchungsgebiet zu folgendem Ergebnis:

Es ist festzustellen, dass im Untersuchungsgebiet Stickstoffüberschüsse in einem erheblichen Maß vorhanden sind. Die Ergebnisse der Einzugsgebiete südlich der Rott können tendenziell auch die jene des Inn-Einzugsgebietes übertragen werden (evtl. teilweise aber auch etwas darunter).

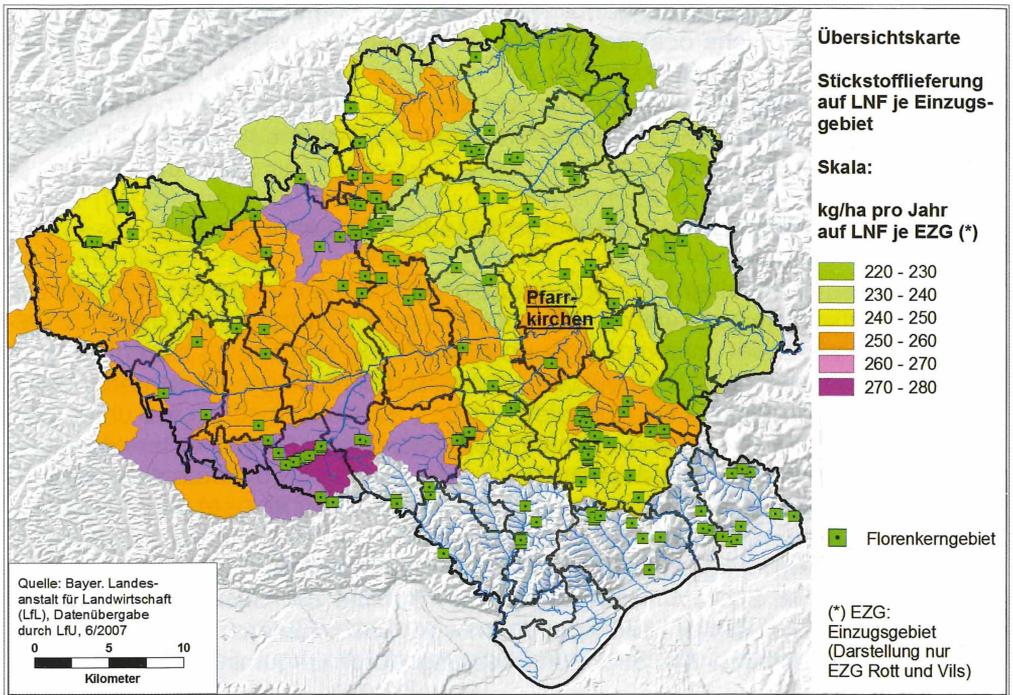


Abb. 32: Stickstoff-Lieferung auf landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF) in den Einzugsgebieten, angegeben als N kg/ha

Damit liegt im gesamten Untersuchungsgebiet eine sehr erhebliche Risikolage für die Eutrophierung oligotroph-mesotropher Standorte vor. Schon ein Überschusswert von unter 40 kg/ha/a stellt ein sehr erhebliches Risiko dar, was durch örtliche Feststellungen belegt werden kann.

Diese flächendeckende, hochgradige Risikostruktur hält im Gebiet bereits seit mehreren Jahrzehnten an und hat auch die noch verbliebenen Florenkerngebiete in großer Zahl bereits erreicht. Dass diese überhaupt noch vorhanden sind, liegt in den meisten Fällen an einer kleinräumigen topographischen Gunstlage, etwa an Waldrändern, Hangkanten etc. Wie bereits dargelegt, werden aber auch diese Gunstfaktoren in vielen Fällen „überrannt“ von den allgemeinen raumgreifenden Stickstoff-Überschüssen.

3.4.3.4.2 Auswirkungen der Stickstoffüberschüsse auf naturnahe Ökosysteme und Bedeutung von Puffersystemen

Der aus den Nutzökosystemen ausgetragene Stickstoff-Überschuss erreicht benachbarte Flächen in Form von Abschwemmungen (oberirdisch) oder Auswaschungen (mit dem Grundwasser). Dies sind stets die Gewässersysteme, es können aber auch naturnahe Ökosysteme sein, z.B. die hier relevanten Florenkerngebiete. Speziell in Hangquellsümpfen und -mooren, aber auch in Streu- und Naßwiesen mit Hangwasserzug tritt stofflich belastetes Quellwasser aus, wodurch massive Aufdüngungswirkungen verursacht sind. Dieses Schicht- oder

Quellwasser stammt aus oberflächennahen sog. hängenden Grundwasserstockwerken und ist streng von den in der WRRL betrachteten und weitgehend unbelasteten tiefer gelegenen regionalen Grundwasserstockwerken (BAYER. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005) zu differenzieren. Diese werden zur Trinkwassergewinnung herangezogen, liegen aber so tief, dass sie nicht vegetationswirksam werden. Stoffliche Belastungen treten auch dann auf, wenn die hydrologischen Einzugsgebiete der Sümpfe und Moore ackerbaulich oder intensiv als Grünland genutzt werden, die eigentliche Sumpf- oder Moorfläche aber durch Gehölzriegel etc. räumlich von der Nutzfläche getrennt ist (vgl. Fallbeispiel Florenkerngebiet Guglmucken-1).

Aufdüngungen ziehen massive Umstellung der Flora auf Sümpfen und Mooren nach sich, was in der vegetationskundlichen und naturschutzfachlichen Literatur vielfach beschrieben ist (ELLENBERG, 1983, GERKEN, 1983 u.a.). Diese Umstellungen führen meist zum Verlust der besonders nährstoffsensiblen florengeographisch bedeutsamen Flora, welche durch Ubiquisten ersetzt wird. Auch der Standort selbst wird häufig tiefgreifend verändert, so dass nur durch langwierige Aushagerungsmaßnahmen wieder trophische Niveaus erreicht werden, die für florengeographische Zielarten relevant sind. Neben der direkten Zerstörung von floristisch artenreichen Offenlandflächen durch Entwässerung, Aufforstung etc. ist die Nährstoffanreicherung in vordem oligotroph-mesotrophen Flächen die wichtigste Ursache für den massiven Bestandsrückgang der letzten 50 Jahre.

Für die heute noch verbliebenen Florenkerngebiete stellt der Stickstoff-Überschuss – ebenso wie der Phosphat-Austrag – eine sehr riskante Rahmenbedingung dar. Sofern diese nicht von ausreichenden Puffersystemen umgeben sind, sind auch künftig weitere Florenverluste zu prognostizieren. Dies ist bei knapp der Hälfte der Florenkerngebiete der Fall.

Bei derart gefährdeten Objekten ist die sorgfältige Objektpflege besonders wichtig, da durch den Entzug von Biomasse die Eutrophierungseffekte zumindest teilweise wieder ausgeglichen werden können. Mittel- und oft auch kurzfristig muss aber eine trophische Risikominimierung durch Nutzungsextensivierungen und wirksame Abpufferung erreicht werden, da selbst die sorgfältigste Bestandspflege den Florenverlust nicht aufhalten, sondern nur verzögern kann.

In der trophisch hochgradig belasteten Landschaft des Untersuchungsgebietes stellen schmale Grünlandstreifen, Gehölzriegel wie Hecken oder auch pflanzenschutzmittelfreie sog. Pufferstreifen an Ackerrändern (Vertragsnaturschutz) für die Florenkerngebiete wie auch für zahlreiche weitere Biotoptypen keinen wirksamen Schutz dar. Auch derzeit noch mehr oder weniger funktionsfähige Pufferbereiche verlieren allmählich an Schutzwirkung, wenn permanente Stoffeinträge im Puffersystem selbst nicht mehr immobilisiert werden können.

Wie die Fallbeispiele zeigen, bewirken ausschließlich Waldflächen die benötigte trophische Entlastung und Pufferwirkung.

In diesem Zusammenhang muss auch darauf hingewiesen werden, dass die atmosphärischen Stoffeinträge offenbar weniger als angenommen zur Aufdüngung beitragen (vgl. Fallstudie zum Florenkerngebiet Schellenberg-1). Die trophische Abpufferung gegenüber angrenzenden Nutzflächen nimmt daher die zentrale Schlüsselposition ein.

3.4.3.5 Risikoindikator Ökomorphologischer Erhaltungszustand der Talauen

3.4.3.5.1 Bedeutung der Auen als Entwicklungs- und Potenzialraum für die Flora

Für die Feucht- und Naßstandorte mit ihrer vielfältigen Flora sind die Talauen als Geländetieflinien und damit als Wassersammellagen der mit weitem Abstand wichtigste Entstehungs- bzw. Potenzialraum. Dies gilt insbesondere im Isar-Inn-Hügelland, der wie kaum ein anderer südbayerischer Naturraum von einem äußerst dichten Netz aus Bachauen feinmaschig gegliedert ist. Die gesamte Länge des die Auenlagen durchziehenden Gewässernetzes aus Bächen (Bäche bis zur 7. Unterteilung) und Flüssen beträgt im Landkreis Rottal-Inn ca. 1700 km, davon liegen ca. 1600 km im Untersuchungsgebiet (Isar-Inn-Hügelland) und 100 km im Unteren Inntal (Bäche der Terrassenlandschaft und Inn).

Im Hügelland werden alle Fließgewässer von Auenlagen begleitet, bis in die obersten Talwurzeln hinein. Die Breite der Talaue kann von wenigen Metern (in Quellbereichen und Talwurzeln) bis zu mehreren Hundert Metern variieren (Rott, Kollbach). Allen Auenlagen ist jedoch gemeinsam, dass sie einen natürlichen Feuchtbodenraum für die Entstehung von Vegetation auf Feucht- und Naßstandorten darstellen. Dies belegen die bodenkundlichen Aufnahmen (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, Konzeptbodenkarte, digitaler Datensatz), die in hoher Schärfe das Auennetz kartographisch und typologisch aufzeigen. Im Hinblick auf die feucht-nassen, teils anmoorigen bis moorigen Standortbedingungen, ihres enormen Flächenanteils sowie ihrer engmaschigen räumlichen Verbundstruktur stellen die Fluss- und Bachauen ein natürlicherweise optimales Gunstgebiet für floristisch artenreiche Lebensräume im Untersuchungsgebiet dar. Aufgrund der im letzten Jahrhundert vorgenommenen massiven Umgestaltungen im Hydroregime und nachfolgender landwirtschaftlicher Intensivierungswellen ist diese Gunstbedingung jedoch zum weitaus überwiegenden Teil aufgegeben worden.

3.4.3.5.2 Präsenz der Florenkerngebiete im Auenverbundsystem

Trotz der oben erwähnten Verschlechterung der Standortbedingungen sind die meisten Florenkerngebiete auch heute noch eng an die Auenräume angelehnt (vgl. Tab. 13). Gerade für Vegetation und Flora von Naß- und Feuchtstandorten gibt es im Untersuchungsgebiet keine alternativen Räume.

Tab. 13: Präsenz der Florenkerngebiete im Auenverbundsystem

| Lagetyp im Auenverbundsystem | Zahl der Einzel- flächen mit Be- deutung als Flo- renkerngebiet | Flächen- größe (ha) | Flächen- anteil (%) |
|--|--|------------------------------------|--------------------------------|
| Auenlage mit Auenregime (Auen- grund) | 62 | 24,73 | 25,62 |
| Auenlage bis Auenrandlage (Auen- regime abgeschwächt, meist seitliche Hangschichtwasserzüge und Quellbereiche) | 154 | 38,73 | 40,13 |
| weitere Aue, keine eigentliche Au- enlage | 12 | 5,45 | 5,65 |
| Kein Auenstandort und keine Auen- lage (meist Mager- und Trocken- standorte aber auch vereinzelt Quellzonen in Hanglagen) | 46 | 27,60 | 28,60 |
| Summe | | 95,51 | 100 |

Tab. 13 zeigt deutlich, dass über 70 % der Gesamtfläche an Florenkerngebieten mit den Auenlagen assoziiert sind. Viele Einzelflächen liegen direkt im Talgrund, sind also in das Auenregime eingebunden. Die meisten Flächen liegen jedoch eher an den morphologischen Auenrändern und werden vom Auenregime seltener oder gar nicht erfasst. Hier handelt es sich meist um Auenrandlagen mit Hangwassereinfluß bis hin zu den Hangquellmooren und –sümpfen.

Die engeren Talgründe besitzen trotz der immensen Fläche und der an sich überaus günstigen natürlichen Standortvoraussetzungen nur mehr in Ausnahmefällen Bedeutung als Florenkerngebiete. Offensichtlich haben sich die engeren Talgründe infolge der hydrologischen und nutzungsbedingten Umgestaltungen von ausgesprochenen Gunstlagen zu Risikolagen entwickelt. Dies soll in der nachfolgenden Darstellung näher belegt werden.

3.4.3.5.3 Verteilung der Florenkerngebiete in Abhängigkeit vom ökomorphologischen Erhaltungszustand der Auen

Der ökomorphologische Erhaltungszustand der meisten Bachauen des Untersuchungsgebietes wurde im Jahr 2005 nach einem standardisierten Verfahren (sog. Gewässerstrukturkartierung im vor-Ort-Verfahren, vgl. WASSERWIRTSCHAFTSAMT DEGGENDORF, SERVICESTELLE PFARRKIRCHEN, 2006) aufgenommen und bewertet.

Die verschiedenen Einzelindikatoren (z.B. zur Nutzungsintensität, zur Hochwasserdynamik, zum Stoffrückhalt in den Auen) werden zum Kriterium „Auendynamik“ aggregiert. Dieses lässt signifikante Rückschlüsse auf den Naturnähegrad des Auenzustandes zu, weil die Einzelindikatoren am Leitbild eines natürlichen Zustandes zu messen sind.

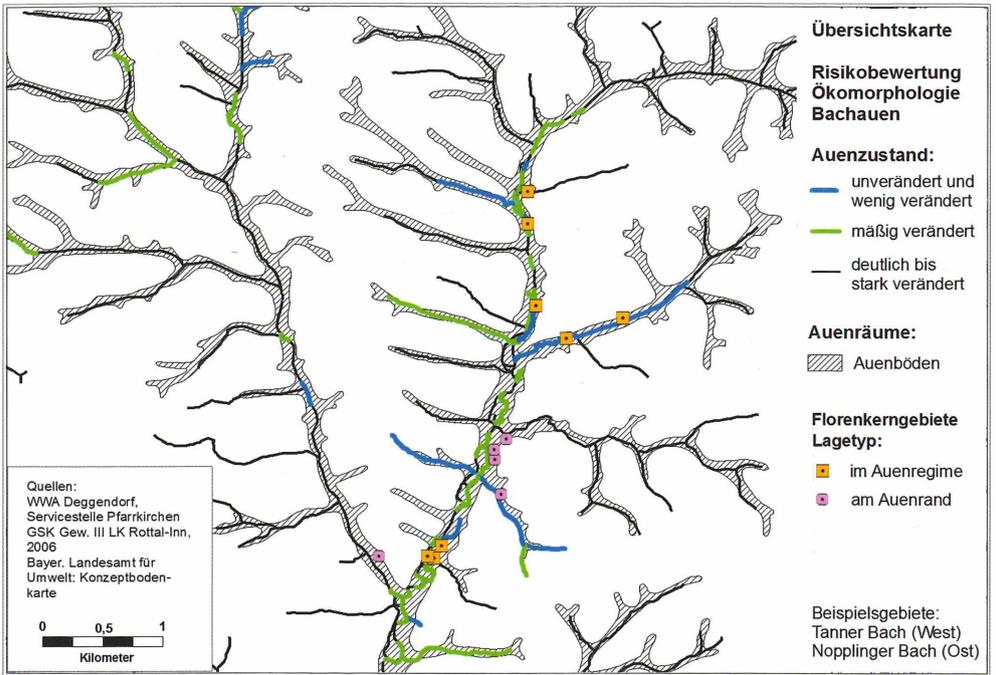


Abb. 33: Risikoindikator Ökomorphologie der Bachauen, Beispielsgebiete Tanner Bach und Nopplinger Bach

Insofern ist die These gerechtfertigt, dass ein naturbetonter, wenig veränderter Auenzustand eng mit der floristischen Bedeutung von Auenlebensräumen korreliert ist. Dies kann anhand des Bachsystems von Tanner Bach mit Nopplinger Bach beispielhaft belegt werden (Abb. 33).

Beide Bäche gehören zum gleichen Bacheinzugsgebiet. Der Tanner Bach ist mit seiner Aue fast vollständig umgestaltet worden, während der Nopplinger Bach mit den Nebenbächen wenig bis mäßig verändert ist. Die Punktsymbole markieren die Lage von Florenkerngebieten. Während die Auen am Tanner Bach frei von Florenkerngebieten sind, lassen sich am Nopplinger Bach noch mehrere solcher Flächen finden. Die Übereinstimmung von unveränderten bis mäßig veränderten Auenzuständen mit der Verteilung der Florenkerngebiete ist evident. Die Ergebnisse lassen sich trendmäßig auf das ganze Untersuchungsgebiet übertragen.

3.4.3.5.4 Erhaltungszustand der Auen im Untersuchungsgebiet

Die Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung (GSK) im Landkreis Rottal-Inn werden in der folgenden Übersicht dargestellt (Datenquelle: WASSERWIRTSCHAFTSAMT DEGGENDORF, SERVICESTELLE PFARRKIRCHEN, 2006).

Zustandserfassung Talauen Landkreis Rottal-Inn

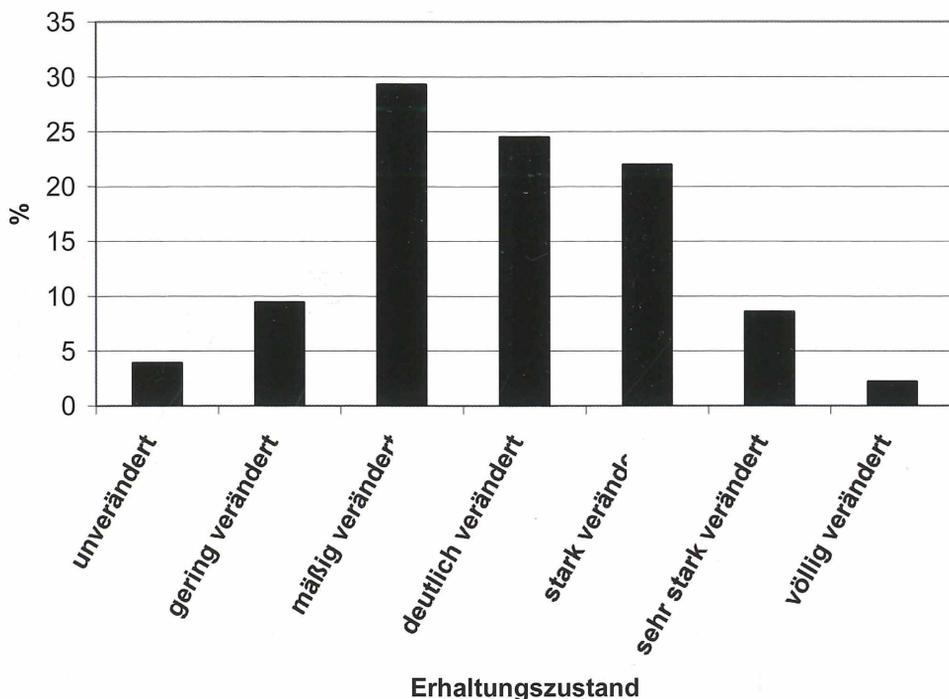


Abb. 34: Risikoindikator Ökomorphologischer Erhaltungszustand der Bachauen im Landkreis Rottal-Inn (Grafik)

Die Auswertungen (Abb. 34) zeigen, dass im Landkreis Rottal-Inn noch ca. 14 % des Auenzustandes unverändert oder gering verändert sind. Diese Auenabschnitte sind rezente Gunsträume für Offenlandvegetation von Feucht- und Naßstandorten mit potenziell hoher florengeographischer Bedeutung. Sofern derartige Vorkommen vorliegen, bestehen zumindest aus hydrologischer Sicht wenig Zukunftsrisiken.

Allerdings sind auch Auenabschnitte mit gutem allgemeinem Erhaltungszustand keinesfalls vor eutrophierenden Stoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet sicher. Infolge der erhöhten Vegetationsrauigkeit ist eher das Gegenteil der Fall (Auskämmeffekt von mitgeführten Stoffen im Hochwasserfall). Dies bedeutet, dass auch bei günstigen hydrologischen Standortbedingungen ein allgemein hohes stoffliches Eintragsrisiko in die Florenkerngebiete besteht. Ausgenommen davon sind allerdings jene Florenkerngebiete, die eher am Talrand liegen und wo Hangschichtquellen die Wasserversorgung übernehmen. Diese werden vom Auenregime seltener oder nicht erfasst; Sedimentationen von Erosionsmaterial spielen hier keine Rolle mehr.

30 % der Auen sind mäßig verändert, wobei auch hier bei günstigen Rahmenkonstellationen noch florengeographisch wertvolle Offenland-Vegetation auftreten kann. Insgesamt ist die Risikolage hier bereits erhöht. Die ergänzenden Bemerkungen zu den Risiken von Stoffeinträgen im Auenregime (vgl. oben) treffen hier gleichermaßen zu. Die übrigen 56 % der Bachauen fallen als Existenzraum für Florenkernegebiete im Sinne dieser Arbeit aus; sofern noch Restvorkommen vorhanden sind, besteht ein großes weiteres Verschlechterungsrisiko. Die Ursachen für die Verschlechterung des Auenzustandes sind vielfältig. Ein sehr wesentlicher Grund ist im systematischen, von eigens hierzu gegründeten Ämtern, Wasser- und Bodenzweckverbänden sowie Genossenschaften betriebenen Gewässer- ausbau der 1920er bis 1970er Jahre zu suchen. Kaum ein Bachtal blieb von Begradigungsmaßnahmen verschont. Infolge des Gewässerausbaus tieften sich die Bäche ein, auennahe Grundwasserspiegel sanken, die Hochwasserdynamik erreichte die Auen nur mehr selten oder gar nicht mehr. Dadurch wurde der Zugang zu den Auen für intensive Landwirtschaft geöffnet. Parallel dazu erfolgte eine massive Nutzungsverstärkung in den Einzugsgebieten (vgl. Maisanbau), wodurch die Erosionsproblematik vehement verstärkt wurde und Nährstofffrachten großen Ausmaßes die Talauen erreichten. Die an die traditionellen Nutzungssysteme auf nährstoffarmen Standorten angepasste Offenlandflora verschwand bis auf die heute noch anzutreffenden Reste.

Für viele Florenkernegebiete mit enger Aueneinbindung bestehen aufgrund dieser Risikolage ungünstige Zukunftsaussichten.

Die notwendigen Bach- und Auenrenaturierungen (neben den Aspekten des Florenschutzes spielen viele weitere landeskulturelle Gesichtspunkte hierfür eine Rolle, etwa der Hochwasserschutz) sollten künftig mit der gleichen Energie und gesellschaftlichen Akzeptanz angegangen werden wie die seinerzeitigen Gewässerbegradigungen. Im Sinne der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der Wasserrahmenrichtlinie der EU sind allerdings ganzheitliche Vorgehensweisen erforderlich (Zusammenwirken von Gewässer, Aue und Prozessen in den Einzugsgebieten).

4. Prognosen zur weiteren Florentwicklung

4.1 Notwendigkeit von Florenprognosen

In den vorangegangenen Abschnitten wurden Ursachen und Risiken für den Verlust von Arten, Populationen und Florenkernegebieten dargestellt.

Auf der Basis dieser Erkenntnisse liegt es nahe, die weitere Entwicklung des Florenbestandes unter Annahme verschiedener Szenarien zur Landnutzung sowie zum Management naturnaher Lebensräume zu prognostizieren. Diese Prognosen sollen mögliche Entwicklungslinien aufzeigen und der Entscheidungsunterstützung für Strategien und Management von Arten, Vegetationseinheiten und Landnutzungssystemen dienen. Sie sind nicht als exakte Vorhersagen zu verstehen.

Auch WALDHARDT et al. (2003) halten die Entwicklung von Vorhersage-Modellen für die künftige Biodiversität in agrarischen Landschaften für eine dringende Notwendigkeit: "To evaluate the sustainability of specific landuse-systems we need approaches for the effective assesment of the present species richness and models that can predict the effect of species richness as realistic as possible." (WALDHARDT et al., 2003: 87)

Prognosen sind stets mit Unsicherheiten behaftet, was insbesondere für biologische Systeme gilt, da hier die multifaktorielle und in Wechselwirkungssysteme eingebundene Steuergrößen (BEGON, HARPER und TOWNSEND, 1991) vorliegen. In vorliegenden Fall kann aber auf eine detaillierte Bestandsaufnahme und individuelle Gefährdungsanalyse zurückgegriffen werden. Außerdem erlaubt die quantitative Bilanzierung der zurückliegenden Florenentwicklung der letzten 20 Jahre eine Plausibilitätsprüfung der Prognoseergebnisse. Die allgemeinen Anforderungen an die Prognosetechnik (Nichttrivialität, Objektivität/Methoden- und Datentransparenz sowie Validität) werden damit auf jeden Fall erfüllt.

4.2 Vorgehensweise

4.2.1 Prognosegegenstand und –horizont

Den Entwicklungsprognosen werden die Florenkerngebiete mit ihrem Zustand des Jahres 2004 zu Grunde gelegt. Prognosegegenstand sind die Populationen der für das Stützpunktnetz maßgeblichen Arten sowie die sonstigen Zielarten. Insgesamt wurden 1508 Populationen berücksichtigt, davon 555 Populationen der Stützpunkt-bedeutsamen Arten.

Prognostiziert wird die Veränderungswahrscheinlichkeit von Populationen in Abhängigkeit vom Populationszustand, der Anfälligkeit der Populationen gegenüber Umwelt- oder Standortveränderungen und von den flächeninternen und flächenexternen Gefährdungsfaktoren sowie von der allgemeinen Risikolage.

Die Stützpunkt-bedeutsamen Arten für die Ebenen Land und Region gehen aufgrund deren erhöhter allgemeiner Gefährdung infolge besonderer trophischer Sensibilität mit erhöhter Veränderungswahrscheinlichkeit in die Prognose mit ein. Als Prognosehorizont wird um 2020 angenommen, da die derzeit erkennbaren flächenspezifischen Steuergrößen kaum länger als max. 15 Jahre voraus bedacht werden können. Außerdem ist der Zeitraum 2004 bis 2020 ungefähr so lang wie der Bilanzzeitraum 1984-2004.

Das Prognoseverfahren gliedert sich in die Schritte „Trendstopp-Prognose“ (vorauslaufender Arbeitsschritt) und „Entwicklungsprognosen“. Die Prognose gehört zum quantitativen Prognosetyp, der auf quantitativen, durch wissenschaftliche Methoden erhobenen Messwerten aufbaut und verbal-argumentatives Expertenwissen einbezieht.

4.2.2 Trendstopp-Prognose (Zielerreichungsprognose)

Die Trendstopp-Prognose (syn. Zielerreichungsprognose) ist ein vorauslaufender Arbeitsschritt, in dem abgeschätzt wird, welcher Aufwand je Florenkerngebiet erforderlich ist, um das (Minimal-) Ziel eines Trendstopps zu erreichen. Trendstopp bedeutet die Beibehaltung des floristischen Status quo des Erfassungsjahres 2004, gemessen in Arten und Populationen und wird in fünf Stufen bewertet. Maßnahmen zur Beibehaltung des Zustands 2004 sind deshalb erforderlich, weil viele Flächen einer laufenden Verschlechterung unterliegen.

Außerdem kann die Trendstopp-Analyse als Bewertung des Ist-Zustandes zum Erfassungsjahr 2004 verwendet werden, da der Maßnahmenaufwand direkt vom Flächenzustand abhängt.

Es wird davon ausgegangen, dass gering, mäßig bis stark veränderte Florenkerngebiete durch zielführende Maßnahmen stabilisiert werden können. Die Florenkerngebiete können damit als „resiliente Ökosysteme“ beschrieben werden, die „elastisch“ auf veränderte Umweltbedingungen reagieren, in einen Beharrungszustand gebracht oder gar reaktiviert werden können (BEGON, HARPER und TOWNSEND, 1991, GIGON und GRIMM, 1997: 5).

Diese Annahme ist bei kulturbedingten, halbnatürlichen Ökosystemen gerechtfertigt und durch praktische Erfahrungen im Gebiet auch bestätigt. Bei sehr stark veränderten Florenkerngebieten ist die Resilienz-Schwelle allerdings überschritten. Diese können nicht mehr regeneriert werden.

Florenkerngebiete, die einer laufenden Gefährdung ausgesetzt sind, bedürfen daher intensiver Maßnahmen, um einen Trendstopp zu erreichen. Andererseits bedürfen Flächen, bei denen kaum Florenveränderungen vorhanden sind, nur eines geringen Aufwandes, um den Status quo beizubehalten. Die Trendstopp-Prognose wird wie folgt abgeschätzt und klassifiziert:

- Populationen stehen kurz vor dem Zusammenbruch, so dass Maßnahmen nicht mehr sinnvoll sind weil sie zu spät kommen oder flächeninterne oder – externe Faktoren so groß sind, dass Maßnahmen nicht mehr wirkungsvoll sein werden. In den letzten Jahren massive Verschlechterungen. Fläche aufgeben, Sukzession zulassen, keine Mittel an der falschen Stelle binden.
- Populationen sind durchweg in kritischem Zustand (Kleinstvorkommen, eingeschränkte Vitalität, kaum mehr Reproduktion). In den letzten Jahren starke Verlustbilanzen. Insgesamt aber immer noch vieles rettbar, auch wenn Ziel „Trendstopp“ voraussichtlich nicht ganz erreicht werden kann. Maßnahmen sind noch sinnvoll, allerdings bedarf es einen raschen, hohen flächeninternen und –externen Maßnahmenbündels. Insgesamt aber eher unklare, wenig prognostizierbare Erfolgsaussichten.

- Die meisten Populationen sind in kritischen Zustand. Der Zustand kann aber durch mittleren Maßnahmenaufwand sinnvoll verbessert werden. Die Zielerreichung ist möglich, Trendstopp erreichbar.
- Die Populationen sind rezent in metastabilem Zustand. Maßnahmen sinnvoll und notwendig, Zielerreichung ist vergleichsweise einfach möglich, es wird mittlerer bis geringer Aufwand benötigt.
- Populationen sind in stabilem, selbsterhaltendem Zustand. Maßnahmen nicht oder nur sporadisch nötig, keine Abwertung zu befürchten

4.2.3 Entwicklungsprognosen

4.2.3.1 Prognosefälle und methodische Grundsätze

In Abhängigkeit von unterschiedlichen Eingangsannahmen werden folgende Prognosefälle modelliert:

- Prognosefall 1: „weiter so“ (Prognose-Nullfall)
- Prognosefall 2: „Konzentration“
- Prognosefall 3: „pro aktiv“
- Prognosefall 4: „show down“

Im Sinne eines „Szenario-Trichters“ wurden verschiedene Annahmen getroffen. Der Prognose-Nullfall geht dabei von einer Weiterführung der bisherigen Trends aus. Die übrigen Prognosen sind – günstigere oder auch ungünstigere – Abweichungen von diesem Prognose-Nullfall.

Die Prognose „Konzentration“ geht von einer Maßnahmenbündelung auf wertvolle, schützbar Flächen und von einer massiven Maßnahmenoptimierung aus. Prognosefall 3 will alle noch schützbar Florenkerngebiete erfassen und ist damit das umfassendste Szenario. Prognosefall 4 geht davon aus, dass keine Maßnahmen mehr möglich sind und die Florenkerngebiete aufgegeben werden. Die Modellannahmen sind im Ergebnisteil beschrieben.

4.2.3.2 Klassifizierung des Prognoseergebnisses

Es werden fünf Klassen unterschieden:

- Kollaps: Zusammenbruch von Populationen infolge weiter verschlechterter Umweltbedingungen (Extinktion)
- instabil, teilweise Kollaps: hochgradige Verschärfung der Gefährdung, teilweise kollabierende Populationen schon vor dem Prognosehorizont, oder in der Folgedekade

- metastabil: Populationen sind individuenbezogen rückläufig, es droht aber bis zum Prognosehorizont kein Kollaps, allerdings nimmt das Extinktionsrisiko in der Dekade danach zu.
- substabil: Populationen sind mäßig stabil bis stabil, aber nicht selbsterhaltend (mit inneren Schwankungen), Tendenz zur Metastabilität kann leicht ausgelöst werden
- selbsterhaltend: Populationen sind stabil, kein Veränderungsrisiko, populationsbiologische Selbstregulationsmechanismen greifen

4.2.3.3 Grundsätze der Zuordnungsregeln

Im Prognose-Nullfall entspricht die Klassifikation der Trendstopp-Prognose in der Regel der Prognoseklasse, wobei aber für mehr als subregional bedeutsame Stützpunktarten Höherstufungen um eine Klasse vorgenommen werden (Gefährdungszuschlag) sowie im Zuge von Einzelfallentscheidungen auch veränderte Zuordnungen möglich sind.

Bei den anderen Prognosefällen werden entsprechend der Artenauswahlen ebenfalls Zu- oder Abschläge zum Prognose-Nullfall angerechnet, um zur Prognoseklasse zu kommen. Zuschläge erfolgen bei erhöhten Gefährdungsrisiken, Abschläge bei Risikoentlastungen. Die Vorgehensweise im Einzelnen wird bei den Ergebnissen dargestellt.

4.2.4 Prognoseunschärfen

Als Modelle vereinfachen Prognosen komplexe Zusammenhänge und anzuwendende Aggregationsverfahren simplifizieren manche Aussagen. Prognosen sind immer mit Unschärfen verbunden und auch von der Qualität von Eingangsdaten abhängig. Im vorliegenden Fall konnten viele hochwertige Bestands-, Bilanzierungs- und Gefährdungsdaten berücksichtigt werden. Dennoch sind Modellunsicherheiten vorhanden, etwa durch populationsbiologische, aber kaum operationale Parameter, durch unkalkulierbare Trends der Landnutzung und der Ressourcensteuerung sowie durch ebenso unkalkulierbare zufallsverteilte Ereignisse.

Nach allen hierzu vorhandenen Überlegungen sind allerdings die allgemeinen Landnutzungsrisiken in Verbindung mit den örtlich feststellbaren flächeninternen und flächenexternen Ursachen und den örtlichen Ausprägungen des Prognosegegenstandes (Populationen, Artenausstattung, trophische Sensibilität der Arten) die bedeutendsten und die erwähnten Unschärfefaktoren auf jeden Fall weitaus dominierenden Parameter.

4.2.4.1 Populationsbiologische Unschärfen

Modellschärfungen durch populationsbiologische Parameter wären wünschenswert, sind aber aufgrund von allgemeinen Kenntnisdefiziten nicht möglich. Viele prognoserelevante Parameter im Hinblick auf besondere populations- bzw. reproduktionsbiologische Risiken sind artenbezogen unterschiedlich zu werten.

Für relevante Parameter wie

- Befruchtungs- und Keimwahrscheinlichkeiten
- Neubesiedelungswahrscheinlichkeiten (u.a. durch Diasporenniederschlag oder durch Reaktivierungen der seed-bank)
- Ausbreitungsbiologie
- kritischer Reproduktionsstatus
- kritischer Altersaufbau
- minimale überlebensfähige Population (Übertragung des faunistischen MVP-Konzeptes, vgl. HOVESTADT, 1994, auf die Flora)
- Mindeststrukturierung einer Metapopulation (minimum viable metapopulation, vgl. WULF, 2001: 180, HANSKI und SIMBERLOFF, 1997: 22 f)
- Aussterberisiken von Kleinstpopulationen auch bei gleichbleibenden Umweltbedingungen oder aufgrund von Verinselungseffekten (AMLER et al., 2003)

sind für großräumige, viele Arten und Flächen einschließende, anwendungsorientierte Fragestellungen wie die vorliegende keine verwertbaren Klassifizierungen oder gar standardisierte Datenbanken verfügbar (im Aufbau begriffen die Datenbank Biopop, vgl. POSCHLOD et al. (2003) mit Zugang über www.floraweb.de).

KAULE und HENLE (1993), CORNELIUS und MEYER (1993) sowie der Arbeitskreis Populationsbiologie der Pflanzen der GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE (Internet-Angebot www.gfoe.org, 2007: *perspectives of plant population biology in the next 20 years* mit Programminhalten zur *plant population biology for conservation*) haben auf den notwendigen Forschungsbedarf hingewiesen. Anwendungsreife populationsbiologische Modelle bestehen bestenfalls zu einzelnen Arten (BONN und POSCHLOD, 1998). AMLER et al. (1999) verweisen auf die Bedeutung der Isolationszustände für das Überleben der Arten in der Kulturlandschaft. Verwendbare Merkmale zur Modellierung von Florenprognosen mit mehreren Hundert Populationen und einigen Dutzend Arten können indes hieraus nicht gewonnen werden.

4.2.4.2 Trends der agrarischen Landnutzungsstruktur

Dynamik in der Agrarstruktur ist einerseits durch die anhaltende Tendenz zur Vergrößerung von bewirtschafteten Gewannen und den Rückzug der bäuerlichen Landwirtschaft gegeben. Dies ist allerdings eine bereits längere Zeit zu beobachtende Entwicklung und daher in den Prognosemodellen mittelbar enthalten. Andere Trends sind hingegen neuartig und können daher in ihren Auswirkungen nicht bewertet werden: Es ist insbesondere die Umwidmung von **Nutzflächen für die Erzeugung regenerativer Energien** zu nennen, ein derzeit kaum abschätzbarer, aber für die Zukunftsentwicklung wohl sehr bedeutender Trend. Auf Standorten für Freilandanlagen für die Stromerzeugung durch Photovoltaik ist Acker- und Grünlandnutzung nicht mehr möglich und wird durch Grünlandnutzung ersetzt. Dadurch kann Bodenabtrag unterbunden werden, was sehr positiv zu bewerten ist. Derzeit

existieren im Landkreis Rottal-Inn zwei Freilandanlagen, weitere sind projektiert, stoßen aber aufgrund von Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes meist auf Ablehnung. Bei Energiegewinnung aus Biomasseanlagen oder durch Anbau von Ölpflanzen ist eher das Gegenteil zu erwarten, da die hierfür notwendige Biomasse überwiegend aus ackerbaulicher Nutzung gewonnen wird und hohe Risiken vorhanden sind, Grünlandflächen umzunutzen. Während einerseits bereits eine hohe Dynamik erkennbar ist (im Landkreis Rottal-Inn sind bereits 50 Biomasseanlagen in Betrieb oder in Bau und jährlich werden etwa 50 neue geplant, vgl. AMT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN PFARRKIRCHEN, Internet-Angebot), sind politische oder normative Vorgaben zur verträglichen Steuerung derartiger Anlagen noch wenig entwickelt (JESSEL, mdl. 2007). So unterliegen lediglich Freilandanlagen für Photovoltaik einer normativ-hoheitlichen Kontrolle in Form von Bauleitplanungsverfahren, während für die Biomasseerzeugung für Biomasseanlagen keine Landnutzungsstrategien vorliegen.

4.2.4.3 Neue Entwicklungen bei Schutz und Pflege natürlicher Ressourcen

Wasserrahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2000/60/EWG)

Eine Entwicklung von potenziell großer Tragweite stellt die Wasserrahmenrichtlinie der EU dar. Diese legt fest, dass bis zum Jahr 2015 ein „guter ökologischer Zustand“ der Gewässer gegeben sein muss. Dies schließt auch stoffliche Belastungen ein. In Anbetracht der massiven stofflichen Belastungen des Gewässersystems durch diffuse Einträge aus der Landwirtschaft ist die Erreichung des Ziels zwar schwierig, aber möglich, wenn die agrarpolitischen Vorgaben der GAP so orientiert werden, dass Umweltleistungen höher honoriert werden. Auch für den Schutz der Biodiversität liegt hierin ein äußerst bedeutsames günstiges Potenzial. Da jedoch für die hydrologischen Einzugsgebiete des Untersuchungsprogrammes noch keine Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie aufgestellt wurden und auch keine Umsetzungserfahrungen vorliegen, kann dieser mögliche Positivfaktor nur mittelbar in die Prognosefälle „Konzentration“ und „pro aktiv“ eingestellt werden.

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (Richtlinie 92/43/EWG)

Die FFH-Richtlinie der EU wirkt bei den Florenkerngebieten des Untersuchungsgebietes praktisch nicht, da nur zwei Florenkernbereiche (mit mehreren Florenkerngebieten) gemeldet wurden. Diese Florenkerngebiete befinden sich zum größeren Teil bereits seit langer Zeit im Besitz der öffentlichen Hand bzw. eines Naturschutzverbandes und werden schon seit mehr als zehn Jahren – also schon vor der Gebietsmeldung – sorgfältig gepflegt und entwickelt. Die Benennung als FFH-Gebiete wird insoweit hier kaum relevante, über den Prognose-Nullfall hinausgehende Effekte bringen.

4.2.4.4 Zufallsverteilte Einzelereignisse und langwellige Trends

Zufallsverteilte Einzelereignisse wie Massenerosion infolge von Starkregenereignissen, plötzliche Landnutzungsänderungen (Umbruch von Wiesen, Aufforstungen) usw. können da nicht kalkulierbar nicht zuverlässig in das Modell eingestellt

werden. Einen langwelligen Trend stellt der anthropogene Klimawandel dar. Alle Prognosemodelle hierzu legen nahe, dass Auswirkungen wie räumlich größere Unterschiede in den Niederschlagssummen oder erhöhte Globalstrahlung erst ab 2020 bis 2050 erkennbar sein werden. Dies ist eine Zeitphase, die auf den in dieser Arbeit gewählten Prognosehorizont 2020 folgt. Der Aspekt „Klimawandel“ kann daher hier ebenfalls nicht berücksichtigt werden. Als eher langwelliger Trend sind auch die erklärten, aber offenbar schwer umsetzbaren Politikziele der EU für die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) zu sehen. Diese gehen dezidiert von einer Ökologisierung der Agrarpolitik und des Subventionsgeschehens in Abhängigkeit von verschiedenen Direktiven zur Ressourcensteuerung (vgl. FFH-Richtlinie, Wasserrahmenrichtlinie und neuerdings den Vorschlag der KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz/EU-Bodenschutzrichtlinie) sowie zur Stärkung des multifunktional definierten Europäischen Landwirtschaftsmodells aus. Eine Umsetzung dieser Politikziele hätte größte, positive Auswirkungen auf die Flora der ländlichen Räume, konnte aber in den zurückliegenden Programmphasen der GAP nicht nachhaltig eingestellt werden.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Prognosefall 1: „weiter so“

Annahmen:

- Dieser Prognosefall ist als **Prognose-Nullfall** konzipiert.
- Gefährdungsfaktoren und Risikolage entwickeln sich wie bisher weiter, es erfolgen keine weiteren Gegenmaßnahmen, bzw. nur wie im bisherigem Maß.
- Das Populations- und Flächenmanagement auf den Florenkerngebieten wird wie bisher weitergeführt. Eine Erhöhung der Fördermittel ist nicht absehbar.

Prognosefall "weiter so"

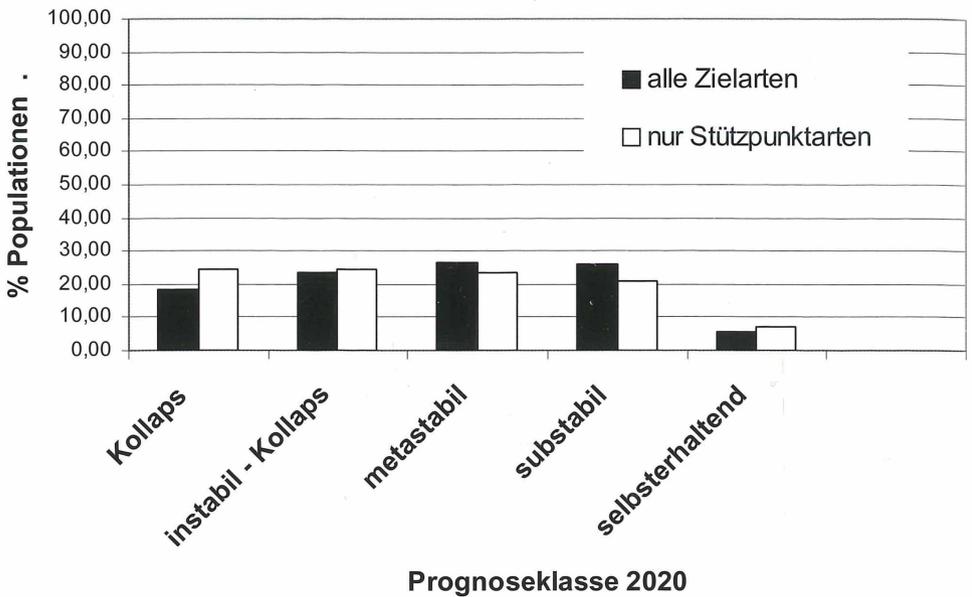


Abb. 35: Prognosefall „weiter so“

Die Prognose (Abb. 35) zeigt, dass bei dieser Annahme mit einer weiteren negativen Florenveränderung zu rechnen ist, andererseits aber auch zahlreiche Populationen substabil oder selbsterhaltend sind und damit nicht aus der Landschaft verschwinden. Von den Stützpunkt-bedeutsamen Arten sind knapp 1/3 der Populationen in einem weitgehend gesicherten Kontext (Klassen selbsterhaltend und substabil) und sind für das Untersuchungsgebiet bis zum Prognosehorizont 2020 weitgehend gesichert.

Für etwa 25 % der rezenten Populationen ist allerdings der Kollaps zu erwarten, also der Totalverlust. Für weitere knapp 25 % besteht ebenfalls ein Kollaps-Risiko, zumindest aber ein weiteres starkes Rückgangsrisiko. Aus dieser Klasse werden bis 2020 zahlreiche Populationen erlöschen, die meisten aber zunächst nur stark rückläufig sein und erst in der Dekade nach 2020 erlöschen. Etwa 23 % der Populationen sind als „metastabil“ zu bezeichnen. Diese befinden sich rezent in mäßig gefährdeten Kontexten. Extinktionen sind unwahrscheinlich, eher dürfen Rückgangstendenzen in Form von rückläufigen Individuenzahlen oder Vitalitäts- oder Reproduktionseinschränkungen stattfinden. Nach 2020 werden diese aber in eine Phase erhöhten Extinktionsrisikos überwechseln.

Die sonstigen Zielarten sind im allgemeinen weniger gefährdet und gegenüber Umweltänderungen etwas toleranter, so dass die Populationsanzahlen für alle Zielarten (Stützpunktarten und sonstige Zielarten) schwerpunktmäßig in den Prognosebereichen „stabil“ und „metastabil“ vorzufinden sind.

Prognosefall "Konzentration"

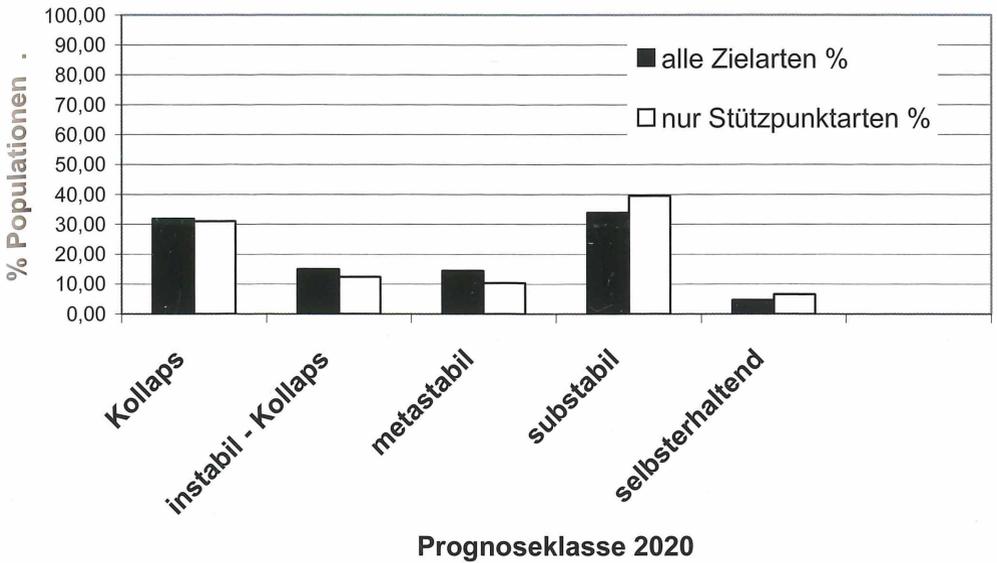


Abb. 36: Prognosefall „Konzentration“

Infolge der höheren Sensibilität der Stützpunkt-bedeutsamen Arten sind diese im Prognosebereich „Kollaps“ deutlich stärker vertreten als die gesamte betrachtete Artengruppe.

4.3.2 Prognosefall 2: Konzentration

Annahmen:

- massive Umsteuerung der bisherigen Strategie für den Arten- und Biotopschutz:
- Maßnahmenbündel werden auf die Florenkerngebiete mit Bedeutung für Bund, Land und Region konzentriert, dort aber massiv erhöht
- dabei werden nur die Florenkerngebiete berücksichtigt, die mäßig erhöhten, mittleren, geringen und sehr geringen Aufwand bedeuten (Trendstopp-Prognose, Stufen 3,4 und 5
- alle anderen Flächen mit geringerer Bedeutung (subregional bedeutsame Fläche, Trittsteinflächen) werden ebenso wie höherrangige, aber nur durch sehr hohen Aufwand erhaltbare Flächen aufgegeben

Diese Prognose (Abb. 36) zeigt deutlich, dass bei einer massiven Konzentration der Maßnahmen auf die wichtigsten Flächen etwa 45 % der Populationen (Stützpunktarten) in einen substabilen oder selbsterhaltenden Zustand gebracht werden können. Voraussetzung ist allerdings eine umfassende Sanierung flächeninterner und flächenexterner Gefährdungsfaktoren. Flächenexterne Gefährdungs-

faktoren könnten u.a. durch stoffstrombezogene Sanierungen von Wassereinzugsgebieten im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen. Entsprechend dieser Richtlinie sind auch wasserabhängige Landökosysteme in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen. Dieses Kriterium trifft auf die meisten in die Prognose einbezogenen Florenkernegebiete zu.

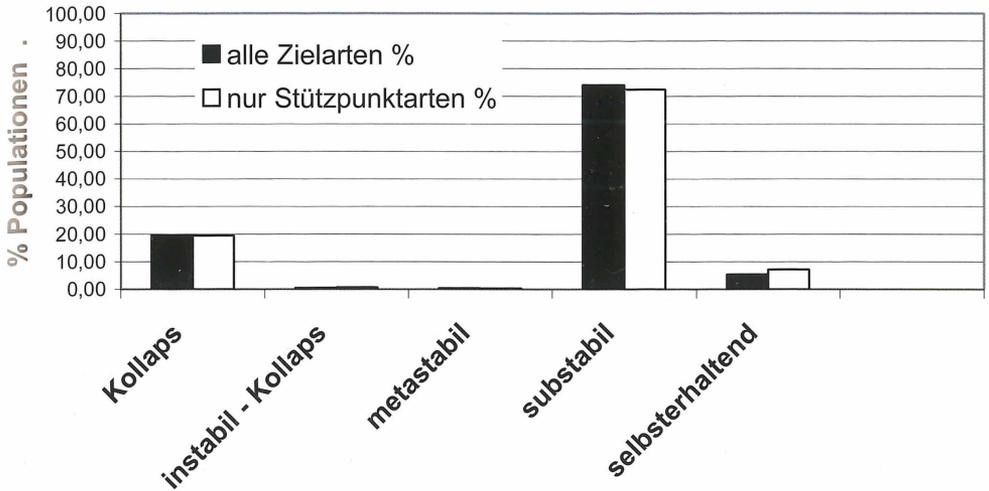
Aus dieser Prognose ist aber auch zu erkennen, dass die Aufgabe vieler nachrangiger Florenkernegebiet zu einem deutlichen Anstieg von kollabierenden Populationen gegenüber der Prognose „weiter so“ führen wird. Dies ist eine mittelbare Folge der hier angenommenen Maßnahmenkonzentration auf die höherrangigen Flächen. Damit ist letztlich eine Ausdünnung des in Ansätzen noch vorhandenen Populationsverbundes programmiert, was infolge von möglichen Verinselungseffekten auch negativ auf die Populationen in den bestbetreuten Gebieten rückkoppeln könnte.

4.3.3 Prognosefall 3: „pro aktiv“

Annahmen:

- Florenkernegebiete werden nicht als abgeschlossene Systeme, sondern als in die intensiv genutzte Kulturlandschaft eingebettete, für Umlandeinflüsse hoch sensible Bausteine begriffen.
- Die klassischen Instrumente und Maßnahmen von Naturschutzbehörden und -verbänden gehen in einer umfassenden integrierte Entwicklungsstrategie auf, die nicht nur die Wirkungen, sondern auch die Ursachen bekämpft.
- Erhaltungsmaßnahmen werden massiv verbessert und erfassen sowohl flächeninterne als auch flächenexterne Faktoren.
- Es wird ein allgemeiner Populationszuwachs von 5 % erreicht (d.h. es werden neue Populationen etabliert)
- Maßnahmen wirken bei Florenkernegebieten aller Ebenen (subregional, regional, Land, Bund), sofern diese eine Trendstopp-Prognose von 3, 4 oder 5 haben. Auch die Maßnahmenqualität auf diesen Flächen nimmt zu (spezieller Artenschutz, Ausbringungen, Vernässungen)
- Alle anderen Flächen (Trendstopp-Prognose = 1 oder 2) werden aufgegeben.
- Stoffliche Sanierungen der Einzugsgebiete erfolgen aufgrund der Regelungen zur Wasserrahmenrichtlinie, wobei neben der Etablierung von Stofffallen und –bremsen in der Landschaft durch eine veränderte Agrarpolitik auch allgemein extensiver und auf Stofffestlegung in situ bedacht gewirtschaftet wird.

Prognosefall "pro aktiv"



Prognoseklasse 2020

Abb. 37: Prognosefall „pro aktiv“

Diese Prognose (Abb. 37) geht davon aus, dass bei allen noch schützbaeren Populationen auch tatsächlich massive Schutz- und Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden. „Aussichtslose“ Florenkernegebiete werden jedoch auch hier aufgegeben. Dabei zeigt sich, dass bei der hier unterstellten massiven Kraftanstrengung etwa 80 % der 2004 vorhandenen Populationen im Gebiet gehalten werden können. Doch auch bei diesem positivsten Szenario sind in aktuell überkritischen Florenkernegebieten Florenverluste unausweichlich, welche ca. 20 % der Populationen ausmachen.

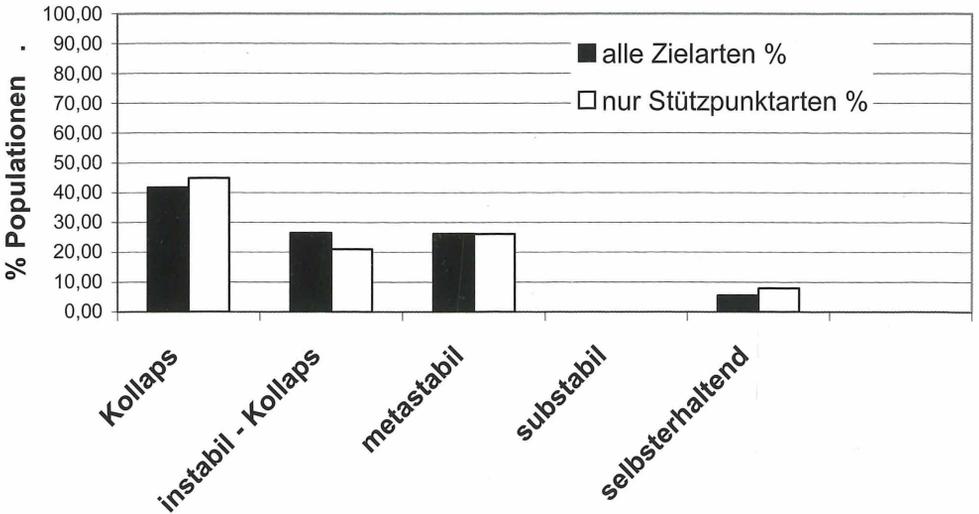
4.3.4 Prognosefall 4: „show down“

Annahmen:

- alle Maßnahmen werden eingestellt und die Flächen der Eigenentwicklung überlassen

Diese Prognose (Abb. 38) kommt zu dem Ergebnis, dass bis zum Prognosehorizont 2020 45 % aller Populationen der Stützpunktarten sehr wahrscheinlich verschwinden werden, weitere gute 20 % sind instabil oder ebenfalls teilweise kollabiert oder kurz davor und durch eventuell dann einsetzende Maßnahmen nicht mehr rückholbar.

Prognosefall "show down"



Prognoseklasse 2020

Abb. 38: Prognosefall „show down“

Gut 25 % der Populationen sind in einem metastabilen Zustand, aber im Gebiet noch präsent. Sollten zu diesem Zeitpunkt aufgrund anderer gesellschaftlicher Wertschätzungen Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen möglich sein, könnten diese gut 25 % noch erfolversprechend geschützt werden. Allerdings hat sich der derzeit noch in Ansätzen erkennbare Populationsverbund weitgehend aufgelöst, so dass die Restpopulationen unter verstärkten Inselrisiken stehen. Immerhin ca. 8 % der Populationen sind in selbsterhaltenden Kontexten und daher dauerhaft im Gebiet präsent.

5. Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der tradierten Flora von extensiv genutzten Offenland-Lebensräumen des ländlichen Raumes zwischen Isar und Inn in den Landkreisen Rottal-Inn und Altötting.

Auf der Grundlage numehr ca. 20 Jahre währender floristischen Gebietsmonitorings wird eine quantitative Bilanzierung des Florenwandels erarbeitet. Die Ergebnisse zeigen, dass das einschlägige Artenpotenzial starke Einbußen erleiden musste.

Dies ist aus der Sicht des Naturschutzes sowie der Pflege der Kulturlandschaft ein nicht zu akzeptierender Vorgang, da diese Flora ein seit vielen Jahrzehnten und Jahrhunderten vorhandener Bestandteil der Kulturlandschaft und damit ein natur- und kulturgeschichtliches Dokument ist. Sie ist ein Symbol für die Land-

schaft mit ihrem Standort-, Wirkungs- und Kulturgefüge und ein wesentlicher Träger der landschaftlichen Eigenart.

Die Flora ist eng verknüpft mit der Landnutzungsstruktur des Raumes, hier in erster Linie mit der Landwirtschaft. Sie ist integriert in die Wechselwirkungssysteme der genutzten Kulturlandschaft und kein segregierter Bestandteil. In intensiv genutzten agrarischen Kulturlandschaften sind die Populationen der tradierten Offenlandflora aufgrund ihrer Bindung an eher nährstoffarme Standorte das schwächste, verletzlichste Element.

Dies bedeutet, dass Schutz und Entwicklung der tradierten Flora nicht nur eine Frage des „Naturschutzes“ ist, sondern eine gesamtgesellschaftliches, landeskulturelles Anliegen sein sollte. Die Verantwortungssphäre für die tradierte Flora greift auch aus diesem Grund weit über den herkömmlichen Naturschutz hinaus und erfasst alle Politiken, Strategien und Akteure des ländlichen Kulturlandschaftsraumes.

Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes greifen regelmäßig zu kurz, wenn die Umlandbedingungen nicht so gestaltet werden können, dass Risiken und Ursachen für den Florenverlust weitgehend minimiert oder ausgeschaltet werden können. Gerade dieser Punkt ist eine bereits alte Erkenntnis. Dennoch ist es bis heute nicht gelungen, eine Landnutzungsstrategie im ländlichen Raum zu entwickeln, die diesem Umstand Rechnung trägt (HABER, 2006).

Die einzelnen relevanten Politikfelder wie die europäische Agrarpolitik, die Politik für den Ländlichen Raum, die Umwelt- und Naturschutzpolitik sind zu wenig aufeinander abgestimmt und widersprechen sich in ihren Zielsetzungen, Strategien und Instrumenten zumindest in Teilen (HABER, 2006).

Sollte es aber gelingen, durch eine richtlinienkonforme Umsetzung der Wasser- und Bodenrichtlinien zusammen mit der in Aufstellung befindlichen Bodenschutzrahmenrichtlinie den Stoffhaushalt der Landschaft entscheidend zu beruhigen und kann zudem die Maßnahmenintensität und –qualität bei den Florenkerngebieten verbessert werden, so könnte eine Strategie entstehen, die zwischen den Prognosefällen „weiter so“ und „pro aktiv“ angesiedelt ist. Gleichwohl ist neben diesen Top-down-Instrumenten auch ein verstärktes Engagement „von unten“ erforderlich, etwa bei den Kommunen, Landkreisen und den weiteren im Florenstützpunktnetz angesprochenen administrativen Ebenen. Die notwendigen Fachgrundlagen für ein Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept liegen vor.

Literatur

- AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg., 1999): Verinselung von Lebensräumen. Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. – Stuttgart.
- AUTH, S., FORSTNER, S., RINTELEN, P.M., HALAMA, M. & AUERSWALD, K. (2004): Nährstoffbelastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft. Methoden zur Abschätzung – Möglichkeiten zur Reduzierung. 14 S. **URL:** http://www.lfl.bayern.de/llb/struktur/14324/linkurl_0_2.pdf.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (o.J.): Konzeptbodenkarte. Digitaler Datenbestand, Stand 2005.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT & BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Stickstoffbilanzierungen im Vils-Rott-Gebiet; digitaler Datensatz mit Bezugsbasis Einzugsgebiete bis zur 7.Unterteilung. Datenbereitstellung BayLfU aufgrund von Daten der BaLfL, Juni 2007.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ & MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (2005): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL). Bericht zur Bestandsaufnahme gemäß Art. 5, Anhang II und Anhang III, sowie Art. 6, Anhang IV, der WRRL für das Deutsche Donaugebiet. Koordinierung des Berichtes: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München, 132 S.; mit Kartenanhängen. **URL:** <http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de>
- BEGON M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (1991): Ökologie: Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften. – 1012 S., Basel, Boston, Berlin.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – 404 S. Wiesbaden.
- CORNELIUS, R. & MEYER, G. (1993): Zur Bedeutung der populationsbiologischen Forschung für den speziellen Artenschutz. In: HENLE, K. & KAULE, G.: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. S. 119 – 130, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1997): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 3: Molinio-Arrhenatheretea (E 1), Teil 1: Arrhenatheretalia. Wiesen und Weiden frischer Standorte. Flor.-soz. Arge, Göttingen.
- DUELLI, P., (1992): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. – Verh. Ges. Ökologie **21**: 379-384.
- DUELLI, P., (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. – Agric. Ecosyst. Environ. **62**: 81-91.
- ELLENBERG, H. (1990): Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag. In: HENLE, K. & KAULE, G.: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. S. 75 – 90, Stuttgart.
- FINKE, CH., MÖLLER, K., SCHLINK, S., GEROWITT, B. & ISSELSTEIN, J. (1999): The environmental impact of maize cultivation in the European Union: Practical options for the improvement of the environmental impact. – Case study Germany – Georg-August-Universität Göttingen, 40. S.
- GERKEN, B. (1983): Moore und Sümpfe. – 107 S., Freiburg.
- GIGON, A. & GRIMM, V. (1997): Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. In: FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.) Handbuch der Umweltwissenschaften. Landsberg am Lech.

- GILPIN, M. E. & DIAMOND, J. (1980): Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* **285**: 567-568.
- HABER, W. (1972): Grundzüge einer Theorie der ökologischen Landnutzungsplanung. – Innere Kolonisation **21**: 294-298.
- HABER, W. (2003): Differenzierte Landnutzung - Chance für den ländlichen Raum. – Ländliche Entwicklung in Bayern **79**: 35 – 40, München.
- HABER, W. (2006): Kulturlandschaften und die Paradigmen des Naturschutzes. – Stadt und Grün **12**: 20-25, Berlin.
- HANSKI, I. & SIMBERLOFF, D. (1997): The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: HANSKI, I. & GILPIN, M.E. (1997): *Metapopulation Biology*. Academic Press, San Diego: 5-26.
- HOBOHM, C. (2005): Was sind Biodiversity hot spots – global, regional, lokal. – *Tüxenia* **25**: 379-386. Göttingen.
- KAULE, G. & K. HENLE (1993): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – 435 S., KFA Jülich. Stuttgart.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E. (1967): *The theory of island biogeography*. – Princeton University Press. Princeton.
- MEINUNGER, L. & NUSS, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. – Schriftenreihe BayLfU **134**, München.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1962): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands I*. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung.
- MULLIGAN, D., BOURAOUI, F., GRIZZETI, B., ALOE, A. & DUSART, J. (2007): *An Atlas of Pan-European Data for Investigating the Fate of Agrochemicals in Terrestrial Ecosystems*. – European Commission, Institute for Environment and sustainability. 12 p, 32 maps.
- OBERDORFER, E. (1983): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III – 2. Auflage*, 355 S., Stuttgart-New York.
- POSCHLOD, P., KLEYER, M., JACKEL, A.-K., DANNEMANN, A. & TACKENBERG, O. (2003): BIOPOP – a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica* **38**: 263-271.
- POTT, R., FREUND, H., PETERSEN, J. & WALTHER, G.-R. (2003): Aktuelle Aspekte der Vegetationskunde. – *Tüxenia* **23**: 11-39. Göttingen.
- RAAB, B. & ZAHLHEIMER, W.A. (2005): Naturschutzbotanik - Stützpunkte gegen die Verarmung unserer Flora. – *Floristische Rundbriefe* **39**: 97-111.
- RINGLER, A. (1974): Biotopkartierung Bayern, Blatt 7742 Simbach am Inn. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, n.p.
- RINGLER, A. (1980): Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. – *Ber. ANL* **4**: 24-59, Laufen.
- RINGLER, A. (2005): Moorentwicklungskonzept (MEK) Bayern - Moortypen in Bayern. – Schriftenreihe BayLfU **180**, Augsburg.
- RÖCKL, M. (2006): *Vegetation, Ökologie und Bestandsaufnahme der Moosflora im FFH-Gebiet „Altbachgebiet südwestlich von Triftern“ (Landkreis Rottal-Inn, Bayern)*. – Diplomarbeit Univ. Regensburg, 159 S., n.p.
- SCHUEERER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Schriftenreihe BayLfU **165**, Augsburg.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. – 64 S., Stuttgart.

- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. (1982): Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. – *Am. Nat.* **120**: 41-50.
- STEIN, Ch. (1999): Die Moos-, Farn- und Blütenpflanzenflora des Isar-Inn-Hügellandes (Südostbayern). – *Hoppea, Denkschr. Regensb. Botan. Ges.* **60**: 17-276.
- STEIN, Ch. (2007): Die Flora von gestern für die Landschaft von morgen. – Master-Thesis Studiengang IMLA, 206 S., n.p.
- STUMPF, F. (2005): GIS-basierte Bodenabtragsmodellierung für Bayern. Digitale Fortschreibung des Atlas der Erosionsgefährdung. – Master Thesis Univ. Salzburg, 49 S. und Anhang.
- UNGER, H.-J., DOPPLER, G. und JERZ, H. (1991): Geologische Übersichtskarte 1:200.000, Blatt CC 7934 München. Hannover.
- VAN DER MAAREL, E. (1988): Vegetation dynamics: pattern in time and space. – *Vegetatio* **77**: 7-19.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. (2003): Leitfaden der Niedermoorrenaturierung in Bayern für Fachbehörden, Naturschutzorganisationen und Planer. – BayLfU. 169 S., Augsburg.
- WALDHARDT, R. (2003): Assessment and Prediction of Floristic Diversity in the Cultural Landscape. Erfassung und Prognose floristischer Diversität in Kulturlandschaften. – *Habil.-Thesis Univ. Giessen*.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT DEGGENDORF, SERVICESTELLE PFARRKIRCHEN (2006): Gewässerstrukturkartierung im Landkreis Rottal-Inn. – CD mit GIS-Datensatz.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT LANDSHUT (2004): ILUP-Teilprojekt GIS-basierte Bodenabtrags- und Stoffaustagsmodellierung. – GIS-Daten im Einzugsgebiet Rott-Vils, CD. Datenübergabe März 2007.
- WILSON, E.O. (1992): Der Wert der Vielfalt. Die Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben des Menschen. – 512 S. München.
- WULF, A.J. (2001): Die Eignung landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbegleitende Umweltplanung. – *Diss. Univ. Kiel*, 560 S.
- ZAHLHEIMER, W.A. (2001): Die Farn- und Blütenpflanzen Niederbayerns, ihre Gefährdung und Schutzbedürftigkeit mit Erstfassung einer Roten Liste. – *Hoppea, Denkschr. Regensb. Botan. Ges.* **62**: 5-347.

Verfasser: CHRISTOPH STEIN
 Marienburger Str. 33
 84028 Landshut
 E-Mail: Chr_Stein@gmx.de