

# Ökologisches Monitoring zur kaiserstuhlweiten **Integration eines Feuer-Managements** in die Böschungspflege

**Endbericht** Untersuchungszeitraum 2002-2005



März 2006



Im Auftrag des **Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen** e. V.  
mit finanzieller Förderung durch:

- Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg
- Gemeinden des Projektgebietes





# Ökologisches Monitoring zur kaiserstuhl- weiten Integration eines Feuer- Managements in die Böschungspflege

Endbericht Untersuchungszeitraum 2002 - 2005

März 2006

Im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbands Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch:

- Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg
- Gemeinden des Projektgebietes



**Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung  
J. Trautner**

Johann-Strauß-Straße 22  
D-70794 Filderstadt  
Telefon: +49 (0) 71 58 / 21 64  
Fax: +49 (0) 71 58 / 6 53 13  
E-Mail: [info@tieroekologie.de](mailto:info@tieroekologie.de)  
Internet: [www.tieroekologie.de](http://www.tieroekologie.de)

**Ökologisches Monitoring zur kaiserstuhlweiten Integration eines Feuer-Managements in die Böschungspflege.** Endbericht Untersuchungszeitraum 2002 - 2005

März 2006

Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung (Filderstadt). - Im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbands Emmendingen e. V. mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie die Gemeinden des Projektgebietes.

**Autoren des Gesamtberichtes**

Matthias Buchweitz (Dipl.-Biol.)

Gabriel Hermann (Dipl.-Ing. Umweltsicherung, Dipl.-Ing. agr.)

Jürgen Trautner (Landschaftsökologe)

**Weitere Autoren und Autorinnen von Einzelmodulen**

Michael Bräunicke (Dipl.-Biol.), Manfred Colling (Dipl.-Biol.), Josef Kiechle (Dipl.-Biol.), Johannes Mayer (Dipl.-Geogr.), Verena Möllenbeck (cand. Landschaftsökol.), Jörg Rietze (Dipl.-Biol.), Christian Stärz (cand. Landschaftsökol.), Wolfram Wahrenburg (Dipl.-Biol.)

**Weitere Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen**

(fachliche oder redaktionelle Zuarbeit, technische Bearbeitung, Feldarbeiten)

Dr. Thomas Fartmann (Dipl.-Geogr), Claudia Himmer (Dipl.-Agr.-Biol.), Kirsten Kockelke (Dipl.-Biol.), Priska Koelman (Dipl.-Landschaftsökol.), Matthias Klemm (Dipl.-Biol.), Metke Lilienthal (Dipl.-Ing. FH), Stefan Schill (Dipl.-Biol.), Roland Steiner (Dipl.-Biol.)

Titelbilder: Brennen auf Rebböschung im Kaiserstuhl, Blaukernauge (*Minois dryas*), Weinbergschnecke (*Helix pomatia*), Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*).  
Fotos: M. Bräunicke, M. Colling, R. Steiner.

## **Inhaltsverzeichnis Synthesebericht**

<b>Vorwort und Dank</b> .....	<b>6</b>
<b>Aufbau des Berichts</b> .....	<b>8</b>
<b>Kurzfassung</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>17</b>
<b>2 Rahmenbedingungen</b> .....	<b>20</b>
2.1 Feuer in der Kulturlandschaft und Feuerökologie .....	20
2.2 Zur spezifischen Situation der Rebböschungen im Kaiserstuhl.....	22
2.3 Die Allgemeinverfügung.....	24
<b>3 Untersuchungsgebiete, -objekte und Methoden</b> .....	<b>25</b>
3.1 Bearbeitete Artengruppen und Methoden .....	25
3.2 Untersuchungsgebiete .....	28
3.2.1 Auswahlkriterien.....	28
3.2.2 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete.....	28
3.2.3 Brandgeschehen in den Untersuchungsgebieten.....	33
<b>4 Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>36</b>
4.1 Vorbemerkungen.....	36
4.2 Naturschutzrelevante Arten der Rebböschungen und deren Empfindlichkeit gegenüber dem Brennen .....	37
4.3 Schädigt das Brennen Populationen naturschutzrelevanter Arten? .....	41
4.4 Fördert das Brennen naturschutzrelevante Arten direkt? .....	48
4.5 Trägt das Brennen zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Vegetationsbestände bei? .....	50
4.5.1 Gehölze .....	50
4.5.2 Krautige Dominanzbestände .....	57
4.6 Resümee: Ist das Brennen im genehmigten Umfang naturverträglich und zielführend? .....	60
<b>5 Folgerungen für die Böschungspflege aus naturschutzfachlicher Sicht</b> .....	<b>65</b>
<b>6 Übertragbarkeit auf andere Biotoptypen und Naturräume</b> .....	<b>68</b>
<b>7 Literatur</b> .....	<b>70</b>
<b>Module</b> (separate Seitennummerierung)	

**Tabellenverzeichnis Synthesebericht**

Tab. 1: Durchschnittliche Flächenanteile von Böschungstypen (nach FRIEDLAENDER et al. 2005) in den 5 Untersuchungsgebieten.....	31
Tab. 2: Kurzcharakterisierung der 5 ausgewählten Untersuchungsgebiete.....	32
Tab. 3: Brandgeschehen in den 5 Untersuchungsgebieten von 2000 - 2005 .....	34
Tab. 4: Gegenüber winterlichem Brennen mittel bis hoch empfindliche Zielarten Kaiserstühler Rebböschungen.....	43
Tab. 5: Zur Relevanz von Feuer und alternativer Pflegeverfahren für die naturschutzfachliche Optimierung verschiedener Böschungstypen .....	63

## Abbildungsverzeichnis Synthesebericht

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet Mondhalde (Umlegungsgebiet) aus der Vogelperspektive. Nach den großen Rebflurbereinigungen in den 1970er-Jahren nimmt der Gehölzanteil insbesondere an den Ost- und Nordböschungen immer weiter zu (Foto M. Bräunicke).....	22
Abb. 2: Zielartenkartierung der Smaragdeidechse im Untersuchungsgebiet Mondhalde (Foto J. Trautner).....	27
Abb. 3: Lage der fünf ausgewählten Untersuchungsgebiete im zentralen Kaiserstuhl (Grundlage: Orthofoto) .....	29
Abb. 4: Große Rebböschungen sind kennzeichnend für die Umlegungsgebiete wie z. B. die Mondhalde. Die gebrannten Rebböschungen erscheinen im zeitigen Frühjahr intensiv grün (Foto: J. Trautner).....	30
Abb. 5: Eine kleinparzellierte Nutzungsstruktur mit vielen kleinen Rebböschungen ist kennzeichnend für die Altgebiete wie am Hinteren Berg (Foto: M. Bräunicke).....	30
Abb. 6: Blick auf das Untersuchungsgebiet Langeneck (Altgebiet). Der Anteil der gebrannten Rebböschungen war hier im Brandwinter 2002/2003 mit 23 % überdurchschnittlich hoch (Foto: M. Buchweitz).....	35
Abb. 7: Gebrannte Böschung (Böschungstyp 2.2, gehölzfreie Gras- und Krautböschung) im Untersuchungsgebiet Kunzenbuck (Umlegungsgebiet). Die Böschung brannte vollständig ab: Im Gegensatz zu vielen anderen gebrannten Rebböschungen verblieben hier kaum Brandinseln (Foto M. Buchweitz). ....	35
Abb. 8: Ablaufschema zur Betroffenheits- und Empfindlichkeitsbeurteilung .....	38
Abb. 9: Erfolgreich auf einer gebrannten Böschung (Bild unten) überwinterte Westliche Smaragdeidechse ( <i>Lacerta bilineata</i> ). Der noch Lehm verschmierte Kopfbereich sowie häufiges Schließen der Augen beim Sonnenbaden deuten auf die erst kurz zuvor beendete Winterruhe hin (Foto M. Bräunicke). ....	40
Abb. 10: Der Fundort der oben abgebildeten Smaragdeidechse ist mit einem Pfeil markiert. Die Böschung wurde am 16.02.2004 gebrannt, das Bild entstand genau einen Monat später. Im Hintergrund sind verschiedene ungebrannte Böschungen zu sehen (Foto M. Bräunicke).....	40
Abb. 11: Weibchen des Blaukernauges ( <i>Minois dryas</i> ): Die vorliegenden Daten deuten auf eine besondere Empfindlichkeit der stark gefährdeten Art gegenüber dem Brennen hin (Foto R. Steiner). ....	45
Abb. 12: Verbrannte Oothek der Gottesanbeterin ( <i>Mantis religiosa</i> ) nach dem Schlupf. Insgesamt schlüpfen aus dieser Oothek 44 Larven (Foto C. Stärz). ....	46
Abb. 13: Ausbreitung der Waldrebe auf dem Probeflächenpaar P3-5 in den Jahren 1997, 1998, 1999 und 2005 bei jährlichem Brennen und ohne Feuer (Kontrolle). ..	53
Abb. 14: Entwicklung der Waldrebe auf Kontrollfläche P3-5B (oben 01.10.1997 Foto H. Page, unten 30.09.2005 Foto W. Wahrenburg); zu beachten sind auch die Wurzeläusläufer der Pappel oben rechts .....	54
Abb. 15: Ausbreitung der Späten Goldrute auf dem Probeflächenpaar P4-6 in den Jahren 1997, 1999 und 2005 (P4-6A wurde alle zwei Jahre gebrannt) .....	58
Abb. 16: Eiablagestelle des Blaukernauges ( <i>Minois dryas</i> ) am Hinteren Berg. Die betreffende Böschung ist in struktureller und rechtlicher Hinsicht brennbar. Sie wurde in den letzten Jahren mehrfach gebrannt (Foto G. Hermann). ....	61

## Vorwort und Dank

Die Rebböschungen sind ein zentraler Bestandteil des vom Weinbau geprägten Kaiserstuhls. Sie erfüllen bedeutende Funktionen im Naturhaushalt und tragen gleichermaßen zur Nutzungsfähigkeit der Kulturlandschaft, zur Förderung ihres Artenreichtums und zur besonderen „Eigenart“ der Landschaft bei. Letzteres trifft sowohl für ihre Artenausstattung als auch für das Landschaftsbild zu. Deshalb gilt ihrer Pflege - wenn auch unterschiedlich motiviert - seitens der Winzerschaft, des Tourismus sowie des amtlichen und privaten Naturschutzes ein großes Interesse. Die Offenhaltung ist dabei erklärtermaßen das gemeinsame Ziel, über das am so genannten „Runden Tisch“ ein bemerkenswert breiter Konsens zwischen Landnutzern und Naturschutzvertretern hergestellt werden konnte.

Knapper werdende Pflegemittel und Personal-Kapazitäten engen den Handlungsspielraum zur Verwirklichung des gesteckten Leitbildes jedoch zunehmend ein. Offenhaltung ist nicht mit einmaligen Finanz-Investitionen oder medienwirksamen PR-Aktionen zu leisten, sondern erfordert ein Dauer-Engagement. Es ist deshalb mehr als verständlich, dass vor Ort nach kostengünstigen und möglichst arbeitsextensiven Auswegen aus der Pflegemisere gesucht wird. Dabei ist allen Beteiligten bewusst, dass mit den derzeit verfügbaren Pflegekapazitäten der Winzer und Gemeinden ein Fortschreiten der Verbuchung nicht aufgehalten werden kann. Selbst eine Sicherung des Status Quo der Böschungen steht damit in Frage.

Der gezielte und kontrollierte Einsatz des Feuers ist vor diesem Hintergrund eine nahe liegende, jedoch auch umstrittene Option. Zu Recht kann darauf verwiesen werden, dass Feuer im Kaiserstuhl eine gewisse Tradition hat. Doch stellt sich die Frage, ob die Wiederaufnahme dieser Pflegeform auch mit den heutigen Anforderungen des Naturschutzes und im speziellen Fall mit dem Schutz der herausragenden Fauna und Flora der Kaiserstuhl-Böschungen vereinbar ist. Und leistet das Feuer tatsächlich die gewünschte Offenhaltung oder zumindest einen wichtigen Beitrag dazu?

In Spannungsfeld dieser Fragen kam es im Frühjahr 2002 zur Beauftragung der vorliegenden Studie. Die Autoren hoffen, mit ihrer Erstellung dazu beizutragen, die Diskussion um das Für und Wider des Brennens weiter zu versachlichen. Erst wenn jenseits verständlicher Emotionen Klarheit über die objektiven Risiken und Chancen des aus heutiger Sicht unkonventionellen Pflegeverfahrens „Feuer“ geschaffen wird, kann über dessen weiteren Einsatz - auch über die Grenzen des Kaiserstuhls hinaus - auf einer fachlich nachvollziehbaren Grundlage entschieden werden.

Die Bearbeitung des „Ökologischen Monitorings“ wäre ohne die Hilfe zahlreicher Personen und Institutionen nicht möglich gewesen:

An erster Stelle möchten wir uns bei Herrn Bürgermeister SCHWEIZER (Stadt Vogtsburg i. K.) für das große Entgegenkommen und die - auch finanzielle - Unterstützung seitens der Gemeinde, für die von ihm übernommene Mittler- und Moderatorenrolle am Runden Tisch sowie für anregende, mitunter kontroverse, jedoch stets faire Diskussionen herzlich bedanken.

Ebenso dankbar für wichtige Diskussionsbeiträge am Runden Tisch sind wir den mitwirkenden Vertretern des amtlichen Naturschutzes Herrn Dr. KRAMER (Regierungspräsidium Freiburg, Referat 56) und Herrn Dr. FIEDLER (Untere Naturschutzbehörde am LRA Breisgau-Hochschwarzwald). Die wohlwollende und unbürokratische Unterstützung bei der Erteilung notwendiger Ausnahmegenehmigungen für Brandexperimente hat unsere Arbeit erheblich erleichtert. Wertvolle Zusatzinformationen und Tipps, insbe-



sondere zur Westlichen Smaragdeidechse, verdanken wir außerdem Herrn FRITZ (Untere Naturschutzbehörde, LRA Emmendingen), der die Sitzungen am Runden Tisch ebenfalls regelmäßig begleitete.

Dank gebührt auch den Vertretern der Winzerschaft, des ehrenamtlichen Naturschutzes sowie allen übrigen Teilnehmern am Runden Tisch für konstruktive Beiträge sowie für die gute Arbeitsatmosphäre während der Sitzungen.

Über die namentlich erwähnten Personen hinaus haben zahlreiche Fachkolleginnen und -kollegen zu einer fruchtbaren Diskussion im Rahmen des Projekts beigetragen. Ihnen allen sei auf diesem Wege herzlich gedankt.

Nicht zuletzt möchten wir uns beim Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (MELR) für die finanzielle Unterstützung des Gesamtprojekts sowie bei den Herren FEHRENBACH und Dr. KRATSCH für wertvolle Hinweise und Diskussionsbeiträge im Rahmen der am MELR stattfindenden Projektsitzungen bedanken.

Ganz besonderen Dank schulden wir den Mitarbeitern des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen e. V. (LEV). Hier möchten wir insbesondere das große Engagement von Herrn PAGE hervorheben, der sich schon frühzeitig für das Zustandekommen einer entsprechenden Untersuchung einsetzte und uns in deren Verlauf jederzeit unbürokratisch und sehr kollegial mit Rat und Tat zur Seite stand. Auch den Herren WIESSNER und FRIEDLAENDER danken wir für die ausgesprochen gute Kooperation. Im Projektablauf war der tragische Tod des LEV-Mitarbeiters Herrn ZORN (†) zu betrauern, der zwischen Herbst 2003 und April 2004 an Aufgaben des Ökologischen Monitorings mitgewirkt hatte. Wir werden die gute Zusammenarbeit mit ihm und sein freundliches Wesen in guter Erinnerung behalten. Sein Vorgänger beim LEV, Herr SCHILL, unterstützte das Ökologische Monitoring vom Projektbeginn bis Dezember 2003. Unser Dank gilt ihm insbesondere für die von seiner Seite geleistete Erfassung der Schwarzkehlchen-Reviere.

Filderstadt, im März 2006

Matthias Buchweitz, Gabriel Hermann und Jürgen Trautner  
für das Team der Projektbearbeiter

## Aufbau des Berichts

Aus Gründen der Übersichtlichkeit und zur verbesserten Lesbarkeit für Nicht-Fachleute wurde entschieden, das Gesamtwerk in so genannte „Module“ sowie einen darauf aufbauenden Synthesebericht zu gliedern.

Der Synthesebericht hat die Aufgabe, die hinsichtlich der Fragestellung wesentlichen Ergebnisse, Aussagen und Schlussfolgerungen der diversen Einzeluntersuchungen zusammenzufassen. Letztere werden den an Details interessierten, fachlich involvierten Lesern im Anschluss an den Synthesebericht in Form der Module zur Verfügung gestellt.

Aufbau und Inhalte der Module, die sich im Wesentlichen mit Interpretationsgrundlagen sowie mit speziellen Untersuchungsansätzen zu bedeutsamen Zönosen und Arten beschäftigen, wurde bewusst „schlicht“ gehalten. Primäres Anliegen war die Nachvollziehbarkeit der im Synthesebericht gezogenen Schlussfolgerungen durch Bereitstellung der hierfür erforderlichen Detailinformationen und -daten. Der zweite Berichtsteil umfasst die folgenden Einzelmodule, die eine jeweils separate Seitennummerierung aufweisen:

Modul A	Räumliche Basisdaten
Modul B	Zielarten auf Kaiserstühler Rebböschungen (Auswahl und Definition von bewertungsrelevanten Arten/Typen/Zielarten/Zielzönosen)
Modulblock C:	Einzelartenuntersuchungen
Modul C 1	Schwarzkehlchen ( <i>Saxicola torquata</i> )
Modul C 2	Westliche Smaragdeidechse ( <i>Lacerta bilineata</i> )
Modul C 3	Blaukernauge ( <i>Minois dryas</i> )
Modul C 4	Großer Waldportier ( <i>Hipparchia fagi</i> )
Modul C 5	Kleiner Schlehen-Zipfelfalter ( <i>Satyrium acaciae</i> )
Modul C 6	Kronwicken-Bläuling ( <i>Plebeius argyrognomon</i> )
Modul C 7	Gamander-Graueulchen ( <i>Nola subchlamydula</i> )
Modul C 8	Gottesanbeterin ( <i>Mantis religiosa</i> )
Modul C 9	Steppengrashüpfer ( <i>Chorthippus vagans</i> )
Modulblock D:	Untersuchungen an Zönosen
Modul D 1	Vegetation und Flora
Modul D 2	Inventarlisten Tagfalter und Widderchen
Modul D 3	Fang- und Heuschrecken
Modul D 4	Landschnecken
Modul D 5	Laufkäfer und Spinnen
Modul E	Feuer-Literatur

## Kurzfassung

### Fragestellung, Untersuchungsobjekte und Vorgehen

Zwischen 2002 und 2005 wurden in fünf Gebieten des zentralen Kaiserstuhls die Auswirkungen des kontrollierten Abflämmens von Rebböschungen auf Vegetation, Flora und Fauna im Auftrag des Landschaftserhaltungsverbandes Emmendingen - mit finanzieller Förderung durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg sowie durch die Gemeinden des Projektgebiets - untersucht. Im Vordergrund stand die Frage, ob mit dem Brennen erhebliche und nachhaltige Beeinträchtigungen naturschutzrelevanter Arten verbunden sind („Naturverträglichkeit“). Zudem wird beleuchtet, inwieweit das Brennen unter naturschutzfachlichen Aspekten zielführend ist, ob es also einen relevanten Beitrag zum Erreichen vorrangiger Ziele des Arten- und Biotopschutzes zu leisten vermag. Hierbei spielt die Frage, ob eine unerwünschte Ansiedlung von Gehölzen mit dem Brennen tatsächlich verhindert werden kann, eine wesentliche Rolle. Die Offenhaltung ist erklärtes Leitbild für die Rebböschungen des Kaiserstuhls.

Untersuchungsgegenstand waren neben den Vegetationstypen der Böschungen diverse Tiergruppen, deren Artengemeinschaften mit unterschiedlicher Intensität auf gebrannten und nicht gebrannten Flächen bearbeitet wurden (Fang- und Heuschrecken, Landschnecken, Laufkäfer, Spinnen u. a.) sowie ausgewählte Zielarten der Flora und Fauna. Das Spektrum der Indikatoren umspannte verschiedene Überwinterungs-, Ernährungs-, Mobilitäts- und Empfindlichkeitstypen. Die Auswahl orientierte sich vorrangig am Zielartenkonzept Baden-Württemberg (LFU 2005) mit einem deutlichen Fokus auf den besonders wärmebedürftigen und gefährdeten Elementen der Böschungen (z. B. Westliche Smaragdeidechse, die Schmetterlingsart Großer Waldportier, Gottesanbeterin).

Methodisch wurden mehrere Ansätze verfolgt: Zu nennen sind Bestandszählungen von Zielarten über mehrere Jahre mit Vergleichen zum Brandgeschehen (diverse Tagschmetterlinge sowie Fang- und Heuschrecken), Habitat- und Empfindlichkeitsanalysen, Untersuchungen zu Überwinterungsstadien, Winter-Aufenthaltsorten und zur Mortalität (z. B. Gottesanbeterin, Landschnecken), Direktvergleiche zur Besiedlung gebrannter und nicht gebrannter Standorte (hinsichtlich Artenzahlen und Häufigkeiten, z. B. Fang- und Heuschrecken, Landschnecken), Präsenz-Vergleiche zur Beurteilung der Kompensation von Individuenverlusten (z. B. Schmetterlingsart Kronwicken-Bläuling) sowie die Fortführung älterer Untersuchungen auf bestehenden Dauerbeobachtungsflächen (Vegetation und Flora).

Grundlage der Beurteilung bildet der Feueereinsatz im rechtlichen Rahmen der so genannten „Allgemeinverfügung“, die das Brennen im Kaiserstuhl seit Dezember 2000 großflächig legalisiert. Zentrale Bestandteile sind eine zeitliche Begrenzung des Feueereinsatzes auf die Wintermonate (Dezember - Februar), die Einhaltung einer Maximallänge gebrannter Böschungsabschnitte (40 m) und eine zwei- bis dreijährige Brandfrequenz.

## Ergebnisse

### **Schädigt das Brennen Populationen naturschutzrelevanter Arten?**

Die Bewertung des Brennens hinsichtlich erheblicher und nachhaltiger Beeinträchtigungen wird mit dem Begriff der „Naturverträglichkeit“ verbunden. Letztere wird für die Flora und Fauna dann als gegeben angesehen, wenn die derzeitige Bestands- und Verbreitungssituation seltener, charakteristischer, gefährdeter und/oder überregional rückläufiger Arten durch das Brennen im genehmigten Rahmen weder auf lokaler Ebene (Gebietsmaßstab) noch im gesamten Kaiserstuhl (Naturraummaßstab) dauerhaft verschlechtert wird.

In diesem Sinne ist eine Naturverträglichkeit des Brennens für den Großteil der naturschutzrelevanten Arten gewährleistet. Ein erster Auswertungsschritt auf Ebene von Zielarten ergab, dass 182 von 241 ermittelten Zielarten (76%) nicht oder nur gering vom Brennen der Rebböschungen betroffen sind. Als nicht betroffen wurden Arten eingestuft, deren Habitate aus rechtlichen Gründen (geschützte Biotope nach § 32<sup>1</sup> NatSchG Bad.-Württ., anderweitig geschützte Flächen) nicht gebrannt werden dürfen oder aus Mangel an brennbarer Materie faktisch nicht brennbar sind. Gering betroffen sind dagegen Arten, die in brennbaren Böschungstypen Nebenvorkommen aufweisen, deren Hauptvorkommen aber in anderen Lebensraumtypen liegen.

Die 59 betroffenen Zielarten mit Hauptvorkommen auf brennbaren Böschungstypen wurden einer Empfindlichkeitsbeurteilung unterzogen. Einige dieser empfindlichen Zielarten wurden detailliert untersucht (z. B. der Nachtfalter *Nola subchlamydula*, der Tagfalter *Satyrium acaciae* oder die Schnecke *Zebrina detrita*). Wichtigstes Kriterium für die Empfindlichkeit einer Art gegenüber winterlichem Brennen ist der jeweilige Überwinterungsort.

Nach der Empfindlichkeitsbeurteilung erwiesen sich 7 Zielarten als weitgehend unempfindlich, weil sich überwinternde Individuen (bzw. Stadien) zum Brandzeitpunkt in der Regel außerhalb des Wirkungsbereichs der Flammen aufhalten, so z. B. bei den im Boden überwinternden Zielarten Westliche Smaragdeidechse, Großes Windröschen und Steppengrashüpfer. Individuenverluste treten bei diesen Arten nicht oder allenfalls in irrelevantem Umfang auf.

Weitere 16 Zielarten wurden als gering empfindlich eingestuft (7% aller Zielarten). Diese überwintern nur teilweise im Einflussbereich des Feuers oder sie kompensieren Individuenverluste (z. B. durch hohe Individualmobilität, Mehrbrütigkeit, günstige Populationsstruktur oder hohe Nachtriebfähigkeit). Bei diesen 16 gering empfindlichen Zielarten (z. B. Gottesanbeterin *Mantis religiosa*, Kronwicken-Bläuling *Plebeius argyrognomon*) ist auf Gebietsebene weder von erheblichen Bestandseinbußen noch vom lokalen Erlöschen als Folge des Brennens auszugehen.

Bei insgesamt 36 Zielarten (15% aller Zielarten) ist allerdings aufgrund der erhobenen Daten belegt oder auf Basis von Indizien bzw. vor dem Hintergrund ihrer biologisch-ökologischen Eigenschaften anzunehmen, dass der Feuereinsatz eine erhebliche Reduktion ihrer Bestände im Lebensraumkomplex der Böschungen bewirkt, ohne hier das Erlöschen herbeizuführen. Hierbei handelt es sich um in der Streu, in Schneckenhäusern und Pflanzenstängeln (Wildbienen) oder auf dem Boden überwinternde bzw. um winteraktive Zielarten. Für viele dieser Arten liegen keine hinreichend gesicherten Erkennt-

---

<sup>1</sup> Mit Neufassung des Naturschutzgesetzes (NatSchG) Baden-Württemberg, das seit dem 01. Januar 2006 in Kraft ist, sind gesetzlich geschützte Biotope im § 32 definiert (ehemals § 24a).

nisse über die genauen Überwinterungsorte bzw. über Populationsgrößen und -strukturen auf Rebböschungen vor (z. B. Spinnen, Laufkäfer, Wildbienen). Eine weitergehende Einstufung ist daher auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich. Jedoch wurde grundsätzlich eine Einschätzung vorgenommen, im Zweifelsfall eher feuerkritisch.

Bei einer der detailliert bearbeiteten Zielarten, der stark gefährdeten Tagfalterart Blaukernauge (Modul C 3 *Minois dryas*), kann eine generelle Verträglichkeit des Brennens auf Basis der vorliegenden Daten nicht als gegeben angesehen werden. Zwischen 2002 und 2003 kam es bei dieser Art zu teils massiven Bestandsrückgängen, die auch bis zum Jahr 2005 nicht kompensiert wurden. Ein direkter Zusammenhang mit dem Brandgeschehen ist zwar nicht belegt, muss jedoch zumindest für die Gebiete mit den größten Ausgangspopulationen als wahrscheinliche Ursache angenommen werden (Mondhalde, Kunzenbuck), zumal die typischen Habitats des Blaukernauges<sup>2</sup> regelmäßig gebrannt werden und die Art als empfindlich einzustufen ist. Ein als Folge des Brennens weiterhin anhaltender Bestandsrückgang der Art könnte mittel- bis längerfristig zum Absinken der Populationen auf ein kritisches Niveau bis hin zum Erlöschen von Lokalpopulationen führen. Es wird deshalb empfohlen, das Blaukernauge als Repräsentant eines gegenüber dem Brennen besonders empfindlichen und zugleich naturschutzrelevanten Anspruchstyps in ein Langzeit-Monitoring mit turnusmäßigen Bestandszählungen einzubinden. Falls sich dabei der Verdacht auf nachhaltige Beeinträchtigungen erhärten sollte, müssten entweder die Schwerpunkthabitats dieser Art in anderer Weise gemanagt (Mahd, Entbuschen) oder die Brandregeln für potenzielle Lebensräume modifiziert werden.

Zielarten, die allein aufgrund ihrer großen Seltenheit und isolierter Vorkommen einer potenziell hohen Empfindlichkeit und Gefährdung unterliegen, wurden in den Untersuchungsgebieten nicht festgestellt. Von sämtlichen im Landschaftsmaßstab bearbeiteten Zielarten wurden in den Böschungskomplexen räumlich strukturierte Populationen mit einer größeren Zahl an Einzelvorkommen registriert, die prinzipiell eine hohe Kompensationsfähigkeit auftretender Individuenverluste erwarten lassen. Auch bei den repräsentativ bearbeiteten Taxa (Flora, Laufkäfer, Spinnen, Landschnecken) liegen keine Anhaltspunkte auf Arten mit isolierten Lokalpopulationen vor.

Insgesamt kann konstatiert werden, dass für einen Großteil von Zielarten keine Beeinträchtigung ihrer Bestände durch das Brennen im betrachteten Rahmen eintritt. Für einen kleinen Teil an Arten sind Bestandsrückgänge zu erwarten, ohne dass diese Arten aber vollständig und dauerhaft aus den Böschungskomplexen verschwinden werden. Auch für weitere Zielarten, für die keine hinreichenden Daten vorliegen, wird ein Erlöschen in Folge des Brandregimes als unwahrscheinlich erachtet, nicht zuletzt weil alle Arten auch außerhalb von Rebböschungen relevante Vorkommen aufweisen. Mit dem Langzeit-Monitoring der o. g. Tagfalterart als empfindlichem Indikator ist ein Rahmen vorgegeben, in dem ggf. auf nachhaltige Beeinträchtigungen reagiert werden kann.

---

<sup>2</sup> Höherwüchsige Grasfluren trockener Standorte

### **Fördert das Brennen naturschutzrelevante Arten direkt?**

Unmittelbare positive Effekte auf Populationen naturschutzrelevanter Arten oder deren Habitate konnten für keine Art ermittelt werden. Nur bei einzelnen Arten ergaben sich Indizien für die Möglichkeit einer kurz- bis mittelfristigen Bestandsförderung als Folge des Brennens (Binsen-Knorpelsalat). Eine Habitatoptimierung durch winterliches Brennen erscheint bei der Gottesanbeterin und einzelnen Spinnenarten (z. B. *Atypus affinis*) möglich, ist auf Basis des vorliegenden Datenmaterials jedoch nicht abschließend zu beurteilen bzw. zu prognostizieren. Nachhaltig positive Effekte auf Habitat- oder Ökosystemebene, wie sie z. B. im Kontext mit Wald- oder Heidebränden auftreten können, sind unter den Rahmenbedingungen des Feuereinsatzes im Kaiserstuhl nicht zu erwarten.

### **Trägt das Brennen zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Gehölz-Sukzessionen bei?**

Obwohl in diesem Fragenkomplex eine Reihe von Detailfragen aus methodischen Gründen unbeantwortet bleiben muss, ist die Wirksamkeit des Brennens hinsichtlich unerwünschter Gehölzsukzessionen insgesamt als gering zu bewerten. Ein wirksames Zurückdrängen dichter oder bereits höherer Gehölzbestände ist - wie nicht anders zu erwarten war - durch den Feuereinsatz alleine nicht möglich. Selbst die weitere Ausbreitung und das Aufwachsen noch junger Gehölzbestände können durch das Brennen allenfalls verzögert, nicht aber verhindert werden. Ob wenigstens eine Neu-Ansiedlung von Bäumen und Gebüsch auf noch gehölzfrei gebliebenen Böschungen verhindert werden kann, ist nicht abschließend zu klären. Allerdings deuten viele Einzelergebnisse darauf hin, dass mindestens alle zwei Jahre, wenn nicht sogar jährlich gebrannt werden müsste, um eine Gehölzansiedlung über Keimlinge tatsächlich zu unterbinden. Denn bei mehrjährigem Brennen können Exemplare, die nur oberirdisch abgestorben sind, regenerieren und langsam erstarken.

### **Eignet sich das Brennen zur Zurückdrängung unerwünschter Dominanzbestände der Späten Goldrute?**

Die Goldrute lässt sich durch das Brennen definitiv nicht zurückdrängen. Die generative und vegetative Ausbreitung dieser Problemart wird durch das Brennen in der derzeit praktizierten Form nicht verhindert und höchstens punktuell begrenzt. Ob Goldrutenbestände durch das Brennen in ihrer Struktur oder Produktivität so verändert werden, dass sie an Konkurrenzkraft gegenüber der heimischen Flora verlieren, konnte nicht zweifelsfrei geklärt werden. Nach den vorliegenden Ergebnissen ist eine Schwächung der Konkurrenzkraft in dieser Größenordnung jedoch unwahrscheinlich. Die Keimung und Etablierung von Konkurrenten der Goldrute wird durch das Brennen nicht erkennbar gefördert. Wenn überhaupt, scheint eine solche nach den vorliegenden Befunden eher selten vorzukommen.

### **Ist das Brennen zielführend?**

Bereits im Pflege- und Entwicklungskonzept (FRIEDLAENDER et al. 2005) wird davon ausgegangen, dass das Brennen nur in Kombination mit anderen Pflegeverfahren zielführend sein kann. Diese Erkenntnis wird durch die Ergebnisse der vorliegenden Studie unterstrichen, insbesondere durch die Tatsache, dass die wertvollsten Rebböschungen zu

großen Teilen rechtlich geschützt sind oder aus strukturellen Gründen nicht gebrannt werden können (Sonderstandorte sowie Trocken- und Halbtrockenrasen, die 12% aller Rebböschungen im betrachteten Raum einnehmen). Feuer kann hier folglich auch keinen Beitrag zur Offenhaltung leisten, obwohl gerade diese Böschungen aus Naturschutzsicht einer Offenhaltung am dringendsten bedürfen. Ob das Brennen auf den übrigen Böschungen unmittelbar zur Erfüllung vorrangiger Naturschutzziele beitragen kann (Gras- und Krautböschungen sowie Dominanzbestände, 67% aller Rebböschungen in den 5 Untersuchungsgebieten), ist fraglich. Selbst wenn das aus weinbaulicher Sicht vorrangige Ziel der Offenhaltung hier tatsächlich erreicht wird, so gibt es derzeit kaum Anhaltspunkte dafür, dass hiermit auch relevante Verbesserungen für Belange des Artenschutzes verbunden sein können.

Unabhängig davon besteht allerdings Grund zu der Annahme, dass durch die Erlaubnis zum Brennen die Identifikation der Winzer mit Belangen der Böschungspflege gefördert wird und hierdurch letztlich auch mehr Eigeninitiative auf privater Ebene bewirkt. Die neuerdings wieder häufiger zu beobachtende Durchführung von Entbuschungsmaßnahmen (z. B. auf den Stock setzen von Robinien) zeigt, dass den Winzern die grundsätzliche Notwendigkeit einer über das Brennen deutlich hinausgehenden Böschungspflege bewusst ist. Ein solcher Sekundäreffekt könnte das eigentliche Brennen in punkto Wirksamkeit und Zielerfüllungsgrad deutlich übertreffen.

### **Folgerungen für die Böschungspflege**

Aus naturschutzfachlicher Sicht ergeben sich die nachstehenden wesentlichen Schlussfolgerungen hinsichtlich der künftigen Böschungspflege und der Stellung des Brennens:

- 1) Die hoch- und höchstwertigen Böschungen<sup>3</sup> müssen als „Träger der Biodiversität“ - was sich auch aus den Auswertungen zu Hauptvorkommen der Zielarten im Kaiserstuhl ableiten lässt - erheblich stärker in den Fokus der Böschungspflege gerückt werden als bisher. Eine entsprechende Prioritätensetzung aus Naturschutzsicht ist im bisherigen Konzept der Böschungspflege nicht bzw. nicht klar erkennbar. Darauf aufbauend muss die Dringlichkeit von Pflegemaßnahmen objektbezogen geprüft werden. Die zu einem früheren Zeitpunkt pauschal getroffene Aussage, es gäbe derzeit „noch keinen Anlass aus Gründen des Arten- und Naturschutzes auf Südböschungen Pflegemaßnahmen durchzuführen“ (KOBEL-LAMPARSKI et al. 2000), ist unter Vorsorgeaspekten nicht aufrecht zu erhalten. Auf einer Reihe südexponierter Böschungen sind bereits jetzt Initialstadien problematischer Sukzessionsgehölze vorhanden (Robinie, Waldrebe etc.), die derzeit noch effektiv und mit vergleichsweise geringem Kostenaufwand zurückgedrängt werden könnten (Maßnahmen s. u.). Ein Zuwarten bis zu einem absehbaren Zeitpunkt, zu dem bereits eine akute Bedrohung überregional bedeutsamer Artenvorkommen eingetreten ist, wäre in Anbetracht der sehr hohen Bedeutung dieser Standorte nicht vertretbar.
- 2) Zur Erhaltung und Optimierung der höchstwertigen Flächen können Mahd, Entbuschung, Beweidung, in Einzelfällen auch Mulchen effizient sein, nicht aber das Brennen (Gründe s. o.).
- 3) Auf allen sonstigen Böschungen muss - mit aus Naturschutzsicht deutlich geringerer Priorität - eine Pflege anvisiert werden, die zu einer Umwandlung verarmter Domi-

---

<sup>3</sup> Gemeint sind Böschungen mit Vorkommen von „Landesarten“ gemäß Zielartenkonzept und/oder Böschungen mit Magerrasen (geschützte Biotope nach § 32 NatSchG Bad.-Württ.) sowie deren Initial- und frühen Sukzessionsstadien.

nanzbestände beiträgt<sup>4</sup>. Das Brennen kann eine solche Entwicklung möglicherweise unterstützen (z. B. als Vorbereitungsmaßnahme für Mahd oder Beweidung), im Regelfall jedoch nicht alleine bewerkstelligen.

- 4) Mit dem Feuereinsatz sind Individuenverluste einiger, auch naturschutzfachlich relevanter Arten verbunden. Bei einem geringen Anteil von Zielarten sind als Folge schwache bis deutliche Bestandsrückgänge, jedoch ohne ein Erlöschen auf Gebiets- oder Naturraumbene zu erwarten. Für eine Art (Tagfalterart Blaukernauge) ist ein Monitoring erforderlich, um ggf. auftretende nachhaltige Beeinträchtigungen zu erkennen und dann durch Managementmaßnahmen auffangen zu können.
- 5) Soweit das Brennen im Weiteren zumindest indirekt zu einer verbesserten Landschaftspflege im Kaiserstuhl beiträgt, ist es unter den o. g. Rahmenbedingungen aus naturschutzfachlicher Sicht als akzeptable Komponente der Böschungspflege einzustufen<sup>5</sup>. Es spielt dort jedoch keine vergleichbare Rolle wie ein Feuer-Management in anderen Biotoptypen (z. B. zur Pflege atlantischer Heiden oder zur Restitution artenreicher Zönosen in derzeit strukturarmen Kiefernwäldern auf Sandböden).
- 6) Eine kurzzeitige Untersuchungsphase hat bezüglich erst langfristig eintretender negativer wie auch positiver Wirkungen nur sehr begrenzte Aussagekraft. Sowohl vor dem Hintergrund des Mangels an dynamischen Prozessen und des Pflegenotstandes im Naturschutz als auch der mit dem Feuer stärker als mit anderen Pflegemaßnahmen verbundenen „Zufälligkeit“ seines konkreten Einsatzes und seiner Ausprägung sollten bei beschränkter Anwendung noch weitergehende Erfahrungen gewonnen werden. Hierbei sollten auch ggf. eintretende Änderungen im Anteil tatsächlich gebrannter Flächen gegenüber den nach den Regelungen zulässigen berücksichtigt werden.

---

<sup>4</sup> Eine daran orientierte Pflege ginge über die reine Offenhaltung deutlich hinaus. Neben den oben bereits erwähnten Maßnahmentypen sind, z. B. bei eutrophierten Dominanzbeständen, auch der abschnittsweise Abtrag von Oberboden und die Ansaat mit autochthonem Saatgut durch Heudrusch- bzw. Heumulchsaatgut zu prüfen (vgl. TREIBER & NICKEL 2002). Es wäre zu erwarten, dass auf diese Weise in vielen Fällen eine gravierende Verbesserung heute stark verarmter Böschungen erreicht werden könnte.

<sup>5</sup> Auf noch zu klärende rechtliche und fachliche Aspekte im Zusammenhang mit den Anforderungen des besonderen Artenschutzes kann an dieser Stelle nur verwiesen werden. Das vorliegende Projekt begann zu einem Zeitpunkt, zu dem das BNatSchG noch nicht in der heute geltenden Fassung mit seinen Regelungen zum besonderen Artenschutz (s. insbesondere § 42) vorlag und auch die Problematik dieses Themas - u. a. im Zusammenhang mit aufgrund europäischer Regelungen streng geschützten Arten (insbesondere des Anhangs IV der FFH-Richtlinie) - noch nicht hinreichend erkannt war. Insoweit sah das Projekt weder einen entsprechenden methodischen Ansatz bei den Freilanduntersuchungen noch eine spezifisch auf diese Thematik abgestellte Auswertung vor. Vor dem Hintergrund des derzeitigen Diskussionsstandes zu rechtlichen Erfordernissen und der ersten Vorschläge für einen Umgang mit dem besonderen Artenschutz in der Planung sowie v. a. dem aktuellen Urteil des Europäischen Gerichtshofes gegen die Bundesrepublik Deutschland (EuGH-Urteil vom 10. Januar 2006 in der Rechtssache C-98/03) muss jedoch hervorgehoben werden, dass auch bezüglich des Feuereinsatzes voraussichtlich noch eine artenschutzrechtliche Wertung erforderlich ist.



### **Übertragbarkeit**

Hinsichtlich der Übertragbarkeit auf andere Biotoptypen und Naturräume ist eine differenzierte Betrachtung notwendig. Uneingeschränkt können die für Zielarten angewandten Betroffenheits- und Empfindlichkeitskriterien übertragen werden. Andere Aussagen können dagegen i. d. R. nur auf Gebiete mit ähnlichen Rahmenbedingungen übertragen werden, wobei die Häufigkeit und räumliche Verteilung der zu brennenden Flächen eine besondere Rolle spielt, da sie die Bestandesstruktur mit Austausch- und Wiederbesiedlungsprozessen der Arten wesentlich beeinflusst. Aber auch die Fragen nach identischem Feuerregime und ähnlichen Typen zu brennender Biotope sind wesentlich.

In erster Linie dürfte eine annähernde Übertragbarkeit für den Tuniberg und die Vorbergzone des Schwarzwaldes am südlichen Oberrhein gegeben sein.



# 1 Einleitung

Rebböschungen sind charakteristische Elemente der heutigen Kulturlandschaft des Kaiserstuhls. Ihren einstigen landwirtschaftlichen Nutzen als Lieferanten von Viehfutter haben sie jedoch seit langem eingebüßt. Mit der Nutzung der Böschungen ging auch das Interesse an ihrer Pflege zurück. Bedingt durch naturschutzrechtliche Regelungen, die den Einsatz von Feuer zur Pflege verboten, kam es in den 1970er-Jahren schließlich zum weitgehenden Wegfall privater Pflegemaßnahmen sowie zum großflächigen Brachfallen der Böschungen.

Die negativen Folgen der fortschreitenden Sukzession rückten Ende des 20. Jahrhunderts zunehmend in den Mittelpunkt des öffentlichen Interesses. Aus weinbaulicher Sicht wird das Aufkommen höherer Gehölze als problematisch angesehen, weil es zur Beschattung der Reben kommt und zudem die Standfestigkeit der Böschungen in Gefahr zu geraten droht. Doch auch aus naturschutzfachlicher Sicht steht die schleichende Verbuschung und Bewaldung der Rebböschungen im Widerspruch zu vorrangigen Zielen, da Lebensräume schutzbedürftiger und zum Teil hochgradig gefährdeter Offenlandarten verloren gehen.

Weil an einer landwirtschaftlichen Nutzung der Rebböschungen, die ein weiteres Zuwachsen effektiv verhindern könnte (Mahd, Beweidung), kein Interesse mehr besteht, wurde unter den Winzern der Wunsch nach Wiedereinführung des früher üblichen Brennens laut, der auch mit den relativ geringen Kosten dieses Pflegeverfahrens begründet wurde. Dies führte nach einem längeren Diskussions- und Abwägungsprozess schließlich zu der ministeriellen Entscheidung, im Winter 2000/2001 auf Flächen der Gemeinde Vogtsburg i. K. einen Großversuch zu starten, in dem das Brennen unter den spezifischen Auflagen der so genannten „Allgemeinverfügung“ (s. u.) genehmigt wurde.

Zu den Auswirkungen des Feuers auf Flora und Fauna von Rebböschungen des Kaiserstuhls lagen bereits Untersuchungen vor (LUNAU & RUPP 1988, PAGE et al. 2000). Es fehlte jedoch eine Studie, in der die naturschutzrelevanten Konsequenzen des Brennens für die Vegetationsentwicklung sowie für ausgewählte Anspruchstypen der Fauna zusammenfassend dargestellt und bewertet werden.

Diese Lücke zu schließen, ist Aufgabe des „Ökologischen Monitoring zum Feuer-Management auf Brandböschungen im Kaiserstuhl“. Es ist Teil des Projekts „Kaiserstuhlweite Integration eines Feuer-Managements in die Böschungspflege“, das im April 2002 begann und im März 2006 abgeschlossen wurde. Das Projekt soll Klarheit darüber bringen, ob und mit welchem Stellenwert der kontrollierte Feuereinsatz langfristig in die Palette der für Rebböschungen praktikablen Pflegeverfahren aufgenommen werden kann und welche Erwartungen mit einer solchen Entscheidung verknüpft werden können. Nicht zuletzt werden mit dem Monitoring aber auch Grundlagen für eine längerfristige Effizienzkontrolle bereitgestellt.

Methodisch zielt das Ökologische Monitoring darauf ab, die Auswirkungen des Feuereinsatzes auf verschiedenen Maßstabsebenen zu analysieren. In diesem Kontext sind nicht nur die kurzfristigen Folgen des Feuers auf Ebene von Individuen oder Einzelflächen zu beleuchten. Mindestens gleichrangig zu behandeln ist vielmehr die Frage, welche Konsequenzen sich für das Überleben von Arten in größeren Landschaftsausschnitten ergeben. Selbst starke Individuenverluste, die bei bestimmten Arten zweifellos mit dem Brennen einhergehen, müssen nicht notwendigerweise negative Auswirkungen auf deren Gesamtbestandsgröße, Populationsstruktur und Überlebensfähigkeit haben. Erst bei Betrachtung größerer Bezugsflächen werden spezifische „Sicherungsmechanismen“

von Arten gegenüber einem Erlöschen, wie etwa die Ausbildung räumlich strukturierter Populationen, überhaupt erkennbar. Insoweit bilden Analysen im Landschaftsmaßstab zwar nicht den einzigen, jedoch einen wesentlichen Bestandteil des vorliegenden Projekts.

Letzteres wurde so konzipiert, dass im Ergebnis zu den folgenden Fragenkomplexen Antworten oder begründete Einschätzungen erwartet werden konnten:

- Welche naturschutzrelevanten Arten (Zielarten) kommen auf Rebböschungen vor? Welche davon haben hier Hauptvorkommen? Wie ist die Betroffenheit und Empfindlichkeit der Zielarten zu beurteilen?
- Kann das Brennen Populationen naturschutzrelevanter Arten erheblich und nachhaltig schädigen?
- Können umgekehrt naturschutzrelevante Arten direkt oder mittelbar durch das Brennen gefördert werden (strukturelle und mikroklimatische Aspekte, Offenhaltung und Gehölzkontrolle im Hinblick auf die nachhaltige Habitatsicherung für Offenlandarten)?
- In welchem Maße trägt das Brennen zur Zurückdrängung unerwünschter Vegetationsbestände oder zur Verhinderung ihrer Etablierung bei?
- Welche naturschutzfachlichen Folgerungen ergeben sich aus den Ergebnissen hinsichtlich der künftigen Böschungspflege? Inwiefern ist das Brennen zielführend und wo besteht die Notwendigkeit, es ggf. durch andere Pflegeverfahren zu ergänzen?
- Und schließlich: Welche fachlichen Grundsätze sind für eine naturschutzfachliche Beurteilung des Feuereinsatzes in der Landschaftspflege abzuleiten und in welchem Maße sind Ergebnisse des vorliegenden Projekts auf andere Naturräume oder Biotoptypen übertragbar?

Die Untersuchungen der vorliegenden Studie erstreckten sich von April 2002 bis Oktober 2005. In diesem Zeitraum wurden mit unterschiedlichen inhaltlichen und zeitlichen Schwerpunkten vegetationskundliche und floristische Aspekte sowie verschiedene Indikatoren der Fauna bearbeitet. Bei den zoologischen Untersuchungen bildeten teilweise die Artengemeinschaften („Zönosen“) den Ausgangspunkt der Analysen (z. B. Landschnecken, Laufkäfer, Spinnen). Bei anderen Gruppen standen dagegen spezifische Zielarten im Vordergrund, von denen eine besondere Empfindlichkeit gegenüber dem Brennen vermutet oder eine herausgehobene naturschutzfachliche Bedeutung ihrer Vorkommen im Kaiserstuhl bekannt war. Für vertiefende Untersuchungen an Zielarten konnten in Kooperation mit der Westfälischen Wilhelms-Universität (Münster) zwei Diplomarbeiten in das Projekt eingebunden werden.

Im Verlauf des Ökologischen Monitorings wurden in mehreren Zwischenberichten die durchgeführten Arbeiten und der Stand der Auswertungen dokumentiert. Dem Informationsfluss zwischen Winzerschaft, Gemeinden und Ökologischem Monitoring diente die regelmäßige Teilnahme des Projektleiters an den Sitzungen des „Runden Tisches“. Auch hier wurden an mehreren Terminen zwischenzeitliche Untersuchungsergebnisse vorgestellt und diskutiert.

Weiterhin fanden im April 2004 und im Juli 2005 Termine am Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum statt, in deren Rahmen über den Stand der Untersuchungen und Zwischenergebnisse berichtet wurde.

Mit weiteren Institutionen erfolgte im Projektablauf ein inhaltlicher und fachlicher Austausch. Mitarbeiter des am Landratsamt Emmendingen angesiedelten Landschaftserhal-

tungsverbandes (LEV) waren bei internen Projektsitzungen regelmäßig anwesend. Zudem unterstützte der LEV das Ökologische Monitoring bei der Beschaffung notwendiger Unterlagen sowie personell bei Geländearbeiten.

Da das Brennen der Rebböschungen im Kaiserstuhl in Südbaden kontrovers - teilweise sehr emotional - diskutiert wird, fand im Februar 2004 eine Diskussionsrunde bei der damaligen Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg statt (heute Referat 56, Regierungspräsidium Freiburg). Ziel dieser allein den naturschutzfachlichen Aspekten des Projekts gewidmeten Diskussionsrunde war, das methodische Vorgehen sowie erste Zwischenergebnisse der vorliegenden Studie vorzustellen. Darüber hinaus ging es darum, bestehende Bedenken gegenüber winterlichem Brennen aufzunehmen, kritische Punkte anzusprechen und zu diskutieren sowie etwaige Anregungen und Hoffnungen, die sich mit dieser Pflegemethode verbinden, abzufragen, um sie in der Ergebnisdarstellung und gegebenenfalls durch spezifische bzw. ergänzende Untersuchungsansätze gebührend zu berücksichtigen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt war der Austausch mit anderen Personen oder Gruppen, die sich mit dem Thema Feuer in der Landnutzung bzw. mit Rebböschungen im Kaiserstuhl oder wichtigen Zielarten beschäftigen. Hierzu zählte beispielsweise das am 16. und 17.12.2002 von der Arbeitsgruppe Feuerökologie (Max-Planck-Institut für Chemie) unter Federführung von Prof. Dr. Goldammer durchgeführte „Symposium Feuerökologie“, auf der alle wichtigen Feuer-Projekte in Deutschland vorgestellt wurden. Auch auf der im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens durchgeführten NNA-Tagung zum Thema „Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland“ im Februar 2004 in Schneverdingen erfolgte ein reger Austausch mit anderen Forschungsgruppen. Weiterer Baustein im Hinblick auf die Fang- und Heuschrecken war die von der Deutschen Gesellschaft für Orthoptero-logie (DGfO) im März 2004 in Osnabrück durchgeführte Jahrestagung, auf der eine Sektion zum Thema „Feuerökologie“ stattfand, im Rahmen derer Vorträge zum Projekt gehalten wurden.

Die Weitergabe von Erfahrungen und Erkenntnissen des winterlichen Feuereinsatzes auf Rebböschungen des Kaiserstuhls stand auch im Mittelpunkt eines Vorstellungstermins im Rahmen des E+E-Vorhabens „Nachhaltige Entwicklung xerothermer Hanglagen am Beispiel des Mittelrheintals“ im Mai 2004 in Boppard. Das Interesse an den Erfahrungen aus Südbaden, die nicht allein auf experimentellen Bränden von Kleinstflächen, sondern auch auf Bränden im Rahmen der allgemeinen Landnutzung bzw. Landschaftspflege in einem Naturraum beruhen, war insgesamt groß.

## 2 Rahmenbedingungen

### 2.1 Feuer in der Kulturlandschaft und Feuerökologie

Feuer zählt zu den natürlichen Faktoren in Ökosystemen, zumindest eingeschränkt auch in Mitteleuropa (vgl. GOLDAMMER et al. 1997). Aber auch verschiedene Formen der Brandwirtschaft haben über historische Zeiträume hinweg eine nicht unbedeutende Rolle bei der Ausprägung der vom Menschen genutzten Wald- und Offenlandschaften gespielt. Feuer hatte dabei erheblichen Einfluss auf die Entstehung und Entwicklung unterschiedlicher Kulturlandschaften und half insbesondere bei der Urbarmachung von Böden durch Rodung. Als Stichworte seien an dieser Stelle nur das Heide- und Moorbrennen sowie die Hau- und Reutebergwirtschaft genannt.

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts treten Brände verstärkt in militärisch genutzten Gebieten auf (v. a. auf Truppenübungsplätzen). Gleichzeitig ging die landwirtschaftliche und landespflegerische Nutzung des Feuereinsatzes beständig zurück. Nach dem Reichsnaturschutzgesetz (1936) war das unbefugte Abbrennen in der Zeit vom 15. März bis zum 30. September verboten. Dennoch war das Abflämmen von Ödland bis in die 1960er-Jahre hinein noch gängige Praxis. Mit Einführung genereller Verbote durch die Landesnaturschutzgesetze verschwand das Feuer in den 1970er Jahren weitestgehend aus der Landschaft.

Im Zuge der Diskussionen über eine erforderliche Dynamik in mitteleuropäischen Landschaften sowie den Pflegenotstand im Naturschutz (vgl. auch RIECKEN 2004) trat allerdings auch der Feuereinsatz in der Landschaftspflege wieder allgemein stärker in die Diskussion, auch von naturschutzfachlicher Seite.

Einen Einblick und eine kurze Zusammenfassung zum vorliegenden Kenntnisstand bzw. zu relevanten Arbeiten zum Thema Feuerökologie mit Schwerpunkt auf dem zentraleuropäischen Raum bietet Modul E Feuer-Literatur. Über die feuerökologischen Aktivitäten in Westeuropa und dem Baltikum berichten GOLDAMMER & BRUCE (2004); diese Arbeit kann über die Homepage des Global Fire Monitoring Centers (GFMC) abgerufen werden. Auf Initiative des GFMC gibt es seit 2002 ein europäisches Netzwerk der Forschungsvorhaben zum Thema Feuer in Europa (EFNCN: European Fire in Nature Conservation Network).

Die Mehrzahl der relevanten recherchierten Publikationen befasst sich erwartungsgemäß mit Heiden und Sandrasen, relativ viele auch noch mit Wäldern, wobei hier insbesondere Brandereignisse in Kiefernwäldern und -forsten der Sandgebiete u. a. in Nordwest- und Ostdeutschland eine Rolle spielen. Moore und diverse Feuchtlebensräume - mit deutlichem Schwerpunkt auf Hochmooren (Moorbrände) - werden in einigen Arbeiten behandelt, nur wenige befassen sich schließlich mit Bränden und ihren Auswirkungen auf Flora und/oder Fauna in anderen Lebensraumtypen wie Grünlandbrachen. Hierbei sind die Arbeiten von HANDKE (1997), SCHREIBER (1997) bzw. SCHREIBER et al. (2000) zur Zwischenbilanz der langjährigen Bracheversuche in Baden-Württemberg - bei denen auch Feuer als Pflegemethode zum Einsatz kam - hervorzuheben.

Lediglich 5 der ausgewerteten Arbeiten gehen spezifisch auf Rebrachen oder Rebböschungen ein. Bei letzteren handelt es sich in drei Fällen um Publikationen bzw. Projektvorstellungen aus dem F+E-Vorhaben Mittelrheintal (BONN & HILGERS 2005, BONN et al. 2005, DRIESSEN et al. 2006), eine frühere Projektinformation aus dem Kaiserstuhl selbst (PAGE 2002) sowie die bekannte Arbeit von LUNAU & RUPP (1988) zu den Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die

Fauna. Allerdings sind in diesem Kontext weitere Arbeiten zu Halbtrockenrasen zu erwähnen, die in den Böschungen der Kaiserstühler Rebgebiete auftreten (z. B. ZIMMERMANN 1979).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass es nach dem Stand der Literaturoauswertung nur sehr wenige Studien gibt, die einerseits eine gewisse Breite des Untersuchungsansatzes beinhalten (viele verschiedene Artengruppen bzw. Anspruchstypen) und andererseits eine größere Zeitspanne von mindestens mehreren Jahren zur Beurteilung von Brandauswirkungen umfassen. Auch eine eigentliche naturschutzfachliche Bewertung fehlt vielfach und eine Übertragbarkeit von Ergebnissen auf andere Landschaftsräume ist aufgrund unterschiedlicher Artenspektren, Brandereignisse und standörtlicher sowie klimatischer Bedingungen allenfalls eingeschränkt möglich.

## 2.2 Zur spezifischen Situation der Rebböschungen im Kaiserstuhl

Der stufige Aufbau der Weinberge mit ebenen Rebterrassen und steilen Böschungen ist ein wesentliches Charakteristikum der heutigen Kaiserstühler Kulturlandschaft. Entstanden ist dieses Landschaftsbild durch die Terrassierung des Lössmantels im Zuge der weinbaulichen Nutzung, die in der zweiten Hälfte des 8. Jahrhunderts begann (PAGE et al. 2000). Ursprünglich wurden die Rebböschungen zur Gewinnung von Viehfutter genutzt. Doch schon frühzeitig wurden die Kleinterrassen auch geflämmt, in erster Linie, um das Vegetationswachstum zu stimulieren. Die Intensivierung des Weinbaus im 20. Jahrhundert bei gleichzeitigem Niedergang der Viehwirtschaft führte zu einer drastischen Abnahme des Heubedarfs. Die Folge war, dass die Mahd immer häufiger durch winterliches Abflämmen ersetzt wurde. Mitte der siebziger Jahre wurde das Verbrennen der Vegetationsdecke durch die Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder verboten. Gleichzeitig entstanden durch die Rebumlegungen der 1970er-Jahre bis zu 40 m hohe Großböschungen, die in Gemeindebesitz überführt wurden. Viele der Kleinterrassen in den „Altgebieten“ und der allergrößte Teil der Großterrassen in den „Umlegungsgebieten“ liegen seither brach (PAGE et al. 2000).



*Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet Mondhalde (Umlegungsgebiet) aus der Vogelperspektive. Nach den großen Rebflurbereinigungen in den 1970er-Jahren nimmt der Gehölzanteil insbesondere an den Ost- und Nordböschungen immer weiter zu (Foto M. Bräunicke).*

Abhängig von Standort, Exposition und Besiedlungsgeschehen entwickelten sich auf den brachgefallenen Böschungen im Sukzessionsverlauf verschiedene, oft mosaikartig ineinander verzahnte Vegetationstypen. Das Spektrum reicht von noch spärlich bewachsenen Pionierstandorten, initialen und ruderalen Magerrasen über thermophile Saum- und Gebüschgesellschaften, artenarme Dominanzbestände aus Goldrute, *Rubus*-Arten oder Rebeschleiern bis hin zu Vorwaldstadien.



Für den Arten- und Biotopschutz erlangen die Böschungskomplexe der Rebbaugebiete sowohl als eigenständige Lebensraumkomplexe wie auch unter Aspekten der funktionalen Vernetzung mit den Magerrasen der Naturschutzgebiete eine hohe bis herausragende Bedeutung. Zahlreiche besonders wärmebedürftige Arten submediterranean-atlantischen oder -pontischen Ursprungs haben in den Böschungen Hauptvorkommen oder zumindest relevante Nebenvorkommen. Bekannte Beispiele für naturschutzrelevante Tierarten mit landes- oder sogar bundesweitem Verbreitungsschwerpunkt in Rebböschungen des Kaiserstuhls sind Bienenfresser (*Merops apiaster*), Wiedehopf (*Upupa epops*) und Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*), weniger bekannte Beispiele die Schmetterlingsarten Großer Waldportier (*Hipparchia fagi*) oder Gamander-Graueulchen (*Nola subchlamydula*). Nur ein Teil dieser „besonderen“ Arten hat in den Magerrasen der großen Naturschutzgebiete gleichwertige oder bessere Bestände.

Gleichzeitig fungiert der Kaiserstuhl als Vorposten für die Neu-Einwanderung südeuropäischer Arten, die hier besonders günstige Voraussetzungen vorfinden, erste „Brückenköpfe“ bodenständiger Vorkommen zu etablieren. Beispiele hierfür sind die Wanderfalterarten Admiral (*Vanessa atalanta*) und Postillion (*Colias croceus*), für die im Kaiserstuhl erstmalig eine erfolgreiche Larvalüberwinterung nördlich der Alpen nachgewiesen werden konnte (HENSLE 2001, HENSLE & HENSLE 2002). Nicht nur die großen Trocken- und Halbtrockenrasenkomplexe, sondern gerade auch die Rebböschungen können in diesem Sinne „die Neuansiedlung gefährdeter Arten im Falle positiver Areal-trends“ unterstützen, wie RENNWALD & RENNWALD (2004) am Beispiel städtischer Grünflächen Karlsruhes für den jüngst in Ausbreitung begriffenen Kurzschwänzigen Bläuling (*Everes<sup>6</sup> argiades*) zeigen.

Aus weinbaulicher Sicht stehen im Zusammenhang mit den Böschungen dagegen andere Ziele im Vordergrund, in erster Linie die notwendige Besonnung der Reben und die Standfestigkeit der Böschungen. Dies führte - wie bereits in der Einleitung erwähnt - zu dem Wunsch, den Feuereinsatz wieder als festen Bestandteil der Böschungspflege zu installieren, dem durch die so genannte Allgemeinverfügung (s. folgendes Unterkapitel) schließlich auch entsprochen wurde.

---

<sup>6</sup> = *Cupido*

## 2.3 Die Allgemeinverfügung

Bis in die 1960er Jahre war das Flämmen der Rebböschungen gängige Praxis. In den 1970er Jahren erfolgte dann ein weitgehendes Verbot der Nutzung mittels Feuer, das auch nach der Novellierung des Naturschutzgesetzes im Jahre 2005 noch gültig ist. Danach ist es laut § 43 Abs. 1 Nr. 4 NatSchG Baden-Württemberg generell untersagt, „... die Vegetation auf Wiesen, Feldrainen, ungenutztem Gelände, an Hecken, Hängen oder Böschungen sowie Hecken, lebende Zäune, Bäume, Gebüsche, Schilf- und Röhrichtbestände abzubrennen ...“.

Auf Basis des im April 2000 abgeschlossenen Pilotprojekts „Feuerökologie und Feuer-Management auf ausgewählten Rebböschungen des Kaiserstuhls“ (PAGE et al. 2000), in dessen Rahmen probeweise das kontrollierte Brennen auf größeren Böschungflächen der Stadt Vogtsburg durchgeführt wurde, erließen die Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise Emmendingen und Breisgau-Hochschwarzwald jedoch eine so genannte „Allgemeinverfügung“. Mittels dieser - zunächst für die Gemarkung der Stadt Vogtsburg, später auch den gesamten Kaiserstuhl - erlassenen Allgemeinverfügung wurde der rechtliche Rahmen geschaffen, die Rebböschungen mittels kontrolliertem Feuereinsatz zu nutzen. Diese zunächst auf den Zeitraum zwischen 01.12.2000 und 28.02.2001 beschränkte Verfügung wurde seither jedes Jahr für den entsprechenden Zeitraum erneuert.

Die wichtigsten Bestimmungen der Allgemeinverfügung sind dabei:

- Das Brennen erfolgt von unten nach oben („Kaltes Feuer“).
- Brandabschnitte dürfen nicht länger als 40 m sein.
- Brandinseln dürfen nicht nachgebrannt werden.
- Es darf nur bei geeigneter Witterung (windstill oder windarm, Südböschungen nicht über 10°C, Nordböschungen nicht über 15°C Lufttemperatur) zwischen Anfang Dezember und Ende Februar gebrannt werden.
- Der gleiche Böschungsabschnitt darf nur in zwei- bzw. dreijährigem Turnus gebrannt werden.
- Das Brennen gesetzlich geschützter Biotope nach § 32 NatSchG Bad.-Württ. (z. B. Halbtrockenrasen) ist verboten, ebenso das Brennen innerhalb von Schutzgebieten (NSG, ND) sowie an Wald-, Siedlungs- und Straßenrändern.

Das Brennen ist dabei nicht allein auf Gemeindeböschungen beschränkt. Jeder Eigentümer bzw. Bewirtschafter kann nach Besuch einer Informationsveranstaltung eine Teilnahmebestätigung erhalten, die ihn zum Abbrennen seiner Rebböschungen berechtigt.

Es ist wesentlich, bereits an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass sich Ergebnisse und Bewertungen der vorliegenden Studie ausschließlich auf das Brennen unter den Vorgaben der Allgemeinverfügung beziehen<sup>7</sup>.

---

<sup>7</sup> Eingeschlossen sind dabei allerdings unerlaubte Übertretungen der Allgemeinverfügung, die im Verlauf der Untersuchungsperiode wiederholt stattfanden, deren Auswirkungen jedoch aus methodischen Gründen zumeist nicht klar von denen des legalen Brennens getrennt werden können.

## 3 Untersuchungsgebiete, -objekte und Methoden

Eine allgemeine Beschreibung und Charakterisierung der naturräumlichen, standörtlichen und klimatischen Gegebenheiten des Kaiserstuhls wird im vorliegenden Bericht nicht vorgenommen. Es kann diesbezüglich auf die einschlägigen Gebiets-Monographien (z. B. WILMANNs et al. 1989, LAIS et al. 1933) verwiesen werden. Einige Charakteristika des Kaiserstuhls im Hinblick auf die hier relevanten Fragestellungen wurden zudem bereits in Kap. 2.2 wiedergegeben.

### 3.1 Bearbeitete Artengruppen und Methoden

Schon in der Vorbereitungsphase der vorliegenden Studie stand fest, dass mit dem verfügbaren Budget keine Bearbeitung der Fauna möglich sein würde, die alle aus fachlicher Sicht wünschenswerten Artengruppen einbezieht. In Anbetracht der thematischen Beschränkung auf naturschutzfachliche Aspekte des Brennens wurde die Auswahl geeigneter Indikatoren im Wesentlichen am Zielartenkonzept Baden-Württemberg (ZAK) orientiert, einem im Auftrag des Landes erarbeiteten Konzept (s. RECK et al. 1996), das jüngst aktualisiert und für die Fauna in Form eines webbasierten Planungswerkzeuges neu umgesetzt wurde (LFU 2005). Im ZAK sind ausschließlich solche Taxa behandelt, zu denen bezogen auf Baden-Württemberg ein überdurchschnittlich guter faunistischer und autökologischer Kenntnisstand vorliegt. Für die Ableitung naturschutzfachlicher Aussagen ist ein solcher eine der wesentlichsten Voraussetzungen. Nur in begründeten Einzelfällen wurden in der vorliegenden Studie auch Taxa oder Einzelarten bearbeitet, die bislang keine Berücksichtigung im aktualisierten Zielartenkonzept finden (der Nachtfalter *Nola subchlamydula*, Spinnen und Flora). [bezüglich weiterer Details Modul B Zielarten Kaiserstühler Rebböschungen]

Das ZAK unterscheidet drei Kategorien von Zielarten: „Landesarten“ sind Zielarten von herausragender Bedeutung auf Landesebene und mit landesweit höchster Priorität für Maßnahmen zur Erhaltung ihrer Populationen. Innerhalb der Landesarten werden nochmals zwei Prioritätsebenen unterschieden (A + B), wobei es sich bei der Gruppe A in der Regel um vom Aussterben bedrohte und/oder besonders seltene Arten handelt, bei Arten der Gruppe B hingegen um stark gefährdete, aber noch weiter verbreitete Arten. „Naturraumarten“ sind Zielarten mit besonderer regionaler Bedeutung und landesweit hoher Schutzpriorität.

Hinsichtlich der in engeren Betracht gezogenen Tiergruppen erfolgte im weiteren Auswahlprozess eine Staffelung des Bearbeitungsumfanges und der -intensität, die sowohl aus fachlichen wie auch pragmatischen Kriterien resultierte. Fachlicher Natur war eine angestrebte Kombination von Repräsentanten unterschiedlicher Straten (Boden/Bodenoberfläche, Krautschicht, Gehölze), Mobilitäten (gering bis hoch), Ernährungsweisen (Phytophage, Räuber) und Überwinterungsstrategien (im Boden, in der Streu etc.), um auf diese Weise ein breites Spektrum an Anspruchstypen abzudecken. Pragmatisch - d. h. auch unter Abwägung des methodischen Aufwands und der Kosten - wurde dagegen entschieden, welche Taxa durch systematische Erfassungen im Gelände und welche nur in Form von Beifang- oder Literatur-Auswertungen eine Berücksichtigung erfahren konnten.

Artengruppen oder Einzelarten wurden schließlich auf vier verschiedenen Ebenen hinsichtlich der vorrangigen Projektfragestellungen bearbeitet:

- 1) Erfassung der Artengemeinschaften einer taxonomischen Gruppe an repräsentativen Probestellen: Hierbei stand der Direktvergleich von Zönosen und Siedlungsdichten gebrannter und nicht gebrannter Standorte im Vordergrund. Daneben spielten die Ermittlung des Gesamtartenspektrums sowie der Zielarten-Vorkommen, -Stetigkeiten und -Häufigkeiten eine besondere Rolle. Neben Vegetation und Flora wurden Laufkäfer, Landschnecken sowie Fang- und Heuschrecken zönotologisch bearbeitet. Von Tagfalter und Widderchen wurden ebenfalls Artenlisten erstellt, allerdings nur im Grobmaßstab der Untersuchungsgebiete, nicht hingegen auf Probeflächen (Modul D 2 Inventarlisten Tagfalter und Widderchen).
- 2) Auswertung von Bodenfallen-Beifängen: Im Wesentlichen resultieren hieraus Informationen zur Spinnenfauna der Böschungen. Vereinzelt wurden mittels Bodenfallen auch naturschutzrelevante Arten anderer Taxa registriert, die in den entsprechenden Auswertungen Berücksichtigung fanden (z. B. Heuschrecken).
- 3) Bearbeitung von Zielarten im Gelände: Bezüglich mehrerer Taxa wurden - alternativ oder ergänzend zur Bearbeitung von Zönosen - einzelne oder mehrere Zielarten selektiert. Hauptziel dieses Ansatzes war, Informationen im Landschaftsmaßstab zu erlangen, um Wirkungen des Brennens auch auf (Meta-)Populationsebene beurteilen zu können. Auswahlkriterien bildeten der Art-Status gemäß Zielartenkonzept, ein hoher Gefährdungsgrad<sup>8</sup>, die Annahme einer besonderen Empfindlichkeit gegenüber dem Brennen sowie die Anwendbarkeit effizienter Erfassungsmethoden für größere Landschaftsausschnitte. In der Hauptsache beinhaltete die Zielarten-Auswahl Schmetterlinge (*Minois dryas*, *Hipparchia fagi*, *Plebeius argyrognomon*, *Satyrium acaciae*, *Nola subchlamydula*), daneben auch Reptilien (Westliche Smaragdeidechse), Vögel (Schwarzkehlchen) sowie Fang- und Heuschrecken (*Mantis religiosa*, *Chorthippus vagans*).
- 4) Berücksichtigung weiterer Zielarten auf Basis von Literaturlauswertung und Expertenbefragung (Modul B Zielarten Kaiserstühler Rebböschungen): Dieses Vorgehen betraf insbesondere die Gruppe der Wildbienen, zu der keine eigenen Erhebungen durchgeführt werden konnten. Der Fachbeitrag (Bearbeitung M. KLEMM, Tübingen) beinhaltet die Zusammenstellung einer Zielartenliste für die Rebböschungen des Kaiserstuhls sowie eine Zuordnung der Arten zu Böschungstypen. Letztere wird für die Betroffenheits- und Empfindlichkeitsbeurteilung herangezogen, die für alle Zielarten vorgenommen wurde. Auch aus anderen taxonomischen Gruppen wurden auf diese Weise einzelne Zielarten berücksichtigt, zu denen keine Geländeerhebungen durchgeführt wurden (z. B. Wiedehopf, Bienenfresser, Schlingnatter u. a.).

Insgesamt handelt es sich bei den berücksichtigten Taxa um solche, die für naturschutzfachliche Fragestellungen in der Praxis regelmäßig herangezogen werden und diesbezüglich auch prinzipiell geeignet sind (z. B. VUBD 1999, RECK 1990). Spezifische Aspekte zur Eignung einzelner Taxa werden in den einleitenden Kapiteln der jeweiligen Module behandelt, auf die an dieser Stelle verwiesen sei.

Hinsichtlich des methodischen Herangehens kamen mehrere Parallelansätze zum Tragen. Zu nennen sind Populationszählungen von Zielarten über mehrjährige Zeiträume mit Analyse der Werte in Relation zum Brandgeschehen (div. Tagsschmetterlinge sowie Fang- und Heuschrecken), Habitat- und Empfindlichkeitsanalysen (Zielarten verschie-

---

<sup>8</sup> Bei Arten, die im ZAK nicht enthalten sind (hier: Gamander-Graueulchen, *Nola subchlamydula*)

dener Taxa), Untersuchungen zu Überwinterungsstadien, Winter-Aufenthaltsorten und zur Mortalität (z. B. Gottesanbeterin, Landschnecken), Direktvergleiche zur Besiedlung gebrannter und nicht gebrannter Standorte (Artenzahlen, Häufigkeiten), Präsenz-Vergleiche zur Beurteilung der Kompensationsfähigkeit von Individuenverlusten (z. B. Kronwicken-Bläuling) sowie die Fortführung älterer Untersuchungen auf bestehenden Dauerbeobachtungsflächen (Vegetation und Flora).



*Abb. 2: Zielartenkartierung der Smaragdeidechse im Untersuchungsgebiet Mondhalde  
(Foto J. Trautner)*

Abschließend ist festzuhalten, dass die Bewertung der Betroffenheit/Empfindlichkeit von Zielarten hinsichtlich des Brennens und der erwarteten Folgen auf Landschaftsebene auf den im Rahmen der Studie durchgeführten Untersuchungen sowie in vielen Fällen auf Expertenwissen beruht. Für weitergehende Analysen wären insbesondere Modellierungsansätze unter verschiedenen Feuer- und anderen Landschaftspflegeszenarien denkbar, die jedoch aus Aufwandsgründen und der im Rahmen der Studie zunächst verfügbaren Daten bislang nicht verfolgt werden konnten.

## 3.2 Untersuchungsgebiete

### 3.2.1 Auswahlkriterien

Im Rahmen des Ökologischen Monitorings wurden in fünf Gebieten Untersuchungen zu den verschiedenen Fragestellungen durchgeführt.

Wichtige Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsflächen waren:

- 1) Repräsentativität: Die ausgewählten Gebiete sollten hinsichtlich Standorten, Biotop- und Artausstattung ein möglichst breites Spektrum der im Kaiserstuhl vorkommenden Rebböschungen abbilden. Deshalb wurden sowohl „Altgebiete“ (s. u.) mit kleinparzellierter Nutzungsstruktur, als auch „Umlegungsgebiete“ mit gemeindlich genutzten Großböschungen einbezogen. Eine Repräsentativitätsanalyse im eigentlichen Sinne erfolgte aus Aufwandsgründen und der besonderen Bedeutung weiterer Faktoren (s. u.) allerdings nicht.
- 2) Vorliegen einer Branddokumentation: Für die ausgewählten Gebiete sollte eine möglichst exakte Branddokumentation vorliegen oder im Projektzeitraum erfolgen. Zwei der später ausgewählten fünf Gebiete waren bereits im Brandmonitoring-Programm berücksichtigt worden, das der LEV Emmendingen zur Überprüfung der Einhaltung der Brandregeln eingerichtet hatte (vorwiegend Altgebiete). Für die beiden Umlegungsgebiete existierten Brandpläne (vgl. auch PAGE et al. 2006).
- 3) Naturschutzfachliche Bedeutung: Es wurden ausschließlich Gebiete ausgewählt, in denen Vorkommen naturschutzfachlich bedeutsamer Arten bereits vorab bekannt oder zu erwarten waren.
- 4) Bezug zu früheren Untersuchungen: Bevorzugt wurden Gebiete ausgewählt, für die aus bereits abgeschlossenen Studien Vorinformationen verfügbar waren (z. B. PAGE et al. 2000, FISCHER 1982).

### 3.2.2 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Nach ihrer Entstehungsgeschichte und Nutzungsstruktur lassen sich die fünf Untersuchungsgebiete zwei Gruppen zuordnen:

- 1) „Umlegungsgebiete“:
  - Mondhalde (Oberrotweil)
  - Kunzenbuck (Oberrotweil/Bickensohl)
- 2) „Altgebiete“:
  - Langeneck (Oberbergen)
  - Hinterer Berg (Oberbergen)
  - Ameisental (Bischoffingen)

Bei den Umlegungsgebieten handelt es sich um Weinberge, die im Rahmen der großen Rebflurbereinigungen in den 1970er Jahren entstanden und durch bis zu 10 - 40 m hohe sowie bis zu 45° steile Rebböschungen gekennzeichnet sind. Die Umlegungsgebiete umfassen größere Gesamtflächen (über 30 ha). Die Rebböschungen befinden sich in Gemeindeeigentum (Abb. 1 und 4).

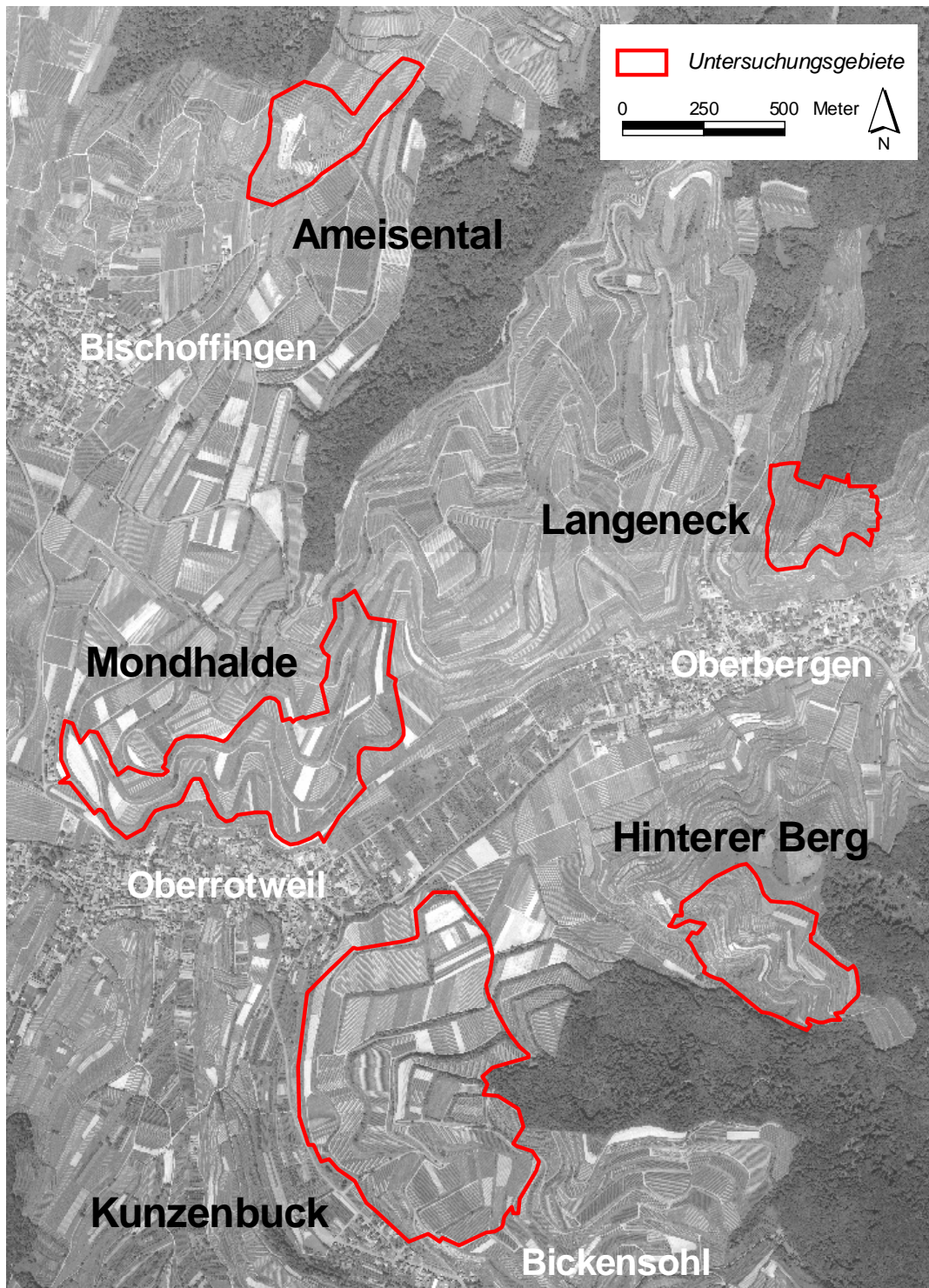


Abb. 3: Lage der fünf ausgewählten Untersuchungsgebiete im zentralen Kaiserstuhl  
(Grundlage: Orthofoto)



*Abb. 4: Große Rebböschungen sind kennzeichnend für die Umlegungsgebiete wie z. B. die Mondhalde. Die gebrannten Rebböschungen erscheinen im zeitigen Frühjahr intensiv grün (Foto: J. Trautner).*



*Abb. 5: Eine kleinparzellerte Nutzungsstruktur mit vielen kleinen Rebböschungen ist kennzeichnend für die Altgebiete wie am Hinteren Berg (Foto: M. Bräunicke).*



Bei den Altgebieten handelt es sich, wie der Name schon sagt, um alte Rebgebiete, also um Weinberge, in denen die (letzte) Rebflurbereinigung schon deutlich länger zurückliegt. Sie sind durch eine erheblich kleinparzelliertere Nutzungsstruktur mit sehr vielen kleinen, teilweise flacheren, häufig aber steilen bis sehr steilen Rebböschungen gekennzeichnet, die 1 - 15 m, im Durchschnitt etwa 7 m hoch sind. Die Altgebiete umfassen kleinere Gesamtflächen (bis 15 ha). Die Rebböschungen befinden sich in Privatbesitz (Abb. 5 und 6).

Die Böschungen der fünf Untersuchungsgebiete sind durch ein Mosaik verschiedenster Vegetationseinheiten gekennzeichnet, die meist in unterschiedlichen Anteilen in allen Gebieten vertreten sind. Sie unterscheiden sich lediglich in der Verteilung und Größe der einzelnen Flächen innerhalb des Gebietes. Die häufigsten Typen sind Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea), halbruderalen Halbtrockenrasen (Agropyretea intermedio-repentis), Dominanzbestände krautiger Arten (z. B. von *Solidago gigantea*, *Urtica dioica*), Berberitzengebüsche (Berberidion) und andere Gehölzbestände (z. B. *Rubus*-Arten, *Clematis vitalba*). Hinzu kommen thermophile Säume (Geranion sanguinei) sowie etliche Übergangs- und Abbaustadien der Magerrasen.

In den drei Altgebieten wechseln die Vegetationstypen der schmalen Böschungen oftmals abschnittsweise, so dass relativ homogene Böschungsabschnitte vorliegen. In den beiden Umlegungsgebieten dagegen sind die Böschungen so hoch, dass der Vegetationstyp auch innerhalb des Querschnitts wechselt. Die Böschungsabschnitte sind deshalb vielfach sehr inhomogen und mosaikartig bewachsen. Die Verteilung der Pflanzengesellschaften hängt hier entscheidend davon ab, wo Altböschungen bzw. lockerer oder anstehender Löss in die bei der Umlegung entstandenen Böschungen eingebaut worden sind. Gehölzformationen sind abhängig von der Böschungsgröße verteilt. In den Altgebieten sind Gebüschvielfalt aus Sträuchern aufgebaut. In den Umlegungsgebieten, besonders auf den weniger trockenen Böschungen am Kunzenbuck, gibt es zusätzlich großflächige und vorwiegend aus Bäumen aufgebaute Gehölze.

Die Rebböschungen der 5 Untersuchungsgebiete wurden im Rahmen des Pflegekonzepts für die Kaiserstühler Rebböschungen (FRIEDLAENDER et al. 2005) erfasst und einer Klassifizierung unterzogen. Letztere bildete für Auswertungen im Kontext des Ökologischen Monitorings eine wesentliche Gliederung. Abhängig von der strukturellen Ausprägung wurden insgesamt neun Böschungstypen definiert (s. Tab. 1 und Modul B Zielarten). Die Abgrenzung erfolgte anhand des Vorkommens und der Deckung von Problemarten, vorkommender heimischer/nicht heimischer und standortgerechter bzw. -fremder Gehölzarten sowie der Exposition. Weitergehende Informationen zur Vorgehensweise und zu angewandten Abgrenzungskriterien sind dem Original-Gutachten zu entnehmen.

Tab. 1 zeigt die durchschnittlichen Flächenanteile der verschiedenen Böschungstypen der 5 Untersuchungsgebiete. In Bezug auf den Feuereinsatz spielen die Typen 2.2., 3.1 und 3.2 sowie Typ 4 mit insgesamt rund 2/3 der Rebböschungen die entscheidende Rolle. Alle übrigen Typen brennen nicht (3.4 und 3.5) oder dürfen aus rechtlichen Gründen nicht gebrannt werden (1, 2.1, 3.3), z. B. weil sie den Status „geschütztes Biotop“ gemäß § 32 NatSchG Baden-Württemberg innehaben.

Tab. 1: Durchschnittliche Flächenanteile von Böschungstypen (nach FRIEDLAENDER et al. 2005) in den 5 Untersuchungsgebieten

Nr.	Böschungstyp	Anteil	zusammengefasste Einheiten
1	Sonderstandorte	3%	12% (Sonderstandorte sowie Trocken-/Halbtrockenrasen)
2	offene Böschungen		
2.1	schütterer Trocken- und Halbtrockenrasen	9%	
2.2	gehölzfreie Gras- und Krautböschungen	6%	
3	Sukzessionsreihe Gebüsch - Gehölze		57% (Gras-/Krautböschungen)
3.1	gehölzarme Gras- und Krautböschungen	25%	
3.2	Böschungen mit Sträuchern und Strauchgruppen	26%	
3.3	Gehölze trockenwarmer Standorte	4%	21% (Gehölze)
3.4	standortgerechte Gehölze	4%	
3.5	standortfremde Gehölze	13%	
4	Problemartenbestände	10%	10% (Problemartenbestände)

Eine Übersicht der Untersuchungsgebiete mit wichtigen Kennwerten gibt Tab. 2.

Tab. 2: Kurzcharakterisierung der 5 ausgewählten Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet	Kurzcharakterisierung
<b>Umlegungsgebiete</b>	
Mondhalde (MH) (Oberrotweil)	<p>Größe: 31,2 ha, davon 14 ha Rebböschungen (ca. 45%);  <u>Anteile bestimmter Böschungstypen an Rebböschungsfläche:</u>  Trocken-/Halbtrockenrasen: 13%, Gras-/Krautböschungen: 72%,  Problempflanzen: 5%, Gehölze: 10%;  <u>Kennzeichen:</u> Untersuchungsgebiet mit den meisten Gras-/Krautböschungen sowie hohem Anteil an Trocken-/Halbtrockenrasen, Anteil an Gehölzen und Problempflanzen vglw. gering; überdurchschnittlich viele Süd- und Ostböschungen;  <u>Sonstiges:</u> einzelne Böschungen waren bereits Untersuchungsgegenstand früherer Untersuchungen (z. B. PAGE et al. 2000)</p>
Kunzenbuck (KB) (Oberrotweil/ Bickensohl)	<p>Größe: 53,8 ha, davon 13,7 ha Rebböschungen (ca. 25%);  <u>Anteile bestimmter Böschungstypen an Rebböschungsfläche:</u>  Trocken-/Halbtrockenrasen: 5%, Gras-/Krautböschungen: 49%,  Problempflanzen: 5%, Gehölze: 41%;  <u>Kennzeichen:</u> Untersuchungsgebiet mit den meisten Gehölzen (41% statt durchschnittlich 21%), Anteil an Trocken-/Halbtrockenrasen und Problempflanzen vergleichsweise gering; einziges Gebiet mit Nordböschungen (20%), zumeist mit Gehölzen, überdurchschnittlich viele West-, wenige Südböschungen</p>
<b>Altgebiete</b>	
Langeneck (LE) (Oberbergen)	<p>Größe: 7,6 ha, davon 2,6 ha Rebböschungen (ca. 34%);  <u>Anteile bestimmter Böschungstypen an Rebböschungsfläche:</u>  Trocken-/Halbtrockenrasen: 17%, Gras-/Krautböschungen: 52%,  Problempflanzen: 18%, Gehölze: 8%;  <u>Kennzeichen:</u> überdurchschnittlich hoher Anteil an Trocken-/Halbtrockenrasen und Problempflanzen; vergleichsweise wenig Gehölze, viele West- wenig Ostböschungen;  <u>Sonstiges:</u> ausführliche vegetationskundliche Bearbeitung im Rahmen früherer Untersuchungen (z. B. FISCHER 1982), Teile sind auch in Pflege- und Entwicklungsplan von TREIBER (2003) enthalten</p>

Untersuchungsgebiet	Kurzcharakterisierung
Hinterer Berg (HB) (Oberbergen)	<p><u>Größe:</u> 15,5 ha, davon 5,4 ha Rebböschungen (ca. 35%);  <u>Anteile bestimmter Böschungstypen an Rebböschungsfläche:</u>                      Trocken-/Halbtrockenrasen: 9%, Gras-/Krautböschungen: 41%,                      Problempflanzen: 30%, Gehölze: 15%;  <u>Kennzeichen:</u> extrem hoher Anteil an Problempflanzen (30% zu durchschnittlich 10%), vergleichsweise wenig Gras-/Krautböschungen, sehr viele West- und Südwestböschungen; praktisch keine ost- und nordexponierten Böschungen  <u>Sonstiges:</u> grenzt unmittelbar an das NSG Oberbergener Scheibenbuck an</p>
Ameisental (AT) (Bischoffingen)	<p><u>Größe:</u> 10 ha, davon 2,5 ha Rebböschungen (ca. 25%);  <u>Anteile bestimmter Böschungstypen an Rebböschungsfläche:</u>                      Trocken-/Halbtrockenrasen: 4% Gras-/Krautböschungen: 61%,                      Problempflanzen: 16%, Gehölze: 3%;  <u>Kennzeichen:</u> hoher Anteil Sonderstrukturen, v. a. Hohlwege (16% zu durchschnittlich 3%), überdurchschnittlich hoher Anteil an Problempflanzen, Anteil an Gehölze extrem gering (niedrigste Quote alle Gebiete), viele Süd- und Ostböschungen; vergleichsweise wenig westexponierte Böschungen</p>

Weitere Aspekte zur Charakterisierung der Untersuchungsgebiete und eine Übersicht der erfassten Daten sind im Modul A Räumliche Basisdaten bzw. in einer DVD dargestellt.

### 3.2.3 Brandgeschehen in den Untersuchungsgebieten

Wie bereits bei den Auswahlkriterien erwähnt, war die hinreichende Branddokumentation eine Grundvoraussetzung für die Auswertungen zur Brandreaktion von Arten und Zönosen. Insofern ist es kein Zufall, dass für vier der fünf Untersuchungsgebiete bereits Brandpläne vorhanden waren bzw. sie im Brandmonitoring-Programm des LEV Emmendingen enthalten sind. Lediglich für das neu hinzugekommene Untersuchungsgebiet Langeneck fehlen Branddaten aus den Brandwintern 2000/2001 sowie 2001/2002. Für alle übrigen Untersuchungsgebiete liegt eine detaillierte Branddokumentation vor.

Die Dokumentation des Brandgeschehens erfolgte in den Umlegungsgebieten und den Altgebieten unterschiedlich. In den Umlegungsgebieten existiert ein Brandplan, in dem die zu brennenden Flächen abgegrenzt und mit Jahreszahlen der Brandjahre verknüpft sind (zwei- bis dreijähriger Turnus). Es ist also im Voraus klar, welche Flächen im jeweiligen Winter gebrannt werden sollen. Allerdings wurde das vorgesehene Brandpensum in keinem der Untersuchungsjahre bewältigt. Vollzugsdefizite beruhen dabei insbesondere auf der beschränkten Anzahl der zum Brennen geeigneten Tage (s. u.).

Im Anschluss an Brandereignisse wurden die tatsächlich gebrannten Flächen von Seiten des LEV Emmendingen dokumentiert. Wie die Erfahrungen und stichprobenartige Prüfungen anhand späterer Begehungen gezeigt haben, konnten hierbei allerdings keine exakten Darstellungen erreicht werden, was auch auf die teils extreme Topographie des Gebietes zurückzuführen ist. Abweichungen kamen am ehesten insoweit vor, dass die gebrannte Fläche kleiner als die dokumentierte Brandfläche war. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass teilweise Brandinseln verblieben. Trotz dieser Einschränkungen wurden die dokumentierten Ergebnisse den Auswertungen/Bilanzen zugrunde gelegt.

In den Altgebieten liegt das Brennen in Händen der Eigentümer bzw. Bewirtschafter. Welche Böschungflächen im Winter brennen und welche nicht, ist im Vorfeld nur auf denjenigen Böschungen klar, die bereits im Vorwinter gebrannt haben und laut Allgemeinverfügung nicht ein zweites Mal hintereinander gebrannt werden dürfen. Die

Brandflächen wurden in den Altgebieten stets nach der Brandsaison erfasst und verzeichnet.

Im Rahmen des Brandmonitoring wurden auch Verstöße erfasst. So wurde beispielsweise am Hinteren Berg in den Wintern 2000/2001 und 2001/2002 in großem Flächenumfang und z. T. abweichend von den Bestimmungen der Allgemeinverfügung gebrannt. Im Ameisental wurde in diesen Wintern dagegen vergleichsweise wenig gebrannt.

Ein Manko des Brandmonitoring besteht darin, dass Brandintensität und Brandinseln (s. o.) nicht dokumentiert sind. Allerdings hätte die Ermittlung dieser Parameter angesichts der Fläche von rund 35 ha Rebböschungen und der Topographie des Gebietes einen enormen Zusatzaufwand bedeutet. Im Rahmen künftiger Untersuchungen sollte jedoch diesem Punkt erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Tab. 3: Brandgeschehen in den 5 Untersuchungsgebieten von 2000 - 2005

Untersuchungsgebiete (Fläche Rebböschung ha)	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	Durchschnitt
<b>Umlegungsgebiete</b>						
Mondhalde (14)	14%	8%	23%	24%	10%	<b>16%</b>
Kunzenbuck (13,7)	15%	9%	18%	18%	9%	<b>14%</b>
<b>Altgebiete</b>						
Langeneck (2,6)	keine Daten	keine Daten	23%	4%	0%	<b>9%</b>
Hinterer Berg (5,5)	20%	35%	10%	7%	4%	<b>15%</b>
Ameisental (2,5)	16%	5%	18%	5%	0%	<b>9%</b>
<b>Durchschnitt (gewichtet)</b>	<b>16%</b>	<b>11%</b>	<b>19%</b>	<b>17%</b>	<b>8%</b>	<b>14%</b>

Tab. 3 zeigt das Brandgeschehen in den Untersuchungsgebieten zwischen den Jahren 2000 und 2005. Während im ersten Brandwinter (2000/2001) die Anteile der Brandflächen noch vergleichsweise nahe beieinander lagen, ergeben sich ab dem zweiten Brandwinter deutliche Unterschiede. Besonders hervorzuheben ist der Hintere Berg, wo - wie bereits oben erwähnt - vielfach abweichend von den Regeln der Allgemeinverfügung gebrannt wurde. Erhebliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten waren wiederum im Brandwinter 2003/2004 zu verzeichnen, in dem in den Umlegungsgebieten vergleichsweise viel, in Altgebieten hingegen wenig gebrannt wurde. Im Brandwinter 2004/2005 setzte sich diese Entwicklung fort. Hier herrschten nur an wenigen Tagen zufrieden stellende bis gute Brandbedingungen, so dass in zwei Gebieten überhaupt nicht, in den drei übrigen Gebieten nur wenig gebrannt wurde bzw. werden konnte.

Gemessen am Potenzial der tatsächlich brennbaren Rebböschungen von rund 67% ist der Anteil von durchschnittlich 14% gebrannter Böschungen vergleichsweise gering.



*Abb. 6: Blick auf das Untersuchungsgebiet Langeneck (Altgebiet). Der Anteil der gebrannten Rebböschungen war hier im Brandwinter 2002/2003 mit 23% überdurchschnittlich hoch (Foto: M. Buchweitz).*



*Abb. 7: Gebrannte Böschung (Böschungstyp 2.2, gehölzfreie Gras- und Krautböschung) im Untersuchungsgebiet Kunzenbuck (Umlegungsgebiet). Die Böschung brannte vollständig ab: Im Gegensatz zu vielen anderen gebrannten Rebböschungen verblieben hier kaum Brandinseln (Foto M. Buchweitz).*

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Vorbemerkungen

Die nachfolgenden Kapitel fassen die in den einzelnen Modulen ausführlich dargestellten Einzelergebnisse zusammen und unterziehen sie - gegliedert nach wichtigen Fragestellungen - einer naturschutzfachlichen Wertung. Bei allen Ausführungen steht der Synthesecharakter im Vordergrund. Ziel war dabei die Verbesserung der Lesbarkeit und Verständlichkeit möglichst auch für Nicht-Fachleute. Teilweise mag dies zu Lasten arten- oder artengruppenspezifischer Detailinformationen gehen, die jedoch in den betreffenden Kapiteln der Einzelmodule nachzulesen sind.

Um den inhaltlichen Zusammenhang zu wahren, erfolgen Bewertung und Diskussion der wesentlichsten Punkte unmittelbar im Anschluss an die zusammenfassende Ergebnisdarstellung. Soweit eine darüber hinausgehende Diskussion als notwendig oder sinnvoll erachtet wurde, findet sich diese in Folgekapiteln.

Vorwegzuschicken ist weiter, dass sich wertende Aussagen grundsätzlich auf das winterliche Brennen im derzeit genehmigten und bislang realisierten Rahmen beziehen (nur dieser war Gegenstand der vorliegenden Studie). Mit dem Begriff „Brennen“ ist also, sofern nicht ausdrücklich auf Gegenteiliges verwiesen wird, stets das legale Brennen im Sinne der Allgemeinverfügung gemeint.

Obwohl das Brennen mit seinen Auswirkungen auf Flora und Fauna im Fokus stand, war keiner der Untersuchungsansätze von vorneherein auf brennbare oder bereits gebrannte Flächen beschränkt. Zum einen ergibt sich dies aus der grundsätzlichen Notwendigkeit der Einbeziehung von Vergleichsflächen in einer solchen Studie. Zum anderen war es wichtig, in der Synthese nicht nur die brennbaren Böschungen einer naturschutzfachlichen Bewertung zu unterziehen, sondern auch alle übrigen Böschungstypen und deren Artenpotenziale. Hierdurch ist die Stellung der brennbaren Böschungen in naturschutzfachlicher Hinsicht besser einzuordnen und im Vergleich mit nicht brennbaren Böschungen sind Prioritäten für die Offenhaltung abzuleiten. Als „nicht brennbar“ gelten in diesem Zusammenhang einerseits gesetzlich geschützte Biotope nach § 32 NatSchG Bad.-Württ. und gesetzlich geschützte Flächen (NSG, ND), darüber hinaus aber auch sonstige Böschungstypen, die wegen des Mangels an brennbarem Aufwuchs im Regelfall nicht gebrannt werden können.

Bewertungen der naturschutzfachlichen Auswirkungen des Brennens auf Art-Ebene sind vorrangig auf die Überlebensfähigkeit von Populationen wertgebender Arten bezogen<sup>9</sup>. Individuenverluste als solche bleiben selbst bei hochgradig gefährdeten Arten unberücksichtigt, solange sie sich nicht nachhaltig auf den Fortbestand ihrer Lokal- oder Metapopulationen auswirken. Im Hinblick auf Individuenverluste unterscheidet sich winterliches Brennen im Übrigen nicht grundsätzlich von anderen Verfahren der Landschaftspflege. Auch bei Beweidung oder Mahd sind Individuenverluste bei zahlreichen (und auch bedeutsamen) Arten der Regelfall. Trotzdem müssen solche Verluste auf Art- und Populationsebene keineswegs zwangsläufig negativ wirken<sup>10</sup>.

---

<sup>9</sup> Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass im Kosten- und Aufwandsrahmen des vorliegenden Projektes keine Populationsgefährdungsanalysen in engeren Sinne bzw. Modellierungen unterschiedlicher Szenarien vorgenommen werden konnten.

<sup>10</sup> Entsprechende Beispiele finden sich u. a. bei zahlreichen phytophagen Insektenarten, deren Nahrungsquellen oder Überwinterungshabitate auch bei extensiven Formen der Mahd und Beweidung kurzfristig wegfallen können. Selbst beträchtliche, hierdurch verursachte Individuenverluste können durch die positi-

## 4.2 Naturschutzrelevante Arten der Rebböschungen und deren Empfindlichkeit gegenüber dem Brennen

Bevor die kurzfristigen Auswirkungen des Brennens auf Arten naturschutzfachlich beleuchtet werden können, ist zu definieren, welche der auf den Böschungen siedelnden Arten und Anspruchstypen in einem engeren Sinn „naturschutzrelevant“ sind. Es ist ein erheblicher Unterschied, ob Beeinträchtigungen hochgradig gefährdete Arten betreffen, die im Kaiserstuhl überregional oder gesamtstaatlich bedeutsame Vorkommen besitzen, oder ob lediglich ungefährdete, noch allgemein verbreitete Arten negativ betroffen sind. Erst wenn naturschutzrelevante Artenkollektive benannt sind, kann analysiert werden, ob ihre Habitate vom Brennen überhaupt betroffen sind und - falls dies zutrifft - ob und in welchem Maße ihre Bestände nachhaltigen Beeinträchtigungen ausgesetzt sind.

Zu diesem Zweck wurden Zielartentabellen erstellt (Modul B Zielarten), in denen seltene, rückläufige, gefährdete oder aus anderen Gründen schutzbedürftige Arten der Flora sowie wichtiger Taxa der Fauna entsprechend ihrer Naturschutzrelevanz gegliedert sind. Wesentliche Grundlagen bildet dabei die aktualisierte Einstufung nach dem „Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ (vgl. RECK et al. 1996, LFU 2005) sowie der Rote-Liste-Status auf Bundes- und Landesebene. Darüber hinaus enthalten die Tabellen Habitat-Zuordnungen zu den wichtigsten Böschungstypen (Modul B Zielarten Tab. 8 und 9) und - z. T. daraus abgeleitet - eine artbezogene Bewertung der potenziellen Empfindlichkeit gegenüber dem Brennen (Modul B Zielarten Tab. 5 und 6).

Insgesamt wurden für die Rebböschungen des Kaiserstuhls 241 Zielarten ermittelt, davon 132 Landesarten<sup>11</sup> sowie 109 Naturraumarten. Für diese Arten wurde zunächst die Betroffenheit gegenüber winterlichem Brennen beurteilt. Im zweiten Schritt erfolgte eine Empfindlichkeitsbeurteilung der Zielarten. Die Beurteilung der Betroffenheit und Empfindlichkeit folgt dem Schema von Abb. 5, das im Projektrahmen unter Einbeziehung wesentlicher Untersuchungsergebnisse entwickelt wurde.

Zentrales Ergebnis der Betroffenheitsbeurteilung ist, dass der überwiegende Teil der aus Naturschutzsicht wertgebenden Arten nicht oder nur gering vom Brennen der Rebböschungen betroffen ist. Dies trifft auf 182 der 241 Zielarten zu (76% aller Zielarten, 85% aller Landesarten). Als nicht betroffen wurden Arten eingestuft, deren Habitate aus rechtlichen Gründen (Biotope nach § 32 NatSchG Bad.-Württ., sonstige geschützte Flächen) nicht gebrannt werden dürfen oder deren Habitate aus Mangel an brennbarer Materie faktisch nicht brennbar sind. Hierzu zählen die charakteristischen Bewohner schütter bewachsener Magerrasen und vegetationsarmer Pionierstandorte, wie etwa die Schnecke *Jamina quadridens*, der Augenfalter *Hipparchia fagi* oder die Knarrschrecke *Calliptamus italicus*, bei denen die vorliegenden Untersuchungsergebnisse keine Vorkommen in faktisch brennbaren Böschungstypen belegen konnten. Als gering betroffen wurden Arten eingestuft, die in brennbaren Böschungen nur Nebenvorkommen aufweisen wie z. B. der Wiedehopf, der Laufkäfer *Ophonus cordatus*, die Wildbiene *Eucera macroglossa* oder die Spinne *Cheiracanthium elegans*.

---

ven Auswirkungen auf die Habitatqualität jedoch häufig überkompensiert werden. Ein Beispiel ist der Zwerg-Bläuling (*Cupido minimus*), dessen Entwicklungsstadien bei Beweidung zwischen Mai und Juni nahezu vollständig mit den Wundkleebblüten abgefressen werden, der aber dennoch auf fast jedem beweideten Magerrasen mit Beständen der Wirtspflanze vorkommt.

<sup>11</sup> Kategorien und Definitionen vgl. Kap. 3.1

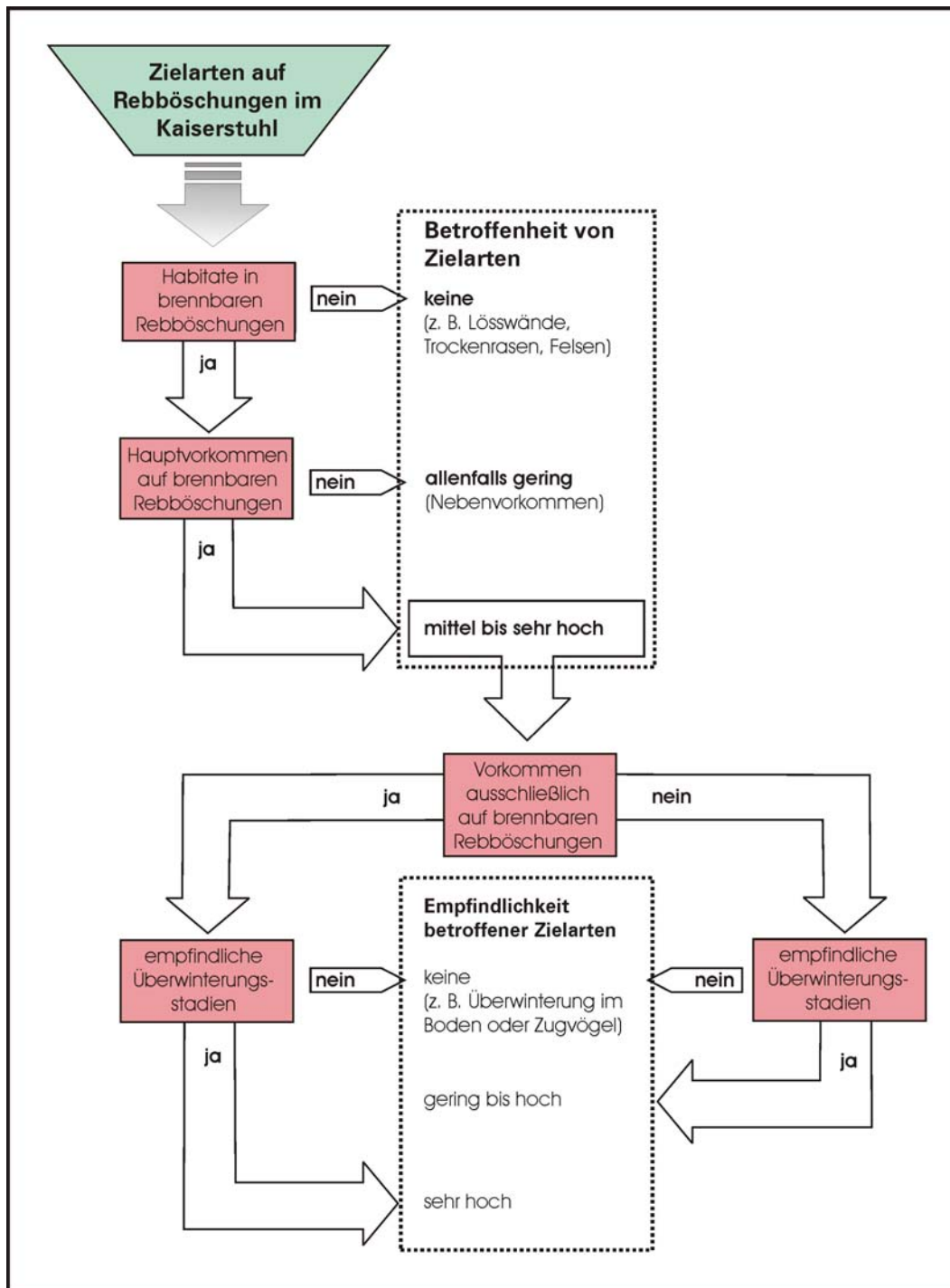


Abb. 8: Ablaufschema zur Betroffenheits- und Empfindlichkeitsbeurteilung

Die verbleibenden 59 Zielarten (24% aller Zielarten, darunter 15% aller Landesarten) wurden einer Empfindlichkeitsbeurteilung unterzogen. Wichtigstes Kriterium für die Empfindlichkeit einer Art gegenüber winterlichem Brennen ist der jeweilige Überwinterungsort. Es versteht sich von selbst, dass Zugvogelarten wie der Baumpieper durch winterliches Brennen der zu diesem Zeitpunkt verlassenen Bruthabitate keiner direkten Beeinträchtigung ausgesetzt sein können. Doch auch von den zum Brandzeitpunkt in-



nerhalb der Böschungen anwesenden Arten sind keineswegs alle den Feuereinwirkungen winterlicher Brandereignisse ausgesetzt. Hiervon auszunehmen (und damit unempfindlich) sind diejenigen Arten, die in tieferen Bodenschichten überwintern (vgl. z. B. Module C 2 Westliche Smaragdeidechse, D 4 Landschnecken). Direkte Individuenverluste können hier schon aus feuerphysikalischen Gründen nahezu ausgeschlossen werden, da die Hitzeeinwirkung der „kalten“ Brände bereits wenige mm unterhalb der Erdoberfläche kaum noch messbar ist (z. B. LUNAU & RUPP 1988, ZIMMERMANN 1979). Insgesamt erwiesen sich 7 Zielarten als weitgehend unempfindlich. Zu ihnen zählen die Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*), der Steppengrashüpfer (*Chorthippus vagans*), das Große Windröschen (*Anemone sylvestris*), die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) sowie die beiden Zugvogelarten Baumpieper (*Anthus trivialis*) und Kuckuck (*Cuculus canorus*).

Damit verbleibt letztlich nur ein vergleichsweise geringer Zielarten-Anteil, für den auf Basis der vorgenommenen Analysen eine grundsätzliche Empfindlichkeit gegenüber winterlichen Brandereignissen konstatiert werden musste (52 Zielarten, 22% aller Zielarten). Hierbei handelt es um solche Arten, die in den faktisch brennbaren Böschungstypen Hauptvorkommen besitzen. Beispiele sind der Gewöhnliche Blasenstrauch (*Colutea arborescens*), die Tagfalterarten Kronwicken-Bläuling (Modul C 6 *P. argyrognomon*), Blaukernauge (Modul C 3 *Minois dryas*) und Kleiner Schlehen-Zipfelfalter (Modul C 5 *Satyrium acaciae*), die Schnecke *Euomphalia strigella* (Modul D 4 Landschnecken), die Spinne *Xysticus kempeleni*, der Laufkäfer *Lebia cruxminor* (Modul D 5 Laufkäfer und Spinnen) oder die Gottesanbeterin (Modul C 8 *Mantis religiosa*). Bei allen 52 Zielarten ist davon auszugehen, dass sie durch das Brennen Individuenverluste erleiden. Inwieweit ihre Populationen durch das Brennen wesentliche - insbesondere auch nachhaltige - Beeinträchtigungen erfahren, hängt indessen maßgeblich von zusätzlichen Faktoren ab (z. B. individuelle Mobilität, Populationsstruktur, s. folgendes Kap.).

Im obigen Sinne prinzipiell als empfindlich einzuordnen wären zudem hochgradig seltene Arten, die isolierte Reliktpopulationen auf brennbaren Böschungstypen besitzen. Hierbei spielt es keine Rolle, ob die „Isolation“ ihrer Habitate aus einer sehr großen Distanz zum nächstgelegenen Vorkommen resultiert oder aus einer sehr geringen Individualmobilität der betreffenden Art (z. B. Schnecken).



Abb. 9: Erfolgreich auf einer gebrannten Böschung (Bild unten) überwinterte Westliche Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*). Der noch Lehm verschmierte Kopfbereich sowie häufiges Schließen der Augen beim Sonnenbaden deuten auf die erst kurz zuvor beendete Winterruhe hin (Foto M. Bräunicke).



Abb. 10: Der Fundort der oben abgebildeten Smaragdeidechse ist mit einem Pfeil markiert. Die Böschung wurde am 16.02.2004 gebrannt, das Bild entstand genau einen Monat später. Im Hintergrund sind verschiedene ungebrannte Böschungen zu sehen (Foto M. Bräunicke).

### 4.3 Schädigt das Brennen Populationen naturschutzrelevanter Arten?

Es ist klar, dass die Frage direkter Beeinträchtigungen von Arten vorrangig anhand des jeweiligen Überwinterungstyps diskutiert werden muss, da die größten Beeinträchtigungen auf Ebene der überwinternden Individuen zu erwarten sind. Gleichwohl sind durch das Feuer verursachte Individuenverluste per se noch kein Kriterium für eine Schädigung. Maßstab für Letztere ist die Reaktion auf Populationsebene, deren Beurteilung bei mobileren Arten einen über die gebrannte Einzelböschung deutlich hinausgehenden Betrachtungsmaßstab erfordert (Module C 2 Westliche Smaragdeidechse, C 3 - C 6 Tagfalter sowie D 3 Fang- und Heuschrecken). Selbst kurzfristig starke Bestandsdepressionen bis hin zum Erlöschen einzelner Lokalpopulationen können in naturschutzfachlicher Hinsicht unerheblich sein, solange sie kurzfristig reversibel sind (Wiederbesiedlung) und auch längerfristig nicht zu einem schleichenden Rückgang des Habitatangebots und der Art-Populationen größerer Landschaftsausschnitte beitragen. Erst der nachhaltige Verlust obligatorisch benötigter Habitatbausteine, die dauerhafte Verhinderung der Besiedlung noch funktionsfähig scheinender Lebensräume, ein wesentlicher Rückgang oder gar das Erlöschen von Arten auf Gebiets- oder Naturraumbene wären hinsichtlich einer naturschutzfachlichen Beurteilung möglicher negativer Auswirkungen des Brennens relevant.

Ein definitives Erlöschen von Populationen innerhalb zuvor besiedelter Untersuchungsgebiete, das mit dem Brennen in Zusammenhang gebracht werden könnte, wurde im 4jährigen Bearbeitungszeitraum für keine Zielart nachgewiesen<sup>12</sup>.

Unter den bearbeiteten Taxa gibt es jedoch Anspruchstypen oder Arten, für die zum Untersuchungsbeginn ein prinzipieller Verdacht auf nachhaltige Schädigungen durch das Brennen bestand. Dies betraf einerseits Arten, bei denen direkte Individuenverluste entweder schon nachgewiesen waren (Gottesanbeterin, *Mantis religiosa*; s. LUNAU & RUPP 1988) oder solche aufgrund des typischen Aufenthaltsortes der Überwinterungsstadien angenommen werden mussten (z. B. Kronwicken-Bläuling, *Plebeius argyrognomon*). Zum anderen existierten bei einer ganzen Reihe der betroffenen Zielarten Wissenslücken hinsichtlich der Reproduktions- und Überwinterungsorte, die eine nachvollziehbare Beurteilung der Empfindlichkeit sowie tatsächlicher Beeinträchtigungen ausschlossen (z. B. bei *Hipparchia fagi*, *Chorthippus vagans* und einigen anderen Schmetterlingsarten, s. entsprechende Module). Bei diesen musste zunächst geklärt werden, ob und mit welcher Stetigkeit sie sich überhaupt in brennbaren Böschungstypen reproduzieren.

Fazit der artbezogenen Analysen ist,

- dass sich der Verdacht auf eine relevante Betroffenheit einiger Zielarten nicht bestätigen ließ, weil Hauptvorkommen der betreffenden Arten in nicht brennbaren Böschungstypen belegbar waren (z. B. *Hipparchia fagi*, *Calliptamus italicus*, *Jaminia quadridens*, *Bradycellus caucasicus*, *Eresus cinnaberinus*).
- dass die spezifischen Überwinterungsorte bestimmter Zielarten hinreichend tief im Boden liegen und damit vor negativen Auswirkungen des Brennens geschützt sind (Module C 2 Westliche Smaragdeidechse und C 9 *Chorthippus vagans*). Entsprechen-

---

<sup>12</sup> Nicht gemeint ist hier das jährliche Auftreten oder Fehlen von Einzelindividuen, deren Bodenständigkeit in bestimmten Gebieten fraglich ist (z. B. des Steppengrashüpfers, *Chorthippus vagans* im Gebiet der Mondhalde).

de Arten sind vom Brennen zwar betroffen, aber nicht empfindlich. Auch bei den Landschnecken stellte sich heraus, dass durch den winterlichen Rückzug vieler Arten und Individuen in mehr oder weniger tiefe Schichten der Streu und des Oberbodens nur ein begrenzter Teil der Populationen den unmittelbaren Einwirkungen des Feuers ausgesetzt ist.

- dass durch das Brennen verursachte Individuenverluste anderer Zielarten so rasch durch hohe Reproduktionsraten und Wiederbesiedlung kompensiert werden können, dass eine nachhaltige Schädigung der Lokal- und Metapopulationen nicht zu erwarten und demzufolge nur eine geringe Empfindlichkeit gegeben ist (z. B. Module C 8 *Mantis religiosa* und C 6 *Plebeius argyrognomon*), oder
- dass bei wieder anderen Arten Individuenverluste zwar regelmäßig und in bestimmten Böschungen vermutlich sogar in großer Zahl auftreten, jedoch insgesamt nur vergleichsweise geringe Anteile der Gebietspopulationen betreffen, weil nur Teile der Habitate gut brennbar sind. Entsprechende Arten sind prinzipiell vom Brennen betroffen und in mittlerem bis hohem Maße empfindlich, unter der speziellen Konstellation ihrer Habitate im Kaiserstuhl jedoch trotzdem nicht nachhaltig gefährdet. Beispiele hierfür sind die Schmetterlingsarten *Satyrium acaciae* und *Nola subchlamydula* (Module C 5 und C 7).

Nach der Empfindlichkeitsbeurteilung in Abb. 8 wurden insgesamt 16 Zielarten als gering empfindlich eingestuft (7% aller Zielarten, 3% aller Landesarten). Diese überwintern nur teilweise im Einflussbereich des Feuers, überwiegend aber in geschützten Bodenschichten (z. B. Laufkäfer: Mondfleckläufer *Callistus lunatus*), im Bereich von Gehölzen (potenzielle Verlustrate gering, z. B. Wildbienen: Dunkelgrüne Mauerbiene *Osmia submicans*) oder außerhalb der Rebböschungen (Hummeln: Grashummel *Bombus ruderaris*). Andere Arten dieser Empfindlichkeitsstufe kompensieren Individuenverluste durch hohe Individualmobilität (z. B. Gottesanbeterin *Mantis religiosa*) oder durch Mehrbrütigkeit und eine entsprechend erhöhte Reproduktionsrate (z. B. Kronwicken-Bläuling *Plebeius argyrognomon*). Wieder andere sind in den Böschungen fast flächendeckend und mit teilweise extrem hohen Individuendichten präsent, so dass Verluste kaum ins Gewicht fallen und aus dem Umfeld trotz eher geringer Individualmobilität rasch ausgeglichen werden (z. B. Weiße Turmschnecke *Zebrina detrita*). Unter den Zielarten der Flora ist der Gewöhnliche Blasenstrauch (*Colutea arborescens*) ein Beispiel, dessen hohe Nachtriebfähigkeit seine Empfindlichkeit trotz auftretender Schädigung der vom Brennen betroffenen Individuen stark mindert. Bei diesen 16 gering empfindlichen Zielarten ist auf Gebietsebene weder von erheblichen Bestandseinbußen noch vom lokalen Erlöschen als Folge des Brennens auszugehen.

Es verbleiben 36 Zielarten, bei denen größere Populationsteile im Einflussbereich des Feuers überwintern (Tab. 4). Aufgrund der erhobenen Daten ist für diese Arten belegt oder auf Basis von Indizien bzw. vor dem Hintergrund ihrer biologisch-ökologischen Eigenschaften anzunehmen, dass der Feuereinsatz eine erhebliche Reduktion ihrer Bestände im Lebensraumkomplex der Böschungen bewirkt, ohne hier das Erlöschen herbeizuführen. Diese 36 Zielarten sind als mittel bis hoch empfindlich eingestuft (15% aller Zielarten, 11% Landesarten). Sie verfügen nur über eine mittlere bis geringe Kompensationsfähigkeit von Individuenverlusten (geringe Individualmobilität, ungünstige Populationsstruktur etc.).

Tab. 4: Gegenüber winterlichem Brennen mittel bis hoch empfindliche Zielarten Kaiserstühler Rebböschungen

ZAK	RLD	RLBW	mittel bis hoch empfindliche Zielarten
LA	G	1	1. Maskenbienen-Art ( <i>Hylaeus lineolatus</i> )
LA*	1	1	2. <b>Gamander-Graueulchen</b> ( <i>Nola subchlamydula</i> )
LB	2	2	3. <b>Blaukernaue</b> ( <i>Minois dryas</i> )
LB	V	2	4. <b>Große Laubschnecke</b> ( <i>Euomphalia strigella</i> )
LB	3	2	5. Schwarzbindiger Prunkläufer ( <i>Lebia cruxminor</i> )
LB*	2	R	6. Krabenspinnen-Art ( <i>Xysticus kempeleni</i> )
LB*	3	R	7. Zwerg- und Baldachinspinnen-Art ( <i>Mecynargus foveatus</i> )
LB*	2	R	8. Laufspinnen-Art ( <i>Thanatus atratus</i> )
LB	2	2	9. Rote Schneckenhausbiene ( <i>Osmia andrenoides</i> )
LB	3	2	10. Schneckenhaus-Düsterbiene ( <i>Stelis odontopyga</i> )
LB	2	2	11. Wicken-Mauerbiene ( <i>Osmia acuticornis</i> )
LB	2	2	12. Große Keulhornbiene ( <i>Ceratina chalybea</i> )
LB	2	2	13. Stängel-Blattschneiderbiene ( <i>Megachile genalis</i> )
LB	3	2	14. Gallen-Mauerbiene ( <i>Osmia gallarum</i> )
N	2	3	15. <b>Kleiner Schlehen-Zipfelfalter</b> ( <i>Satyrium acaciae</i> )
N	V	3	16. Braunaue ( <i>Lasiommata maera</i> )
N	3	V	17. Veränderliches Widderchen ( <i>Zygaena ephialtes</i> )
N	3	V	18. Beilfeck-Widderchen ( <i>Zygaena loti</i> )
N	3	3	19. Hufeisenklee-Widderchen ( <i>Zygaena transalpina</i> )
N	V	3	20. Grüner Prunkläufer ( <i>Lebia chlorocephala</i> )
N	3	3	21. Glänzender Kamelläufer ( <i>Amara nitida</i> )
N	3	3	22. Mellets Haarschnellläufer ( <i>Ophonus melletii</i> )
N	V*	3	23. Gebänderter Rindenläufer ( <i>Philorhizus notatus</i> )
N	-	3	24. Heller Rindenläufer <sup>13</sup> ( <i>Philorhizus melanocephalus</i> )
N*	3	V	25. Krabenspinnen-Art ( <i>Xysticus acerbus</i> )
N*	3	3	26. Krabenspinnen-Art ( <i>Xysticus robustus</i> )
N*	3	V	27. Wolfsspinnen-Art ( <i>Trochosa robusta</i> )
N*	3	V	28. Feldspinnen-Art ( <i>Agroeca cuprea</i> )
N*	-	3	29. Zwerg- und Baldachinspinnen-Art ( <i>Pelecopsis radicolica</i> )
N*	2	V	30. Kugelspinne-Art ( <i>Neottiura suaveolens</i> )
N*	-	3	31. Zwerg- und Baldachinspinnen-Art ( <i>Walckenaeria capito</i> )
N*	3	3	32. Tapezierspinnen-Art ( <i>Atypus affinis</i> )
N	3	3	33. Schlanke Schneckenhaus-Mauerbiene ( <i>Osmia rufohirta</i> )
N	3	3	34. Bedornete Schneckenhaus-Mauerbiene ( <i>Osmia spinulosa</i> )
N	3	3	35. Stängel-Wollbiene ( <i>Anthidium scapulare</i> )
N	3	3	36. Dreizahn-Mauerbiene ( <i>Osmia tridentata</i> )

**Legende:**

**ZAK** Zielartenkonzept Baden-Württemberg (aktualisierter Stand, LFU 2005)

LA Landesart A  
LB Landesart B  
N Naturraumart

\*: Arten aus Tiergruppen, die im aktuellen Zielartenkonzept nicht bearbeitet wurden (Nachtfalter, Spinnen) bzw. aufgrund anderer Aspekte in die Zielartenliste aufgenommen wurden (die beiden Tagfalter *Lampides boeticus* und *Colias croceus*). Die Einstufung wurde entsprechend der Kriterien des Zielartenkonzepts vorgenommen.

<sup>13</sup> Auftreten in Rebböschungen zu erwarten, allerdings weder Nachweise aus eigenen Erhebungen noch bei LUNAU & RUPP (1988).

**RL Rote Listen**

**D** Gefährdungsstatus in Deutschland (Laufkäfer TRAUTNER et al. 1998, Tagfalter und Nachtfalter PRETSCHER 1998, Schnecken JUNGBLUTH & v. KNORRE 1998, Spinnen PLATEN et al. 1998, Wildbienen WESTRICH et al. 1998)

**BW** Gefährdungsstatus in Baden-Württemberg (Laufkäfer TRAUTNER et al. 2005, Tagfalter und Nachtfalter EBERT et al. 2005, Schnecken FALKNER et al. in Vorb., Spinnen NÄHRIG et al. 2003, Wildbienen WESTRICH et al. 2000)

1 vom Aussterben bedroht

2 stark gefährdet

3 gefährdet

V Art der Vorwarnliste, \* regional mit unterschiedlicher Gefährdungseinstufung

G Gefährdung anzunehmen

R Art mit geographischer Restriktion, extrem selten

- nicht gefährdet

**fett:** Zielarten die im Rahmen zöologischer bzw. artbezogener Erfassungen gezielt untersucht wurden.

Hierunter sind allerdings auch solche Arten subsummiert, deren Kompensationsfähigkeit aufgrund fehlender Angaben nicht zuverlässig abgeschätzt werden kann. Im Wesentlichen handelt es sich um in der Streu (z. B. das Widderchen *Zygaena ephialtes*, den Laufkäfer *Lebia cruxminor*, die Krabbenspinne *Xysticus kempeleni*), in Schneckenhäusern (z. B. die Schneckenhaus-Biene *Osmia andrenoides*) und Pflanzenstängeln (z. B. die Große Keulhornbiene *Ceratina chalybea*) oder auf der Bodenoberfläche überwinternde Zielarten (die Tapezierspinne *Atypus affinis*). Zudem sind dieser Gruppe winteraktive Zielarten zugeordnet (der Laufkäfer *Philorhizus notatus*).

Bei einer der detailliert bearbeiteten Zielarten, der stark gefährdeten Tagfalterart Blaukernauge (Modul C 3 *Minois dryas*), kann eine generelle Verträglichkeit des Brennens auf Basis der vorliegenden Daten nicht als gegeben angesehen werden. Hier liegt auf Basis einer vierjährigen Bestandszählung der Verdacht nahe, dass ein negativer Zusammenhang zwischen dem Ausmaß der winterlichen Brandfläche und der Populationsgröße im Folgesommer besteht, zumal diese Art Hauptvorkommen in brennbaren Böschungstypen besitzt und mit hoher Wahrscheinlichkeit empfindliche Individuenverluste durch das Brennen erleidet. Da *M. dryas* in bestimmten Untersuchungsgebieten massive Bestandseinbrüche vom ersten auf das zweite Untersuchungsjahr auch nach vier Jahren nicht kompensieren konnte (Mondhalde, Kunzenbuck), sind für diese Art - insbesondere bei zufälligem Zusammentreffen hoher Anteile gebrannter Habitats mit zusätzlichen Ungunstoffaktoren (z. B. extreme Witterungsverläufe) - schleichende Schädigungen der Populationen durch das Brennen nicht auszuschließen. Es wird deshalb empfohlen, das Blaukernauge als Repräsentant eines gegenüber dem Brennen besonders empfindlichen und zugleich naturschutzrelevanten Anspruchstyps (vgl. andere Streuüberwinterer s. o.) in ein Langzeit-Monitoring mit turnusmäßigen Bestandszählungen einzubinden. Falls sich dabei der Verdacht auf nachhaltige Beeinträchtigungen erhärten sollte, müssten entweder die Schwerpunkthabitats dieser Art in anderer Weise gemanagt werden (Mahd, Entbuschen) oder die Brandregeln für potenzielle Lebensräume wären zu modifizieren.



Abb. 11: Weibchen des Blaukernauges (*Minois dryas*): Die vorliegenden Daten deuten auf eine besondere Empfindlichkeit der stark gefährdeten Art gegenüber dem Brennen hin (Foto R. Steiner).

Ferner ist darauf hinzuweisen, dass keine Zielart ermittelt werden konnte, deren Hauptvorkommen ausschließlich auf brennbaren Rebböschungen liegen und somit eine sehr hohe Empfindlichkeit aufweist, die also keine relevanten Vorkommen außerhalb besitzt und deren Überwinterungsstadien gleichzeitig empfindlich gegenüber winterlichem Brennen sind.

Wichtig ist zudem die Feststellung, dass keine Zielart ermittelt werden konnte, die in den Rebböschungen weiträumig isolierte Vorkommen besitzt (große Seltenheit und/oder geringe Mobilität) und für die daraus ein generell hohes Extinktionsrisiko durch das Brennen resultieren könnte.

Genau solche Vorkommen sind es aber, die manche Autoren dazu veranlassten, den Feuer-Einsatz als geeignetes Management-Verfahren grundsätzlich in Frage zu stellen. So weist RETZLAFF (1987) im Zusammenhang mit Pflegemaßnahmen in ostwestfälischen Moorflächen auf die negativen Konsequenzen des Brennens für Schmetterlingsarten mit sehr lokalem Vorkommen hin. Ohne dies an Beispielen zu belegen, führt der Autor aus, dass entsprechende Arten nach dem Abflämmen nicht zur Wiederbesiedlung fähig seien, wenn isolierte Vorkommen dem Feuer vollständig zum Opfer fallen. Eine solche Annahme ist grundsätzlich berechtigt, dann aber immer mit der Frage verbunden, ob solche Fälle übertragbar oder hinreichend wahrscheinlich sind.

In der vorliegenden Untersuchung wurden verschiedene Zielarten, bei denen der Verdacht auf weiträumig isolierte Vorkommen vorlag, gezielt im Landschaftsmaßstab kartiert. Selbst von solchen Arten, die aufgrund der vorliegenden Literaturangaben als extrem selten einzustufen waren, wie das landesweit vom Aussterben bedrohte Gamander-

Graueulchen, wurden innerhalb der besiedelten Gebiete jedoch klassische Metapopulations-Konstellationen angetroffen (Modul C 7 *Nola subchlamydula*), die eine Empfindlichkeit gegenüber eher punktuell wirkenden Beeinträchtigungen erheblich mindern.

Eine durch das Brennen verursachte Verminderung des Habitatangebots bestimmter Zielarten (Fläche, Qualität, spezifische Habitatbausteine), die unabhängig von Individuenverlusten als mittelbare Schädigung zum Tragen kommt, konnte für keine Art belegt werden. Dass als Folge des Brennens längerfristig schleichende (und negative) Veränderungen wichtiger Art-Habitate eintreten, kann dennoch aufgrund des „nur“ vierjährigen Untersuchungszeitraums nicht ausgeschlossen werden. Indizien hierauf liegen indessen weder aus vegetationskundlichen noch aus zoologischen Untersuchungsansätzen vor (Diskussion s. z. B. Modul C 5 *Satyrium acaciae*).

Ein kurzfristig auftretender Habitateffekt konnte bei der Westlichen Smaragdeidechse beobachtet werden (s. entsprechendes Modul C 2). Individuen dieser Art werden durch das Brennen nicht direkt geschädigt, verlassen gebrannte Böschungsabschnitte jedoch im zeitigen Frühjahr, da sie ihnen offensichtlich keine hinreichende Deckung vor Prädatoren (v. a. Greifvögel) bieten. Sobald der frische Aufwuchs hoch genug ist, findet eine Rückwanderung in die gebrannten Böschungen statt, so dass diese ab Mai sogar in der Mehrzahl der Untersuchungsgebiete von der Westlichen Smaragdeidechse überdurchschnittlich stark besiedelt waren.

Etwas anders stellt sich die Situation bei der Gottesanbeterin dar (Modul C 8 *Mantis religiosa*). Nach Ergebnissen von LUNAU & RUPP (1988), wird der allergrößte Teil der *Mantis*-Gelege durch Brand der Rebböschungen vernichtet. Dieses Ergebnis konnte durch die vorliegende Untersuchung nicht bestätigt werden. Zwar ist die Art zweifellos vom Brennen ihrer Habitate betroffen und prinzipiell als empfindlich einzustufen. Jedoch können selbst in Ootheken mit Brandspuren von bis zu 45% Larven überleben (vgl. Abb. 12). Die Überlebensrate auf Brandflächen (einschließlich Brandinseln) ist immerhin noch halb so groß wie auf nicht gebrannten Flächen, d. h. auch auf Brandflächen überleben im Regelfall Larven. Letztere sind zudem relativ mobil und können geeignete Habitate innerhalb kurzer Zeit neu- oder wiederbesiedeln. Erhebliche und nachhaltige Beeinträchtigungen der Gottesanbeterin durch winterliches Brennen sind folglich sehr unwahrscheinlich. Eine Verbesserung der Habitatbedingungen durch winterliches Brennen erscheint prinzipiell möglich, ist auf Basis des vorliegenden Datenmaterials jedoch nicht abschließend zu beurteilen bzw. zu prognostizieren.



Abb. 12: Verbrannte Oothek der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) nach dem Schlupf. Insgesamt schlüpften aus dieser Oothek 44 Larven (Foto C. Stärz).

Auf Ebene der Artengemeinschaften ergaben sich bei den daraufhin bearbeiteten Taxa keine Anhaltspunkte dafür, dass sich die Zusammensetzung der Zönosen unter dem Einfluss des Brennens grundlegend ändert. So wird selbst für die ausbreitungsschwache Gruppe der Landschnecken als Fazit konstatiert, dass das Brennen auf das Artenspektrum in der durch die Allgemeinverfügung festgelegten Form offensichtlich keinen wesentlichen bzw. nachhaltigen Einfluss ausübt, soweit bislang erkennbar. Auslöschungen einzelner Arten treten - wenn überhaupt - allenfalls kleinräumig auf. Bezogen auf eine gesamte Brandfläche war dies



nicht feststellbar. Auch bei den Fang- und Heuschrecken waren im Direktvergleich gebrannter und nicht gebrannter Böschungsabschnitte erwartungsgemäß keine auffälligen Verschiebungen im Artenspektrum feststellbar.<sup>14</sup>

Insgesamt kann konstatiert werden, dass für einen Großteil von Zielarten keine Beeinträchtigung ihrer Bestände durch das Brennen im betrachteten Rahmen eintritt bzw. erwartet werden kann. Für einen kleinen Teil an Arten sind Bestandsrückgänge zu erwarten, ohne dass diese Arten aber vollständig und dauerhaft aus den Böschungskomplexen verschwinden werden. Auch für weitere Zielarten, für die keine hinreichenden Daten vorliegen, wird ein Erlöschen in Folge des Brandregimes als unwahrscheinlich erachtet.

Kritischer ist die Situation für die Tagfalterart *Minois dryas* einzustufen. Mit dem als notwendig erachteten Langzeit-Monitoring dieser offenbar als empfindlicher Indikator anzusprechenden Art ist ein Rahmen vorgegeben, in dem ggf. auf nachhaltige Beeinträchtigungen reagiert werden kann.

---

<sup>14</sup> Es ist darauf hinzuweisen, dass die vorgenommenen Untersuchungen allerdings nicht auf quantitative Aspekte der Fauna insgesamt oder höherer Aggregationen wie z. B. der Arthropoden (Gliederfüßer) unter Einbeziehung weiterer Boden oder Bodenstreu besiedelnder Gruppen abzielte. Entsprechende Untersuchungen zu gebrannten Flächen konnten teilweise signifikant mehr Arthropoden in gebrannten als in ungebrannten Flächen konstatieren, bei - außer den Zweiflüglern (Diptera) - höherer Biomasse der Arthropodengruppen (s. HURST 1970). Diese Ergebnisse können jedoch nicht pauschal auf das jetzige Brandregime im Kaiserstuhl übertragen werden.

#### 4.4 Fördert das Brennen naturschutzrelevante Arten direkt?

Eine umfassende Beurteilung der naturschutzrelevanten Auswirkungen des Brennens erfordert auch die Analyse möglicher positiver Effekte. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen langfristigen Auswirkungen, wie Offenhaltung, sowie spontanen Effekten auf Habitatebene, die eine sofortige Förderung von Arten bewirken. Letztere ist Gegenstand des vorliegenden Kapitels.

Aus anderen Bezugsräumen oder Ländern liegen für verschiedene Arten Untersuchungsergebnisse vor, die eine kurzfristige Förderung durch Brandereignisse belegen oder zumindest nahe legen. Insbesondere gilt dies für Brandverfahren, die System konservierenden Charakter haben und im Regelfall mit massiven und nachhaltigen Strukturveränderungen der betreffenden Standorte verbunden sind (z. B. Waldbrände). Es muss darauf hingewiesen werden, dass Rahmenbedingungen, Biotoptypen und spontan profitierende Arten mit jenen der hier untersuchten Brandflächen nicht vergleichbar sind (s. Kap. 6: Übertragbarkeit). Dennoch seien nachfolgend einige Literatur-Beispiele zur Förderung naturschutzrelevanter Arten durch das Brennen genannt, die nicht im Kontext mit Waldbränden stehen: Habitatsicherung der bundesweit vom Aussterben bedrohten Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) in Niedersachsen (CLAUSNITZER & CLAUSNITZER 2005), Habitatverbesserung für bestimmte Vogelarten wie Heidelerche und Steinschmätzer auf dem Truppenübungsplatz Münsingen (Schwäbische Alb, GATTER 1996, 2000), Erhöhung des Nahrungsangebots für Wachtelkükken (HURST 1970).

Im Rahmen der eigenen Untersuchungen konnten kurzfristige positive Effekte allerdings für keine der bearbeiteten Zielarten des Kaiserstuhls (verallgemeinerbar) belegt werden. Nur bei einzelnen Arten ergaben sich Anhaltspunkte für eine Bestandsförderung. So erschien der landesweit gefährdete Binsen-Knorpelsalat (*Chondrilla juncea*) in der gebrannten Aufnahme­fläche P3-1 erstmals 2003. In der Kontrollfläche war die Art nur 2004 außerhalb eines Probequadrates vorhanden, kam jedoch auf den zwei- und dreijährig gebrannten Varianten auch bereits 1997 bzw. 1998 vor. Seit 2003 ist *C. juncea* auf der jährlich gebrannten Behandlungseinheit am häufigsten. Eine Förderung durch das Brennen auf P3-1 ist anzunehmen. Gleichwohl ist eine Übertragbarkeit dieses Ergebnisses auf andere Böschungstypen nicht gegeben.

Daneben gibt es weitere Pflanzenarten, bei denen anhand der Entwicklungstendenz auf einem Teil der Aufnahme­flächen eine Förderung durch das Brennen vermutet werden kann. Ein Beispiel ist hier die Bunte Kronwicke (*Securigera varia*), die als solche zwar weder selten noch gefährdet oder rückläufig ist, für sechs mono- oder oligophage Tagfalter- und Widderchenarten<sup>15</sup> der Rebböschungen jedoch essenzielle Funktionen als Raupen-Wirtspflanze erfüllt. Ein positiver Einfluss auf Bestände dieser Schmetterlingsarten wäre im Falle einer durch das Brennen geförderten Ausbreitung der Kronwicke prinzipiell vorstellbar. Gleichwohl sind die Kronwicke und die von ihr abhängigen Schmetterlingsarten in den meisten Untersuchungsgebieten bereits aktuell weit verbreitet und z. T. mit individuenreichen Beständen vertreten. Ein naturschutzfachlich begründeter Bedarf für die Ausdehnung ihrer Vorkommen durch kontrolliertes Brennen kann aus der aktuellen Bestandssituation dieser Arten jedenfalls nicht abgeleitet werden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass eine Zunahme der Bunten Kronwicke durch das Brennen nicht generell, sondern nur in bestimmten Böschungstypen erwartet werden könnte. Ein

---

<sup>15</sup> *Zygaena ephialtes*, *Z. loti*, *Erynnis tages*, *Colias alfacariensis*, *Plebeius argyrognomon* und *Polyommatus bellargus*

Vordringen der Art zu Lasten unerwünschter Dominanzbestände konkurrenzstarker Problemarten (wie *Solidago gigantea* u. a.) ist zumindest mittelfristig auszuschließen.

Zwar hat das Brennen durch Vernichtung der Streu zweifellos einen erheblichen Einfluss auf Habitate der in den Böschungen siedelnden Arten (Struktur, Raumwiderstand, Mikroklima). Aufgrund des raschen und jahreszeitlich früh einsetzenden Nachwachsens der Vegetation ist ein Teil dieser Habitat-Effekte jedoch nur von kurzer Dauer. Insofern müssten Zielarten vegetationsarmer Pionierstandorte oder schütter bewachsener Gras-Krautfluren, um vom Brennen zu profitieren zu können, schon frühzeitig im Jahr mit einer Besiedlung reagieren, sollen entsprechende Effekte in einer Bestandsförderung überhaupt zum Tragen kommen. Andererseits fehlt die vorjährige Streu, die das bodennahe Mikroklima und die Raumstruktur mit beeinflusst, für einen längeren Zeitraum. Nach den Ergebnissen der Habitatanalysen zur Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*, Modul C 8) weisen Streudichte und Durchsicht in 10 - 30 cm Höhe auf den gebrannten Böschungen signifikant die geringsten Werte gegenüber den ungebrannten Böschungen auf. Wie zu vermuten war, sind die gebrannten Flächen also deutlich lückiger und damit für thermophile Arten wie beispielsweise die Gottesanbeterin deutlich attraktiver. Eine Habitatoptimierung durch winterliches Brennen erscheint bei der Gottesanbeterin und einzelnen Spinnenarten (z. B. *Atypus affinis*) zwar möglich, ist auf Basis des vorliegenden Datenmaterials jedoch nicht abzuleiten bzw. zu prognostizieren.

Nachhaltige, über Jahre hinweg wirksame Effekte auf Habitat- oder Ökosystemebene, wie sie z. B. im Kontext mit Wald- oder Heidebränden auftreten können, sind unter den Rahmenbedingungen des Feuereinsatzes im Kaiserstuhl nicht zu erwarten.

Auch bei anderen Gruppen der Wirbellosenfauna wurde keine direkte Förderung naturschutzrelevanter Arten als Folge des Brennens beobachtet. So fehlt beispielsweise die in den Böschungskomplexen sonst weit verbreitete Pionierart Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) nahezu allen Winterbrandflächen (Modul D 3 Fang- und Heuschrecken-Zönosen). Dies ist nicht überraschend, da zum Zeitpunkt der Eiablage (Sommer) der Pionier-Charakter der Flächen längst wieder dem Charakter einer mehr oder weniger dichtwüchsigen Gras- oder Krautflur gewichen ist. Selbst auf einer illegal im Sommer gebrannten Böschung, die von Imagines der Art spontan besiedelt wurde, konnte *O. caerulescens* im Folgejahr kein Vorkommen etablieren.

Dieses Ergebnis ist vermutlich auf andere Zielarten der phytophagen Wirbellosenfauna mit Imaginalstadium im Sommer und gleichzeitiger Präferenz für spärlich bewachsene, trockene Standorte übertragbar. Obwohl z. B. zahlreiche heimische Tagfalterarten bei der Eiablage eine starke Affinität zu Störstellen und anderweitig lückig bewachsenen Standorten zeigen (FARTMANN 2006 u. a.), konnte selbst für eine Gräser fressende Zielart wie den Großen Waldportier (Modul C 4 *Hipparchia fagi*) kein positiver Zusammenhang zwischen den Entwicklungshabitaten und gebrannten Flächen festgestellt werden.

## 4.5 Trägt das Brennen zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Vegetationsbestände bei?

### 4.5.1 Gehölze

#### Vorbemerkungen

Die Frage nach den längerfristigen Auswirkungen des Brennens auf die Gehölzsukzession der Böschungen ist aus weinbaulicher wie auch aus naturschutzfachlicher Perspektive von besonderer Bedeutung für eine Gesamtbeurteilung des Feuereinsatzes. Zum einen wird die Allgemeinverfügung ganz wesentlich mit der Annahme begründet, dass sich unerwünschte Gehölzsukzessionen durch das Feuer begrenzen ließen. Zum anderen treffen sich in dieser Frage die Interessen von Naturschutz und Weinbau, da eine Bewaldung der Böschungen von keiner Seite gewünscht ist.

Im Verlauf des vorliegenden Projekts wurde der Gehölzentwicklung „sukzessive“ ein wachsender Stellenwert beigemessen. Erst nach Projektbeginn wurde erkannt, dass diese zentrale Frage bis dato nicht hinreichend beantwortet ist und darauf hin entschieden, ihr einen separaten, in dieser Form zunächst nicht vorgesehenen Untersuchungsansatz zu widmen. Im Letzteren wurden ältere Dauerbeobachtungsflächen mit unterschiedlicher Brandgeschichte einer erneuten Bearbeitung unterzogen. Zusätzlich wurde versucht, durch gezielte Beobachtung fundierte Informationen zu Reaktionsmustern und -spektrern der problematischsten Gehölzarten auf das Brennen zu erlangen.

Vorwegzuschicken ist, dass eine abschließende Prognose der künftigen Gehölzentwicklung auf Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht vorgenommen werden kann. Viele Einzelergebnisse sind indifferent und in starkem Maße von den konkreten standörtlichen Rahmenbedingungen des Brennens beeinflusst. Hinzu kommt, dass Wirkungen des Feuers von zusätzlichen Faktoren überlagert werden und deshalb oft nicht eindeutig von diesen zu trennen sind. Erinnerung sei in diesem Zusammenhang an das klimatische Extremjahr 2003, dessen Konsequenzen sich nicht nur bei der Analyse der Gehölzentwicklung, sondern bei nahezu allen Untersuchungen als erheblicher Unsicherheitsfaktor hinsichtlich Repräsentanz und Übertragbarkeit der erhobenen Daten herauskristallisierte. Insgesamt ist festzustellen, dass die Wirkung des Feuers je nach Umgebungsparameter sehr unterschiedlich und abhängig von der betrachteten Art ist. Eine Pauschalierung von Ergebnissen ist deshalb in vielen Punkten weder möglich noch zulässig.

Ein grundsätzliches Dilemma ist, dass einerseits mit dem Feuer Problemarten zurückgedrängt, also stark beeinträchtigt, werden sollen, andererseits sollen bestimmte andere (erwünschte) Arten aber nicht unter dem Feuer leiden. Besonders deutlich zeigt sich dieses am Beispiel des Blasenstrauchs (*Colutea arborescens*), der - selbst wenn die autochthone Herkunft seiner Bestände in den Untersuchungsgebieten nicht geklärt ist - eine floristische Besonderheit der Rebböschungen darstellt und als solche zu erhalten ist.

Betrachtet man einzelne, zu brennende Böschungsabschnitte, so ist diese Doppelzielsetzung vermutlich unrealistisch. Denn ist das Brennen so effizient, dass unerwünschte Arten fern bleiben oder verdrängt werden, dann sind auch erwünschte Arten in Gefahr, weil konkurrenz- und regenerationsstarke Problemarten erfahrungsgemäß nur mit massiven Eingriffen zu bekämpfen sind. Bleibt der Feuereinsatz hingegen so „schonend“, dass erwünschte Arten wie der Blasenstrauch überleben, steht wiederum die beabsichtigte Kontrolle der Problemarten in Frage. Letztlich löst sich dieses Dilemma nur, wenn man die Populationen naturschutzrelevanter Arten gesamthaft betrachtet (Bezug Kaiserstuhl anstatt Einzelböschung) und ggf. akzeptiert, dass beide Ziele nicht auf jeder

Böschung gemeinsam, sondern häufig nur - zeitlich und/oder räumlich entzerrt - nebeneinander erreichbar sind.

Schlussfolgerungen, Prognosen und Einschätzungen der nachfolgenden Kapitel gehen von maximaler Wirksamkeit des Feuers im genehmigten Rahmen aus (Einhaltung des 2- oder 3jährigen Brandturnus). In der Praxis wird das ohnehin begrenzte Potenzial des Feuers jedoch oft nicht ausgeschöpft (ungünstige Winterwitterung, Mangel an brennbarer Materie etc.). Positive Einschätzungen der Möglichkeiten einer effizienten Gehölz- bekämpfung durch das Brennen werden damit insgesamt noch relativiert, die nicht zu übersehenden Grenzen des Feureinsatzes zur Gewährleistung einer nachhaltigen Gehölzkontrolle dagegen unterstrichen.

### **Zusammenfassung zentraler Fragen und wesentlicher Ergebnisse**

Hinsichtlich Details und Datengrundlage der nachfolgenden Ausführungen ist auf die Darstellungen des Moduls D 1 Vegetation und Flora zu verweisen. An dieser Stelle werden die mit den verfügbaren Daten möglichen Antworten auf zentrale Teilaspekte der Fragestellung wiedergegeben.

#### **1. Werden Gehölz-Keimlinge so stark durch Feuer geschädigt, dass damit eine Ansiedlung verhindert wird?**

Bei manchen Arten ist hiervon mit großer Wahrscheinlichkeit auszugehen. Ob Keimlinge ein Feuer nach ihrer ersten Vegetationsperiode überstehen können, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Es gibt aber Hinweise darauf, dass dies bei vielen Arten nicht zutrifft. Wahrscheinlich ist es also unter geeigneten Bedingungen möglich, die Ansiedlung bestimmter Gehölzarten aus Samen zu verhindern. Allerdings deuten viele Einzelergebnisse darauf hin, dass mindestens alle zwei Jahre, wenn nicht sogar jährlich gebrannt werden müsste, um eine Gehölzansiedlung auch tatsächlich zu unterbinden. Denn bei mehrjährigem Brennen können Exemplare, die nur oberirdisch abgestorben sind, regenerieren und langsam erstarken.

#### **2. Wird die Keimung von (bestimmten) Gehölzarten durch das Brennen gefördert?**

Hierzu liegen kaum konkrete Ergebnisse oder Anhaltspunkte vor. Bei Weiden und Pappeln ist eine Förderung unter dem Einfluss des Brennens nicht zu erwarten.

#### **3. Wird die Etablierung von Bäumen aus Jungpflanzen durch das Brennen verhindert?**

Nein. Eine Etablierung wird durch das Brennen lediglich verlangsamt. Baumarten mit rascher Entwicklung im Jugendstadium (z. B. Esche, Bergahorn, Walnuss) sind vermutlich ausschließlich bei jährlichem Brennen an einer Etablierung zu hindern. Dreijährige und ältere Jungbäume regenerieren sich nach Brandereignissen überwiegend sehr gut und werden wahrscheinlich nur in Ausnahmefällen vernichtet. Bei bestimmten Arten trifft dies vermutlich bereits auf zweijährige Jungpflanzen zu (z. B. Walnuss, Ahorn-Arten, Eichen).

#### **4. Werden größere Bäume durch das Brennen geschädigt?**

Im Regelfall nein. Jedenfalls sind letale Schädigungen seltene Ausnahmen. Baumarten mit großen Reserven in der Wurzel (z. B. Eichen, Walnuss) sind in der Lage, trotz regelmäßig stattfindender Brandereignisse zu erstarken.

#### **5. Werden Gehölzarten, die sich über Polykormone ausbreiten, in ihrer Ausbreitung gehindert oder gar zurückgedrängt?**

Bei manchen Arten wird eine Ausbreitung durch das Brennen verlangsamt (z. B. Blutroter Hartriegel, Schlehe und Waldrebe). Eine Zurückdrängung findet aber - wenn überhaupt - allenfalls punktuell, nicht „in der Fläche“ statt. Selbst ein weiteres Vordringen von Polykormonen (Pflanzengruppe; durch Wurzel- bzw. Ausläufersystem verbunden und aus einer Mutterpflanze hervorgegangen) kann nicht ausgeschlossen werden. Einige Autoren gehen auf der Grundlage ihrer Untersuchungsergebnisse sogar davon aus, dass eine Ausbreitung von Polykormon-Bildnern durch das Brennen gefördert werden kann (vgl. z. B. SCHREIBER 1997, PAGE et al. 2000, ZIMMERMANN 1979).

Ein vollständiges (oberirdisches) Absterben von Einzelbüschen oder lockeren Polykormon-Beständen würde voraussetzen, dass in Brandwintern kontinuierlich genügend brennbare Biomasse im Kontaktbereich der Gehölze vorhanden ist (Altgras, trockene Stauden), um eine entsprechende Hitzeentwicklung und als Folge eine Schädigung zu verursachen. Diese Voraussetzung ist jedoch häufig nicht erfüllt. Ohne entsprechendes Brennmaterial dringt das Feuer fast nie in geschlossene Gebüsch- oder Schleiergesellschaften ein. Deshalb bleiben solche flächigen Gehölzbestände vom Feuer nahezu unbeeinträchtigt.

Der Einfluss des Feuers auf Gebüsche führt teilweise zu strukturellen Veränderungen: jüngere Polykormone, Gebüschränder und teils auch Einzelbüsche bleiben bei regelmäßigem Brennen niedriger. Zwischen niedrigeren Polykormon-Trieben bleibt dann u. U. mehr Platz und Licht für krautige Konkurrenten.

#### **6. Werden Lianenbestände, Brombeer- und Kratzbeergestrüppe durch das Brennen beseitigt?**

Nein. Lianen-Schleier sterben beim Brennen - ebenso wie Brombeer- oder Kratzbeergestrüppe - zwar oberirdisch komplett ab, treiben aber überwiegend wieder durch. Ein vernichtender Einfluss auf die stets ausschlagsstarken Arten ist in der Regel nicht gegeben.

#### **7. Wird die Ausdehnung der Lianenschleier zumindest begrenzt?**

Bei jährlichem Brennen wäre eine entsprechende Begrenzung von Lianenschleiern zu erwarten, bei mehrjährigem Brennen dagegen wahrscheinlich nur in geringerem Umfang (Abb. 13 und 14). Bei Waldreben und Rebuterlagen ist es offenbar möglich, die Ausdehnung der Individuen zu begrenzen und ihre vegetative Ausbreitung zu behindern. Eine Begrenzung des Lianen-Wachstums wird in erster Linie auch davon abhängen, ob es der Pflanze gelingt, über anwurzelnde oberirdische Triebe neue Tochterpflanzen zu etablieren. *Rubus*-Arten werden sich über Wurzelbrut selbst dann ausdehnen können, wenn ihre oberirdischen Organe alle drei Jahre komplett vernichtet werden.

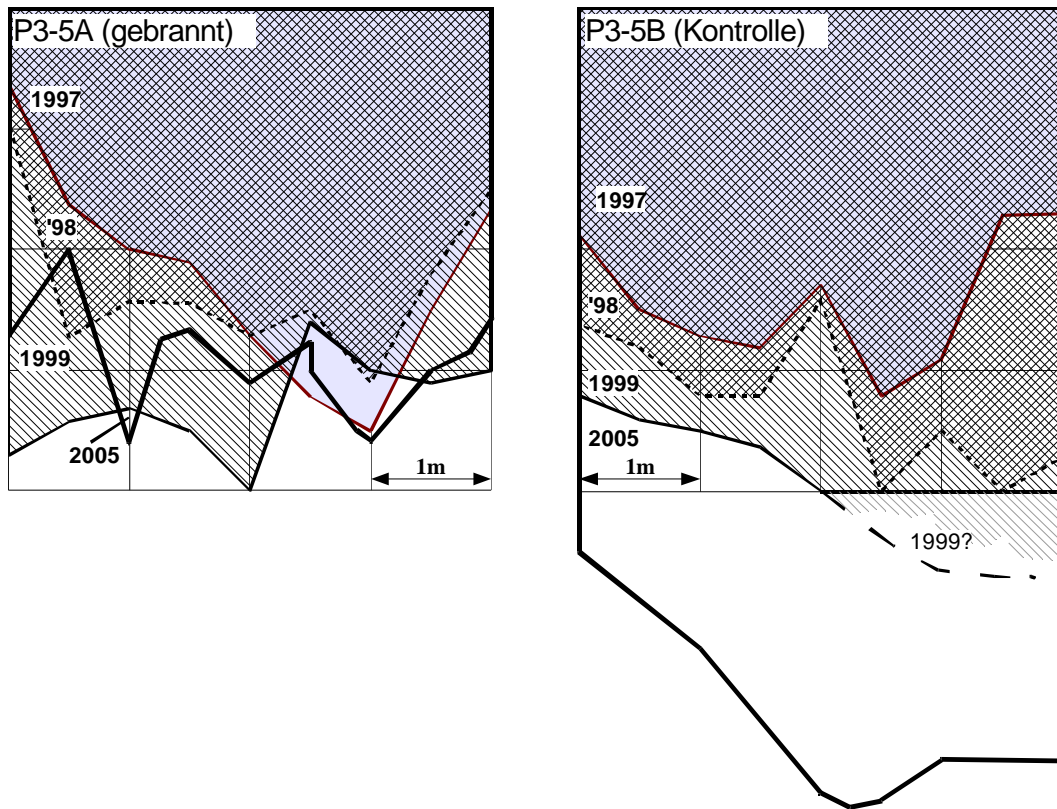


Abb. 13: Ausbreitung der Waldrebe auf dem Probeflächenpaar P3-5 in den Jahren 1997, 1998, 1999 und 2005 bei jährlichem Brennen und ohne Feuer (Kontrolle)



*Abb. 14: Entwicklung der Waldrebe auf Kontrollfläche P3-5B (oben 01.10.1997 Foto H. Page, unten 30.09.2005 Foto W. Wahrenburg); zu beachten sind auch die Wurzelausläufer der Pappel oben rechts*



## 8. Zusammenfassung der Einzelaspekte

### **Kann das Brennen in der bislang konzipierten Form prinzipiell zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Gehölzbestände oder holziger Lianenbestände beitragen?**

Gehölzsukzessionen als solche können allein durch mehrjähriges Brennen definitiv nicht verhindert werden. Eine Neu-Etablierung von Gehölzen aus Samen kann möglicherweise auf bestimmten Standorten bzw. unter günstigen Rahmenbedingungen unterbunden werden. Eine abschließende oder verallgemeinerbare Aussage hierzu ist jedoch nicht möglich. Die weitere Ausbreitung bereits vorhandener Gehölze ist durch das Brennen im derzeit genehmigten Turnus im Regelfall nur zu verzögern. Eine Zurückdrängung vorhandener Gehölze ist allenfalls als punktuell stattfindendes Einzelereignis, nicht aber als in der Fläche wirksamer Regelfall zu erwarten. Die aus weinbaulicher Sicht gewünschte Begrenzung der Höhenentwicklung von Gehölzen ist nur bei einzeln stehenden Sträuchern oder lockeren Polykormon-Beständen strauchiger Arten in gut brennbarer Umgebung möglich.

Ein Aufhalten oder Zurückdrängen bereits etablierter Gehölze würde voraussetzen, dass Gehölzindividuen (Bäume, Sträucher, Polykormon-Triebe) nachhaltig abgetötet werden. Die Stichproben-Untersuchungen zur Brandreaktion haben indessen gezeigt, dass ein Absterben nur bei etwa 10% der Individuen tatsächlich stattfand. Da in einigen Fällen auch andere Faktoren für das Absterben verantwortlich gewesen sein können, liegt die dem Brennen zuzuschreibende Rate abgestorbener Gehölze sehr wahrscheinlich noch unter 10%. Hiermit lässt sich eine schleichende Ausbreitung von Gehölzbeständen nicht aufhalten, geschweige denn rückgängig machen. Nur wenige Arten reagieren auf das Brennen vergleichsweise häufig mit Absterben. Dies trifft auf Blutroten Hartriegel und Schlehe zu, in geringem Maße auch auf Feldahorn, Feldulme und *Prunus*-Arten. Allerdings sind Standort- oder Witterungsbesonderheiten bzw. Krankheiten (*Ulmus*) und Herbizideinsatz (*Prunus spinosa*) als verstärkende Ursachen nicht auszuschließen.

Rund 60% der untersuchten Gehölze waren oberirdisch abgestorben (inkl. vollständig abgestorbene Exemplare). Daraus folgt, dass sich die Ausbreitung von Gehölzbeständen immerhin verzögern lässt. Zudem begrenzt regelmäßiges Feuer Volumen und Höhe der Gehölze. Ein langsames Erstarken wird dennoch nicht unterbunden.

Der Einfluss des Feuers auf Gebüsche führt teilweise zu strukturellen Veränderungen: jüngere Polykormone, Gebüschränder und teils auch Einzelbüsche bleiben bei regelmäßigem Brennen niedriger. Allerdings werden flächig abgestorbene kleinere Gehölzbestände stellenweise vollständig von (vorhandenen) Lianenvorkommen überwachsen bzw. durch diese ersetzt. Totholz früherer Brände verbrennt oft nicht oder nur zu geringen Teilen.

Einige Arten reagieren relativ unempfindlich oder mit extrem starkem Nachtrieb. Auf sie hat das Feuer keine nachhaltige Wirkung. Hierzu gehören Liguster, *Rubus*-Arten, Walnuss, Pappeln und Weiden, teilweise auch Robinien. Damit sind gerade die problematischen Baumarten (Weiden und Pappeln) mit Feuer nicht effizient zu bekämpfen.

Keine einzige Gehölzart wird durch das Brennen quantitativ getroffen, in gebrannten Böschungsabschnitten also immer und vollzählig zum Absterben gebracht. Auch deshalb ist ein effektives Zurückdrängen bzw. Vernichten vorhandener Gehölzbestände nach den vorliegenden Befunden nicht möglich.

**Trägt das Brennen unter den konkreten Rahmenbedingungen der Kaiserstuhl-Böschungen zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Gehölzbestände oder holziger Lianenbestände bei?**

Allenfalls punktuell wegen der geringen räumlich-zeitlichen Kontinuität. Faktisch erweist sich selbst die Umsetzung des Brennens im genehmigten 2- oder 3jährigen Turnus als oft nicht durchführbar, weil in anhaltend nassen oder schneereichen Wintern sowie nach außergewöhnlich trockenen Sommern (geringer brennbarer Aufwuchs) nur Teile der legal zu brennenden Böschungsabschnitte auch tatsächlich gebrannt werden.

## 4.5.2 Krautige Dominanzbestände

### Vorbemerkung

In naturschutzfachlicher Hinsicht können jene Arten Probleme bereiten, die durch Überwachsen oder Beschatten wertvolle Vegetationstypen des Offenlandes zurückdrängen oder entwerten. Zu diesen gehört hinsichtlich der Krautflora die Späte Goldrute (*Solidago gigantea*), im Folgenden als „Goldrute“ bezeichnet. Andere Dominanzbildner der Kraut- oder Gräserflora, wie Bunte Kronwicke (*Securigera varia*) oder Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*), beinhalten kein entsprechendes Konfliktpotenzial, zumal beide für das Vorkommen oligophager und zugleich naturschutzrelevanter Schmetterlingsarten sogar essenziell sind (z. B. Kronwicke-Bläuling, *Plebeius argyrognomon*; Blaukernauge, *Minois dryas*). Im Folgenden werden deshalb nur diejenigen Aspekte dargestellt, die sich mit der Goldrute als problematischer Art beschäftigen. Reaktionen anderer Dominanzbildner auf das Brennen sind im Modul D 1 Vegetation und Flora behandelt.

Die nachfolgend zusammengefassten Ergebnisse zu dieser Fragestellung basieren im Wesentlichen auf der Auswertung der Dauerbeobachtungsflächen auf Böschung P4. Ausführlichere Darstellungen sind ebenfalls dem Modul D 1 Vegetation und Flora zu entnehmen.

### Zusammenfassung der Ergebnisse zur Späten Goldrute (*Solidago gigantea*)

Auf Böschung P4 ist die Goldrute zwischen 1997 und 2005 von keinem 1 x 1 Meter-Probequadrat verschwunden. Auf zwei Dritteln der gebrannten Proben hat die Art an Deckung verloren, auf einem Drittel hat sie zugelegt.

Auf den Kontrollflächen ist das Bild ähnlich, hier ist die Goldrute auf drei Vierteln der Proben zurückgegangen, auf einem Viertel ist ihre Deckung gleich geblieben. Der Rückgang der Deckung beträgt vielfach über 20 Deckungs-Prozentpunkte, auf den Brandflächen bis maximal 47, auf den Kontrollen maximal 37 Prozentpunkte. Die nur auf den Brandflächen beobachteten Zunahmen liegen zwischen 7 und 20 Prozentpunkten. Auf den beiden 4 x 4 m-Flächen (P4-6a und P4-6b) hat die Goldrute sowohl auf der gebrannten Fläche als auch auf der Kontrollfläche gegenüber dem Ausgangszustand zugenommen (Abb. 15). Die Goldrute hat sich auf der Brandfläche sehr stark ausgebreitet, während sie auf der Kontrollfläche eher zurückzuweichen scheint.

Ergänzende Hinweise liefern zwei Beobachtungen von anderen Untersuchungsflächen: So zeigt ein aktuelles Vergleichsfoto (2005) der ungebrannten Monitoringfläche M7b einen gegenüber dem Jahr 2000 schütterer gewordenen Goldruten-Bestand, der gleichzeitig von der Waldrebe überwachsen war.

Auf dem alle drei Jahre gebrannten Probequadrat P346 der Böschung P3 schwankte die Deckung der Goldrute zwischen 1 und 5 Deckungsprozenten. Erstmals ist sie dort 1998 nachgewiesen worden, ansonsten hat sich die Art auf keiner Probefläche dieser Böschung etabliert.

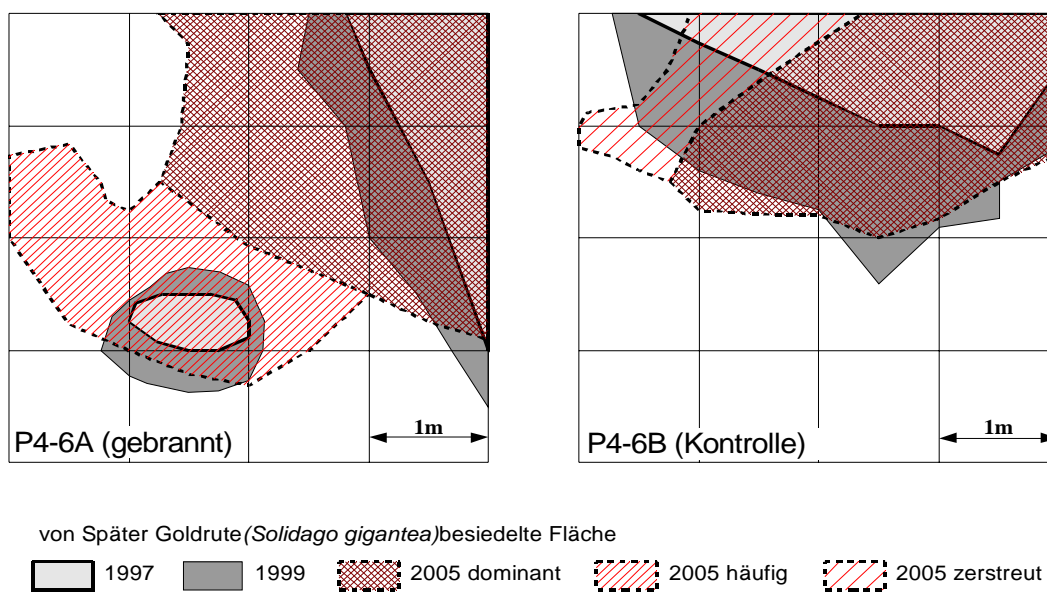


Abb. 15: Ausbreitung der Späten Goldrute auf dem Probeflächenpaar P4-6 in den Jahren 1997, 1999 und 2005 (P4-6A wurde alle zwei Jahre gebrannt)

## Diskussion

Die Ergebnisse der Böschung P4 sind so wenig einheitlich und so offensichtlich von Standortveränderungen überlagert, dass sich eine belegbare Aussage daraus nicht ableiten lässt. Eine realistische Einschätzung des Verhaltens der Goldrute ist dennoch aus den gewonnenen Daten abzuleiten. Die Biologie der Art und ihre Konkurrenzkraft lassen nicht erwarten, dass Feuer außerhalb der Vegetationsperiode die Pflanze wirksam schädigen kann. Zum Zeitpunkt des Brennens besitzt die Goldrute zwar einige direkt am Boden liegende wintergrüne Blätter, die den Vegetationspunkt umhüllen, aber selbst wenn diese durch das Feuer zerstört würden, vermag die Pflanze im Frühjahr ungehindert auszutreiben und Blüten auszubilden. PAGE et al. (2000) kamen zu dem Schluss, dass *Solidago* „auf frischen bis feuchten Böschungsstandorten indifferent auf den Feuerereinsatz reagiert“, jedoch beobachteten die obigen Autoren auf trockeneren Standorten eine leichte Schwächung der Konkurrenzkraft der Späten Goldrute. Letztere Feststellung bezog sich auf die Böschung P4.

Diese Einschätzung scheint nur bedingt zuzutreffen. Ein direkter Zusammenhang mit der Schwächung der Konkurrenzkraft von *Solidago* ist nicht abgesichert, da der entscheidende Unterschied zwischen den Brand- und Kontrollflächen nicht ein Rückgang der Goldrute ist, sondern „nur“ das Entfernen der Streudecke alle zwei Jahre.

Selbst in dichten gebrannten *Solidago*-Beständen konnten im Frühjahr 2005 manchmal ausschließlich Keimlinge der Goldrute nachgewiesen werden. Die Goldrute vermag sich auf den gebrannten Flächen also möglicherweise nicht nur über Wurzelaufläufer zu verbreiten, sondern auch über Sämlinge. Ob Letztere in klimatischen Normaljahren ausreichend Wasser für eine erfolgreiche Etablierung erhalten, bleibt indessen unklar.

Ein anderer Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Möglichkeit, dass Goldruten-Samen auf gebrannten Flächen keimen könnten, die bislang von dieser Art nicht besie-

delt waren. Konkrete Erkenntnisse hierzu liegen nicht vor. Da Goldruten auch in etablierte Grünlandgesellschaften eindringen, wenn diese nicht mehr bewirtschaftet werden (STARFINGER & KOWARIK 2005), ist eine Ansiedlung auf standörtlich geeigneten Reb-  
böschungen nach Feuer nicht auszuschließen. GÖRGER & STAUB (2001, 2002) berichten aus einer Brandfläche im NSG Haselschacher Buck von einer punktuellen Zunahme der Goldrute. Allerdings bleibt offen, ob diese auf vegetativem Wege oder über Samen erfolgte. Am wahrscheinlichsten sind Wurzeläusläufer, da die Art im betreffenden Bereich bereits vor dem Brandereignis präsent war.

### **Fazit**

- Das kontrollierte Brennen in der derzeit praktizierten Form trägt nicht zur Zurückdrängung oder Verhinderung unerwünschter Dominanzbestände der Goldrute bei. Die bereits von PAGE et al. (2000) mitgeteilte Einschätzung muss in dieser Hinsicht bestätigt werden.

Die übrigen der Fragen lassen sich im Einzelnen wie folgt beantworten:

- Goldrute lässt sich durch das Brennen definitiv nicht zurückdrängen.
- Die generative und vegetative Ausbreitung der Goldrute wird durch das Brennen nicht verhindert und höchstens punktuell begrenzt.
- Ob Goldrutenbestände durch das Brennen in ihrer Struktur oder Produktivität so verändert werden, dass sie an Konkurrenzkraft gegenüber der heimischen Flora verlieren, konnte nicht zweifelsfrei geklärt werden. Nach den vorliegenden Ergebnissen ist eine Schwächung der Konkurrenzkraft in dieser Größenordnung unwahrscheinlich.
- Die Keimung und Etablierung von Konkurrenten der Goldrute wird durch das Brennen nicht erkennbar gefördert. Wenn überhaupt, scheint eine solche nach den vorliegenden Befunden eher selten vorzukommen.

## 4.6 Resümee: Ist das Brennen im genehmigten Umfang naturverträglich und zielführend?

### Zur Frage der Naturverträglichkeit

Eine Beantwortung setzt zunächst die Definition des Prädikats „naturverträglich“ voraus. Im Hintergrund des Begriffs stehen Fragen nach möglichen Beeinträchtigungen von Schutzgütern, wie diese in ähnlicher Weise im geltenden Naturschutzrecht aufgeworfen und abgehandelt werden.

Aus fachlicher Sicht entscheidend sind die Fragen nach Erheblichkeit und Nachhaltigkeit negativer Auswirkungen, wobei im vorliegenden Fall naturschutzrelevante Arten und deren Populationen<sup>16</sup> im Fokus stehen. Für diese wird eine „Naturverträglichkeit“ des Brennens dann als gegeben erachtet, wenn:

- die derzeitige Bestands- und Verbreitungssituation seltener, charakteristischer, gefährdeter und/oder überregional rückläufiger Arten durch das Brennen im genehmigten Rahmen weder auf lokaler Ebene (Gebietsmaßstab) noch im gesamten Kaiserstuhl (Naturraummaßstab) dauerhaft verschlechtert werden.

Explizit nicht als unverträglich eingestuft werden dagegen eine ggf. kurzfristig mit dem Brennen verbundene Verringerung der Individuenhäufigkeit naturschutzrelevanter Arten sowie auch das kurzzeitige Erlöschen von Beständen gebrannter Böschungsabschnitte, soweit diese Effekte im Gebiets- und Naturraummaßstab ohne spezifische Zusatzmaßnahmen kompensiert werden können.

Die obige Definition orientiert sich im Wesentlichen an Formulierungen in Anhang I der Umwelthaftungsrichtlinie (UH-RL, Richtlinie 2004/35/EG), wonach nachteilige Abweichungen (von Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege) als nicht erheblich eingestuft werden können, wenn diese:

- „geringer als eine normale natürliche Fluktuation sind,
- natürliche Ursachen haben oder aus normaler bzw. bisheriger Bewirtschaftung resultieren,
- sich nachweislich in kurzer Zeit ohne äußere Einwirkung regenerieren bzw. trotz derer aufgrund der natürlichen Dynamik bald ein gleichwertiger oder besserer Zustand erreicht werden kann.“

In diesem Sinne kann das Brennen auf Basis der vorliegenden Ergebnisse für den Großteil der naturschutzrelevanten Arten als „verträglich“ eingestuft werden.

Zwar lässt sich eine Unverträglichkeit für keine der näher analysierten Arten oder Anspruchstypen pauschal prognostizieren oder belegen. Gleichwohl können schleichende Beeinträchtigungen, die eine Verträglichkeit entsprechend der obigen Definition mittel- bis längerfristig in Frage stellen würden, für einzelne Arten nicht ausgeschlossen werden. Es liegen bereits aus dem Untersuchungszeitraum für einzelne Arten Hinweise auf Bestandsrückgänge vor, die mit dem Feuereinsatz in Verbindung stehen (können).

---

<sup>16</sup> Eine entsprechende Analyse für naturschutzrelevante Biotoptypen kann entfallen, weil das Brennen in allen geschützten Biotopen nach § 32 NatSchG Bad.-Württ. verboten ist und wertende Aussagen ausschließlich für das Brennen im genehmigten Rahmen der Allgemeinverfügung zu treffen wären. Ein denkbarer negativer Einfluss des Brennens auf die Neuentstehung gehölzdominierter § 32-Biotope ist nicht zu thematisieren, weil hinsichtlich des übergeordneten Ziels der Offenhaltung (Rebböschungen) ein Allgemeinkonsens unterstellt werden kann.

Stellvertretend für diese steht die stark gefährdete Tagfalterart *Minois dryas* (Blaukernaue), die eingehender bearbeitet wurde (s. entsprechendes Modul C 3). Diese Art besitzt überproportional hohe Habitatanteile innerhalb gut brennbarer und faktisch auch regelmäßig gebrannter Böschungstypen (Foto einer Eiablagestelle s. Abb. 16). *M. dryas* ist gegenüber dem Brennen prinzipiell als empfindlich einzustufen und zeigte im Untersuchungszeitraum Bestandsschwankungen und -rückgänge, die mit hoher Wahrscheinlichkeit negativ mit dem Ausmaß gebrannter Böschungsfläche des vorausgegangenen Winters korrelieren. Massive Bestandseinbrüche der Art in den Gebieten Mondhalde und Kunzenbuck wurden innerhalb des vierjährigen Untersuchungszeitraums nicht kompensiert. Eine generelle Verträglichkeit des Brennens für diese Zielart sowie für zusätzliche, hier nicht im Detail untersuchte Arten desselben Anspruchstyps, kann nicht festgestellt werden. Die daraus abzuleitende Konsequenz wurde bereits in Kap. 4.3 formuliert.

Es wird empfohlen, das Blaukernaue als Repräsentant eines gegenüber dem Brennen besonders empfindlichen und zugleich naturschutzrelevanten Anspruchstyps in ein Langzeit-Monitoring mit turnusmäßigen Bestandszählungen einzubinden. Falls sich dabei der Verdacht auf nachhaltige Beeinträchtigungen erhärten sollte, müssten entweder die Schwerpunkthabitate dieser Art in anderer Weise gemanagt werden (Mahd, Entbuschen) oder die Brandregeln für potenzielle Lebensräume wären zu modifizieren.



Abb. 16: Eiablagestelle des Blaukernauges (*Minois dryas*) am Hinteren Berg. Die betreffende Böschung ist in struktureller und rechtlicher Hinsicht brennbar. Sie wurde in den letzten Jahren mehrfach gebrannt (Foto G. Hermann).

Auf noch zu klärende rechtliche und fachliche Aspekte im Zusammenhang mit den Anforderungen des besonderen Artenschutzes kann an dieser Stelle nur verwiesen werden<sup>17</sup>.

Abschließend ist allerdings noch darauf hinzuweisen, dass - wie in Kap. 3.2.3 dargestellt - gemessen am Potenzial der nach Allgemeinverfügung brennbaren Rebböschungen der Anteil von tatsächlich gebrannten Böschungen im Untersuchungszeitraum vergleichsweise gering war (durchschnittlich 14% von 67% brennbarer Rebböschung). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob dies auch in Zukunft eher der Realität entsprechen wird oder ob eine deutlich höhere Ausschöpfung der Möglichkeiten des Brennens zu erwarten ist. Eine entsprechende Entwicklung ist sorgfältig zu beobachten. Gegebenenfalls ist bei wesentlich erhöhtem Anteil gebrannter Flächen eine Prüfung anzuschließen, ob die auf Basis der bisherigen Ergebnisse abgeleiteten Beurteilungen dann Bestand haben oder ggf. Anlass zu Änderungen besteht.

### **Ist das Brennen zielführend?**

Diese Frage kann unter verschiedenen Gesichtspunkten beleuchtet werden. Aus landschaftspflegerischer Sicht werden häufig die im Vergleich zu Pflege-Alternativen (Mahd, Beweidung, Entbuschung) günstigen Kosten hervorgehoben (s. PAGE et al. 2006). Auch wenn ökonomische Aspekte nicht Gegenstand der vorliegenden Studie waren, muss darauf hingewiesen werden, dass Kostenrechnungen nur in Relation zur damit jeweils erreichbaren Leistung aussagekräftig sind, wobei letztlich die Zielsetzung und der Grad ihres Erreichens für die Beurteilung maßgeblich sind.

Doch was leistet das Brennen? Obwohl nicht in jeder Hinsicht abschließend zu beurteilen, liefern die vorliegenden Ergebnisse nur schwache Argumente für eine hohe Effizienz des Brennens im Vergleich zu Alternativen (s. Tab. 5).

Gehölzsukzessionen und unerwünschte Dominanzbestände der Goldrute werden jedenfalls weder zurückgedrängt noch an einer schleichenden Etablierung grundsätzlich gehindert. Allenfalls kann unter günstigen Umständen ein gewisser Verzögerungseffekt im Vergleich zu nicht gepflegten Flächen erhofft werden, der jedoch mit Sicherheit bescheidener ausfällt als bei alternativen Verfahren. Selbst in Relation zur - nicht zielkonformen, aber zweifellos „kostengünstigen“ - natürlichen Sukzession, schneidet das Brennen - wenn überhaupt - nicht wesentlich besser ab.

---

<sup>17</sup> Das vorliegende Projekt begann zu einem Zeitpunkt, zu dem das BNatSchG noch nicht in der heute geltenden Fassung mit seinen Regelungen zum besonderen Artenschutz (s. insbesondere § 42) vorlag und auch die Problematik dieses Themas - u. a. im Zusammenhang mit aufgrund europäischer Regelungen streng geschützten Arten (insbesondere des Anhangs IV der FFH-Richtlinie) - noch nicht hinreichend erkannt war. Insoweit sah das Projekt weder einen entsprechenden methodischen Ansatz bei den Freilanduntersuchungen noch eine spezifisch auf diese Thematik abgestellte Auswertung vor. Vor dem Hintergrund des derzeitigen Diskussionsstandes zu rechtlichen Erfordernissen und der ersten Vorschläge für einen Umgang mit dem besonderen Artenschutz in der Planung sowie v. a. dem aktuellen Urteil des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) gegen die Bundesrepublik Deutschland [EuGH-Urteil vom 10. Januar 2006 in der Rechtssache C-98/03] muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass auch bezüglich des Feueinsatzes eine artenschutzrechtliche Wertung erforderlich ist.



Tab. 5: Zur Relevanz von Feuer und alternativer Pflegeverfahren für die naturschutzfachliche Optimierung verschiedener Böschungstypen

	Sonderstandorte 1	Trocken-/ Halbtrockenrasen 2.1	Gras-/ Krautböschungen			Gehölze			Problemarten 4
			gehölzfrei 2.2	gehölzarm 3.1	mit Gehölzen 3.2	trockenwar- mer Standorte 3.3	standortgerecht 3.4	standortfremd 3.5	
<b>Relevanz des Feuer-Managements</b>									
Brennbarkeit strukturell	-	(+)	+	+	(+)	-	-	-	+
Brennbarkeit rechtlich (§ 32-Biotope)	-	-	+	+	+	(+)	(+)	-	+
<b>Effizienz verschiedener Pflegeverfahren zur Offenhaltung bzw. zur Umwandlung artenarmer Dominanzbestände in naturschutzrelevante Offenlandbiotope<sup>18</sup></b>									
Feuereinsatz gemäß Allgemeinverfügung	-	-	(+)	(+)	(+)	-	-	-	-
Mahd mit Abräumen	+	+	+	+	(+)	-	-	-	+
Entbuschung/Gehölzpflege (mechanisch)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Entbuschung/Gehölzpflege (Herbizide)	+?	+?	+?	+?	+?	+?	+?	+?	+?
Beweidung	+	+	+	+	+	(+)	(+)	(+)	+
Mulchen	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Oberbodenabtrag mit Ansaat von Magerrasen-Saatgut <sup>19</sup>	+	+	+	+	+	+	+	+	+

**Legende:**

**Effizienz verschiedener Pflegeverfahren**

- + hohe Relevanz bzw. Effizienz
- (+) mittlere bis geringe Relevanz bzw. Effizienz (evtl. nur u. U.)
- ? Einstufung nicht abgesichert (fehlende Praxiserfahrung im Naturschutz; unerwünschte Begleiteffekte möglich)<sup>20</sup>
- keine Relevanz bzw. Effizienz (oder Einsatz kontraproduktiv)

**projektbezogene Daten**

Noch unsicherer sind die mittel- bis längerfristigen Leistungen des Brennens hinsichtlich einer Habitatoptimierung wertgebender Tier- und Pflanzenarten. Obwohl sich bei einzelnen Anspruchstypen oder Arten die prinzipielle Möglichkeit positiver Effekte andeutet (s. Kap. 4.4), ist doch mehr als fraglich, ob diese den Einsatz des Feuers auch vor dem Hintergrund seiner insgesamt mäßigen Effizienz unterstützen können.

<sup>18</sup> Kosten- und Praktikabilitätsaspekte nicht berücksichtigt

<sup>19</sup> hierbei kommt nur die Verwendung von autochthonem Saatgut (Herkunft Kaiserstuhl) in Frage

<sup>20</sup> z. B. toxische Effekte auf Ebene von Zielarten; unbeabsichtigte Verdrängung von Zielarten niedrigwüchsiger Gehölzfluren (*Satyrium acaciae* u. a.)

Die Begrenztheit des Feuereinsatzes zum Erreichen der naturschutzfachlichen Ziele wird auch darin deutlich, dass ein hoher Anteil sowohl der essenziellen Zielarten-Habitats wie auch der besonders schutzbedürftigen Biotoptypen vom Brennen schon deshalb nicht profitieren kann, weil auf den entsprechenden Standorten aus rechtlichen (§ 32 NatSchG Bad.-Württ.) und/oder strukturellen Gründen (Mangel an Brennmaterial) kein Feuereinsatz möglich ist. 76% der Zielarten Kaiserstühler Rebböschungen haben Siedlungsschwerpunkte in nicht brennbaren Böschungstypen bzw. anderen Biotoptypen (Modul B Zielarten). Unter weinbaulichen Gesichtspunkten mögen Magerrasen und verwandte Böschungstypen als „unproblematisch“ gelten, nicht aber aus Sicht des Naturschutzes. Unter Abwägung der naturschutzfachlichen Prioritäten besteht auf längere Sicht gerade auf diesen Standorten der vordringlichste Handlungsbedarf (s. folgendes Kap.), denn auch sie unterliegen in den meisten Fällen einer zwar langsamen, aber stetigen Verschlechterung durch Sukzession, wobei keineswegs nur das Aufkommen von Gehölzen, sondern auch Versaumung, Verfilzung und das Vordringen konkurrenzstarker Dominanzbildner negativ sind.

Obgleich dem Brennen seitens der Landnutzer derzeit ein überwiegend hoher Stellenwert in der Böschungspflege beigemessen wird, steht außer Frage, dass weder die weinbaulichen noch die naturschutzfachlichen Ziele - und dabei letztere in noch begrenzterem Umfang (s. Kap. 5) - alleine durch den Feuereinsatz erreicht werden können.

Die neuerdings wieder in allen Untersuchungsgebieten häufiger zu beobachtende Durchführung von Entbuschungsmaßnahmen belegt, dass auch seitens der Winzer und Gemeinden die grundsätzliche Notwendigkeit einer Böschungspflege anerkannt wird, die über das Brennen hinausgeht. Sollte die Wiederaufnahme mechanischer Entbuschungsmaßnahmen seitens der Winzer durch die Allgemeinverfügung gefördert worden sein, wofür einiges spricht, so wäre dies ein positiver Sekundäreffekt, der in punkto Wirksamkeit und Zielerfüllungsgrad das eigentliche Brennen deutlich übertreffen könnte.

Als Fazit ist festzuhalten, dass das Brennen für den Großteil der naturschutzfachlich relevanten Arten und Biotope unter den derzeitigen Praxisbedingungen zwar als „verträglich“ einzustufen ist<sup>21</sup>, für die nachhaltige Sicherung der besonderen Schutzgüter jedoch lediglich einen bescheidenen Beitrag leistet und deshalb allenfalls in Kombination mit zusätzlichen Pflegeverfahren als zielführend bewertet werden kann.

Letzteres wird im Pflege- und Entwicklungskonzept (FRIEDLAENDER et al. 2005) in ähnlicher Weise beurteilt. Das Brennen wird auch hier nur für vier von insgesamt neun verschiedenen Böschungstypen als geeignetes Pflegeverfahren vorgesehen.

---

<sup>21</sup> Definition und Ausnahmen s. Kapitelanfang

## 5 Folgerungen für die Böschungspflege aus naturschutzfachlicher Sicht

Die Erstellung eines Pflegeplans gehörte nicht zu den Aufgaben der vorliegenden Studie. Ein Pflegekonzept wurde zeitparallel und unabhängig vom Ökologischen Monitoring erarbeitet (FRIEDLAENDER et al. 2005). Darin enthalten sind ein allgemein gehaltenes, an Zielen des Weinbaus und der Landschaftspflege orientiertes Leitbild sowie eine auf Böschungstypen bezogene Zuweisung geeigneter Maßnahmen.

Ein auch hinsichtlich der Belange des Artenschutzes konkretisiertes Leitbild liegt bislang nur für die Böschungen zwischen Schelingen und Oberbergen vor (TREIBER 2003). Dort werden Pflegezielarten der Flora und Fauna explizit benannt und Maßnahmen zur Förderung dieser Arten mit Prioritätsstufen verknüpft. Ein vergleichbares, alle relevanten Anspruchstypen der Flora und Fauna umfassendes Leitbild für die Rebböschungen des gesamten Kaiserstuhls fehlt dagegen. Gerade vor dem Hintergrund knapper Mittel für die Böschungspflege ist es jedoch unabdingbar, das allgemein formulierte Leitbild der „Offenhaltung“ überprüfbar zu formulieren und nach Prioritäten zu staffeln. Erst wenn Prioritäten nicht nur aus weinbaulicher, sondern auch aus naturschutzfachlicher Sicht eindeutig festgelegt sind, können knappe Geldmittel auch effizient eingesetzt werden.

Das Brennen ist aus naturschutzfachlicher Sicht nur im Abgleich mit möglichen Alternativen sinnvoll zu beurteilen. Entscheidend sind dabei nicht die Kosten eines Verfahrens hinsichtlich „Offenhaltung“, sondern - darüber deutlich hinausgehend - die Wirksamkeit des Verfahrens hinsichtlich des Erreichens vorrangiger Ziele. Aus weinbaulicher Sicht hat die Offenhaltung zweifellos höchste Priorität. Unerwünscht ist das Aufkommen höherer Gehölze. Obwohl Offenhaltung im Grundsatz auch ein übergeordnetes Naturschutzziel darstellt, muss differenziert betrachtet werden, welche Standorte und Biotope vorrangig offen zu halten und welche zusätzlichen Teilziele maßgeblich sind.

Maßnahmen, die das Hochwachsen von Bäumen verhindern (Entbuschung, Mulchen, Mahd, bedingt auch das Brennen) können sich positiv auf das Erreichen vorrangiger Naturschutzziele auswirken, sie müssen es aber nicht. Aus Sicht des Artenschutzes macht es kaum einen Unterschied, ob eine Böschung mit Robinien-Vorwald oder mit dichten Dominanzbeständen der Späten Goldrute bewachsen ist; wohl aber aus weinbaulicher Sicht. Hingegen ist es aus Artenschutzsicht ein großer Unterschied, ob eine Böschung Magerrasen mit gefährdeten Arten trägt oder nur artenarme Grasfluren; nicht so aus weinbaulicher Sicht. Insofern ist eine pauschale Honorierung jedweder Offenhaltungsmaßnahmen als Beitrag zum Arten- und Biotopschutz nicht begründet. Vielmehr geht es im Einzelfall darum, die Prioritäten aus weinbaulicher und naturschutzfachlicher Sicht zunächst getrennt voneinander darzustellen.

Für die Schnittmenge derjenigen Böschungen, denen in beiden Perspektiven die höchste Pflegepriorität beigemessen wird, ist der Einsatz öffentlicher Landwirtschafts- oder Naturschutzmittel (Landschaftspflegerichtlinie, MEKA) gleichermaßen gerechtfertigt und auch wünschenswert. Dass Böschungen mit ausschließlich naturschutzfachlicher Pflegepriorität vorrangig mit Naturschutzmitteln gepflegt werden - und umgekehrt - ist einleuchtend. Ebenso einleuchtend ist, dass Pflegemaßnahmen, die in Privatinitiative der Winzer erfolgen, auch vorrangig den privaten Zielsetzungen dienen. Pflegemaßnahmen auf Gemeindeböschungen müssen hingegen auch an den naturschutzfachlichen Zielen und Prioritäten orientiert werden. Diesbezüglich besteht in der Praxis noch erheblicher Optimierungsbedarf, denn ein großer Anteil der auf Gemeindeböschungen umgesetzten

Maßnahmen betraf Flächen eher geringer Naturschutzpriorität (z. B. Brennen von Goldrutenfluren), während in einigen hochgradig bedeutsamen Böschungen trotz augenfälliger Defizite bislang keine Maßnahmen stattfanden. Eine intensivere Abstimmung mit dem landesweiten Artenschutzprogramm (ASP) und eine Einbindung vorrangiger ASP-Maßnahmen (z. B. Wildbienen, Schmetterlinge) in das bestehende Böschungspflegekonzept sind in diesem Zusammenhang dringend zu empfehlen, alleine jedoch sicher nicht ausreichend, um Prioritäten des Arten- und Biotopschutzes in der Böschungspflege hinreichend Rechnung zu tragen.

Im naturschutzfachlichen Zielsystem der Rebböschungen spielen Magerrasen sowie deren Initial- und frühe Sukzessionsstadien eine herausragende Rolle (s. voriges Kap. und Modul B Zielarten). Gerade die Magerrasen sind jedoch einer effizienten Pflege durch das Feuer nicht zugänglich, sei es aus rechtlichen Gründen eines gesetzlichen Schutzstatus (§ 32 NatSchG Bad.-Württ.) oder mangels ausreichenden Brennmaterials. Wenn aber durch das Brennen auch längerfristig keine Entwicklung von Magerrasen aus bislang verarmten Gras- und Krautböschungen erwartet werden kann (Modul D 1 Vegetation und Flora), so stellt sich aus Artenschutzsicht ganz zwangsläufig die Frage nach geeigneten Alternativen, mindestens aber nach notwendigen Ergänzungen des Feuereinsatzes.

Hieraus ergeben sich aus naturschutzfachlicher Sicht mehrere wesentliche Schlussfolgerungen hinsichtlich der künftigen Böschungspflege und der Stellung des Brennens:

- 1) Die hoch- und höchstwertigen Böschungen<sup>22</sup> müssen als „Träger der Biodiversität“ erheblich stärker in den Fokus der Böschungspflege gerückt werden als bisher. Voraussetzung hierzu ist eine vollständige Identifikation dieser Flächen, die erst in Teilen vorliegt. Darauf aufbauend muss die Dringlichkeit von Pflegemaßnahmen objektbezogen geprüft werden. Die zu einem früheren Zeitpunkt pauschal getroffene Aussage, es gäbe derzeit „noch keinen Anlass aus Gründen des Arten- und Naturschutzes auf Südböschungen Pflegemaßnahmen durchzuführen“ (KOBEL-LAMPARSKI et al. 2000), ist unter Vorsorgeaspekten nicht aufrecht zu erhalten. Auf einer Reihe südexponierter Böschungen sind bereits jetzt Initialstadien problematischer Sukzessionsgehölze vorhanden (Robinie, Waldrebe etc.), die derzeit noch effektiv und mit vglw. geringem Kostenaufwand zurückgedrängt werden könnten (Maßnahmen s. u.). Ein Zuwarten bis zu einem absehbaren Zeitpunkt, zu dem bereits eine akute Bedrohung überregional bedeutsamer Artenvorkommen eingetreten ist, wäre in Anbetracht der sehr hohen Bedeutung dieser Standorte nicht vertretbar.
- 2) Zur Erhaltung und Optimierung der höchstwertigen Flächen können Mahd, Entbuschung, Beweidung, in Einzelfällen auch Mulchen effizient sein, nicht aber das Brennen (Gründe s. o.).
- 3) Auf allen sonstigen Böschungen muss - mit aus Naturschutzsicht deutlich geringerer Priorität - eine Pflege anvisiert werden, die zu einer Umwandlung verarmter Dominanzbestände beiträgt<sup>23</sup>. Das Brennen kann eine solche Entwicklung möglicherweise

---

<sup>22</sup> Gemeint sind Böschungen mit Vorkommen von „Landesarten“ gemäß Zielartenkonzept und/oder Böschungen mit Magerrasen (geschützter Biotop nach § 32 NatSchG Bad.-Württ.) sowie deren Initial- und frühen Sukzessionsstadien

<sup>23</sup> Eine daran orientierte Pflege ginge über die reine Offenhaltung deutlich hinaus. Neben den oben bereits erwähnten Maßnahmentypen sind, z. B. bei eutrophierten Dominanzbeständen, auch der abschnittsweise Abtrag von Oberboden und die Ansaat mit autochthonem Saatgut durch Heudrusch- bzw. Heumulchsaatgut zu prüfen (vgl. TREIBER & NICKEL 2002). Es wäre zu erwarten, dass auf diese Weise in vielen Fällen eine gravierende Verbesserung heute stark verarmter Böschungen erreicht werden könnte.

- unterstützen (z. B. als Vorbereitungsmaßnahme für Mahd oder Beweidung), im Regelfall jedoch nicht alleine bewerkstelligen.
- 4) Mit dem Feuereinsatz sind Individuenverluste einiger, auch naturschutzfachlich relevanter Arten verbunden. Bei einem geringen Anteil von Zielarten sind als Folge schwache bis deutliche Bestandsrückgänge, jedoch ohne ein Erlöschen auf Gebiets- oder Naturraumbene zu erwarten. Für eine Art (Tagfalterart Blaukernauge) ist ein Monitoring erforderlich, um ggf. auftretende nachhaltige Beeinträchtigungen zu erkennen und dann durch Managementmaßnahmen auffangen zu können.
  - 5) Soweit das Brennen im Weiteren zumindest indirekt zu einer verbesserten Landschaftspflege im Kaiserstuhl beiträgt, ist es unter den o. g. Rahmenbedingungen aus naturschutzfachlicher Sicht als akzeptable Komponente der Böschungspflege einzustufen<sup>24</sup>. Es spielt dort jedoch keine vergleichbare Rolle wie ein Feuer-Management in anderen Biototypen (z. B. zur Pflege atlantischer Heiden oder zur Restitution artenreicher Zönosen in derzeit strukturarmen Kiefernwäldern auf Sandböden).
  - 6) Eine kurzzeitige Untersuchungsphase hat bezüglich erst langfristig eintretender negativer wie auch positiver Wirkungen nur sehr begrenzte Aussagekraft. Sowohl vor dem Hintergrund des Mangels an dynamischen Prozessen und des Pflegenotstandes im Naturschutz als auch der mit dem Feuer stärker als mit anderen Pflegemaßnahmen verbundenen „Zufälligkeit“ seines konkreten Einsatzes und seiner Ausprägung sollten bei beschränkter Anwendung noch weitergehende Erfahrungen gewonnen werden. Hierbei sollten auch ggf. eintretende Änderungen im Anteil tatsächlich gebrannter Flächen gegenüber den nach den Regelungen zulässigen berücksichtigt werden.

---

<sup>24</sup> Auf noch zu klärende rechtliche und fachliche Aspekte im Zusammenhang mit den Anforderungen des besonderen Artenschutzes kann an dieser Stelle nur verwiesen werden. Das vorliegende Projekt begann zu einem Zeitpunkt, zu dem das BNatSchG noch nicht in der heute geltenden Fassung mit seinen Regelungen zum besonderen Artenschutz (s. insbesondere § 42) vorlag und auch die Problematik dieses Themas - u. a. im Zusammenhang mit aufgrund europäischer Regelungen streng geschützten Arten (insbesondere des Anhangs IV der FFH-Richtlinie) - noch nicht hinreichend erkannt war. Insoweit sah das Projekt weder einen entsprechenden methodischen Ansatz bei den Freilanduntersuchungen noch eine spezifisch auf diese Thematik abgestellte Auswertung vor. Vor dem Hintergrund des derzeitigen Diskussionsstandes zu rechtlichen Erfordernissen und der ersten Vorschläge für einen Umgang mit dem besonderen Artenschutz in der Planung sowie v. a. dem aktuellen Urteil des Europäischen Gerichtshofes gegen die Bundesrepublik Deutschland (EuGH - Urteil vom 10. Januar 2006 in der Rechtssache C-98/03) muss jedoch hervorgehoben werden, dass auch bezüglich des Feuereinsatzes voraussichtlich noch eine artenschutzrechtliche Wertung erforderlich ist.

## 6 Übertragbarkeit auf andere Biotoptypen und Naturräume

Wie bei allen ökologischen Studien so gab es auch in der vorliegenden Untersuchung eine Reihe von Besonderheiten, die nicht ohne weiteres auf andere Biotoptypen, Naturräume oder Arten übertragen werden können.

Für zentrale Ergebnisse und Aussagen dieser Studie ist insbesondere der Umstand verantwortlich, dass die im Kaiserstuhl gebrannten Lebensraumtypen in großer Zahl und Fläche sowie in weiter Verbreitung vorkommen. Wenn gebrannte Lebensraumtypen in einer Landschaft stetig verteilt sind und insgesamt häufig vorkommen, trifft dasselbe im Regelfall auch auf Habitate hier lebender Arten zu. Konsequenz daraus ist, dass Arten eher selten isolierte Einzelvorkommen aufweisen, sondern vielmehr in räumlich strukturierten Populationen oder Metapopulationen über größere Landschaftsausschnitte verteilt sind. Das Risiko einer großräumigen Gefährdung derartiger Populationen ist selbst bei zufälligem Zusammentreffen mehrerer besonders ungünstig wirkender Brandereignisse gering.

Diese für die Empfindlichkeit von Arten entscheidende Rahmenbedingung dürfte auch in anderen Gebieten, in denen der Feuereinsatz derzeit diskutiert oder schon praktiziert wird, erfüllt sein, vermutlich z. B. in vergleichbaren Brachekomplexen des Tunibergs und der Vorbergzone oder auch am Mittelrhein. Eine entsprechende Konstellation darf jedoch nicht prinzipiell als gegeben vorausgesetzt werden. Problematisch könnten in diesem Zusammenhang Planungen sein, die einen Feuereinsatz für „besondere“, in einer Landschaft nur noch punktuell vorkommende Biotoptypen vorsehen. Entsprechende Beispiele könnten kleinflächige Moore mit gestörtem Wasserhaushalt sowie Heide- oder Magerrasen-Relikte bereits fortgeschrittener Sukzessionsstadien sein. Auf derartige Fälle wären die Aussagen der vorliegenden Studie hinsichtlich möglicher Beeinträchtigungen und zur Naturverträglichkeit des Brennens keinesfalls übertragbar.

Keine wesentlichen Einschränkungen müssen hinsichtlich der Übertragbarkeit der hier angewandten Betroffenheits- und Empfindlichkeitskriterien für Arten gemacht werden: Zunächst hängt - so banal dies klingen mag - die Empfindlichkeit einer Art davon ab, in welchem Umfang ihre Populationen vom Brennen überhaupt betroffen sind. Es ist einleuchtend, dass Arten mit Hauptvorkommen außerhalb brennbarer Flächen nicht oder weniger betroffen sind als Arten mit Vorkommensschwerpunkten innerhalb der tatsächlich gebrannten Lebensräume. Doch auch unter Letzteren ist eine hohe Empfindlichkeit nicht pauschal zu unterstellen (vgl. Abb. 8). Vielmehr hängt die tatsächliche Empfindlichkeit von einer Reihe weiterer Faktoren ab: Der Aufenthaltsort der Individuen zum Zeitpunkt des Brennens, der Anteil gleichzeitig gebrannter Habitate einer Art, die räumliche Struktur ihrer Populationen sowie die Fähigkeit zur raschen Kompensation von Individuenverlusten (Mobilität, Generationsfolge) sind für die Auswirkungen des Brennens auf Populationesebene entscheidend. All dieses gilt unabhängig davon, um welche Lebensräume oder Arten es sich im Einzelnen handelt und ist insoweit auch auf andere Biotoptypen und Naturräume übertragbar.

Bezüglich des möglichen Nutzens eines Feuerregimes für Belange des Arten- und Biotopschutzes sind die für den Kaiserstuhl abgeleiteten Aussagen nur bedingt repräsentativ. Gültigkeit besitzen sie sicherlich für ähnliche Biotopsysteme, in denen durch das Feuer hervorgerufene Struktur- und Standorteffekte nur sehr kurzlebigen Charakter haben. Prinzipiell anders verhält es sich demgegenüber mit Feuern in Wald- und Heide-Ökosystemen oder in Macchien. Hier können einzelne Brandereignisse den strukturellen

Charakter von Flächen über Jahre hinaus verändern und in diesem Zeitraum völlig neue Habitate entstehen lassen. Speziell unter den Pionierarten, aber auch bei Besiedlern offener Gras-Krautfluren und Wald-Lichtungen ist in derartigen Systemen eine erhebliche und nachhaltige Bestandsförderung möglich. Entsprechende naturschutzrelevante Beispiele für Mitteleuropa wären die Vogelarten Ziegenmelker, Heidelerche, Birkhuhn und Haselhuhn, bei denen der Feuereinsatz durch den Menschen in der Vergangenheit habitatprägend und damit fördernd auf die Bestandsentwicklung zu wirken vermochte (vgl. GATTER 2000).

In bestimmten Lebensräumen kann das Feuer durch Initiierung von Verjüngungsprozessen eine systemerhaltende Bedeutung erlangen. Dies betrifft insbesondere die durch Feuer induzierte Verjüngung spezifisch angepasster Pflanzenarten (sog. „Pyrophyten“, s. VON DENFFER et al. 1986: 981), wie sie für spezielle Koniferen in den durch Feuer geprägten Waldgesellschaften Australiens und Nordamerikas bekannt ist (u. a. die in Kalifornien beheimatete Kiefer *Pinus attenuata*, deren Zapfen sich erst nach Feuereinwirkung öffnen). Ein Beispiel aus Mitteleuropa ist die durch Feuer begünstigte Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*) in atlantischen Heiden (s. ELLENBERG 1986: 682). Derartige Effekte sind im Kaiserstuhl nicht als Folge des Brennens zu erwarten, in anderen Ökosystemen oder Biotoptypen hingegen prinzipiell möglich.

## 7 Literatur

- BONN, S., BYLEBYL, K., POSCHLOD, P., SANDER, U., VEITH, M. (2005): Poster: Prescribed burning as a tool for restoration management? - Verh. Ges. Ökol., 35; Mainz.
- BONN, S., HILGERS, J. (2005): E+E-Vorhaben Mittelrheintal: Feuer zur Offenhaltung der Landschaft. - GFMC: Broschüre zum E+E Mittelrhein: 15 S., gefördert durch BfN, Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. und andere; www.ee-mittelrhein.de
- CLAUSNITZER, C., CLAUSNITZER, H.J. (2005): Die Auswirkungen der Heidepflege auf das Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*, Herbst, 1786) in Norddeutschland. - Articulata, 20 (1): 23-35; Würzburg.
- DENFFER, D. VON, ZIEGLER, H., EHRENDORFER, F., BRESINSKY, A. (1986): Strasburger - Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. - 1161 S. (32. neubearb. Aufl.); VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- DRIESSEN, N., ALBRECH, J., BONN, S., BYLEBYL, K., POSCHLOD, P., SANDER, U., SOUND, P., VEITH, M. (2006): Nachhaltige Entwicklung xerothermer Hanglagen am Beispiel des Mittelrheintals. - Natur und Landschaft, 81 (3): 130-137.
- EBERT, G., HOFMANN, A., MEINEKE, J.U., STEINER, A., TRUSCH, R. (2005): 3.1 Rote Liste der Schmetterlinge (Macrolepidoptera) Baden-Württembergs (3. Fassung). - In: EBERT, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 10 - Ergänzungsband: 110-132; Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Vierte, verbesserte Auflage. - 989 S.; Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FALKNER, G., NIEDERHÖFER, H.-J., COLLING, M., KLEMM, M., SCHMID, G. (in Vorb.): Rote Liste der Mollusken Baden-Württembergs mit einer revidierten Gesamtartenliste.
- FARTMANN, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? - In: FARTMANN, T., HERMANN, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. - Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, 68: im Druck.
- FISCHER, A. (1982): Mosaik und Syndynamik der Pflanzengesellschaften von Lößböschungen im Kaiserstuhl (Südbaden). - Phytocoenologia, 10 (1/2): 73-256; Stuttgart-Braunschweig.
- FRIEDLAENDER, H., PAGE, H., WIESSNER, S. (2005): Pflegekonzept für die Kaiserstühler Rebböschungen. - Erstellt im Rahmen des Projektes: „Kaiserstuhlweite Einführung eines Feuer-Managements in die Böschungspflege.“ - 39 S. + Anhang; Landschaftserhaltungsverband Emmendingen e. V.
- GATTER, W. (1996): Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? - Ornithol. Anz., 35: 163-171.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. - 656 S.; Aula-Verlag Wiebelsheim.
- GOLDAMMER, J., PAGE, H., PRÜTER, J. (1997): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa - Ein Positionspapier. - NNA-Berichte, 10 (5): 2-17.



- GOLDAMMER, J.G., BRUCE, M. (2004): The Use of Prescribed Fire in the Land Management of Western and Baltic Europe: An Overview. - GFMC: International Forest Fire News (IFFN) No. 30: 2-13. Download von [www.fire.uni-freiburg.de](http://www.fire.uni-freiburg.de)
- GÖRGER, A., STAUB, F. (2001): Brandfläche - NSG „Haselschacher Buck“ - I. Vegetationsentwicklung. Gutachten des Büros für geobotanische und landschaftökologische Untersuchungen (Datura, Freiburg) im Auftrag der BNL Freiburg: 7 S. + Anh. (unveröff.).
- GÖRGER, A., STAUB, F. (2002): Brandfläche - NSG „Haselschacher Buck“ - II. Dokumentation der Vegetationsentwicklung nach dem Brandereignis vom 21.02.2001. Gutachten des Büros für geobotanische und landschaftökologische Untersuchungen (Datura, Freiburg) im Auftrag der BNL Freiburg: 5 S. + Anh. (unveröff.).
- HANDKE, K. (1997): Zur Wirbellosen-Fauna regelmäßig gebrannter Brachflächen in Baden-Württemberg 1983/84. - NNA-Berichte, 10 (5): 72-81.
- HENSLE, J. (2001): Die Überwinterung von *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758) AM Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). - *Atalanta*, 32: 379-388.
- HENSLE, J., HENSLE, W. (2002): Zur Frage der Frostempfindlichkeit der Raupe von *Colias crocea* (Geoffroy, 1785) (Lepidoptera, Pieridae). - *Atalanta*, 33 (1/2): 37-45; Würzburg.
- HURST, G.A. (1970): The effects of controlled burning on arthropod density and biomass in relation to Bobwhite Quail brood habitat on a right-of-way. - Proceedings tall timbers conference on ecological animal control by habitat management, 2: 173-183; Tallahassee.
- JUNGBLUTH, J.H., KNORRE, D. v. (1998): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. [unter Mitarbeit von FALKNER, G., GROH, K., SCHMID, G.]. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 55: 233-289; Bonn-Bad Godesberg
- KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F., GACK, C. (2000): Zur Notwendigkeit von Pflegeeingriffen auf südexponierten Sukzessionsböschungen im Kaiserstuhl. - Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 17 (3): 575-587.
- LAIS, R., LITZELMANN, E., MÜLLER, K., PFANNENSTIEL, M., SCHREPFER, H., SIEBERT, K., SLEUMER, H., STROHM, K. (1933): Der Kaiserstuhl. Eine Naturgeschichte des Vulkangebirges am Oberrhein. - Festschrift zum fünfzigjährigen Bestehen des Badischen Vereins für Naturkunde und Naturschutz e. V.: 517 S.; Selbstverlag, Freiburg.
- LFU - LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2005): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Planungswerkzeug zur Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts Fauna.
- LUNAU, K., RUPP, L. (1988): Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 63: 69-116; Karlsruhe.
- NÄHRIG, D., KIECHLE, J., HARMS, K.H. (2003): Rote Liste der Webspinnen (Araneae) Baden-Württembergs. - Fachdienst Naturschutz, Naturschutz-Praxis, Artenschutz 7: 7-162; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- PAGE, H. (2002): Fire in Landscape Management in Germany: The Kaiserstuhl Area in Baden Württemberg State. - Download von [fire.uni-freiburg.de](http://fire.uni-freiburg.de): 6 S.

- PAGE, H., FRIEDLAENDER, H., WIESSNER, S. (2006): Kaiserstuhlweite Integration eines Feuermanagements in die Böschungspflege (2002 bis 2005). - Abschlussbericht: 479 S. + Anhang; Landschaftserhaltungsverband Emmendingen e. V.
- PAGE, H., RUPP, L., WIESSNER, S., GOLDAMMER, J.G. (2000): Forschungsvorhaben „Feuerökologie und Feuer-Management auf ausgewählten Rebböschungen im Kaiserstuhl“. (Kap.0802 Tit.685 47) Abschlussbericht. - 49 S. + Anhang; Arbeitsgruppe Feuerökologie, Max-Planck-Institut für Chemie, Abt. Biogeochemie, Universität Freiburg.
- PLATEN, R., BLICK, T., SACHER, P., MALTE, A. (1998): Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). (Bearbeitungsstand: 1996, 2. Fassung). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz, 55: 268-275; Bonn-Bad Godesberg.
- PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). (Bearbeitungsstand: 1995/96). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz, 55: 87-118; Bonn-Bad Godesberg.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotdeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. - In: Symposium über Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. - Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz, 32: 99-119; Bonn-Bad Godesberg.
- RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., HEINL, T., KAULE, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). - Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds: 1730 S. u. ein Kartenband; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.
- RENNWALD, E., RENNWALD, K. (2004): Zur Bedeutung von extensiv gepflegten städtischen Grünflächen für die Insektenfauna. Faunistische Stichprobenerhebungen in seit 10 - 25 Jahren extensiv gemähten Grünflächen in Karlsruhe. - Stadt und Grün - Das Gartenamt, 53 (10): 46-53.
- RETZLAFF, H. (1987): Heide- und Moorpflegemaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Schmetterlingsfauna und ausgewählter anderer Insekten (Fortsetzung und Schluß). - Mitt. ArbGem. ostwestf.-lipp. Ent., 4 (40): 37-56; Bielefeld.
- RIECKEN, U. (2004): Aktuelle Konzepte und Strategien zur Redynamisierung von Landschaften. - In: Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland - Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. - NNA Ber., 17 (2): 18-21; Schneverdingen.
- SCHREIBER, K.-F. (1997): 20 Jahre Erfahrung mit dem Kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. - NNA Ber., 10 (5): 59-71; Schneverdingen.
- SCHREIBER, K.-F., BROLL, G., BRAUCKMANN, H.-J., JACOB, H., KREBS, S., KAHMEN, S., POSCHLOD, P. (2000): Methoden der Landschaftspflege - eine Bilanz der Bracheversuche in Baden-Württemberg. - MELR-32: 21 S.; [www.kalkmagerrasen.de](http://www.kalkmagerrasen.de)
- STARFINGER, U., KOWARIK, I., 2005: *Solidago gigantea* Aiton. (Asteraceae), Späte Goldrute. Artensteckbrief. - PDF-Dokument: 5 S. ([www.neophyten.de](http://www.neophyten.de)).
- TRAUTNER, J., BRÄUNICKE, M., KIECHLE, J., KRAMER, M., RIETZE, J., SCHANOWSKI, A., WOLF-SCHWENNINGER, K. (2005): Rote Liste und Artenverzeichnis der Lauf-

- käfer Baden-Württembergs (Coleoptera: Carabidae). 3. Fassung, Stand Oktober 2005. – Naturschutz-Praxis, Artenschutz, 9: 31 S.; Karlsruhe.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., BRÄUNICKE, M. (1998): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz, 55: 159-167; Bonn-Bad Godesberg.
- TREIBER, R. (2003): Pflege und Entwicklung der Fauna und Flora zwischen Oberbergen und Schelingen. - Im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg: 53 S.; Naturschutzzentrum Kaiserstuhl.
- TREIBER, R., NICKEL, E. (2002): Gräser und Kräuter am richtigen Ort. Begrünung mit regionalem Samenmaterial als Beitrag zur Erhaltung der naturraumeigenen Pflanzenarten und genetischen Typen. - Fachdienst Naturschutz, Landschaftspflege, Merkblatt 6: 4 S.; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- VUBD - VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS E.V. (Hrsg.) (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. - Veröff. VUBD, 1: 259 S.; Nürnberg.
- WESTRICH, P., SCHWENNINGER, H.R., DATHE, H.H., RIEMANN, H., SAURE, C., VOITH, J., WEBER, K. (1998): Rote Liste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) (Bearbeitungsstand: 1997). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.R. Landschaftspflege Naturschutz, 55: 119-129; Bonn-Bad Godesberg.
- WESTRICH, P., SCHWENNINGER, H.R., HERRMANN, M., KLATT, M., KLEMM, M., PROSI, R., SCHANOWSKI, A. (2000): Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. (3., neu bearbeitete Fassung, Stand 15. Februar 2000). - Fachdienst Naturschutz, Naturschutz-Praxis, Artenschutz 4: 48 S.; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- WILMANN, O., WIMMENAUER, W., FUCHS, G., RASBACH, H., RASBACH, K. (1989): Der Kaiserstuhl. Gesteine und Pflanzenwelt. - 244 S. (3. Aufl.); Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ZIMMERMANN, R. (1979): Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. - Phytocoenologia, 5 (4): 447-524.