

Auswirkungen des Klimawandels auf Biotope Baden-Württembergs (KLIBB)

innerhalb des Forschungsprogramms
Herausforderung Klimawandel Baden-Württemberg

Otto Ehrmann, Werner Konold, Jörg Niederberger, Peter Wattendorf

Institut für Landespflege
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

2009

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Dank.....	5
1 Einleitung	6
1.1 Ausgangslage.....	6
1.2 Forschungsansatz und Zielsetzung des Vorhabens	7
1.2.1 Forschungsansatz	7
1.2.2 Ziele des Vorhabens.....	9
2 Klimawandel und Bodenwasserhaushalt	9
2.1 Klimawandelszenarien für Baden-Württemberg	9
2.2 Einfluss des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt.....	10
3 Methoden	11
3.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete	11
3.2 Datenbeschaffung.....	12
3.3 Datenerhebung im Gelände	12
3.4 Wetterdaten für die Wasserhaushaltsmodellierung.....	14
3.4.1 Auswahl der DWD-Stationen.....	14
3.4.2 Vervollständigen der Wetterdaten – Schließen von Datenlücken.....	15
3.4.3 Globalstrahlung und Sonnenscheindauer	16
3.4.4 Repräsentativität der Wetterdaten für die Untersuchungsgebiete.....	17
3.5 Generierung der Wetterdaten für das Zukunftsszenario	18
3.6 Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserferner Standorte.....	20
3.7 Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserbeeinflusster Gebiete.....	21
4 Die Untersuchungsgebiete und -standorte.....	23
4.1 Übersicht	23
4.2 Charakterisierung der Gebiete und Standorte.....	25
4.2.1 Haigergrund (HA)	25
4.2.2 Sandhausener Dünen (SD) Pflege Schönau-Galgenbuckel.....	28
4.2.3 Kaltes Feld (KF)	31
4.2.4 Schönbuch-Westhang (SB).....	32
4.2.5 Wonhalde (WH).....	34
4.2.6 Taubergießen (TG).....	36
4.2.7 Haselschacher Buck.....	39
4.2.8 Triebhalde (TH).....	42
4.2.9 Feldberg (FB)	44
4.2.10 Buchswald bei Grenzach (BU).....	46
4.2.11 Erlenbruch Lichtel (LI)	48
4.2.12 Birkenweiher (BW)	49
4.3 Nutzung und Pflegezustand der Untersuchungsgebiete	50
5 Ergebnisse: Der Wasserhaushalt der Untersuchungsgebiete.....	54
5.1 Wetterdaten als Grundlagen der Wasserhaushaltsbetrachtung	54
5.1.1 Klimatrends für die Untersuchungsgebiete	54
5.1.2 Übersicht: Die Wetterszenarien 0 und 1	56
5.1.2.1 Niederschlag und Temperatur.....	56
5.1.2.2 Grünlandtemperatursumme	62
5.2 Wasserhaushalt der grundwasserfernen Standorte.....	63
5.2.1 Wasserhaushaltsbilanzen	63
5.2.2 Wasserhaushaltssituationen im Ist-Zustand und Zukunftsszenario	66
5.2.3 Zusammenfassende Auswertung der Modellierungsergebnisse	90
5.3 Wasserhaushalt der grundwasserbeeinflussten Standorte	94

5.3.1	Verdunstung und Wasserhaushaltsbilanz der Niedermoore	94
5.3.2	Erlenbruch Lichteler Landturm	98
5.3.3	Birkenweiher.....	110
6	Die Wirkung von Klimaänderungen auf Biotope	117
6.1	Einfluss von Klimaänderungen auf die Bodeneigenschaften.....	117
6.1.1	Auswirkungen auf abiotische Prozesse	117
6.1.1.1	Erosion.....	117
6.1.1.2	Quellen und Schrumpfen	118
6.1.1.3	Auswaschung von Nährstoffen.....	118
6.1.1.4	Häufigkeit von Frost.....	119
6.1.1.5	Einfluss auf chemische Reaktionen in Böden.....	119
6.1.2	Auswirkungen auf Bodenorganismen.....	120
6.1.2.1	Bodenorganismen.....	120
6.1.2.2	Einfluss eines Anstiegs der Temperatur auf Bodenorganismen.....	122
6.1.2.3	Einfluss der Bodenfeuchteänderung auf Bodenorganismen.....	122
6.1.2.4	Gibt es gegenüber dem Klimawandel besonders empfindliche Bodenorganismen?	125
6.1.2.5	Einwanderung und Wiederbesiedlung nach Erlöschen von Populationen	127
6.1.3	Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Humusgehalt von Böden.....	129
6.1.4	Auswirkungen einer Klimaänderung auf die untersuchten Standorte	131
6.1.4.1	Veränderungen der Lebensbedingungen für Bodenorganismen.....	131
6.1.4.2	Prognosen.....	133
6.1.5	Veränderung der Humusgehalte an den untersuchten Standorten	134
6.1.5.1	Grundwasserferne Standorte	134
6.1.5.2	Lichtel und Birkenweiher	136
6.1.3.5	Störung der Torfschichtung im Erlenbruch Lichtel.....	137
6.2	Pflege vs. Sukzession: Projektionen zur Vegetationsentwicklung	138
6.2.1	Heutiger Zustand der Schutzgebiete.....	138
6.2.2	Wird der Klimawandel die Sukzession verhindern?.....	139
6.2.3	Pflegeszenarien: Zustand der Untersuchungsgebiete 2060	140
6.3	Einfluss von Klimaänderungen auf die Vegetation	142
6.3.1	Grundwasserferne Standorte	145
6.3.1.1	Gruppe A: extrem trockene Standorte.....	148
6.3.1.2	Gruppe B: trockene Standorte.....	153
6.3.1.3	Gruppe C: Haselschacher Buck	158
6.3.1.4	Gruppe D: flachgründige Standorte mit viel Niederschlag.....	160
6.3.1.5	Gruppe E: Feldberggipfel	162
6.3.2	Grundwasserbeeinflusste Gebiete.....	164
6.3.2.1	Erlenbruch Lichteler Landturm	164
6.3.2.2	Birkenweiher	166
7	Fazit.....	168
8	Literatur	172
9	Anhang.....	185
9.1	Eingangsdaten der Wasserhaushaltsmodellierung.....	185
9.2	Ganglinien der Bodenwassergehalte in Sz0 und Sz1	188

Zusammenfassung

Ziel der Untersuchungen war es, Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt ausgewählter Standorte in geschützten Biotopen Baden-Württembergs zu quantifizieren und Tendenzen der Bodenentwicklung unter dem Klimawandel aufzuzeigen. Hieraus werden Projektionen für die Vegetationsentwicklung und den Naturschutzwert der untersuchten Biotope abgeleitet.

Am Beispiel von zehn grundwasserfernen und zwei grundwasserbeeinflussten Biotopen werden der derzeitige und der zukünftige Wasserhaushalt miteinander verglichen. Als Untersuchungsgebiete wurden vegetationsökologisch gut dokumentierte Naturschutzgebiete ausgewählt, die für den Biotoptyp, die jeweilige Region und das Land Baden-Württemberg typisch und repräsentativ sind und nach den regionalisierten Klimaszenarien für Baden-Württemberg in unterschiedlichem Ausmaß vom Klimawandel betroffen sein sollen. Zusätzlich werden mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Ufervegetation des Bodensees betrachtet.

Der rezente Wasserhaushalt (Ist-Szenario, Sz0), wurde für die jeweiligen Untersuchungsstandorte mit realen Boden- und Wetterdaten (Tageswerte von DWD-Stationen) für den Zeitraum 1980 bis 2005 modelliert. Zur Berechnung des Zukunftsszenarios (Sz1) wurden die realen Wetterdaten um den Betrag der in den regionalen Klimaprojektionen für Baden-Württemberg für den Zeithorizont 2050 berechneten Änderungen angepasst. Der Bodenwasserhaushalt der zehn grundwasserfernen Biotope wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell HELP berechnet, wobei in diesen Gebieten oft mehrere unterschiedlich tiefgründige Standorte bearbeitet wurden. Der Gebietswasserhaushalt der beiden grundwasserbeeinflussten Naturschutzgebiete und ihrer Einzugsgebiete wurde mit dem Modell WASim-ETH berechnet. Mit dieser Vorgehensweise sind quantitative Vergleiche zwischen dem rezenten Bodenwasserhaushalt und einem Bodenwasserhaushalt unter veränderten Klimabedingungen möglich.

Die wesentlichen Ergebnisse der Modellrechnungen und des Vergleichs sind:

- Alle Standorte und Gebiete werden im Zukunftsszenario bedingt durch zunehmende Verdunstung sowie die saisonale Verlagerung der Niederschläge ins Winterhalbjahr im Sommer trockener.
- Die Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario werden nicht nur durch die regional differenzierten Klimaveränderungen bestimmt, sondern auch lokal durch unterschiedliche Bodeneigenschaften einzelner Standorte innerhalb eines Gebietes:
 - Sehr flachgründige Standorte mit geringer Wasserspeicherkapazität, die bereits unter dem derzeitigen Klima durch episodischen Wechsel von Austrocknen und Aufsättigen geprägt sind und deren reale Verdunstung aus Wassermangel während der Vegetationszeit selten an die potenzielle heranreicht, trocknen im Zukunftsszenario nicht wesentlich häufiger und länger aus.
 - Größere Veränderungen zeigen sich an tiefgründigen Standorten, da der größere Bodenwasserspeicher zumindest zeitweise eine höhere reale Evapotranspiration im Zukunftsszenario zulässt und der Boden somit länger und tiefer austrocknen kann.
- In den grundwasserbeeinflussten Biotopen zeigt der Vergleich einen deutlichen Rückgang der Wasserstände (Überstauhöhe und -dauer, Grundwasserstand) im Zukunftsszenario, vor allem wenn sie sich in einem Einzugsgebiet mit heute schon geringem Wasserüberschuss befinden.

Zusätzlich wurde der Nährstoffstatus der Standorte untersucht und in einer umfangreichen Literaturrecherche die Auswirkungen den Klimawandels auf den Nährstoffhaushalt und die Vegetation der Biotope bearbeitet. Die meisten Standorte wiesen relativ hohe Humusmengen und damit auch Nährstoffmengen auf, so dass eine Änderung der Humusgehalte großen Einfluss auf den Nährstoffstatus der Gebiete hätte. Wir erwarten unter dem Einfluss des Klimawandels folgende Entwicklungstendenzen:

- Auf flachgründigen warmen Standorten ist die Veränderung der Humusgehalte unklar, möglicherweise sind die Änderungen gering. Wir erwarten aufgrund zunehmenden Wassermangels eine geringe Ausdehnung der Volltrockenrasen zu Lasten der Halbtrockenrasen, zum Beispiel im Zuge einer Ausbreitung typischer Xerothermarten in durch Trockenschäden aufgelichtete Halbtrockenrasen. Eine Veränderung, die aus Sicht des Naturschutzes eher von Vorteil wäre.
- An kühlen Standorten wie dem Feldberg ist aufgrund von Erwärmung und geringerer Nässe eine stärkere Mineralisierung der akkumulierten organischen Substanz zu erwarten. Aufgrund dieser und der temperaturbedingten Verlängerung der Vegetationsperiode ist von deutlichen Veränderungen der Vegetation auszugehen, seltene Spezialisten werden von Ubiquisten abgelöst, was eine starke Beeinträchtigung der Wertigkeit der Gebiete bedeuten würde.
- In grundwasserbeeinflussten Biotopen wird das Absinken der Wasserstände eine Mineralisierung der organischen Substanz nach sich ziehen. Dies führt zu Stoffverlagerungen aus den Gebieten und zu einer erheblichen Eutrophierung der Standorte selbst, so dass seltene, an nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten durch Nitrophyten verdrängt würden. Auch hier ist eine erhebliche Beeinträchtigung der Gebiete zu erwarten.

Durch den Klimawandel wird die Wiederbewaldung der durch den Menschen geschaffenen und aufgrund des Inventars an seltenen Arten besonders schützenswerten offenen Kulturlandschaft auf mageren und mehr oder weniger trockenen Standorten kaum aufgehalten, in grundwasserbeeinflussten Gebieten teilweise sogar deutlich beschleunigt. Die natürliche Sukzession und die allgemeine Eutrophierung sind schon derzeit eine große Bedrohung für die meisten Gebiete. Zukünftig werden vermehrte Anstrengungen zur Offenhaltung notwendig sein.

In grundwasserbeeinflussten Gebieten können die Auswirkungen des Klimawandels fallspezifisch durch Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts abgemildert werden, zum Beispiel, wenn diese Gebiete in der Vergangenheit entwässert wurden. Die Potenziale und Erfolgsaussichten hierzu sind jedoch stark von den jeweiligen lokalen Gegebenheiten abhängig.

Bezüglich der Maßnahmen zur Minderung der Klimawandelauswirkungen durch ein angepasstes Gebietsmanagement sehen wir einen erheblichen Forschungs- und Dokumentationsbedarf.

Dank

Unser herzlicher Dank gilt allen Mitarbeitern in den Naturschutzbehörden des Landes, insbesondere im Regierungspräsidium Freiburg den Herrn Joachim Genser, Uwe Kerkhof, Dr. Wolfgang Kramer, Dr. Jörg-Uwe Meineke und Dr. Bernd-Jürgen Seitz; im Regierungspräsidium Karlsruhe Frau Sabine Brinkmann; im Regierungspräsidium Stuttgart Herrn Rainer Kühner und Jörg Mauk sowie im Regierungspräsidium Tübingen Herrn Dr. Gerhart Pauritsch-Jakobi. Frau Carmen Kiefer vom LRA Bodenseekreis, Friedrichshafen, danken wir für die Informationen über das Naturschutzgebiet Birkenweiher.

Prof. Dr. Arno Bogenrieder danken wir herzlich für seine fachlichen Ratschläge, Literatur zu den Untersuchungsgebieten und die Zeit, die er sich für gemeinsame Exkursionen in den Kaiserstuhl und auf den Feldberg genommen hat. Auch Prof. Dr. Reinhard Böcker hat sich dankenswerterweise die Zeit für eine gemeinsame Exkursion genommen.

Herrn Dr. Wolfgang Fleck, Landsamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (RP Freiburg, Referat 93 Landesbodenkunde) danken wir für das Überlassen von Bodendaten aus der Kartierung der BK 25 und die Beratung bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete.

Literatur, Datenmaterial und/oder Beratung erhielten wir von Dr. Sven Marhan (Universität Hohenheim) und Herrn Martin Treis (LUBW). Frau Petra Zollinger (Landesvermessungsamt Baden-Württemberg) ist für die vorgezogene schnelle Bearbeitung der Digitalen Höhendaten zu danken. Auch dem Deutschen Wetterdienst (DWD) und seinen Mitarbeitern danken wir für das Überlassen und zügige Bereitstellen der Wetterdaten.

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der LUBW, die mit der Projektbetreuung beschäftigt waren, sagen wir ebenfalls herzlich Danke.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Modellrechnungen des globalen Klimawandels prognostizieren rapide Veränderungen praktisch aller Wetterelemente aufgrund der anthropogen veränderten Zusammensetzung der Atmosphäre. Die allgemeine Erwärmung ist neben ansteigender Lufttemperatur mit höherer Verdunstung und höherer Luftfeuchte verbunden. Zukünftig ist in Deutschland mit milderem, niederschlagsreicheren Wintern und wärmeren Sommern mit meist geringeren Niederschlägen zu rechnen. Lokal oder regional sind zunehmende Trockenheit einerseits, andererseits vor allem im Winter intensivere Niederschläge mit größeren Abflussmengen und gegebenenfalls verstärkter Wassererosion der Bodenoberfläche zu erwarten. Diese Veränderungen wirken direkt und in unterschiedlichem Maß auf alle Lebensräume unserer Landschaften.

Der Wasserhaushalt und die Wasserbilanz von Räumen aller Maßstabsebenen werden von den klimatischen Einflussgrößen Niederschlag und Verdunstung mitbestimmt. Verändertes Temperaturregime und veränderter Wasserhaushalt wirken über das Bodenleben und damit zusammenhängende Umsetzungsprozesse auch auf die Nährstoffversorgung der Standorte, so dass auch der trophische Status durch den Klimawandel betroffen ist. Auch Bodenerosion und Stoffverlagerung können die Nährstoffsituation innerhalb von Landschaften beeinflussen. Erosion kann außerdem Rohbodenstandorte schaffen und somit Sukzessionsprozesse initiieren.

Die in jüngerer Zeit vorgestellten Szenarien zum Klimawandel zeigen, dass diese allgemein prognostizierten Trends nicht für alle Regionen des Landes Baden-Württemberg in gleichem Maß gelten. Auch hinsichtlich der Wirkungen aller Parameter des Klimawandels auf Standorte ist somit eine regionalisierte Betrachtung erforderlich.

Wasser- und Nährstoffhaushalt sind für die Standorteigenschaften von Lebensräumen bestimmende Faktoren. Sie beeinflussen maßgeblich die Nutzungsmöglichkeiten von Standorten

und waren deshalb in historischer Zeit ein prägender Faktor bei der Entstehung unserer differenzierten Kulturlandschaften. Auf Grund ihrer Standorteigenschaften beherbergen nicht intensiv genutzte oder nutzbare Landschaftsteile heute in aller Regel seltene Tier- und Pflanzenarten. Veränderungen der Standortbedingungen ziehen zwangsläufig Umbrüche in der Pflanzenwelt und auch der Tierwelt nach sich. In vielen Regionen ist die Verfügbarkeit von Wasser für die pflanzliche Biodiversität ausschlaggebend (z. B. KREFT & JETZ 2007). Es ist zu erwarten, dass der Klimawandel erheblichen Einfluss auf das Vorkommen und die Verbreitung von Tier- und Pflanzenarten nehmen wird (LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, SCHRÖTER et al. 2005). Abhängig von ihrer geografischen Lage, den Gesteinen, Böden, dem Klima und Relief sind Landschaften oder Regionen in Baden-Württemberg unterschiedlich von dieser Entwicklung betroffen.

Veränderte Klimabedingungen können die Eigenschaften von Biotopen tief greifend umgestalten. Es ist zu erwarten, dass sich die prognostizierten Veränderungen, wie oben beschrieben, direkt und indirekt auf die Standorteigenschaften und als Konsequenz daraus auf den Artbestand der Biotope auswirken. Auf Grund der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen (Lage, Größe, etc.) werden Biotope mit unterschiedlichen Veränderungen konfrontiert sein. Jedoch sind nicht nur nachteilige Auswirkungen zu befürchten. Es sind durchaus positiv zu sehende Effekte möglich, zum Beispiel die Entwicklung von Halbtrockenstandorten zu (den heute sehr seltenen) Trockenstandorten. In jedem Fall ermöglicht die auf begründeten Prognosen beruhende Klimaperspektive, bereits heute mögliche Szenarien über die zukünftige Situation unserer Biotope zu erarbeiten. Sie sind die Grundlage für das Verständnis der ablaufenden Prozesse und jedes weitere Vorgehen.

Obwohl der Wasserhaushalt allgemein als wichtiger Standortfaktor angesehen wird, gibt es keine flächendeckenden Messwerte von Grundwasserständen, Bodenwassergehalten oder anderen Parametern. Ökologische Untersuchungen sind meist auf kurze Zeiträume von wenigen Jahren beschränkt und messen selten mehr als den oberflächennahen Grundwasserstand. Deshalb fehlt es an langen Datenreihen, die die ganze Bandbreite der Auswirkungen von Wetter und Witterung auf den Wasserhaushalt konkreter Standorte abbilden können, wie sie zum Beispiel die Jahre 2002 mit weit überdurchschnittlichen Niederschlagsmengen und 2003 mit einem außergewöhnlichen trocken-warmen „Jahrhundertsommer“ repräsentieren. Die einzige praktikable Möglichkeit zur Betrachtung des Wasserhaushalts über längere Zeiträume ist deshalb der Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen. Diese Modelle können nicht nur den Wasserhaushalt der Vergangenheit berechnen, sie ermöglichen darüber hinaus auch Projektionen in die Zukunft.

1.2 Forschungsansatz und Zielsetzung des Vorhabens

1.2.1 Forschungsansatz

Aus der vorgestellten Ausgangslage leiten sich folgende Kernaussagen für den Forschungsansatz und die Forschungsfragen des Vorhabens ab:

- 1) Der Klimawandel verändert den (Boden-)Wasserhaushalt und damit die Standorteigenschaften von Biotopen.

Die Betrachtungsobjekte des Vorhabens sind deshalb konkrete Standorte, deren Wasserhaushalt und weitere Eigenschaften direkt und indirekt vom Klima beeinflusst werden. Die Standorteigenschaften prägen Flora und Vegetation.

- 2) Der Wasserhaushalt ist eine wichtige Schlüsselgröße bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels.

Die Wasserhaushaltsbilanz eines Standortes wird bestimmt vom Klima, von den Bodeneigenschaften und der Vegetation. Die Variation der Wetterelemente hat bedeutende Auswirkungen auf die Vegetation, da extreme Witterungsereignisse auf Jahre das Konkurrenzgefüge an einem Standort verschieben können (so beispielsweise das „Trockenjahr“ 2003).

Zum Abschätzen der Auswirkungen des Klimawandels auf Standorte ist es notwendig, den rezenten Bodenwasserhaushalt mit dem zukünftigen zu vergleichen. Hieraus können Aussagen über mögliche Vegetationsentwicklungen als Folge des Klimawandels abgeleitet werden.

- 3) Standorte sind in unterschiedlichem Maß vom Klimawandel betroffen.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Klimabedingungen im Land – z. B. liegen die mittleren Jahresniederschläge im westlichen Tauberland unter 600 und in den Hochlagen des Schwarzwaldes über 1700 mm – sind auch große regionale Unterschiede durch den Klimawandel zu erwarten. Ebenso werden nicht alle Standortstypen einer Region in gleichem Maß vom Klimawandel betroffen, denn Veränderungen von Temperatur und Niederschlag werden Standorte mit ausgeglichenem Wasser- und Temperaturhaushalt mutmaßlich weniger stark beeinflussen als exponierte trockenwarme oder halbtrockene Standorte mit oft geringem Bodenspeichervermögen. Auch können sich das veränderte Niederschlagsregime und die höhere Verdunstung auf feuchte und nasse Biotope, zum Beispiel Feuchtgebiete in abflusslosen Senken, durch ein verändertes Grundwasserregime auswirken.

Ein Bearbeitungsschwerpunkt liegt deshalb auf Trocken- und Halbtrockenrasen. Es werden aber auch Vegetationstypen weiter im mittleren Bereich des Spektrums wie trockenere Salbei-Glatthafer-Wiesen betrachtet, da hier eine Entwicklung zu extremeren Standortbedingungen erwartet wird. Weiterhin werden grundwasserbeeinflusste Biotope mit kleinem Einzugsgebiet, beispielsweise kleine Moore oder Nasswiesen betrachtet. Hier kann die veränderte Niederschlagsverteilung und höhere Verdunstung zu stärkeren Wasserstandsschwankungen, zeitweiligem Austrocknen und eventuell zur Mineralisierung organischer Substanz führen. Die Betrachtungen konzentrieren sich hier auf relativ kleine Gebiete, da in grundwasserbeeinflussten Biotopen mit großen Einzugsgebieten, die eventuell durch Fließgewässer gespeist werden, geringere Einflüsse zu erwarten sind, auch weil durch hydraulische Maßnahmen unerwünschten Entwicklungen gegengesteuert werden kann. Außerdem erfordern diese Gebiete einen vielfach höheren Aufwand bei der Wasserhaushaltsmodellierung (siehe Kap. 3.7). Die auf mehr oder weniger trockene sowie sehr feuchte bis nasse Standorte fokussierte Betrachtung resultiert auch aus der Tatsache, dass gerade im Grünland auf solchen Standorten die meisten und vor allem auch überdurchschnittlich viele gefährdete Arten zu finden sind (z. B. KUNZMANN et al. 1985, KORNECK et al. 1998).

- 4) Konkrete Aussagen zum rezenten und zukünftigen Bodenwasserhaushalt sind nur mit Hilfe von Modellen möglich.

Wasserhaushaltsmodelle ermöglichen zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Zustandsbetrachtungen des Bodenwasserhaushalts konkreter Standorte unter dem Einfluss der Variabilität der

Wetterelemente. So können aus eher abstrakten Wetter- und Klimadaten konkrete Aussagen abgeleitet werden, beispielsweise über die Dauer und räumliche Wirkungstiefe von Trockenphasen oder den Status der Wasserversorgung von Pflanzen. Da nur für wenige Standorte Messdaten zum Bodenwasserhaushalt über längere Zeiträume vorliegen, müssen diese Daten (Verdunstung, Abfluss, Bodenwassergehalte etc.) auch für den Ist-Zustand mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen erzeugt werden.

Steigende Temperatur, höhere potentielle Verdunstung einerseits, die Zunahme der Niederschlagsmengen und Verlagerung in den Winter andererseits wirken gegensinnig auf den Wasserhaushalt. Es ist deshalb nicht einfach, abzuschätzen, wie sich dieser für einen konkreten Standort durch den Klimawandel verändern könnte. Werden Änderungen entsprechend der regionalisierten Klimawandelprognosen (KLIWA 2006) auf reale Wetterdaten der Vergangenheit geprägt, so kann das Wasserhaushaltsmodell mit diesen modifizierten Wetterdaten den zukünftigen Wasserhaushalt des Standorts berechnen. Wasserhaushaltsmodelle bieten außerdem die Möglichkeit, Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt in unterschiedlichen Szenarien zu berechnen.

1.2.2 Ziele des Vorhabens

Hauptziel des Vorhabens ist es, exemplarisch für ausgewählte Untersuchungsgebiete (siehe Kap. 4.) grundlegende Erkenntnisse über die Auswirkungen der prognostizierten Klimaveränderungen auf die Standorteigenschaften von Biotopen in Baden-Württemberg zu gewinnen. Für diese repräsentativen Gebiete werden mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen durch einen Vergleich von Ist- und zukünftigem Zustand Szenarien über die Veränderungen des Wasserhaushaltes und die damit verbundenen Einflüsse auf die Vegetation erarbeitet. So können die eher abstrakten Klimawandelprojektionen zu greifbaren Aussagen über ihre Auswirkungen verdichtet werden. Die Szenarien können darüber hinaus in Verbindung mit dem Fachwissen der Boden-, Standorts- und Vegetationskunde (insbesondere Sukzessionsforschung) als Grundlagen für weitergehende Prognosen über die zukünftige Funktionsfähigkeit der baden-württembergischen Biotope dienen.

2 Klimawandel und Bodenwasserhaushalt

2.1 Klimawandelszenarien für Baden-Württemberg

Die nachfolgenden Ausführungen fassen die für das vorliegende Vorhaben wichtigsten Ergebnisse der Berechnung regionaler Klimaszenarien im KLIWA-Projekt (KLIWA 2006a) kurz zusammen. Ein wesentliches Ziel von KLIWA ist es, für die nächsten Jahrzehnte (Zielhorizont 2050) möglichst gesicherte Aussagen über die zukünftigen Auswirkungen der Klimaveränderung auf den Wasserhaushalt zu erhalten. Hierzu wurden mit drei unterschiedlichen Methoden mehrere regionale Klimaszenarien erstellt (siehe auch Kap. 3.5). Die statistisch-dynamische Modellierung nach der Meteo-Research-Methode (MR-Modell, ENKE & SPEKAT 1997) stellte die plausibelsten Ausgangswerte für regionalisierte Projektionen der Klimaveränderung zur Verfügung (KLIWA 2006a). Der Regionalisierungsansatz basiert auf globalen ECHAM4-Modellierungen sowie dem hinsichtlich seiner Auswirkungen auf die prognostizierten globalen Lufttemperaturen im mittleren Bereich angesiedelten sozioökonomisch-technischen SRES-Emissionsszenario B2

nach IPCC (2000). Diese Ergebnisse sind als regionale Differenzierung der Auswirkungen des Klimawandels auf Baden-Württemberg in Abbildung 29 und Abbildung 30 dargestellt.

Die globale Erwärmung bewirkt nach dieser Modellierung in Baden-Württemberg eine allgemeine Temperaturzunahme im Jahresmittel um 1,7 °C. Die Lufttemperaturen im Sommer steigen im Mittel über alle berücksichtigten Wetterstationen um 1,4 °C, sowohl die Mittelwerte als auch die Minima; die Maxima sind an vielen Stationen um circa 2 °C höher. Die Lufttemperaturen im Winter nehmen an allen Stationen um 2,1 °C zu, sowohl die Mittelwerte als auch die Maxima; die Minima sind an vielen Stationen um ca. 1,5 °C höher. Die Anzahl der Sommertage (Tage mit Maximaltemperatur ≥ 25 °C) wird deutlich steigen, auch die Zahl der heißen Tage (Tage mit Maximaltemperatur ≥ 30 °C) wird sich teilweise nahezu verdoppeln. Gleichzeitig wird die Zahl der Frost- (Tage mit Minimaltemperatur < 0 °C) und Eistage (Tage mit Maximaltemperatur < 0 °C) deutlich sinken.

Die Halbjahressummen der Sommerniederschläge nehmen an nahezu allen Niederschlagsstationen geringfügig – im Mittel um ca. 5 % – ab. Die Halbjahressummen der Niederschläge im Winter steigen dagegen im Mittel um circa 26 % an. Im hydrologischen Sommerhalbjahr sind nur geringere Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Niederschläge festzustellen. Die Tendenz zur Verlagerung der Niederschläge vom Sommer- ins Winterhalbjahr wurde für die letzten Jahrzehnte bereits in einer statistischen Untersuchung zum Langzeitverhalten der Gebietsniederschläge festgestellt. Auch die Anzahl der Tage mit hohen Niederschlägen (≥ 25 mm) wird künftig im Winter steigen. Die Anzahl der Trockenperioden¹ pro Jahr nimmt ab. Ebenso wird die Anzahl der Trockentage (Niederschlag < 1 mm) geringer.

2.2 Einfluss des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt

Das Klima beeinflusst Bodenprozesse und damit auch die Entwicklung, Eigenschaften und Funktionen von Böden. Klimaänderungen wirken sich auf den Nährstoff- und Wasserhaushalt sowie Bodenbildungsprozesse, Stoffkreisläufe, Humusbildung, Kohlenstoffbindung und Erosion aus, wodurch wesentliche natürliche Bodenfunktionen betroffen sind und teilweise beeinträchtigt werden können (BUNDESREGIERUNG 2008).

Der Bodenwassergehalt (Bodenfeuchte) ergibt sich aus dem Zusammenwirken verschiedener Klima- und Standortfaktoren. Er wird bestimmt durch die Wasserzufuhr aus Versickerung der Niederschläge, Landnutzung und Bewuchs, Kapillaraufstieg aus dem Grundwasser und dem Wasserverlust durch Evaporation (Verdunstung des Bodens), Entzug durch Pflanzenwurzeln, Oberflächenabfluss und Versickerung ins Grundwasser (BURDICK 1994).

Der Klimawandel beeinflusst eine Reihe von Größen des Wasserhaushalts, die Veränderungen werden jedoch teilweise gegenläufig sein. Bei gleichem Wasserdampfgehalt steigt das Wasserdampf-Sättigungsdefizit mit höherer Temperatur, hieraus resultiert eine höhere potentielle Evapotranspiration (HERBST 2000). So soll die Evaporation eines Standortes bei einem Temperaturanstieg um ein Grad Celsius um fünf Prozent ansteigen (PARRY 1990). Der Bodenwasserhalt eines Standortes soll stabil bleiben, wenn bei einer Temperaturerhöhung um ein Grad Celsius die Niederschläge gleichzeitig um 20 mm/Jahr steigen.

¹ = mindestens elf aufeinander folgende Tage mit einem Niederschlag von weniger als 1 mm

Als Reaktion der Pflanzen auf höhere Kohlendioxidgehalte in der Atmosphäre wird ein verstärktes Wachstum angenommen, das allerdings nicht unbedingt mit höherem Wasserverbrauch gekoppelt sein muss. Jedoch liegen unterschiedliche Untersuchungsergebnisse und Prognosen vor, so dass zurzeit keineswegs klar ist, ob, in welchem Ausmaß und auf welche Dauer einzelne Arten hierauf reagieren werden (HERBST 2000). Grundsätzlich kann aber davon ausgegangen werden, dass größere Biomassen größere Blattflächenindices (leaf area index = LAI) bedingen und hieraus eine höhere Interzeptionsverdunstung resultiert.

Ein Anstieg aller Verdunstungskomponenten ergäbe in der Summe die Abnahme der Sickerung und niedrigere Bodenwassergehalte (HERBST 2000). Durch die deutliche Verlagerung von Niederschlägen in den verdunstungsarmen Winter (siehe Kap. 2.1) ist jedoch für Baden-Württemberg zumindest zeitweise und lokal mehr Absickerung zu erwarten.

3 Methoden

3.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Im Vorhaben werden beispielhaft zehn grundwasserferne und zwei grundwasserbeeinflusste Biotope auf den Einfluss des Klimawandels untersucht. Die Untersuchungsgebiete wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Sie sollen für die jeweilige Region und das Land Baden-Württemberg typisch und repräsentativ sein. Zumindest einige der Gebiete sollen darüber hinaus auch einen hohen Bekanntheitsgrad im Land haben.
- Es müssen langjährige Klimadatensätze nahegelegener Wetterstationen verfügbar sein.
- Die Gebiete sollen in unterschiedlichem Maß von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen sein. Bei der Auswahl wurden deshalb auch die Ergebnisse der regionalisierten Klimaszenarien für Baden-Württemberg berücksichtigt.
- Für die einzugsgebietsbezogene Modellierung der grundwasserbeeinflussten Biotope kamen nur relativ kleinflächige Gebiete ohne Anschluss an ein Fließgewässer in Frage, da andernfalls zu viele nicht berechenbare Eingriffe in den Gebietswasserhaushalt vorhanden sind.
- Für die Modellierung der grundwasserbeeinflussten Biotope sollten flächenhafte Bodendaten des LGRB oder anderer Quellen vorliegen oder die Kartierung des Einzugsgebietes sollte mit vertretbarem Aufwand möglich sein.
- Die zu bearbeitenden Gebiete sollten möglichst gut dokumentiert sein, um nach Möglichkeit z. B. auch auf zeitlich zurückliegende Vegetationsdaten zugreifen zu können. Deshalb wurden ausschließlich Naturschutzgebiete gewählt.

Insgesamt wurden 59 Gebiete auf ihre Eignung geprüft, davon sechzehn Gebiete in eine engere Vorauswahl genommen und schließlich die in Tabelle 4 aufgeführten zwölf Untersuchungsgebiete endgültig ausgewählt.

In den meisten Untersuchungsgebieten wurden bei der Geländebegehung mehrere Standorte für Bodenprofile und Vegetationsaufnahmen ausgewählt (Tab. 1), um die Bandbreite der standörtlichen Vielfalt darzustellen.

3.2 Datenbeschaffung

Nachdem die Untersuchungsgebiete vorläufig ausgewählt waren, konnte in den Archiven der Naturschutzbehörden, hier vor allem der Referate 56 der Regierungspräsidien (frühere Bezirksstellen für Naturschutz) mit der Beschaffung von Vegetationsdaten und weiteren Informationen (Pflegepläne, Würdigungen, Kartierungen) begonnen werden. Hierzu waren Recherchen vor Ort bei den vier Regierungspräsidien erforderlich. Bei Bedarf wurde für einige Gebiete auch auf der Ebene der unteren Naturschutzbehörden (Landkreise) nach Daten recherchiert. Wie erwartet, ist der Datenbestand von Gebiet zu Gebiet sehr unterschiedlich. Abhängig von Alter, Größe, Bekanntheitsgrad und wissenschaftlichem Interesse an Arten oder bestimmten Fragestellungen besitzen die Naturschutzbehörden mehr oder weniger umfangreiche Akten. Allerdings konnten nur in wenigen Fällen – bei den Naturschutzgebieten Taubergießen, Schönbuch-Westhang und Feldberg – genau lokalisierbare quantitative historische Vegetationsdaten für geeignete Standorte gefunden werden. Bodendaten waren – wie ebenfalls erwartet – praktisch nicht verfügbar. Einzige Ausnahme hierbei sind zwei Flächen aus dem Bestand der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen der LUBW (Feldberg, Taubergießen), die in die Untersuchung einbezogen werden.

Weiterhin wurden digitale Höhendaten der grundwasserbeeinflussten Untersuchungsgebiete Lichtel und Birkenweiher beschafft. Hierbei standen dank der vorgezogenen Bearbeitung der beiden Gebiete durch das Landesvermessungsamt korrigierte Rasterdaten der Laserscanning-Befliegungen in einer Auflösung von 10 x 10 m und 1 x 1 m zur Verfügung.

3.3 Datenerhebung im Gelände

Da die Wasserhaushaltsmodellierung standardisierte Eingangsdaten zu Bodeneigenschaften und Vegetation erfordert, mussten diese Daten für jeden Standort im Gelände erhoben werden. Außerdem konnte bei dieser Gelegenheit ein fundierter Überblick über die Untersuchungsgebiete gewonnen werden. Die Wirkung von Nutzungs- beziehungsweise Pflegeeinflüssen sowie aktuelle Veränderungstendenzen, z. B. durch Entwässerung, Wiederbewaldung oder andere Sukzessionsprozesse, waren hierbei von besonderer Bedeutung. Folgende Eingangsdaten sind zur Modellierung erforderlich und wurden für die Untersuchungsgebiete erhoben:

Topografie	Geografische Lage Höhe über NN Exposition Inklination und Hanglänge
Landnutzung	flächendeckend für Einzugsgebiete
Bewuchs/Vegetation	Vegetationstyp Gesamtdeckungsgrad maximale Wurzeltiefe Bereich maximaler Wurzeldichte Bestandesentwicklung und -aufbau
Boden	Bodenart Trockenraumdichte Steingehalt Humusform Humusgehalt

Zur Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserferner Biotope sind einzelne Profilaufnahmen (Pedon) ausreichend, siehe Kapitel 3.6. Die Beprobung eines solchen Einzelstandortes beinhaltete jeweils eine Aufgrabung (Schürf) mindestens in der Tiefe der durchwurzelten Bodenzone mit Profilbeschreibung zur Erhebung der Bodeneigenschaften. In jedem Untersuchungsgebiet wurden zwischen einem und vier Standorte (Tab. 1) beprobt und beschrieben.

Tab. 1: Standorte und Vegetations-Aufnahmeflächen in den zehn grundwasserfernen Untersuchungsgebieten; Gauß-Krüger-Koordinaten (R, H), Flächengröße (a), Hangneigung (HN) und Höhenlage (m+NN).

Nr.	Gebiet (NSG)	Standort	R	H	a [m ²]	HN [%]	m + NN	Vegetationstyp
1	Haigergrund	HA-1	3541445	5500148	16	45	320	Diptam-Saum
		HA-2	3541447	5500135	16	45	310	lückiger Trockenrasen
		HA-3	3541443	5500111	16	45	280	versäumter Halbtrockenrasen
		HA-4	3541330	5500206	16	68	305	Blaugrashalde
2	Sandhäuser Düne	SD-1	3473866	5468251	16	0	108	Sandrasen, Trockenrasen
3	Kaltes Feld	KF 1	3562935	5398792	16	58	620	Wacholderheide
4	Schönbuch-Westhang	SB-1	3498392	5377961	-		415	nur Bodenprofil (Anschnitt)
		SB-2	3498346	5379007	16	42	410	Salbei-Glatthafer-Wiese
		SB-3	3498411	5379047	16	58	450	Halbtrockenrasen
5	Wonhalde	WH-1	3517042	5364870	64	42	690	Kalkmagerrasen/Wacholderheide
6	Tauber- gießen	TG 1	3404585	5351339	16	0	158	Halbtrockenrasen
		TG-2	3404814	5351112	16	0	160	Trockenrasen (-fragment)
		TG-3	3404415	5352210	100	0	160	Salbei-Glatthaferwiese
7	Haselschacher Buck	HB-1	3402545	5328532	16	21	400	Halbtrockenrasen
		HB-2	3402578	5329890	16	49	400	lückiger (Halb-) Trockenrasen
8	Triebhalde	TH-1	3490261	5323117	25	65	695	Wacholderheide/Halbtrockenrasen
9	Feldberg	FB-1	3426075	5304293	16	40	1470	Borstgrasrasen
		FB-2	3426426	5304712	16	18	1455	Borstgrasrasen
10	Buchswald Grenzach	BU-1	3400172	5269391	100	111	365	Buchswald
		BU-2	3400344	5269341	100	78	385	Buchswald

Die beiden grundwasserbeeinflussten Gebiete Lichtel (LI, Nr. 11) und Birkenweiher (BW, Nr. 12) müssen bei der Wasserhaushaltsmodellierung einschließlich ihrer Einzugsgebiete als Gesamtfläche betrachtet werden. Sie werden in ein Raster gegliedert (siehe Kap. 5.3). Jeder Rasterzelle muss ein Wert für alle Eingangsparameter (s. o.) zugeordnet werden. Deshalb sind flächendeckende Bodendaten für das Gebiet selbst sowie für das anhand der topografischen Karte und des digitalen Höhenmodells ausgewiesenen Einzugsgebietes notwendig.

Diese Daten wurden für das nur circa 5,6 ha große Einzugsgebiet des NSG Lichtel nach Methodik in AG BODEN (2005) von der Arbeitsgruppe selbst kartiert. Hierbei wurden vier Profilgruben (Aufschlüsse) angelegt und das Gebiet flächendeckend mit dem Pürckhauer-Bohrstock abgebohrt. Als Grundlage für die Modellierung des NSG Birkenweiher wurden dem Projekt vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) im Regierungspräsidium Freiburg (Abt. 9), Referat 93 Landesbodenkunde die unveröffentlichte Bohrpunktkarte und Profilbeschreibungen der im Einzugsgebiet liegenden Profile und Bohrpunkte zur Verfügung gestellt, so dass hierzu keine eigenen Geländeaufnahmen erforderlich waren.

Im Umfeld jedes der aufgenommenen Bodenprofile am Standort wurde die Vegetation einer meist 4 x 4 m großen Fläche aufgenommen² (Tab. 1). Es wurden die Deckungsgrade der Arten (in Anlehnung an MAAS & PFADENHAUER 1994), die Gesamtdeckung sowie die mittlere und maximale Höhe von Gras-, Kraut- und Strauchschicht erfasst.

Da als Eingangsdaten der Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserferner Standorte vor allem die Bodeneigenschaften wichtig sind, wurden einige Standorte nicht modelliert (HA-3, HA-4, SB-1), weil sie mit einer strukturell sehr ähnlichen Vegetation und nahezu identischen Bodeneigenschaften den übrigen Standorten des Untersuchungsgebiets gleichen. Diese drei Standorte werden im folgenden Text nur untergeordnet berücksichtigt.

3.4 Wetterdaten für die Wasserhaushaltsmodellierung

3.4.1 Auswahl der DWD-Stationen

Der Deutsche Wetterdienst bietet für ein recht engmaschiges Netz von Klima- und Niederschlagsstationen Daten in täglicher Auflösung an (siehe Abb. 2). Für die Wasserhaushaltsmodellierung ist diese Auflösung hinreichend genau. Viele Stationen werden schon seit Jahrzehnten betrieben, so dass lange Datenreihen vorhanden sind. Allerdings ist auffällig, dass das Messnetz seit einigen Jahren deutlich ausgedünnt wird und ungefähr seit dem Jahr 2000 eine Reihe von Stationen stillgelegt wurde. In den Auswahlprozess der Untersuchungsgebiete floss die Verfügbarkeit langjähriger Wetterdaten einer möglichst nahe gelegenen und für das jeweilige Gebiet repräsentativen DWD-Station ein.

Um der Variabilität des Wettergeschehens Rechnung zu tragen und die Bandbreite der Variation der Wetterelemente zumindest annähernd zu erfassen, wurden Wetterdaten über einen Zeitraum von mehr als 25 Jahren, nämlich von 1980 bis 2005, herangezogen. Sie dienen als Grundlage der Wasserhaushaltsmodellierungen des Ist-Zustands (Szenario 0 genannt, 1980 bis 2005), aber auch als Ausgangsbasis für Zukunftsszenarien (siehe Kap. 3.5). Weiterhin sollte nach Möglichkeit das Jahr 2003 mit seinem außergewöhnlich warmen und trockenen Sommer im Datensatz enthalten sein, was aus dem vorgenannten Grund die Anzahl der Stationen weiter einengte.

Für einige Untersuchungsgebiete musste auf mehrere Wetterstationen zurückgegriffen werden, um lückenlose Datenreihen für den angestrebten Betrachtungszeitraum zu erhalten, beispielsweise Sandhausener Dünen (siehe Tab. 2). Trotzdem waren für drei Untersuchungsgebiete –

² Ausnahme Schönbuch SB1

Haigergrund, Haselschacher Buck und Triebhalde – lediglich für etwas kürzere Zeiträume Wetterdaten von nahe gelegenen Stationen verfügbar (siehe Tab. 2).

Tab. 2: *Wetterstationen des DWD für die Untersuchungsgebiete*

Untersuchungsgebiet	m + NN	DWD-Station			m + NN	Zeitraum
		Niederschlag	m + NN	übrige Klimaelemente		
Haigergrund	310	Tauberbischofsheim-Dittigheim			179	1986-2004
Sandhausener Düne	108	Schwetzingen	102	Karlsruhe Heidelberg	112 110	1980-2005
Kaltes Feld	620	Stötten			734	1980-2005
Schönbuch-Westhang	410	Rottenburg-Kiebingen Hechingen			360 522	1980-2005
Wonhalde	690	Sonnenbühl-Genkingen	780	Hechingen	522	1980-2005
Taubergießen	160	Weisweil	170	Lahr Weisweil- Waldeckhof	155 173	1980-2005
Haselschacher Buck	400	Vogtsburg-Oberrotweil			223	1980-2003
Triebhalde	690	Tuttlingen Tuttlingen-Möhringen			649 675	1981-2003
Feldberg	1460	Feldberg			1486	1980-2005
Buchswald Grenzach	360	Rheinfelden			287	1980-2005
Lichtel	450	Schrozberg-Spielbach	456	Rothenburg o.T.	412	1980-2005
Birkenweiher	510	Langenargen	399	Eriskirch- Mariabrunn Sigmarszell- Zeisertsweil.	408 507	1980-2005

Als Eingangsdaten für die Wasserhaushaltsmodellierungen werden neben Niederschlag (Tagessumme) noch Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung (jeweils Tagesmittel) benötigt. Diese Wetterelemente werden in unterschiedlich dichten Messnetzen des DWD erfasst. Da vor allem der Niederschlag räumlich sehr stark differenziert auftritt, ist das Niederschlagsmessnetz des DWD dichter als das Netz der Klimastationen, deshalb stammen für manche Untersuchungsgebiete Niederschlags- und übrige Wetterdaten von verschiedenen Stationen. Die Globalstrahlung variiert räumlich am wenigsten, deshalb wird sie in Baden-Württemberg nur in Freiburg, Mannheim, Konstanz und Stuttgart gemessen. Neben diesen vier Stationen wurden noch die Werte von Würzburg für die Untersuchungsgebiete im Tauberland herangezogen.

3.4.2 Vervollständigen der Wetterdaten – Schließen von Datenlücken

Wasserhaushaltsmodelle rechnen mit einer täglichen Auflösung der Wetterelemente und benötigen für jeden Tag die entsprechenden Werte. Über den angestrebten Modellierungszeitraum vom

01.01.1980 bis 31.12.2005 sind lückenlose Datenreihen nicht von allen Stationen verfügbar. Deshalb mussten die vom DWD gelieferten Datensätze teilweise vervollständigt werden.

Kurze Datenlücken von einem oder zwei Tagen wurden durch Mittelwertbildung des Vor- und Folgetages beziehungsweise der beiden Vor- und Folgetage (bei zweitägigen Datenlücken) geschlossen. Diese Methode wurde für die Wetterelemente Lufttemperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung angewendet. Niederschlagswerte, die mit diesem Verfahren nicht ermittelt werden können, fehlen in keinem der Datensätze.

Längere Datenlücken, die beim Ausfall der gesamten Messstation oder der zeitweiligen Stilllegung von Stationen entstehen, konnten auf diese Weise nicht geschlossen werden. Deshalb wurden in solchen Fällen Werte nahe gelegener Wetterstationen verwendet.

3.4.3 Globalstrahlung und Sonnenscheindauer

Da die räumliche Variation der Globalstrahlung nicht erheblich ist, liefern die oben genannten Stationen hinreichend genaue flächendeckende Daten für Baden-Württemberg. Für Wetterstationen mit Registrierung der Sonnenscheindauer wurde trotzdem geprüft, ob relevante Abweichungen zwischen der gemessenen Globalstrahlung und der aus der Sonnenscheindauer nach DVWK 238 (1996) berechneten Globalstrahlung bestehen. Dies war jedoch nicht der Fall (siehe als Beispiel Abb. 1). Deshalb wurde die gemessene Globalstrahlung für die Modellierung herangezogen, zumal bei den meisten KL-Stationen Daten zur Sonnenscheindauer nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum vorhanden waren.

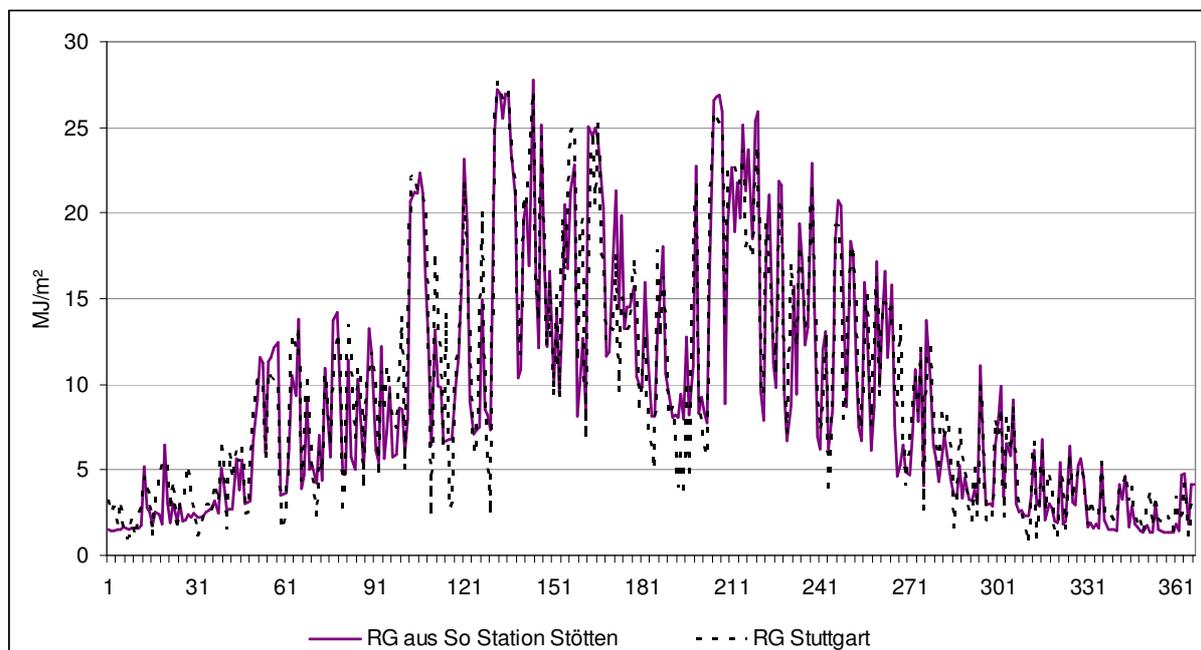


Abb. 1: Beispiel (Jahr 1980) für berechnete und gemessene Globalstrahlung (RG): Die für DWD-Station Stötten beim Untersuchungsgebiet Kaltes Feld aus der Sonnenscheindauer (So) berechnete Globalstrahlung (Jahressumme $3435 \text{ MJ}/\text{m}^2$) weicht nur geringfügig von der in Stuttgart gemessenen Strahlung ab ($3561 \text{ MJ}/\text{m}^2$).

3.4.4 Repräsentativität der Wetterdaten für die Untersuchungsgebiete

Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes liegen bis auf wenige Ausnahmen - beispielsweise auf dem Feldberggipfel - im Siedlungsbereich und damit selten in unmittelbarer Nähe von Schutzgebieten. Mit der räumlichen Entfernung variieren die Wetterelemente Lufttemperatur und Niederschlag. Während bei der Temperatur vor allem die Höhenlage eine Rolle spielt, wird der Niederschlag von weiteren Faktoren wie Topografie und Relief beeinflusst. Es musste deshalb überprüft werden, ob die Daten der nahegelegenen DWD-Wetterstationen für die Untersuchungsgebiete repräsentativ sind.

Hierzu konnte auf die Daten des Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA 2007) zurückgegriffen werden. Der Atlas enthält Karten von Niederschlagsjahressummen und Temperaturmitteln auf Grundlage der Wetterdaten des DWD für den Normalzeitraum 1961-1990 in einer räumlichen Auflösung von 1 km². Im GIS, das zur Auswahl der Untersuchungsgebiete eingerichtet wurde, konnten auch die WaBoA-Karten mit den Standorten in den Untersuchungsgebieten (Koordinaten mit GPS ermittelt, siehe Tab. .2) und den Stationskoordinaten der ausgewählten Wetterstationen des DWD überlagert werden (Abb. 2). Hierbei ergaben sich lagebedingte Unterschiede in Temperatur und Niederschlag zwischen Wetterstation und Untersuchungsgebiet. Für drei der Untersuchungsgebiete wurden die Temperaturen der nächstgelegenen DWD-Station nach diesem Verfahren als nicht hinreichend repräsentativ angesehen: Bei Wonhalde, Haselschacher Buck und Buchswald Grenzach war die Differenz der langjährigen Mittelwerte zwischen Station und Gebiet größer als 1,5 °C, wobei in allen drei Fällen die Temperaturen der DWD-Station höher waren. Für diese drei Untersuchungsgebiete wurden die Temperaturen des Ist-Zustandes (Szenario 0) deshalb um jeweils 1 °C reduziert.

Die in den WaBoA-Karten dargestellten mittleren Jahres-Niederschlagssummen übersteigen grundsätzlich die Messwerte des DWD sowohl für den Normalzeitraum 1961-90 als auch für den Referenzzeitraum 1980-2005 um einen Betrag von meist mehr als 100 mm. Dies verwundert insofern, als dass ja die Karten auf Grundlage der Normalwerte erstellt wurden. Die Niederschläge der DWD-Stationen wurden deshalb nicht verändert.

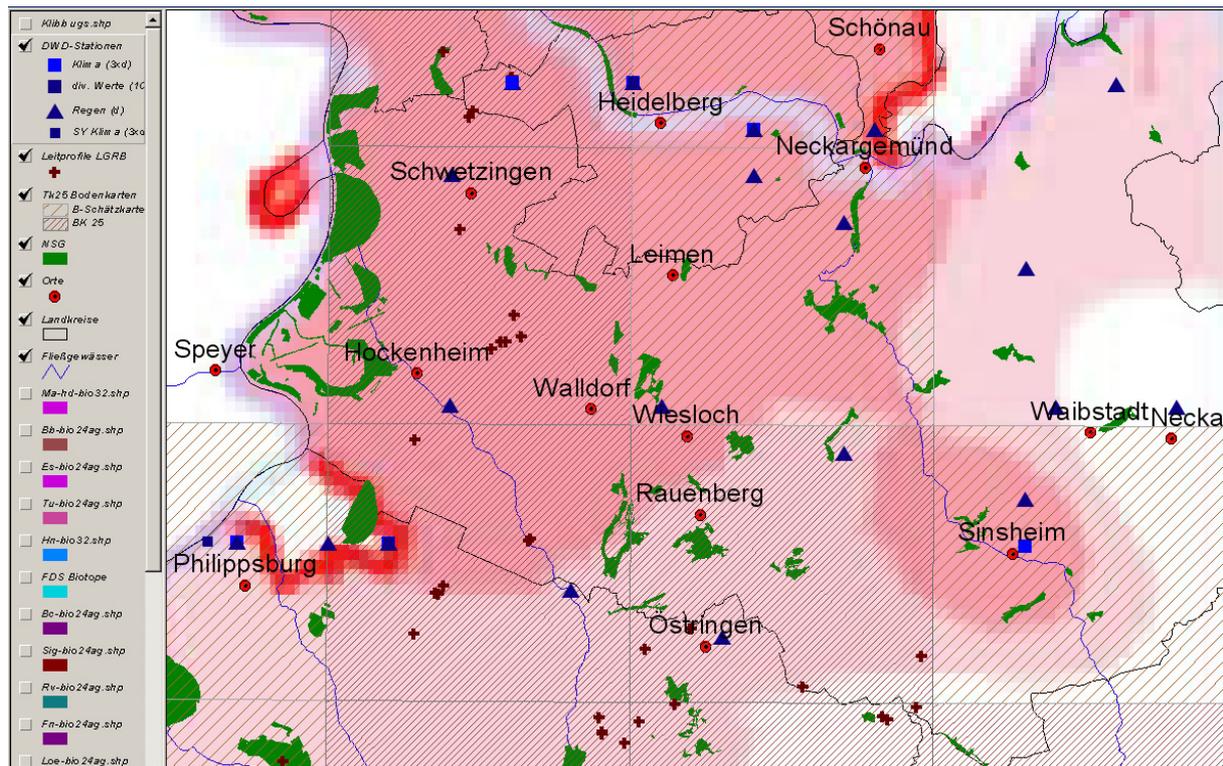


Abb. 2: Kartenausschnitt aus dem geografischen Informationssystem zur Auswahl der Untersuchungsgebiete: Über die Kartengrundlage relative Änderung der Sommerniederschläge (KLIWA 2006a) sind Naturschutzgebiete (grüne Flächen), DWD-Stationen (blaue Quadrate und Dreiecke), Leitprofile des LGRB (braune Kreuze) sowie die Verfügbarkeit von Bodenkarten (graue Schraffuren) gelegt.

3.5 Generierung der Wetterdaten für das Zukunftsszenario

Neue Klimamodelle erlauben Prognosen oder Projektionen über die durch den anthropogenen Klimawandel initiierten klimatischen Veränderungen, teilweise in regionalisierter und räumlich hoch auflösender Form. In den regionalen Klimaprojektionen für Baden-Württemberg (KLIWA 2006a, siehe Kap. 2.1) werden Aussagen differenziert nach Sommerhalbjahr und Winterhalbjahr getroffen. Diese Projektionen lassen jedoch – unabhängig von ihrer Genauigkeit – keine direkten Rückschlüsse auf das zukünftige Wettergeschehen zu. Klimadaten sind immer statistisch aufbereitete Wetterdaten über einen längeren Zeitraum, meist 30 Jahre.

Wasserhaushaltsmodellierungen können sich aber nicht auf Klimadaten oder -prognosen wie die in Kapitel 2.1 vorgestellten, gründen. Wasserhaushaltsmodelle benötigen zeitlich hoch aufgelöste Wetterdaten – meist Tageswerte –, um Aussagen über möglichst konkrete rezente und zukünftige Standorteigenschaften zu liefern. Grundlage für die Modellierung des gegenwärtigen oder zukünftigen Bodenwasserhaushalts der Untersuchungsstandorte sind daher Wetterdaten in täglicher Auflösung. Dies gilt für Gegenwart und Vergangenheit, den Ist-Zustand, aber auch für die Zukunft.

Zur Generierung der Wetterdaten für das Zukunftsszenario (Szenario 1, Sz1) wurden die vorhandenen Tageswerte der DWD-Stationen (siehe Kap. 3.4.1) des Zeitraums 1980 bis 2005 an die regionalen Klimaprojektionen für Baden-Württemberg (siehe Kap. 2.1) angepasst. In KLIWA (2006a) werden mehrere Verfahren vorgestellt, mit deren Hilfe regionale Klimaänderungen für

den Zeitraum um 2050 berechnet wurden. Im Vergleich wurden die Abschätzungen von MeteorResearch (MR) als am wahrscheinlichsten bewertet. Deshalb wurden auch für die Berechnung des „Zukunftswetters“ der Untersuchungsgebiete die MR-Ergebnisse (siehe auch Tab. 7) herangezogen.

Die Wetterdaten der DWD-Stationen wurden wie folgt verändert:

- Lufttemperatur (Tagesmittel) und Niederschlag (Tagessumme): Jeder Tageswert wurde um die in der regionalen Klimaprojektion angegebene Veränderung getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr verändert (Tab. 3).
- relative Luftfeuchte: Für die Luftfeuchte liegen keine konkreten Ergebnisse aus Szenarienrechnungen vor. Lufttemperatur und -feuchte stehen in einer Beziehung zueinander, mit höherer Temperatur würde das Sättigungsdefizit ansteigen. Deshalb wurde die relative Luftfeuchte mit der Temperaturerhöhung dahingehend angepasst, dass der Dampfdruck gegenüber dem Ist-Zustand gleich bleibt.

Tab. 3: Beispiel für die Generierung der Tageswerte des Zukunftsszenarios (Sz1) aus den Wetterdaten des Zeitraums 1980-2005 und der projizierten Veränderungen nach KLIWA (2006a).

Halbjahr	Datum	Sz0		MR-Simulation		Sz1	
		N	T	$\Delta N \%$	$\Delta T \text{ }^\circ\text{C}$	N	T
Winter	01.01.1980	0,0	-2,9	+15	+2,5	0,0	-0,4
	02.01.1980	1,6	-3,0	+15	+2,5	1,8	-0,5
	03.01.1980	0,4	-6,2	+15	+2,5	0,5	-3,7
	...						
Sommer	01.05.1980	0,1	11,1	$\pm 0,0$	+1,5	0,1	12,6
	02.05.1980	0,1	9,7	$\pm 0,0$	+1,5	0,1	11,2
	03.05.1980	16,3	9,2	$\pm 0,0$	+1,5	16,3	10,7
	...						

Weitere Ergebnisse der MR-Modellrechnungen, wie zum Beispiel die Zunahme von Trockentagen, Sommertagen und auch Starkniederschlagsereignissen (siehe Kap. 5.1.1) konnten bei der Wasserhaushaltsmodellierung nicht berücksichtigt werden. Da in KLIWA (2006a) keine konkreten regionalisierten Trends ausgegeben wurden, wäre die dahingehende Korrektur der Wetterdaten sehr willkürlich gewesen.

Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass durch dieses Vorgehen, auch wenn ihm modellierte Klimaprojektionen zugrunde liegen, in keinem Fall Prognosen oder Projektionen des zukünftigen Wetters möglich und beabsichtigt sind. Die Daten des Zukunftsszenarios (Sz1) dienen ausschließlich dem Vergleich, wie sich die nach KLIWA (2006a) projizierten Änderungen der Klimaelemente Lufttemperatur und Niederschlag auf den Bodenwasserhaushalt der betrachteten Standorte auswirken können.

Als Nachteil des angewendeten Verfahrens kann die relative Statik angesehen werden, die sich aus der Korrektur der Wetterdaten mit einem für jedes Jahr gleichen Faktor ergibt. Auch musste bei der Berechnung der Wetterdaten für das Zukunftsszenario die Zunahme von Extremereignissen wie Trockenphasen oder Starkniederschlägen unberücksichtigt bleiben, da diese bislang nicht mit hinreichender Genauigkeit quantifiziert werden konnte. Außerdem werden auch weitere

mögliche statistische Veränderungen, beispielsweise von Großwetterlagen, wie sie mit globalen Klimamodellen erfasst werden sollen, nicht abgebildet.

Ein großer Vorteil des Verfahrens ist jedoch, dass aus den realen Wetterdaten in Verbindung mit den regionalen Klimaprojektionen konkrete Wetter- und Witterungssituationen für die Zukunft abgeleitet werden können, deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt bei der direkten Gegenüberstellung von Ist-Zustand und Zukunftsszenario (be)greifbar und quantifizierbar werden („was-wird-wenn“).

3.6 Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserferner Standorte

Zur Wasserhaushaltssimulation der grundwasserfernen Standorte wurde das bei der im Auftrag der US-EPA entwickelte Programm HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) verwendet. Es liegt aktuell in der an deutsche Verhältnisse angepassten Version 3.80D vor (SCHROEDER & BERGER 2004, BERGER 2004). Dieses Programm wird verbreitet zur Berechnung des Wasserhaushalts von Rekultivierungsschichten eingesetzt. Diese unterscheiden sich hinsichtlich ihres Wasserhaushalts sowie ihres Ausgangsmaterials – natürlicher Boden – nicht von grundwasserfernen Standorten. Ein wesentlicher Vorteil des Modells ist die weite Verbreitung, der hohe Validierungsstand (siehe z. B. BERGER 1999) sowie eine Reihe von Vergleichsuntersuchungen zwischen Messergebnissen aus Versuchsfeldern und Wasserhaushaltsmodellierungen zur Verifizierung der Modellergebnisse (siehe z. B. WATTENDORF 2006). Hierdurch kann die Realitätsnähe der Modellierungsergebnisse gut abgeschätzt werden. Dies ist auf allgemeiner Ebene notwendig, da die Glieder der Wasserhaushaltsbilanz Verdunstung, Oberflächenabfluss und Absickerung am Standort in der Regel nicht gemessen werden können. Bei der Betrachtung des Bodenwasserhaushalts als Standortfaktor kommt den Bodenwassergehalten eine Schlüsselrolle zu, die Abflüsse spielen hier nur eine untergeordnete Rolle. Eine Verifizierung der mit HELP modellierten Bodenwassergehalte im Vergleich mit Messwerten von Testfeldern aus Lösslehm-Boden in Baden-Württemberg zeigte eine gute Übereinstimmung (WATTENDORF et al. 2005).

Das Modell benötigt als Eingangsdatensatz topographische Angaben (z. B. Hangneigung, Hanglänge) zur Berechnung des Oberflächenabflusses, Angaben zur Vegetation (Blattflächenindex, Durchwurzelungstiefe, Dauer der Vegetationsperiode) sowie Bodeneigenschaften (nutzbare Feldkapazität, Gesamtporenvolumen, Totwasseranteil, gesättigte Wasserleitfähigkeit) aller Horizonte eines definierten Standorts. Als meteorologische Eingangsdaten sind Tageswerte von Lufttemperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, relativer Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit von DWD-Wetterstationen erforderlich.

Das Programm modelliert unter anderem die hydrologischen Prozesse Niederschlag, Speicherung von Niederschlag auf der Oberfläche als Schnee, Schneeschmelze, Oberflächenabfluss, Frieren und Tauen des Bodens, Infiltration, Perkolation, Evapotranspiration, Speicherung als Bodenfeuchte sowie unterirdische Zusickerung aus dem Grundwasser. In einem quasi-zweidimensionalen, deterministischen und tageweise iterierenden Ansatz wird der Wasserhaushalt auf täglicher Basis berechnet. Im Modell werden Wetterdaten und Eingabedaten zur Vegetation und zu Bodeneigenschaften benutzt, um den Oberflächenabfluss mit der Kurvenzahlmethode des Soil Conservation Service (SCS), die potentielle Verdunstung mit einem modifizierten Penman-Verfahren, die Komponenten der realen Evapotranspiration nach Verfahren von Ritchie/Arnold

et al. und die Perkolation mit einem für den ungesättigten Fall erweiterten Gesetz von Darcy zu berechnen (BERGER 1998). Ausgegeben werden in maximal täglicher Auflösung reale und potentielle Verdunstung, Absickerung, Oberflächenabfluss und Bodenwassergehalt in der Verdunstungszone (entspricht der Wurzelzone).

Die Modellierung ist mit gewissen Vereinfachungen verbunden, die teilweise auch im Mangel von Grundlagendaten begründet ist. So berücksichtigt das Modell nur den Wasserfluss in der Matrix und nicht in den Sekundärporen (Risse, Wurzelkanäle). Dies ist eine bedeutsame Einschränkung, da in der Natur abhängig von Bodenart, Dichte und Gefüge sowie Bodenfeuchte ein unterschiedlich großer Anteil des Wassers sich im Sekundärporensystem bewegt. Außerdem ist das Modell nur quasi-zweidimensional, weil verschiedene eindimensionale vertikal oder horizontal gerichtete Prozesse miteinander verknüpft sind.

Für die meisten deutschen Bodenarten sind (auf AG BODEN 1994 basierende) programminterne Datenbanken mit Vorgaben für die wichtigsten und für die Modellierung notwendigen Kennwerte des Bodenwasserhaushalts vorhanden. Diese Werte können aber ebenso gut im Einzelfall abgeändert werden. Für die Wasserhaushaltsmodellierung der Untersuchungsstandorte wurden die Bodenkennwerte nutzbare Feldkapazität, Gesamtporenvolumen und Totwassergehalt aus AG BODEN (2005) verwendet und entsprechend der Steingehalte der Böden reduziert. Die nutzbare Feldkapazität der organischen Auflage am Feldberg wurde mit 60 Vol-% angenommen (SCHLICHTING et al. 1995, siehe auch FÖRSTER & ULLRICH 2008).

In einigen grundwasserfernen Untersuchungsgebieten wurden mehrere Einzelstandorte beprobt, die vor allem auf Grund unterschiedlicher Artenzusammensetzung der Vegetation, aber auch Lage, Hangneigung oder Exposition ausgewählt wurden (siehe Tab. 1). Die nachfolgende Aufgrabung, Bodenansprache und Bestimmung und Auswertung der Bodendaten erbrachte für einige dieser Standorte jedoch so geringe Unterschiede, dass bei der anschließenden Wasserhaushaltsmodellierung identische Ergebnisse zu erwarten waren. In solchen Fällen wurden nicht für alle aufgenommenen Einzelstandorte auch eine Wasserhaushaltsmodellierung gerechnet. Dies gilt für die Untersuchungsgebiete Haigergrund und Schönbuch-Westhang (siehe Kap. 4.1).

3.7 Wasserhaushaltsmodellierung grundwasserbeeinflusster Gebiete

Zur Modellierung des Wasserhaushalts grundwasserferner Standorte sind oft eindimensionale Modelle ausreichend, die eine Zunahme des Bodenwassers durch Tiefensickerung und eine Abnahme über Evapotranspiration durch kapillaren Aufstieg darstellen. Für grundwasserbeeinflusste Standorte, die aus einem Einzugsgebiet gespeist werden und oft über längere Zeiträume gesättigte Verhältnisse oder auch Überstau aufweisen, sind solche Modelle nicht geeignet. Dazu werden zumindest zweidimensionale Wasserhaushaltsmodelle benötigt, denn sie müssen laterale Fließbewegungen in der gesättigten Bodenzone und auch an der Bodenoberfläche berechnen können.

Die Modellierung der grundwasserbeeinflussten Untersuchungsgebiete Erlenbruch Lichtel und Birkenweiher wurde mit dem Wasserhaushalts-Simulations-Modell WaSiM-ETH durchgeführt. Ursprünglich wurde das Modell entwickelt um den Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und das hydrologische Regime zu beschreiben. WaSiM-ETH ist in der Lage, mit frei wählbarer zeitlicher und räumlicher Auflösung alle Komponenten des Wasserhaushalts zu modellieren (SCHULLA 1997, SCHULLA 2006).

Das Modell benötigt als Eingangsdatensatz die Topographie zur Ermittlung der Fließwege sowie der Regionalisierung der meteorologischen Eingangsdaten und eventueller Strahlungs-, Niederschlags-, oder Temperaturkorrekturen. Als meteorologische Eingangsdaten wurden Tageswerte für Lufttemperatur, Niederschlag, Globalstrahlung oder Sonnenscheindauer, relative Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit von DWD-Wetterstationen (siehe Kap. 3.4.1) für den Ist-Zustand sowie die nach Kapitel 3.5 generierten Wetterdaten der Zukunftsszenariendaten herangezogen.

Die Modellierungen wurden mit dem auf der Richards-Gleichung basierendem WASiM-Bodenmodul durchgeführt. Es ermöglicht die Einbindung eines zweidimensionalen Grundwassermodells, in dem die Fließbewegungen der gesättigten Zone modelliert werden können (SCHULLA 2006). Als Eingangsdatensatz ist eine Bodentabelle notwendig, in der die Bodenarten und ihre räumliche Verteilung im Einzugsgebiet abgelegt werden. Aus den Bodenarten können dann die notwendigen Daten wie gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) und van-Genuchten-Parameter abgeleitet werden (TEEPE et al. 2002, AG BODEN 2005, SCHWÄRZEL et al. 2006).

Als Zeitschritt wurde ein Tag gewählt, da die meteorologischen Eingangsdaten als Tageswerte zur Verfügung standen. Die Rasterweite für die räumliche Auflösung beträgt 10 Meter. Bei dieser Rasterweite sind kleinräumige Reliefänderungen noch gut zu erkennen, aber der Modellierungsaufwand ist um ein Vielfaches geringer als bei einer Rasterweite von einem Meter. Die beiden Untersuchungsgebiete Birkenweiher und Lichtel liegen an der unteren Grenze der mit WaSiM bearbeitbaren Flächengröße. In beiden Einzugsgebieten finden sich keine natürliche Gerinne als Zuflüsse, sondern nur künstlich gestaltete Gräben zur Ableitung von Abflüssen.

Für die Modellierung wurde angenommen, dass sich die Bodenzone bis maximal 2,6 m Tiefe in Birkenweiher beziehungsweise 2,0 m Tiefe in Lichtel erstreckt und in 4 m Tiefe die unverwitterte Gesteinsschicht beginnt. Auf Grund der Topographie und der geringen Fläche und Mächtigkeit der Bodenzone wird bei der Interpretation der Ergebnisse meist nicht von Grundwasser, sondern von einer wassergesättigten Bodenzone gesprochen.

Da beide Einzugsgebiete nicht mit Pegeln ausgestattet sind, stehen keine Abflussdaten zur Modellvalidierung zur Verfügung. Ersatzweise gibt es jedoch Beobachtungsdaten, die eine Plausibilitätskontrolle möglich machen. So wird im Niedermoor NSG Birkenweiher im Laufe des Jahres mit Maschinen der Bewuchs gemäht. Dazu muss der Wasserspiegel so weit absinken, dass die Fläche ohne größere Bodenschäden befahrbar ist – nach KRATZ & PFADENHAUER (2001) mindestens 25 bis 35 cm unter Flur. Andererseits dürfen in ein Niedermoor die Grundwasserstände nicht dauerhaft oberflächenfern sein. Für das NSG Lichtel ist bekannt, dass in durchschnittlichen und niederschlagsreichen Jahren die Bruchfläche im Sommer nicht vollständig austrocknet. In niederschlagsarmen Jahren dagegen kann der Erlenbruch durchaus über einige Wochen trocken fallen. Für das Jahr 2003 ist bekannt, dass die Bruchfläche ab den Sommermonaten sogar für mehrere Monate trocken gefallen war (Beobachtungen von O. Ehrmann). Die Größenordnung der Abflüsse aus beiden Gebieten ist durch die Geländeerhebungen im Sommer 2007 bekannt (siehe Kap. 3.3).

Da das Ziel dieser Arbeit nicht auf die quantitative Ermittlung aller Wasserhaushaltskomponenten ausgerichtet ist, sondern der Fokus auf der relativen Änderung der Bodenwassersättigung und

einem möglichen Überstau liegt, reicht diese augenscheinliche Korrektheit der Größenordnung der Abflussdaten aus.

Die statistischen Auswertungen erfolgten mit der Software SPSS 15.0. Da die Daten in der Regel nicht normalverteilt vorlagen wurde der nichtparametrische Mann-Whitney-U-Test verwendet.

4 Die Untersuchungsgebiete und -standorte

4.1 Übersicht

Als Ergebnis des in Abschnitt Kap. 3.1 beschriebenen Auswahlprozesses wurden zwölf über das Land Baden-Württemberg verteilte Untersuchungsgebiete ermittelt (Abb. 3, Tab. 4). Soweit dies aufgrund der Auswahlkriterien möglich war, wurden dabei die wichtigsten Landschaften berücksichtigt: das Tauberland, die Schwäbische Alb und das Albvorland, die Keuperlandschaft, das Oberrheintal mit dem Kaiserstuhl, der Hochschwarzwald sowie das Alpenvorland.



Abb. 3: Lage der zwölf Untersuchungsgebiete in Baden-Württemberg

Tab. 4: Lage der 12 Untersuchungsgebiete in Baden-Württemberg.

Naturschutzgebiet			RB	Lkr	Naturraum	m + NN	a [ha]
1	HA	Haigergrund	S	TBB	Tauberland	280-330	59
2	SD	Sandhausener Düne	KA	HD	Hardtebenen	110	21
3	KF	Kaltes Feld	S	GP	Albuch	570-760	634
4	SB	Schönbuch-Westhang	TÜ	TÜ	Schönbuch	480-550	459
5	WH	Wonhalde	TÜ	RT	Kupp. Flächenalb	600-800	118
6	TG	Taubergießen	FR	OG	Oberrhenebene	165	1682
7	HB	Haselschacher Buck	FR	FR	Kaiserstuhl	350-450	71
8	TH	Triebhalde	FR	TUT	Hohe Schwabenalb	700-800	9
9	FB	Feldberg	FR	FR	Hochschwarzwald	>1400	4226
10	BU	Buchswald Grenzach	FR	LÖ	Dinkelberg	300-400	94
11	LI	Lichteler Landturm	S	TBB	Tauberland	450	0,8
12	BW	Birkenweiher	TÜ	FN	Bodenseebecken	516	13

Für die Gebiete 1 bis 10 sind grundwasserferne, mehr oder weniger trockene und eher nährstoffarme Standorte charakteristisch, sie liegen in Regionen mit sehr unterschiedlichen klimatischen Bedingungen. Letzteres gilt auch für die beiden grundwasserbeeinflussten Untersuchungsgebiete im Tauberland und im Bodenseebecken (siehe Kap. 5.3.1). Diese Gebiete – Birkenweiher und Erlenbruch Lichtel – werden für die einzugsgebietsbezogene Wasserhaushaltsmodellierung flächendeckend betrachtet.

Eine Übersicht über die Vegetationstypen der Aufnahmeflächen aller Standorte in den zehn grundwasserfernen Untersuchungsgebieten gibt Tabelle 1. In Tabelle 5 sind Kennwerte für den Bodenwasserhaushalt aufgeführt, soweit die Standorte für die Wasserhaushaltsmodellierung in Frage kamen (siehe Kap. 3.6). Im folgenden Kapitel werden die Standorte genauer charakterisiert.

Obwohl der Schwerpunkt der Auswahl auf Gebieten mit Magerrasenvegetation lag, wird aus Tabelle 5 deutlich, dass dort lokal und kleinräumig recht unterschiedliche Bodeneigenschaften vorherrschen. Sehr ausgeprägte Unterschiede zwischen den Standorten bestehen beispielsweise am Haselschacher Buck wo an Standort HB-1 auf tiefgründigem Lössböden mit einer Durchwurzelungstiefe von 110 cm und 288 mm nutzbarem Wasserspeicher im Wurzelraum ein Halbtrockenrasen wächst, während der Trockenrasen HB-2 auf Karbonatitgestein mit nur 13 cm Wurzelraum und 40 mm pflanzenverfügbarem Bodenwasserspeicher auskommen muss. Ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Standorten bestehen am Haigergrund, Feldberg und im Buchswald Grenzach. Ausgehend von diesen individuellen Bodeneigenschaften und den unterschiedlichen Klimaten der Untersuchungsgebiete wurden die Standorte in fünf Gruppen mit ähnlichem Bodenwasserhaushalt zusammengefasst:

- A. Klima mit mäßigen Jahresniederschlagsmengen (<750 mm) und Böden mit geringer bis sehr geringer nutzbarer Feldkapazität (nFk <90 mm) im Wurzelraum wegen geringer Mächtigkeit und/oder (sehr) hohen Steingehalten. Solche Standorte sind typisch für viele Naturschutzgebiete in den wärmeren Regionen des Landes wie dem Rhein- oder Taubertal. Wegen Flachgründigkeit und Steilheit war/ist intensive landwirtschaftliche Nutzung nicht sinnvoll.
- B. Klima mit mäßigen Niederschlagsmengen (<750 mm) und Böden mit mittlerer bis hoher nutzbarer Feldkapazität (nFk 90-140 mm) oder mittlere Niederschlagsmengen (750-

1000 mm) und geringe bis sehr geringe nFk. Solche Standorte finden sich beispielsweise im Übergang zu tiefgründigeren Böden am Rand von Naturschutzgebieten.

- C. Klima mit mäßigen Niederschlägen (<750 mm) und Böden mit sehr hoher nFk (200 bis 270 mm, hier eigentlich extrem hoch). Dieser Standortstyp ist selten, da wegen der guten Wasserspeicherfähigkeit des Bodens normalerweise intensiv landwirtschaftliche Nutzung vorherrscht. Er findet sich meist nur kleinräumig am Rand von NSG.
- D. Klima mit hohen Niederschlagsmengen (>1000 mm) und Böden mit geringer bis sehr geringer nFk. Typisch für Naturschutzgebiete auf flachgründigen Böden in Mittelgebirgen oder an deren Rand.
- E. Klima mit sehr hohen Niederschlagsmengen (>1500 mm) und Böden mit geringer bis sehr geringer nFk. Diese Standorte sind typisch für hohe Lagen des Schwarzwaldes.

Tab. 5: Merkmale der untersuchten Standorte und Eingruppierung in obiges Schema; Bewertung der nFk nach AG BODEN (2005).

Gebiet (NSG)		Nieder- schlag mm	Stand- ort	Wurzel- raum cm	Nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum		Gr.
					mm	Bewertung	
1	Haigergrund	648	HA-1	36	45	sehr gering	A
			HA-2	24	17	sehr gering	A
2	Sandhausener Düne	744	SD-1	15	14	sehr gering	A
3	Kaltes Feld	1089	KF-1	45	40	sehr gering	D
4	Schönbuch- Westhang	722	SB-2	100	156	mittel-hoch	B
			SB-3	45	72	gering	A
5	Wonhalde	1063	WH-1	55	53	sehr gering- gering	D
6	Taubergießen	730	TG-1	48	122	mittel	B
			TG-2	52	70	gering	A
			TG-3	55	134	mittel-hoch	B
7	Haselschacher Buck	711	HB-1	110	288	extrem hoch	C
			HB-2	13	40	sehr gering	A
8	Triebhalde	872	TH-1	52	44	sehr gering	B
9	Feldberg	1700	FB-1	80	79	gering	E
			FB-2	15	27	sehr gering	E
10	Buchswald Grenzach	1052	BU-1	19	37	sehr gering	D
			BU-2	82	75	gering	D

4.2 Charakterisierung der Gebiete und Standorte

4.2.1 Haigergrund (HA)

Das NSG Haigergrund liegt im Main-Tauber-Kreis auf der Gemarkung der Gemeinde Königheim. Es wurde 1990 ausgewiesen und umfasst eine Fläche von 59,4 ha (RP STUTTGART 2002). Schutzzweck ist die Erhaltung unterschiedlicher Lebensräume mit spezieller Flora und Fauna. Das Gebiet ist gekennzeichnet durch sehr steile meist südwestlich exponierte Hänge auf Unterem Muschelkalk-Hangschutt. Den Oberhang durchzieht - in Abbildung 4 gut zu erkennen -

eine massive Schaumkalkbank als schmales Band parallel zu den Höhenlinien. Eine intensive Nutzung der Hänge war wegen der Steilheit und der unsicheren Wasserversorgung kaum möglich, extensiver Weinbau (PHILIPPI 1983a) vom Mittelalter bis ins frühe 20. Jahrhundert führte zu Bodenerosion und hinterließ stellenweise die heute charakteristischen feinbodenarmen Hangschuttflächen (RP STUTTGART 2002). Diese wurden zeitweise mit Schafen beweidet und liegen inzwischen brach. Einzelne Parzellen wurden mit Schwarzkiefern aufgeforstet (siehe Abb. 27).



Abb. 4: Das Umfeld der Untersuchungsstandorte im NSG Haigergrund, Juli 2007

Im NSG Haigergrund finden sich Waldränder mit Diptam-Säumen an der Hangkante im Übergang zur bewaldeten Hochfläche des mittleren Muschelkalks, verbreitet Halbtrockenrasen, kleinräumig echte Trockenrasen an flachgründigen Stellen der Schaumkalkbank sowie Blaugrashalden auf den sehr steilen lockeren und skelettreichen Hangschuttflächen. Laut PHILIPPI (1983) haben sich Trockenrasen im Tauberland meist infolge der Beweidung entwickelt, nur ausnahmsweise besiedeln sie natürlich waldfreie Standorte, wie beispielsweise die Schaumkalkbänke. Nach Wegfall der Beweidung etablieren sich zuerst Arten der thermophilen Säume, danach setzt Verbuschung ein (PHILIPPI 1983a).

Auch im Haigergrund breiten sich trotz der Pflegemaßnahmen Gebüsch, überwiegend aus Schlehe (*Prunus spinosa*), auf den brachgefallenen Flächen aus, so dass die Offenlandarten einem starken Konkurrenzdruck unterliegen. Auch Wacholder (*Juniperus communis*) scheint sich langsam auszubreiten. Bedenklich sind auch die älteren blockweisen Schwarzkieferaufforstungen (siehe Abb. 4), denn sie verändern durch Beschattung und vor allem ihre schwer zersetzbare Nadelstreu die Standortbedingungen schwerwiegend. Allerdings konnte zumindest 2007 keine Naturverjüngung der Schwarzkiefern beobachtet werden, obwohl diese laut RIEXINGER (1999) ein Problem in den Blaugrashalden sein kann.

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Die beiden Probeflächen am Ober- und Mittelhang liegen in Bereichen des Haigergrundes, deren Neigung (um 24°) typischer für das Gebiet ist, als die kleinflächig ausgeprägten extrem steilen Halden mit Erosionsrinnen und sehr schütterem Bewuchs, auf denen sich eher das Blaugras (*Sesleria varia*) findet. Oberhang und Hangkante des Haigergrundes sind stellenweise mit typischer Steppenheidevegetation bestockt. Entlang des Waldrandes (mit *Juniperus communis*, *Crataegus laevigata* und *Corylus avellana* u.a.) zieht sich ein Diptam-Saum, in dem auch Standort HA-1 liegt.

Charakteristische Arten der Probefläche sind Diptam (*Dictamnus album*), Ästige Graslinie (*Anthericum ramosum*), Blut-Storchschnabel (*Geranium sanguineum*), Bunte Kronwicke (*Coronilla varia*), Sichelblättriges Hasenohr (*Bupleurum falcatum*), Rauhaariges Veilchen (*Viola hirta*) und Schafschwingel (*Festuca ovina*). Das Gehölzaufkommen in der Krautschicht nimmt insgesamt circa 10 % Deckung ein, die wichtigsten Arten sind Schlehe (*Prunus spinosa*), Mehlbeere (*Sorbus aria*) und Rosen (*Rosa spec.*).

Der Boden von HA-1 ist eine mittel gründige Rendzina (Ah - cCv) aus Kalkverwitterungslehm (Lt2). Das Profil ist 36 cm mächtig. Die Steingehalte liegen im Oberboden um 10 Vol-%, bis 24 cm Tiefe bei 40 Vol-%. Der Unterboden enthält bei 85 Vol-% Steinen nur noch wenig Feinmaterial, er ist jedoch kleinräumig zerklüftet. In diesen mit Feinerde (Mergel) erfüllten Klüften finden die Wurzeln Wege in die Tiefe und können sich so weitere Wasser- und Nährstoffvorräte erschließen. Die Bodenoberfläche ist mit Steinen bedeckt. Das Profil ist *extrem stark*³, im Untergrund *sehr stark* durchwurzelt.

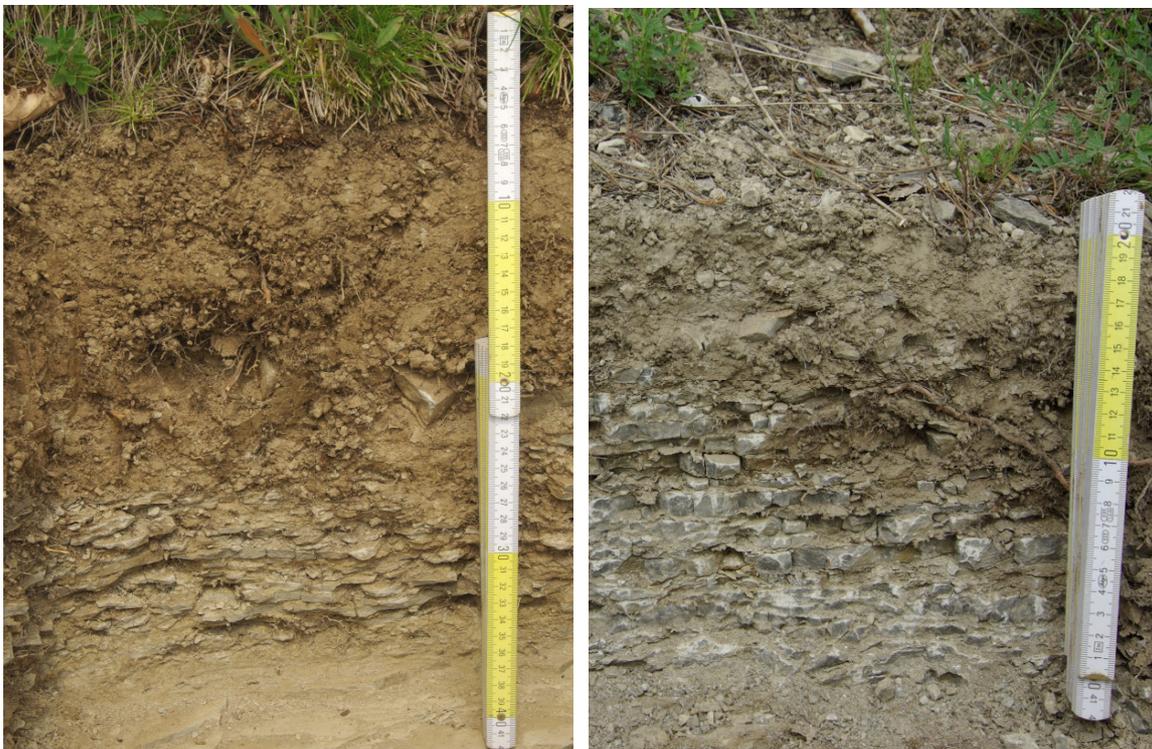


Abb. 5: Bodenprofile Haigergrund: links HA-1, rechts HA-2

³ Die Einstufung und Bewertung der Bodenmerkmale richtet sich nach AG BODEN (2005).

Auf dem flachgründigen Standort **HA-2** ist nur eine schütterere Pflanzendecke mit insgesamt 30 % Deckung ausgebildet. Charakteristische Arten der Fläche sind neben Graslinie und Schafschwingel noch Edel-Gamander (*Teucrium chamaedrys*), Weidenblättriger Alant (*Inula salicina*), Zarter Lein (*Linum tenuifolium*) sowie Kugel-Lauch (*Allium spaeocephalon*). Verbuschungstendenzen sind hier nicht ausgeprägt, nur ein einzelner Trieb von *Prunus spinosa* findet sich in der Krautschicht.

Auch der Boden von HA-2 ist als Hangschutt-Rendzina aus Kalkverwitterungslehm (Lt2) anzusprechen, hier jedoch flachgründig und nur 24 cm mächtig entwickelt. Der Steingehalt im Oberboden bis 10 cm Tiefe liegt bei 30 Vol-%, darunter liegt Hangschutt mit weniger als 10 Vol-% Feinerdeanteil. Die Bodenoberfläche ist mit Steinen bedeckt. Das Profil ist im Oberboden *extrem stark* (Wurzelfilz), im Untergrund *mittel* durchwurzelt.

4.2.2 Sandhausener Dünen (SD) Pflege Schönau-Galgenbuckel

Binnendünen und Flugsandfelder im Oberrheintal gehen in ihrer Entstehung auf vegetationsfreie sandig-kiesige Schotterfelder zurück, die der Rhein am Ende der Würm-Eiszeit freigab. Während Feinstpartikel aus dem abtrocknenden Sediment vom Wind über weite Strecken verblasen wurden und heute als Löss auf den Erhebungen der Schwarzwald-Vorbergzone, des Kaiserstuhls oder Kraichgau zu finden sind (siehe z. B. NSG „Haselschacher Buck“), wurde der schwerere Sand nur über kurze Strecken transportiert und zu Sandfeldern und Dünen angehäuft. Die südöstlich von Sandhausen gelegene Düne „Pferdstrieb“ wurde bereits 1929 als eines der ersten Naturschutzgebiete Baden-Württembergs ausgewiesen. Unter dem Eindruck der Zerstörungen weiter Teile der Dünenlandschaft durch die Sandgewinnung für die Aufbauarbeiten nach dem 2. Weltkrieg wurden 1950 weitere Sandhausener Dünen unter Schutz gestellt und in einem Gebiet zusammengefasst. Die Dünen „Pflege Schönau-Galgenbuckel“ wurden 1986 als separates Naturschutzgebiet von 21,4 ha Größe erweitert und ausgegliedert (RP KARLSRUHE 2004).



Abb. 6: NSG Sandhausener Dünen, zentraler Teil des Gebietes Pflege Schönau-Galgenbuckel im Juli 2007

Die Gebiete sind auf Grund ihrer Einzigartigkeit in Baden-Württemberg wissenschaftlich sehr gut dokumentiert. Seit Ende des 19. Jahrhunderts wurde eine Vielzahl von Publikationen, Exkursionsberichten und wissenschaftlichen Arbeiten über Boden, Fauna, Flora und Vegetation der oberrheinischen Dünengebiete verfasst (Görs & Sollik 1994). Die Sandhausener Dünen sind als FFH-Gebiete gemeldet (Lebensraumtyp 6120 Blauschillergrasrasen).

Die Dünengebiete wurden nach der Rodung des Waldes als Weide, Acker oder Weingarten genutzt. Heute ist das NSG zum überwiegenden Teil bewaldet und nur auf einer relativ kleinen Fläche sind Sandrasen in unterschiedlichen Ausprägungen erhalten. Die Dünenstandorte unterlagen in der Vergangenheit anthropogenen Störungen wie Streuentnahme oder (Wald-)Weide. Der Wald besteht größtenteils aus Kiefern (*Pinus sylvestris*) und vor allem Robinien (*Robinia pseudacacia*). Als großes Problem stellt sich die Eutrophierung der Waldflächen dar, denn in der Krautschicht dominieren über weite Strecken Nitrophyten wie die Brennnessel (siehe Abb. 87). Durch die Robinie wird die Nährstoffanreicherung wesentlich beschleunigt. Auf der nicht bewaldeten Fläche sind neben Kegelkornkraut-Sandhornkraut-Fluren vor allem Silbergras-Sandrasen und Schafschwingel-Trockenrasen verbreitet (RP KARLSRUHE 2004). Hier wirkt sich die fehlende Tritteinwirkung offenbar dahingehend aus, dass sich großflächige und dichte Moospolster bilden. Durch stellenweises Abschieben des mit Humus angereicherten Oberbodens wird versucht, Standorte für die oligotrophente Vegetation zu erhalten (RP KARLSRUHE 2006).



Abb. 7: NSG Sandhausener Dünen, Bodenprofil SD-1

Bodeneigenschaften und Vegetation der Probefläche

In unmittelbarer Nähe des Profils SD-1 liegt eine Dauerbeobachtungsfläche (siehe Abb. 8) der höheren Naturschutzbehörde, die 1992 eingerichtet wurde, um zu dokumentieren, wie der Wegfall der Tritteinflüsse nach dem Einzäunen der Fläche die Vegetation verändert (SCHACH & BREUNIG 1997). Auf dieser Fläche ist nach dem Ausbleiben der Trittwirkung durch zunehmende Moosbedeckung die Gesamtdeckung von 80 % im Jahr 1992 auf nahezu 100 % angestiegen (Abb. 6). Hauptbestandbildend sind das Moos *Rhacomitrium canescens*, weitere Moosarten und die Strauchflechte *Cladonia rangiformis*. Arten der Sandrasen wie *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium semidecandrum* oder *Veronica praecox* und Ruderalarten (vor allem *Setaria viridis*) bedecken nur ungefähr 10 % der Fläche (SCHACH & BREUNIG 1997).

Der Boden, eine Pararendzina mit Ah - IC-Horizontabfolge (Abb. 7) aus carbonathaltigem mittelsandigem Feinsand ist im gesamten aufgeschlossenen Profil bis über 70 cm Tiefe steinfrei. Der Oberboden ist bis circa 10 cm Tiefe *extrem stark* (Wurzelfilz) durchwurzelt, darunter bis 15 cm noch *mittel* durchwurzelt. Unterhalb 15 cm Tiefe finden sich keine Wurzeln mehr.

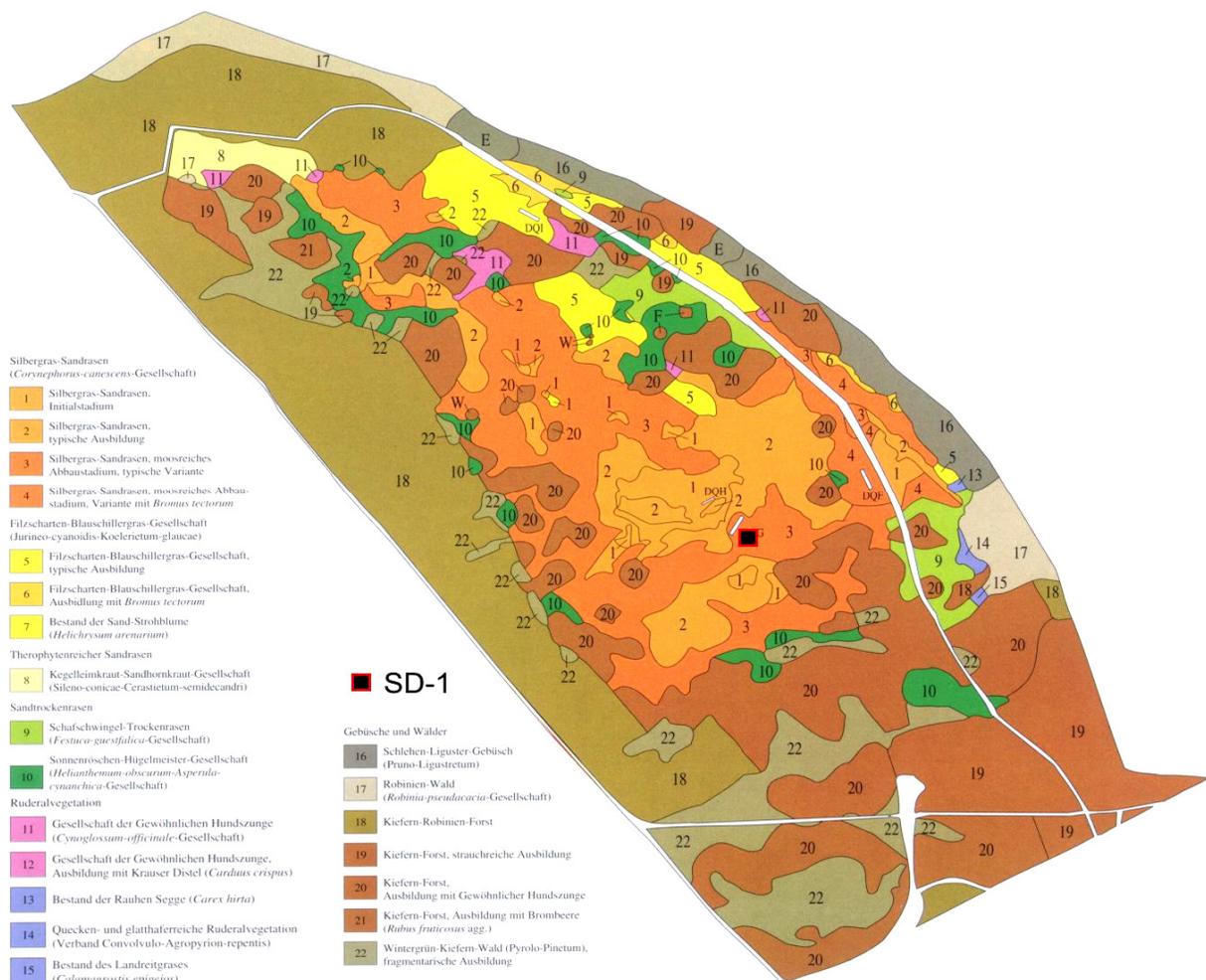


Abb. 8: Vegetationskarte des Untersuchungsgebietes Sandhausener Düne (Nordteil) mit Standort SD-1 (aus Breunig 1994, ergänzt); Vegetations-Dauerbeobachtungsflächen sind als weiße Rechtecke eingezeichnet, Fläche G liegt circa 1,5 m nordwestlich des Profils SD-1.

4.2.3 Kaltes Feld (KF)

Als „Kaltes Feld“ wird eine dem Albuch vorgelagerte Hochfläche südlich von Schwäbisch Gmünd bezeichnet, die durch die Lauter vom Albmassiv getrennt ist. Das Massiv besteht aus Oberjurakalken und -mergeln (Weißjura α bis ϵ). Das NSG „Kaltes Feld mit Hornberg, Galgenberg und Eierberg“ umfasst aktuell 634,4 ha Fläche. Schutzzweck ist die Erhaltung der vielfältigen Landschaft, die einen hochwertigen Biotopverbund für Wärme liebende und Trockenheit tolerierende Pflanzen und Tiere aus großflächigen Wacholderheiden, naturnahen Waldflächen, Kalkmagerwiesen, Hecken und Waldsäumen bereitstellt (RP STUTTGART 2002). Besonders hervorgehoben werden Wacholderheiden und Kalkmagerrasen.

In der Vergangenheit bildeten sich wegen der unterschiedlichen Nutzung - einerseits intensive Beweidung, andererseits einmalige Mahd im Spätsommer - deutliche Vegetationsunterschiede aus: Auf den artenärmeren Wacholderheiden dominierten weideresistente, das heißt durch niedrigen Wuchs, Dornen, Gift- oder intensive Aromastoffe vor allzu scharfem Verbiss geschützte Arten während sich auf den einmähdigen Kalkmagerwiesen arten- und blütenreiche Bestände entwickeln konnten (JANDL 1988). Heute sollen Pflegemaßnahmen - Mahd und Entbuschung – sowie traditionelle Schafbeweidung den schutzwürdigen Zustand erhalten.



Abb. 9: Probefläche KF-1 auf dem Kubberg im NSG Kaltes Feld, Juli 2007

Bodeneigenschaften und Vegetation der Probefläche

Der Boden der Fläche KF-1 ist eine mittel gründige Rendzina (Ah - cC_v/Ah - cmC/C_v) aus Kalkverwitterungston (Tu3) aus Jurakalk. Die Steingehalte betragen im Oberboden um 20 Vol-%, darunter um 80 Vol-% (Abb. 10). Die Durchwurzelung ist stockwerkartig gegliedert, unterhalb

des 13 cm tiefen Wurzelfilzes (Durchwurzelung *extrem stark*) der Grasdecke ist der Boden bis 25 cm *stark* und bis 45 cm nur noch *schwach* durchwurzelt. An der Bodenoberfläche finden sich stellenweise flächige Steinlagen aus Hangschuttmaterial (siehe Abb. 9). Die Wacholderheide am Kuhberg wurde offensichtlich in einem der vorangegangenen Jahre entbuscht und im Jahr 2007 beweidet. Die Strauchdeckung lag um 10 %, in der Hauptsache Wacholder (*Juniperus communis*), weitere Gehölze (Hartriegel, Rose) waren 2007 unbedeutend und kaum höher als 10 cm. Charakteristische Arten der Krautschicht sind Silberdistel (*Carlina acaulis*), Thymian (*Thymus pulegioides*), Aufrechter Ziest (*Stachys recta*), Frühlings-Fingerkraut (*Potentilla verna*). Auch der Kreuzenzian (*Cruciata laevipes*) kommt mit einigen Exemplaren in der Fläche vor.



Abb. 10: Kaltes Feld, Profil KF-1

4.2.4 Schönbuch-Westhang (SB)

Das Naturschutzgebiet Schönbuch-Westhang/Ammerbuch umfasst einen großen Teil des sich zwischen Breitenholz und Unterjesingen am südwestlichen Schönbuchrand erstreckenden Streuobstwiesengürtels. Das Gebiet hat eine Fläche von 459 ha und steht seit dem Jahr 2000 unter Schutz (RP TÜBINGEN 2006). Das klein strukturierte Gebiet ist neben den Tausenden von Obstbäumen geprägt von Wiesen unterschiedlicher Feuchtegrade sowie Kleinstrukturen wie Terrassen, Trockenmauern und Steintreppen, die als Zeugen des ehemals verbreiteten Weinbaues erhalten blieben. Als Produkt der kleinbäuerlichen Bewirtschaftung der sonnexponierten Hänge nach der Aufgabe des Weinbaues entstand ein Mosaik aus Salbei-Glatthaferwiesen meist am Hangfuß und Unterhang, kleinflächigen Halbtrockenrasen und Wacholderheideresten an Oberhängen sowie wärmeliebenden Säumen und Gebüsch (RP TÜBINGEN 2006). Die nachlassende Nutzung des Grünlandes führte zu immer größeren Flächenanteilen dieser Gebüsch,

die von Schlehe (*Prunus spinosa*) dominiert werden (LEISNER & WATTENDORF 1992). Die warm-trockenen Biotope beherbergen eine Reihe seltener und gefährdeter Tier- und Pflanzenarten, zu den floristischen Besonderheiten zählt beispielsweise die Bocksriemenzunge (*Himantoglossum hircinum*).

Mit dem Naturschutzgebiet soll die Erhaltung der alten, reich strukturierten Kulturlandschaft mit dem zusammenhängenden Streuobstwiesengürtel entlang des Schönbuchs erhalten werden (RP TÜBINGEN 2006). Der naturschutzfachliche Wert der Magerwiesen und Halbtrockenrasen nimmt jedoch durch die Sukzessionsvorgänge vor allem auf Grund nachlassender Nutzung kontinuierlich ab (RP TÜBINGEN 2004).



Abb. 11: Schönbuch-Westhang, Waldwiesenhalde: links Aufnahmefläche SB-1, rechts SB-2; Juli 2007

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Die beiden beprobten Standorte liegen in unterschiedlichen Reliefpositionen - SB-2 am Unterhang, SB-3 am Oberhang - innerhalb des FFH-Gebiets Schönbuch (7420-341) in einem von sechs Schwerpunktgebieten, das aufgrund seines Reichtums an gefährdeten Tier- und Pflanzenarten auf engem Raum als besonders bemerkenswert anzusehen ist (BNL TÜBINGEN 2004).

Standort SB-2 ist nach der Kartierung der geschützten Lebensraumtypen dem LRT 6510 „magere Flachland-Mähwiesen“ der Bewertungsstufe *gut* zuzuordnen (BNL TÜBINGEN 2004). Es handelt sich um eine Salbei-Glatthafer-Wiese in der neben den namensgebenden Arten *Salvia pratensis* und *Arrhenatherum elatius* weitere charakteristische Arten bestandesbildend auftreten. Es sind dies beispielsweise Großblütige Brunelle (*Prunella grandiflora*) und Wilde Möhre (*Daucus carota*). Die Wiese wird offensichtlich noch regelmäßig gemäht, es ist bis auf einzelne Wurzel-

ausläufer der alten hochstämmigen Pflaumenbäume kein Gehölzaufkommen festzustellen. Allerdings lassen Saumarten wie Odernennig (*Agrimonia eupatoria*) und Wirbeldost (*Calamintha clinopodium*) auf eine nachlassende Nutzungs- oder Pflegehäufigkeit schließen.

Standort SB-3 wurde dem geschützten Lebensraumtyp LRT 6210 „Trespen-Schwingel-Kalk-Trockenrasen“ zugeordnet (BNL TÜBINGEN 2004). Bestandesbildende und charakteristische Arten auf der Probestfläche sind neben den Gräsern *Bromus erectus*, *Festuca rubra* und *Dactylis glomerata* Kräuter wie Sichelblättriges Hasenohr (*Bupleurum falcatum*), Tausendgüldenkrout (*Centaureium minus*), Erdbeer-Fingerkraut (*Potentilla sterilis*), Kriechende Hauhechel (*Ononis repens*) und Wilde Möhre. Jungwuchs von Sträuchern (Hartriegel, Schlehe oder Rosen) und Stieleichen nimmt Flächenanteile von circa 10 % ein, auch die zuvor genannten Saumarten treten auf.

Beide Böden sind als Pararendzina-Pelosole (siehe auch BK 7419 1992) aus überwiegend lehmigem Ton (Tl) mit Steingehalten zwischen 5 und 10 Vol-% anzusprechen. Das tiefgründige Profil SB-2 ist gut durchwurzelt, bis 13 cm Tiefe reicht der Wurzelfilz der Grasnarbe, darunter ist der Boden bis 75 cm *stark* und bis circa 100 cm Tiefe *schwach* durchwurzelt. Boden SB-3 ist mittelgründig, der Oberboden bis 15 cm Tiefe ist *sehr stark*, der Unterboden bis 45 cm Tiefe *mittel* durchwurzelt.



Abb. 12: Bodenprofile am Schönbuch-Westhang: links SB-2 (bis 40 cm Tiefe), rechts SB-3

4.2.5 Wonhalde (WH)

Das insgesamt circa 118 ha große Naturschutzgebiet Wonhalde/Spielberg liegt circa 6 km südlich von Pfullingen. Es besteht aus einer zwischen 770 und 820 m ü. NN gelegenen Hochfläche - dem „Won“ - sowie zwei sehr steilen und mehr oder weniger südlich exponierten Hängen. Die

mit bis 40 % Neigung abfallenden Hänge wurden auch in der Vergangenheit überwiegend beweidet, soweit sie nicht von Wald bedeckt waren (RP TÜBINGEN 2006). Der Untergrund besteht aus Massenkalken des Oberen Weißjura, darunter auch Mergeln, die teilweise von Weißjura-Hangschutt überdeckt sind (STADELMAIER 1984, BIOPLAN 2005). Auf Grund der Hangschuttauflagen finden sich stellenweise Lücken in der Vegetationsdecke (RESSEL 1996).



Abb. 13: Untersuchungsgebiet Wonhalde, Standort WH-1, Juli 2007

Die Vegetation des Offenlandes auf den Steilhängen besteht überwiegend aus Trespen-Halbtrockenrasen mit Charakterarten wie Silberdistel (*Carlina acaulis*), Stengellose Distel (*Cirsium acaule*), Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*), verschiedene Enzian- (*Gentiana spec.*) und Orchideenarten. Neben den Pflanzen sind auch viele Brutvogelarten und pontisch-mediterrane Insektenarten wie der Schmetterlingshaft wertgebend für das Gebiet (RP TÜBINGEN 2006). Besondere Bedeutung besitzt das Gebiet wegen des massenhaften Vorkommen des Kreuzenzian-Ameisenbläulings (*Maculinea rebel*), die Wonhalde ist das wichtigste Teilhabitat (BIOPLAN 2005). Die häufig in das Offenland eingestreuten Gebüsch- und Baumgruppen setzen sich vor allem aus Wacholder, Feldahorn, Hasel und anderen Gehölzarten zusammen (Abb. 13).

Heute werden die Freiflächen des Schutzgebietes nach einem von der Naturschutzverwaltung aufgestellten Beweidungsplan mit Schafen und auch mit Ziegen gepflegt (RP TÜBINGEN 2006). Die Pflegemaßnahmen sind auch auf die Förderung des Kreuzenzians (*Gentiana cruciata*) abgestimmt (BIOPLAN 2005). Schutzzweck des Gebietes ist die Erhaltung, Pflege und Verbesserung des Mosaiks aus den unterschiedlichen Biototypen Wacholderheide, Halbtrockenrasen, Wiese, Saum, Hecke und Wald. In der Vergangenheit wurden auch flächig Gehölze entfernt, um den Offenlandcharakter des Gebietes wieder herzustellen und Standorte für lichtbedürftige Arten zu schaffen (siehe auch RESSEL 1996). Spuren der Entbuschungsmaßnahmen, wie Reste von Feuerstellen, waren im Sommer 2007 überall im Umfeld der Fläche WH-1 zu finden.

Bodeneigenschaften und Vegetation der Probefläche

Standort WH-1 liegt in einem Gebiet, das in der Vegetationskarte von FABER (1958) als beweideter Halbtrockenrasen (*Mesobrometum*-Weide) aufgenommen wurde. In STADELMAIER (1984) wird der Standort als offene Wacholderheide beschrieben. Charakteristische Arten der Aufnahme­fläche sind Thymian (*Thymus pulegioides*), Edel-Gamander (*Teucrium chamaedrys*), Kleiner Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*), Knolliger Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*), Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) sowie Gold- und Silberdistel (*Carlina vulgaris*, *C. acaulis*). An Gehölzarten finden sich nur einige juvenile Exemplare von Wacholder in der Krautschicht.

Der Boden ist nach BK 7521 (1992) als Pelosol-Rendzina anzusprechen. Das Profil WH-1 besteht überwiegend aus schwach schluffigem Ton, der bis in circa 30 cm Tiefe lagenweise von Kalkstein-Hangschutt durchsetzt ist. Darunter folgt grober, dichter Kalkstein-Hangschutt mit Feinbodenanteilen von nur 20 % (siehe Abb. 14). Der Wurzelfilz der Grasnarbe reicht bis 18 cm Tiefe, darunter ist der Boden bis über 50 cm Tiefe *sehr stark* bis *stark* durchwurzelt.



Abb. 14: Bodenprofil WH-1

4.2.6 Taubergießen (TG)

Das NSG Taubergießen ist eines der größten - 1682 ha - und bekanntesten Naturschutzgebiete Baden-Württembergs (RP FREIBURG 1998) und besteht seit 1979. Es ist in weit über 250 Publikationen in den letzten 50 Jahren behandelt (GÖRS & SOLLIK 1994). Zwei Drittel des Gebie-

tes nehmen Wälder ein, ein Drittel besteht aus Wasserflächen und Wiesen (RP FREIBURG 1998). Dieses überwiegend magere und nicht intensiv genutzte Grünland beherbergt zahlreiche submediterrane Pflanzenarten (GÖRGER & STAUB 1996), unter denen vor allem die vielen Orchideen für einen hohen Bekanntheitsgrad und einen regen Besucherzuström während der Frühsommerzeit sorgen. Weiterhin beherbergen die Magerwiesen eine reiche Insektenfauna aus Heuschrecken, Wildbienen, Schmetterlingen und Laufkäfern, darunter zahlreiche bestandesgefährdete Arten (RP FREIBURG 1998). Der größte Teil des Naturschutzgebietes mit dem Großteil der Wiesen befindet sich im Eigentum der französischen Gemeinde Rhinau, was die Schutzbemühungen konfliktreicher machte. Im Jahr 1982 wurde ein Vertrag zwischen der Gemeinde Rhinau und dem Land Baden-Württemberg geschlossen, der die extensive Wiesenbewirtschaftung und naturschutzgerechte Behandlung der (Bann- und Schon-) Wälder sicher stellen soll. Das Grünland „Im G’schleder“ ist nach GÖRS (1975) ein Produkt der Rheinkorrektur und erst nach 1852 entstanden. Es wird seit mehr als 120 Jahren gemäht, die seit 1982 bestehende Vereinbarung regelt, dass die Landwirte aus Rhinau diese Wiesen erst zum Ende der Rhinauer Heuernte mähen dürfen (GÖRGER & STAUB 1996). Nur alle zwei Jahre darf eine Düngung mit Kalium und Phosphor erfolgen, stickstoffhaltige Dünger sind ausgeschlossen, allerdings findet durch die Förderung von Leguminosen-Arten eine „indirekte“ Stickstoffdüngung statt (LUTZ 1999).



Abb. 15: Untersuchungsgebiet Taubergießen, magere Wiesen „Im G’schleder“, Juli 2007

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Die Profile TG-1 und TG-2 sind tiefgründige kalkhaltige Auenböden (siehe auch BK 7712 1995). Profil TG-1 besteht bis über 1 m Tiefe (Abb. 16) aus Sand mit Schluff- (Su3, Su4) und Lehmanteilen (Uls, Slu). Der Boden ist sehr locker gelagert und praktisch frei von Steinen. Die inten-

sive Durchwurzelung reicht von einem Wurzelfilz im Oberboden (18 cm) bis in circa 50 cm Tiefe (Stufen *sehr stark* und *mittel*), darunter ist der Boden nur noch *sehr schwach* durchwurzelt.

Profil TG-2 liegt auf einem leicht erhöhten Kiesrücken im Wiesengelände. Der Oberboden (Ah) reicht bis in 14 cm Tiefe, besteht aus schluffig-lehmigem Sand (Slu) und ist von einem Wurzelfilz durchzogen. Der Unterboden aus reinem Sand (Ss) ist *schwach*, der darunter liegende und tief reichende sandige Kies (Abb. 16) ist *mittel* durchwurzelt. Auch dieser Boden ist sehr locker gelagert und oberhalb des Kieshorizontes frei von Steinen. In beiden Profilen sind bis in die beprobte Tiefe keine reduktomorphen Merkmale als Hinweise auf Grundwassereinfluss zu erkennen.

Von Profil TG-3 (LUBW-Standort 460) liegt eine Profilbeschreibung vor: Es handelt sich um einen tiefgründigen „carbonathaltiger Braunen Auenboden aus holozänen Rheinsedimenten“ (SOLUM 1995). Der Oberboden (Ah) besteht aus stark sandigem Lehm (Ls3), der Unterboden (M1, M2, Go) aus schluffigem und schluffig-lehmigem Sand (Slu, Su3) sowie sandigem Schluff (Us). Der Go-Horizont ab 55 cm Tiefe zeichnet Grundwassereinfluss nach.

Die Durchwurzelung reicht - abgestuft von *sehr stark* bis *sehr schwach* - bis in 1 m Tiefe. Auch dieser Boden hat überwiegend eine *sehr geringe* bis *geringe* Dichte, nur der Go-Horizont eine *mittlere* Dichte (1,43 g/cm³).



Abb. 16: Profile TG-1 (links) und TG-2 (rechts); Von Profil TG-3 (LUBW-Dauerbeobachtungsfläche 460) liegt keine Fotografie vor.

Das Grünland der Standorte TG-1 und TG-2 wurden im Jahr 2007 Ende Juni gemäht, TG-3 war Anfang Juli noch nicht abgemäht worden. In den insgesamt recht mageren Wiesen des Gewannes „Im G’schleder“ sind die Übergänge zwischen den nachfolgend beschriebenen Vegetations-

einheiten oft fließend (siehe auch GÖRGER & STAUB 1996), es sind keine scharfen Grenzen auszumachen. Halbtrockenrasen sind in den Wiesen im NSG Taubergießen stellenweise noch flächig, oft aber nur (noch?) als schmale Streifen entlang von Wegen oder Gräben ausgebildet (GÖRGER & STAUB 1996), dies gilt auch für die Fläche TG-1. In diesen artenreichen Halbtrockenrasen tritt eine Reihe von Orchideen wie beispielsweise mehrere Ragwurz-Arten (*Ophrys spec.*) oder Brandknabenkraut (*Orchis ustulata*) auf. Charakteristische Arten auf der Fläche sind neben Aufrechter Trespe (*Bromus erectus*), die auch in Glatthaferwiesen verbreitet vorkommt (s.u.), Skabiose (*Centaurea scabiosa*), Thymian (*Thymus pulegioides*) Steppen-Wolfsmilch (*Euphorbia seguieriana*) und Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium*). In die ausgedehnten Glatthaferwiesen und Halbtrockenrasen sind, meist auf Kiesrücken gelegen, kleinflächige Trockenrasenfragmente wie TG-2 eingestreut. Sie sind niedriger im Wuchs, deutlich lückiger und durch wenige Arten wie Mauerpfeffer (*Sedum sexangulare*) oder Nattenkopf (*Echium vulgare*) charakterisiert. Die sehr artenreiche Salbei-Glatthaferwiese auf TG-3 besteht zu mehr als 60 % aus Trespe (*Bromus erectus*), weitere charakteristische und dominante Arten sind Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*), Klappertopf (*Rhinanthus alectorolophus*), Glatthafer, Knollige Kratzdistel (*Cirsium tuberosum*), Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*) und kleiner Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*).

4.2.7 Haselschacher Buck

Das NSG Haselschacher Buck liegt im zentralen Kaiserstuhl und nimmt eine Fläche von 71,3 ha ein (RP FREIBURG 1998). Es besteht seit 1969 und wurde 1989 erweitert. Im Westen grenzt es direkt an das 65 ha große Schutzgebiet Badberg. Der Untergrund des Gebietes besteht stellenweise aus tiefgründigem Löss, der allerdings auf großen Flächen in die Talsohlen abgeschwemmt wurde, so dass auf den Kuppen nur knapp unter der Bodenoberfläche das massive vulkanische Gestein, vor allem kalkhaltiger Karbonatit, ansteht. Die Steilheit, Flachgründigkeit und Trockenheit der Hänge verhinderte eine intensive landwirtschaftliche Nutzung. Allerdings gab es auch für das Heu der Wiesen keine Verwendung mehr, nachdem die Viehhaltung im Kaiserstuhl praktisch verschwunden ist. Heute werden die Flächen gepflegt, um die Entwicklung von Brachestadien zu verhindern (RP FREIBURG 1998). Neben großflächigen Salbei-Glatthaferwiesen bestimmen Halbtrockenrasen das Bild der Hänge. Nur kleinflächig finden sich echte Trockenrasen an exponierten, sehr flachgründigen Stellen mit ausgedehnten Übergängen zu den Halbtrockenrasen (siehe z. B. WILMANNS et al. 1989). Neben der außergewöhnlichen Flora ist auch eine artenreiche Wärme liebende Fauna im zentralen Kaiserstuhl heimisch. Haselschacher Buck und Badberg wurden als Gebiete mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung anerkannt, so dass besondere Fördermittel für Schutz- und Pflegemaßnahmen zur Verfügung gestellt wurden.



Abb. 17: *Vegetation der Untersuchungsstandorte HB-1 (links) und HB-2 (rechts), NSG Haselschacher Buck, Juli 2007*

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Die beiden Untersuchungsstandorte repräsentieren Extreme der Ausgangsgesteine und der Bodenbildung im Gebiet des Haselschacher Buck. Der Boden in Profil HB-1 ist eine sehr tiefgründige Pararendzina (Ah, Ah-ICv, ICv) aus Löss. Das Profil besteht durchgehend aus carbonatreichem Schluff und ist im Oberboden (bis 22 cm Tiefe) aus schwach tonigem Schluff (Ut2) mittel humos und *extrem* durchwurzelt. Der Unterboden besteht aus reinem Schluff (Uu) und enthält einzelne Kalkkonkretionen („Lösskindl“ genannt). An den Ah-Horizont schließt sich bis in 37 cm Tiefe ein *sehr stark* durchwurzelter schwach und unregelmäßig ausgebildeter Horizont mit geringem Humusgehalt an. Der darunterliegende Löss ist bis in eine Tiefe von über 110 cm *stark* bis *mittel* durchwurzelt. Es ist anzunehmen, dass die Durchwurzlung im Löss mit weiterhin kontinuierlich abnehmender Intensität noch sehr viel tiefer reicht.

Die Vegetation von HB-1 ist ein artenreicher Halbtrockenrasen, der regelmäßig gemäht wird. Gehölzaufkommen spielt hier keine Rolle, lediglich eine einzelne kleine Esche (*Fraxinus excelsior*) wurde in der Krautschicht gefunden. Der Bestand ist sehr kräuterreich, Gras- und Krautdeckung halten sich die Waage. Die wichtigsten Gräser sind Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) und Schafschwingel (*Festuca ovina*), daneben kommt noch *Briza media* vor. Bestandesbildende Kräuter sind Skabiose (*Centaurea scabiosa*), Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*), Thymian (*Thymus pulegioides*), Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) und Echtes Labkraut (*Galium verum*), weiterhin sind Steppen-Wolfsmilch (*Euphorbia seguieriana*) und Sonnenröschen (*Helianthemum nummularium*) vertreten. Auch Saumarten wie *Clinopodium vulgare* oder *Peucedanum cervaria* finden sich vereinzelt.

Im Gegensatz dazu ist der Boden des Profils HB-2 eine sehr flachgründige Rendzina auf Karbonat-Gestein. Die Mächtigkeit des einzigen Horizontes (Ah) beträgt lediglich 13 cm. Der sehr lockere, humose Oberbodenhorizont aus schwach tonigem Schluff (Ut2) ist von einem intensiven Wurzelfilz (*extreme* Durchwurzelung) durchzogen. Die Zerklüftung des Ausgangsgesteins ist in Abbildung 18 gut zu erkennen. Es ist anzunehmen, dass tiefer wurzelnden Pflanzen stellenweise deutlich mehr Wurzelraum in Spalten zur Verfügung steht, wodurch deren Wasserversorgung verbessert werden kann. Hierdurch erklärt sich (nach WILMANN 1988) die besondere Lebensformen-Kombination der Trockenrasen, in denen tief wurzelnde Arten wie Steppenwolfsmilch (*Euphorbia seguieriana*) neben intensiv und oberflächennah wurzelnden Horstgräsern (z. B. *Bromus erectus*) und extrem flach wurzelnden Annuellen und Sukkulente (Sedum-Arten) auftreten. Diese Besonderheit - das gilt auch für Rendzinen und Hangschutt-Rendzinen anderer Untersuchungsstandorte - kann mit Bodenkennwerten kaum quantifiziert und daher in der Wasserhaushaltsmodellierung nur bedingt berücksichtigt werden.



Abb. 18: Bodenprofile HB-1 (links) und HB-2 (rechts)

Entsprechend dieser besonderen Bodenbedingungen ist auf HB-2 ein Trockenrasen ausgebildet. Der Bestand ist sehr kräuterreich, Gräser machen nur ein Zehntel der Gesamtdeckung aus. Charakteristische und besondere Arten sind die dominierende Goldaster (*Aster linosyris*), Natternkopf (*Echium vulgare*), Thymian sowie Berg- und Edelgamander (*Teucrium montanum*, *T. chamaedrys*). Auffällig sind die dunkelroten Blütenstände des Kugel-Lauchs (*Allium spaerocephalon*), der zum Aufnahmezeitpunkt jedoch nur geringe Flächenanteile deckt (Abb. 17).

4.2.8 Triebhalde (TH)

Das 9,2 ha große NSG Triebhalde liegt auf der Gemarkung der Gemeinde Müllheim a. D. in einem Seitental des Donautals, das der Lipbach in die Albhochfläche gegraben hat. An einem südwestlich exponierten Unterhang liegt die Wacholderheide als schmaler, über einen Kilometer langer Streifen. Der Untergrund besteht aus Weißjurakalken die von Weißjurahangschutt überlagert sind (RP STUTTGART 2002). Die Steilheit des Hanges und die Nährstoffarmut des Bodens verhinderten eine intensive moderne landwirtschaftliche Nutzung. Den besonderen Wert des Gebietes machen eine ganze Reihe von Enzian- und Orchideenarten aus, beispielsweise Frühlingsenzian (*Gentiana verna*), Bienen- und Fliegen-Ragwurz (*Ophrys apifera*, *O. insectifera*), Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*) sowie das Vorkommen seltener Heuschrecken- und Schmetterlingsarten (WITSCHEL 1992).

Das Gebiet wird schon seit Jahren nicht mehr als Weide und - wie der Name vermuten lässt - Triebweg zur Hochfläche genutzt. Es waren und sind deshalb intensive und praktisch kontinuierliche Pflegemaßnahmen nötig (RP STUTTGART 2002), um das Aufkommen und die massive Ausbreitung von Gehölzen wie Wacholder, Schlehe, Kiefer und Fichte zu kontrollieren⁴. Trotz dieser Maßnahmen nehmen Gehölze stellenweise große Flächen im Gebiet ein und überall ist Jungwuchs zu erkennen (Abb. 19). Problematisch ist in diesem Zusammenhang sicher die Form des NSG mit einer sehr langen Grenzlinie zum darüberliegenden Wald, die eine flächige generative und vegetative Ausbreitung der Gehölze in das gesamte Schutzgebiet fördert. Die Beweidung solcher kleinen Heiden durch Schäfer ist heute nicht mehr rentabel und wird durch fehlende Infrastruktur erschwert oder ganz verhindert.



Abb. 19: Untersuchungsgebiet Triebhalde, Juli 2007

⁴ Nach Auskunft von Herrn J. Genser, RP Freiburg, sollte die Triebhalde 2007 erstmals beweidet werden, nachdem zuvor nur Entbuschungsmaßnahmen durchgeführt worden.

Bodeneigenschaften und Vegetation der Probefläche

Die Aufnahme­fläche TH-1 liegt in einem relativ offenen Trespenrasen, in dem Gehölze - Wacholder, Hasel, Wolliger Schneeball und Buche - weniger als 10 % der Fläche bedecken. In der artenreichen Krautschicht nehmen Ochsenauge (*Buphtalmum salicifolium*), Wilder Dost (*Origanum vulgare*), Stengellose Kratzdistel (*Cirsium acaule*) und Ästige Gras­lilie (*Anthericum ramosum*) die größten Flächen ein. Weitere charakteristische Arten sind die oben genannte Händelwurz, Berg­leinblatt (*Thesium bavarum*) sowie Gamander (*Teucrium montanum*, *T. chamaedrys*). Viele der vor­kommenden Arten sind als Weideunkräuter oder Saumarten anzusehen, was ebenfalls ein Beleg für die eher geringe Nutzungs- oder Pflegeintensität ist.

Der Boden des Standortes TH-1 ist eine mittel gründige Rendzina auf Kalkhangschutt. Bodenart ist durchgehend schwach toniger Lehm (Lt2). Der gesamte Boden ist sehr steinreich und enthält mindestens 60 Vol-% kleine Kalksteine. Der *stark humose* Oberboden (Ah-Horizont) ist 23 cm mächtig und von einem dichten Wurzelfilz durchzogen. Der *mittel humose* Übergangshorizont zum Lockergestein reicht bis in 44 cm Tiefe und ist ebenfalls noch *sehr stark* durchwurzelt, die Wurzeln reichen auch noch mit *schwacher* Intensität tiefer in den mergeligen Kalkschutt hinein.



Abb. 20: Bodenprofil TH-1

4.2.9 Feldberg (FB)

Der Feldberg ist mit 1.493 m Höhe der höchste Berg Deutschlands außerhalb der Alpen (BOGENRIEDER & WILMANN 1991), sein Gipfel ist durch außergewöhnlich raue klimatische Bedingungen geprägt, die mit dem nördlichen Island zu vergleichen sind: Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 3,1 °C. Im Winter ist es oft monatelang unter 0 °C kalt. Bei über 1700 mm Jahresniederschlag fällt auch reichlich Schnee, der sich an geschützten Stellen bis in den Hochsommer halten kann. Die Gipfelregion ist sehr windexponiert und zu allen Jahreszeiten mit heftigen Stürmen konfrontiert, die sich auch auf die Pflanzen auswirken. Fauna, Flora und Vegetation der Höhenlagen des Feldberges sind durch hochmontane und alpine Pflanzen- und Tierarten sowie eine Reihe von Glazialrelikten geprägt. Auf Grund dieser besonderen Situation wurde ein Teil des Feldberges bereits 1937 als Naturschutzgebiet ausgewiesen und die geschützte Fläche 1991 auf insgesamt 4.226 ha ausgedehnt (RP FREIBURG 1998). Den größten Teil des Naturschutzgebietes nehmen aber Fichtenwälder ein, die nur zu kleinen Teilen auf natürlichen Fichtenstandorten stocken.



Abb. 21: Untersuchungsgebiet Feldberg, Baldenweger Buck, Umgebung von FB-2, Juli 2007

Oberhalb etwa 1.200 m ü. NN bedecken meist subalpine Borstgrasrasen die vermutlich schon seit über 1.000 Jahren offen gehaltenen Weidfelder, in denen Schweizer Löwenzahn (*Leontodon helveticus*), Alpen-Mutterwurz (*Ligusticum mutellina*) Arnika (*Arnica montana*) oder Gelber Enzian (*Gentiana lutea*) typisch sind (RP FREIBURG 1998). Wie der Name vermuten lässt, sind die offenen Flächen durch langandauernde Beweidung mit Jungvieh der heimischen Vorder- und Hinterwälder Rinder entstanden. Wechselnde Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft führten - wie auch in der weiteren Vergangenheit - in den letzten Jahrzehnten zu Schwankungen der Viehbestände und zum Einführung neuer Rinderrassen, stellenweise werden die Weidfelder heute

auch mit Schafen offen gehalten. Um negative Einflüsse dieses Nutzungswandels zu minimieren, wurden sensible Teilbereiche wie Quellfluren, Moore oder Hochstaudenfluren eingezäunt und der Beweidung entzogen (BOGENRIEDER & WILMANN 1991).

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Auch auf Fläche FB-1 findet sich ein Borstgrasrasen, in dem jedoch das namensgebende Borstgras (*Nardus stricta*) nur wenig vertreten ist - keineswegs außergewöhnlich für die Feldbergkuppe (siehe BOGENRIEDER 1982). Den Bestand prägen Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Horst-Schwingel (*Festuca nigrescens*), Bärwurz (*Meum athamanticum*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Schweizer Löwenzahn. Weitere Arten sind Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Weißzüngel (*Leucorchis alba*), Gelber Enzian und Arnika. Auch zwei junge Fichten sind in der Fläche aufgekommen. Auf Probestfläche FB-2, einem nach BOGENRIEDER & WILMANN (1991) vermutlich wegen der extremen Windeinwirkung natürlich waldfreiem Standort, fehlt das Borstgras sogar völlig, der Borstgrasrasen ist hier durch hohe Deckungsgrade (circa 30 %) von Heidekraut und Horst-Schwingel gekennzeichnet. Weitere charakteristische Arten sind Vielblütige Hainsimse (*Luizula multiflora*), Bärwurz, Gelber Enzian, Schweizer Löwenzahn und Arnika.



Abb. 22: Bodenprofil am Feldberg FB-1 (links) und am Baldenveger Buck FB-2 (rechts)

Die Böden der beiden Standorte unterscheiden sich stärker, als aus Abbildung 22 hervorgeht. Beide sind Braunerde-Ranker (Horizonte: Ah, Ah-Bv, Cv) überwiegend aus schluffigem Lehm (LU). Unterhalb des sehr lockeren und *stark* bis *sehr stark* humosen Feinbodens steht in 15 bis 19 cm Tiefe das verwitterte Festgestein an. Die Bohrstockerkundung zeigte, dass dieser Cv-Horizont von FB-1 stärker mit Feinerde durchsetzt und tief durchwurzelt ist. FB-1 ist deshalb *mittelgründig*, FB-2 *flachgründig*. Der gesamte Feinboden beider Profile ist mit einem dichten Wurzelfilz

durchzogen. Ein Unterschied zwischen den Profilen besteht auch in der Humusform beziehungsweise Humusauflage. Während FB-1 an eher windgeschützter Stelle eine 5 cm mächtige Humusauflage (Ofh) besitzt, ist das humose Feinmaterial des extrem windexponierten Profils FB-2 durch den Wind mit mineralischen Bodenteilen überweht worden (MAh-Horizont).

4.2.10 Buchswald bei Grenzach (BU)

Das Naturschutzgebiet Buchswald bei Grenzach am Hochrhein wurde schon im Jahr 1939 ausgewiesen und zählt somit zu den ältesten Schutzgebieten Baden-Württembergs. Es besteht aus vier Teilgebieten mit insgesamt 90 ha Fläche (VÖGTLIN 2002). Der geologische Untergrund der sehr steilen Hänge wird überwiegend von Oberem Muschelkalk des Dinkelbergmassivs gebildet (RIESER 1979), der hier durch tektonische Einflüsse in mehrere Bruchschollen gegliedert ist, die durch tiefe Einschnitte („Keilgräben“, GÖRS & SOLLIK 1994, S. 149) getrennt sind. Auf diesen Bruchschollen bildet der Buchs (*Buxus sempervirens*), hier an seiner nördlichen Verbreitungsgrenze, eine üppige und dichte Strauchschicht aus (Abb. 23). Der 2 - 3 m hohe immergrüne Buchs unterdrückt Konkurrenten und die Krautschicht effektiv, so dass meist nur sehr artenarme Bestände entstehen (HÜGIN 1979). Mindestens seit dem 19. Jahrhundert wurde der Buchs auch kommerziell für Dekorationszwecke genutzt und geerntet (RP FREIBURG 1998). Untersuchungen zum Wachstumsverhalten des Buchses von ANSTETT & BOGENRIEDER (2005) belegen eine deutliche Abhängigkeit des Buchsbaumes vom Wasserangebot des Standorts. ANSTETT & BOGENRIEDER äußern auch die Befürchtung, dass ohne die lange Zeit praktizierte Nutzung der Buchsbestände inzwischen ein so dichter Unterwuchs entstanden ist, der keine Naturverjüngung der Flaumeichen und anderer Baumarten mehr erlaubt. Dies entspricht auch unseren eigenen Beobachtungen im Jahr 2007. Langfristig würde sich somit nach dem Absterben der Althölzer eine Buchsheide entwickeln. ANSTETT & BOGENRIEDER fordern deshalb gezielte Eingriffe in den Buchsbestand. In der Verordnung für das Gebiet ist kein konkreter Schutzzweck definiert, die Maßnahmen im Pflege- und Entwicklungsplan zielen allgemein auf die Erhaltung der unterschiedlichen Waldtypen mit der charakteristischen Buchs-Strauchschicht durch nachhaltige Waldbewirtschaftung sowie die Umwandlung der kleinflächigen Kiefern und Fichtenforsten in gebietstypische Bestände ab (VÖGTLIN 2002). Die Problematik der Naturverjüngung wird im Pflege- und Entwicklungsplan für das Gebiet nicht angesprochen, Eingriffe in die Buchsbestände sind nicht vorgesehen.

An beiden Standorten im Buchswald finden sich Mull-Rendzinen, die auch von HÜGIN (1979) als charakteristisch für trockene Buchswaldstandorte beschrieben werden. Nach der Bodenkarte von Baden-Württemberg (BK 8411/8412 (2000)) sind an den steilen Hängen der vier Naturschutzgebietsteile diese flachgründigen Rendzinen mit mittelgründigen Braunerde-Rendzinen auf Muschelkalkhangschutt vergesellschaftet.



Abb. 23: Untersuchungsgebiet Buchswald, Juli 2007

Bodeneigenschaften und Vegetation der Standorte

Das flachgründige Profil BU-1 besteht durchgehend aus schluffigem Lehm (Lu) und ist in seiner geringen Tiefe von 19 cm von einem dichten Wurzelfilz aus großen Feinwurzeln durchzogen (Abb. 24). Der lockere und stark humose Oberboden (Ah) bedeckt als relativ dünne Schicht massives Kalkgestein, auch in der Umgebung stehen Felsen bis zur Oberfläche an. Unter einem sehr lichten, nur circa 7 m hoch wachsenden Flaumeichenbestand (*Quercus pubescens*) mit einzelnen Robinien (*Robinia pseudacacia*), Elsbeeren und Mehlbeeren (*Sorbus aucuparia*, *S. aria*) deckt der Buchs circa 80 % der Strauchschicht. Neben ihm kommen noch Liguster (*Ligustrum vulgare*) sowie Jungwuchs von Mehl- und Elsbeere auf. Von einer „Krautschicht“ kann eigentlich nicht gesprochen werden, denn es finden sich lediglich einzelne Buchskeimlinge mit insgesamt unter 1 % Deckung. Auf BU-1 hat der Buchs im Sommer 2007 gelb verfärbte Blätter, was auf Wasserstress hinweisen kann. Dies wird auch von HÜGIN (1979, S. 149) als charakteristisch für die Flaumeichen-Buchswälder an den *wärmsten Lagen ... in trockenen Sommern* beschrieben. Nach ANSTETT & BOGENRIEDER (2005, S. 4) „steht die Pflanze im Flaumeichenwald an der Grenze ihrer Möglichkeiten“.

Am Standort BU-2 waren im Sommer 2007 keine Blattverfärbungen festzustellen. Grund hierfür ist sicher nicht die weniger warme Lage, sondern vielmehr der tiefer gründige Boden mit größerer nutzbarer Wasserspeicherkapazität im Wurzelraum (siehe Tab. 5). Der stark humose Oberboden (Ah) und der Übergangshorizont zum Lockergestein (Ah-lCv) bestehen hier aus stark schluffigem Ton (Tu3). Der darunter liegende feinerdereiche Hangschutt enthält circa 20 Vol-% stark tonigen Lehm und ist bis in mindestens 80 cm Tiefe *stark* durchwurzelt. Die Erschließung des Oberbodens durch Wurzeln ist insgesamt sehr gut; bis 14 cm Tiefe reicht ein Wurzelfilz, darunter

bis 48 cm eine *sehr starke* Durchwurzelung. Die lichte Baumschicht (circa 60 % Deckung) am Standort BU-2 wird überwiegend aus Rotbuche (*Fagus sylvatica*) mit Anteilen von Traubeneiche (*Quercus petraea*), Mehlbeere und Elsbeere gebildet, was typisch für tiefer gründige Standorte im Gebiet ist (ANSTETT & BOGENRIEDER 2005). Der Buchs wächst hier bis zu 5 m hoch, ist dichter (90 % Deckung) und vitaler als an BU-1, so dass er jegliche Konkurrenz unterdrückt. Die äußerst spärliche Krautschicht (<1 % Deckung) besteht ausschließlich aus Buchskeimlingen. Die kaum bedeckte Bodenoberfläche zeigt deutliche Erosionsmerkmale.



Abb. 24: Bodenprofile BU-1 (links) und BU-2 (rechts)

4.2.11 Erlenbruch Lichtel (LI)

Der „Erlenbruchwald beim Lichteler Landturm“ liegt wenige Kilometer südlich von Creglingen nahe des Lichteler Landturms, eines ehemaligen Wachturms der Reichsstadt Rothenburg ob der Tauber. Der nur 0,84 ha große Erlenbruch ist in einen größeren Laubwaldmischwald eingebettet. Im Naturraum der südlichen Tauberplatten und der gesamten relativ niederschlagsarmen Hohenloher Ebene ist der Biotoptyp Erlenbruch äußerst selten (BAUR 1965). Dementsprechend groß ist seine Bedeutung, beispielsweise als vegetationsgeschichtliches Dokument (RP STUTTGART 2002).

Der Erlenbruch und sein Einzugsgebiet liegen auf einer Anhöhe auf Unter-Keuper, wo sich in einer von Tonschichten im Untergrund abgedichteten muldenförmigen Doline Niederschlagswasser staut. Durch Verlandung ist im Erlenbruch inzwischen eine bis zu 1,7 m mächtige Seggentorfschicht entstanden. Pollenanalytische Untersuchungen des Torfs belegen eine Entwicklungszeit von rund 8.000 Jahren mit sehr seltenen durchgängigen Pollenspektren (RP STUTTGART 2002). Die andauernd staunassen Verhältnisse verhindern, dass sich außer Schwarzerlen

und Birken andere Baumarten etablieren konnten, so dass sich ein Erlen-Birken-Bruchwald (v. a. mit *Alnus glutinosa*, *A. incana*, *Betula pendula* und *B. pubescens*) ausgebildet hat (Abb. 25). Zwischen den Gehölzen stehen Horste die Walzensegge (*Carex elongata*), weiterhin finden sich im zentralen Teil verschiedene Torfmoos- (*Sphagnum palustre*, *S. centrale*) und Laubmoos-Arten (RP STUTTGART 2002). Am Rand leiten Bestände der Zittergras-Segge (*Carex brizoides*) in den umgebenden Mischwald über (BAUR 1965). Insgesamt ist der Biotop eher arm an Pflanzenarten.



Abb. 25: Erlenbruch Lichtel im Juli 2007

Die ursprünglich abflusslose Senke wurde mit einem Entwässerungsgraben angezapft, so dass heute der Wasserstand nicht mehr über eine bestimmte Marke ansteigen kann (siehe Kap. 5.3.2). Die Beeinträchtigung des Erlenbruchs bleibt hierdurch aber gering. Die Erlen stehen in Lichtel zwar auf typischen Bulten, jedoch sind nirgends Stelzungen zu erkennen, was nach PRETZELL & REIF (1999) auf einen intakten Erlenbruch hinweist.

4.2.12 Birkenweiher (BW)

Das Naturschutzgebiet Birkenweiher liegt im Naturraum Westallgäuer Hügelland zwischen Tettang und Laimnau und nimmt eine Fläche von 12,9 ha ein. Das Flach- oder Niedermoor Birkenweiher gehört zum Einzugsgebiet der Argen. Ein Grabensystem durchzieht das Gelände (siehe Abb. 26) und bündelt sich zu einem kleinen Bach, der das Gebiet zentral entwässert (siehe Abb. 71).



Abb. 26: Naturschutzgebiet Birkenweiber im Juli 2007

Das teilweise als Streuwiese genutzte Niedermoor liegt als Insel in einem bewaldeten Einzugsgebiet und hat deshalb waldwiesenartigen Charakter. Es gehört zum FFH-Gebiet „Argen und Feuchtgebiete südlich Langnau“. Die Vegetation ist ein Mosaik aus überwiegend Pfeifengras-Streuwiese - hier Schwalbenwurzenzian-Pfeifengraswiese - auf kalkreichem Moorboden, Kleinseggenried und Großseggenried mit *Carex acutiformis* und *C. elata*. Als floristische Besonderheiten sind Pflanzenarten der Niedermoore, auch oligotropher Davallseggenmoore und Pfeifengras-Streuwiesen hervorzuheben, beispielsweise Schwalbenwurz-Enzian (*Gentiana asclepiadea*), Echte Sumpfwurz (*Parnassia palustris*), Alpen-Wollgras (*Trichophorum alpinum*), Sumpf-Lappenfarn (*Thelypteris palustris*) sowie eine Reihe von Orchideenarten (LRA BODENSEEKREIS 1983, BNL TÜBINGEN 1991, KIEFER 2007). Die Wiese ist Habitat für eine Reihe seltener Schmetterlings- und Heuschreckenarten. Schutzzweck des Gebietes ist die Erhaltung des Kleinseggenriedes und der Streuwiese als Lebensraum dieser Tier- und Pflanzenarten (RP TÜBINGEN 2006).

Das Gebiet unterliegt einem strengen Schutzregime einschließlich Betretungs- und Entwässerungsverbot und wird maschinell gepflegt. Die Pflege der ehemaligen Streuwiese orientiert sich an der Vegetation: Wo Neophyten wie Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*) oder Goldrute (*Solidago spec.*) aufkommen, wird früh gemäht, ansonsten spät im Jahr (RP TÜBINGEN 2006).

4.3 Nutzung und Pflegezustand der Untersuchungsgebiete

Die Geländeaufnahmen in den Untersuchungsgebieten dienten primär dem Zweck, Daten für die Wasserhaushaltsmodellierung zu erheben. Gleichzeitig sollte aber auch ein Eindruck von den Gebieten gewonnen und die Vegetation zumindest im Umfeld der beprobten Standorte charak-

terisiert werden. Es zeigte sich, dass viele der besuchten Offenland-Schutzgebiete aktuell vor allem durch Gehölzsukzession in ihrem Status bedroht sein dürften. Diese Erkenntnis überrascht nicht, denn sie deckt sich mit den Erfahrungen ortskundiger Fachleute (z. B. BOGENRIEDER 2007, mdl.) und bereits seit längerer Zeit werden intensive Diskussionen über die Problematik der Nutzung oder Pflege von Grünlandstandorten geführt (z. B. BRIEMLE et al. 1991, HAARMANN & PRETSCHER 1993, HAGEN 1996, BEINLICH 1997, LUBW 2009).

Tab. 6: *Zustand der Untersuchungsgebiete im Umfeld der Standorte im Sommer 2007; die Beurteilung ist lediglich als Hinweis zu sehen und gründet sich in den meisten Fällen auf eine einmalige Begehung der Gebiete*

Gebiet	Typ	Zustand 2007	Beurteilung
Haigergrund	Halb-/Trockenrasen, Waldsäume	sehr wenig Pflege erkennbar, kaum Auflichtung der Gehölze	beeinträchtigt
Sandhausener Dünen	Sandrasen	sehr geringe Pflege- bzw. Störungsintensität, dichte Moosdecke	beeinträchtigt
Kaltes Feld	Wacholderheide, beweidet	im Vorjahr entbuscht, insgesamt geringe Nutzungs- bzw. Pflegeintensität	beeinträchtigt
Schönbuch	Magerwiesen teilweise mit Streuobst	Nutzung unterschiedlich intensiv, z. Zt. keine Pflege, zukünftig unsicher	gut - (beeinträchtigt)
Wonhalde	Wacholderheide	geringe Pflegeintensität	beeinträchtigt
Taubergießen	Magerwiesen	regelmäßige Mahd, keine Tendenzen zur Gehölzansiedlung	gut
Haselschacher Buck	Magerwiesen	regelmäßige Mahd, Gehölzaufkommen wird wirkungsvoll unterdrückt	gut
Triebhalde	Wacholderheide	sehr geringe Pflegeintensität	gefährdet
Feldberg	subalpine Borstgrasrasen	regelmäßige Beweidung	gut
Buchswald Grenzach	Buchswald	keine Nutzung, keine Verjüngung der Bäume	gut
Lichtel	Erlenbruch	Abzugsgraben begrenzt die Wasserstandshöhe	beeinträchtigt
Birkenweiher	Pfeifengras-Streuwiese Klein-/Großseggenried	funktionierende Pflege, Maßnahmen gegen Aufkommen von Neo-/Nitrophyten; Einfluss der Entwässerung unklar	gut - (beeinträchtigt) Entwässerung

In Tabelle 6 sind die bei einem kurzen Aufenthalt im Gelände gewonnenen Eindrücke zusammengefasst. Vor allem die bekannteren, auch touristisch bedeutsameren und großen Schutzgebiete mit ausgedehnten zusammenhängenden Flächen **Taubergießen**, **Haselschacher Buck** oder **Feldberg** weisen nach dieser stichprobenartigen Momentaufnahme einen guten Zustand auf. Weiterhin ist uns aufgefallen, dass die ausschließlich gemähten Magerrasen trockener Standorte im Kaiserstuhl und Taubergießen sowie am Schönbuch überwiegend in einem besseren Zustand als die beweideten Wacholderheiden sind. Die Beweidung oder kombinierte Pflegemaßnahmen erreichen offensichtlich nicht die zum Erhalt der Biodiversität notwendige historische

Intensität, die offensichtlich aus Gründen der Wirtschaftlichkeit oder aus „Angst“ vor Schäden (Bodenrisse etc.) nicht erreicht wird. So stellt beispielsweise auch HAGEN (1996) aufgrund mangelnder Beweidungsintensität einen deutlichen Rückgang der Lückenzeiger, Beweidungszeiger sowie allgemein xeromorpher Arten der Kalkmagerrasen in den letzten Jahrzehnten fest und führt dies darauf zurück, dass diese Arten sich in den dichter werdenden Streuschichten nicht mehr etablieren sowie gegen vermehrt auftretende höher wüchsige Konkurrenten nicht durchsetzen können.

Weniger prominente, eher abgelegene Gebiete wie beispielsweise das NSG **Haigergrund** könnten durch intensivere Maßnahmen aufgewertet werden. Im Haigergrund findet zwar Pflege statt, trotzdem ist vor allem der östliche Teil stärker verbuscht. Außerdem wird das Gebiet durch die parzellenweisen Aufforstungen mit Schwarzkiefern (Abb. 27) sowohl hinsichtlich des Landschaftsbildes beeinträchtigt, aber auch in seinen Standorteigenschaften verändert.



Abb. 27: *Westlicher Teil des NSG Haigergrund mit Schwarzkieferaufforstungen*

Im NSG **Sandhausener Dünen** wird ein Zwischenstadium der Boden- und Standortentwicklung konserviert. Nachdem die Dünen festgelegt sind und auch nicht mehr beweidet werden, konnten sich Gehölze ausbreiten. Vor allem die Robinie bildet stellenweise ausgedehnte Bestände (siehe Abb. 87) und trägt über die Stickstofffixierung zusätzliche Nährstoffe ein, durch Laubeinwehung auch auf weiter entfernte Flächen. Im Schutz und Schatten einzelner Kiefern können sich höher wüchsige und anspruchsvollere Arten in den Sandflächen etablieren (Abb. 28). Das Ausbleiben von Störungen fördert die Moosbildung auf den heute noch offenen Standorten.



Abb. 28: *Krautschicht unter einer Kiefer im NSG Sandhausener Düne*

Das NSG **Schönbuch-Westhang** ist sehr klein parzelliert und wird heute noch überwiegend durch unterschiedlich intensive Nutzung beziehungsweise Pflege der Eigentümer offen gehalten. Wo diese nicht mehr stattfinden, sind die Parzellen mit dichten Gebüsch, meist Schlehe, bestockt. Stellenweise wird die Pflege bei mehrmaliger Mahd mit Rasenmäher auch übertrieben. Die Zukunft der Magerwiesen des Gebietes hängt zu einem guten Teil davon ab, ob die Nachfolger der jetzigen Eigentümergeneration ihre Grundstücke im aktuellen Zustand erhalten wollen. Wenn nicht, werden Pflegemaßnahmen im großen Umfang nötig.

In den Naturschutzgebieten **Kaltes Feld**, **Wonhalde** und **Triebhalde** sind an niederschlagsreichen Standorten „Halbtrocken“-rasen eher als Magerrasen mit nur gelegentlichem kurzzeitigem Wassermangel im Sommer zu sehen (siehe Kap. 5.2). Sie sind durch lang anhaltende Aushagerung auf Grund einer intensiven Weidenutzung entstanden und keineswegs natürlich waldfrei. Die jetzige allgemeine Eutrophierung fördert den Gehölzwuchs, dem mit Pflegemaßnahmen unterschiedlichen Erfolgs begegnet wird. Effektiv und langfristig könnte er wohl nur mit ähnlich intensiven - und nach heutiger Auffassung nicht nachhaltigen und eher ausbeuterischen - Landnutzungsformen (z. B. BEINLICH & PLACHTER 1995, BEINLICH 1997) verhindert werden. Das NSG Triebhalde ist zusätzlich durch seine geringe Größe und die schmale, langgezogene Form mit langer Grenzlinie zum darüber liegenden Wald (siehe Abb. 19) stark mit Diasporeneintrag und vegetativer Ausbreitung der Gehölze konfrontiert.

Die Wiesen im **Taubergießengebiet** werden wohl wegen der leichten Bearbeitbarkeit der ebenen Flächen, weniger wegen des hohen Ertrages noch regelmäßig gemäht. Bei den Geländeaufnahmen waren keine Anzeichen von Brachen oder Gehölzaufkommen festzustellen. Die überwiegend von französischen Bauern bewirtschafteten Flächen wurden und werden wohl wegen

der entfernten Lage auf der anderen Rheinseite nicht intensiver genutzt. Düngung und Mahd sind im NSG Taubergießen durch Vereinbarungen mit den französischen Landnutzern geregelt (LUTZ 1999).

Im **Buchswald Grenzach** wurde von uns praktisch keine Naturverjüngung des Baumbestandes gefunden, was sich auch mit den Angaben in der Literatur deckt (ANSTETT & BOGENRIEDER 2005). Hier könnte längerfristig die Entwicklung zu einer Art „Buchsmacchie“ gehen (siehe Kap. 6.2 und Kap. 6.3.1).

Im **Erlenbruch Lichtel** werden keine Pflegemaßnahmen durchgeführt, dies ist auch nicht nötig. Allerdings ist der Entwässerungsgraben als Beeinträchtigung zu sehen, denn er begrenzt die Einstauhöhe und vor allem den sich in Nassphasen und im Winter ansammelnden Wasservorrat im Erlenbruch. Im Hinblick auf wärmere und trockenere Sommer (siehe Kap. 5.3.2) sollte das Gebiet auf keinen Fall zusätzlich entwässert werden und es sollten alle Chancen genutzt werden, möglichst viel Wasser im Bruch zu halten. Der ohne Graben mögliche höhere Wasserstand würde die Erlenbruchfläche geringfügig vergrößern. Eventuelle Beeinträchtigungen der benachbarten Flächen - soweit sie nicht bereits im NSG liegen - sollten hierbei im Interesse der Erhaltung des Gebietes in Kauf genommen werden.

Das NSG **Birkenweiher** wird nach einem abgestimmten Plan gepflegt, der den offenen Charakter und die typische Vegetation erhält. Hier ist jedoch strittig, welchen Einfluss die Entwässerung auf das Gebiet hat.

5 Ergebnisse: Der Wasserhaushalt der Untersuchungsgebiete

5.1 Wetterdaten als Grundlagen der Wasserhaushaltsbetrachtung

5.1.1 Klimatrends für die Untersuchungsgebiete

Das MR-Szenario sieht für das Betrachtungsgebiet Baden-Württemberg und Bayern im Mittel 1,4 °C höhere Sommer- und 2,1 °C höhere Wintertemperaturen vor, hierbei sind gewisse regionale Unterschiede zu verzeichnen (Abb. 29). Die Spanne der errechneten Temperaturänderungen im Sommerhalbjahr liegt zwischen 1,21-1,30 °C im Tauberland und am Bodensee und 1,5-1,6 °C auf den Fildern und im mittleren Albvorland. Für das Winterhalbjahr wurden mittlere Temperatursteigerungen von 2,0-2,5 °C fast für das ganze Land berechnet, lediglich im Hochschwarzwald, am westlichen Bodensee und im äußersten Nordwesten werden geringere Werte erwartet.

Das Niederschlagsregime wird sich voraussichtlich regional sehr viel differenzierter ändern als die Temperatur. Es soll allgemein eine Verlagerung der Niederschläge ins Winterhalbjahr stattfinden (Abb. 30). Die Winterniederschläge werden in ganz Baden-Württemberg drastisch ansteigen, durchschnittlich um circa 26 % (KLIWA 2006a). Im Sommerhalbjahr werden im Mittel circa 5 % weniger Regen erwartet. Allerdings ist hier die Tendenz nicht überall gleich. Für einen Streifen in der Landesmitte, der ungefähr Neckarbecken, Filder, Obere Gäue, Schönbuch, Hegaualb, Baar und Oberes Donautal umfasst, werden keine Änderungen oder geringfügige Steigerungen der Regenmenge vorausgesagt. Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete wurden nach Möglichkeit Regionen mit unterschiedlichen Änderungstendenzen des Niederschlagsregimes berücksichtigt.

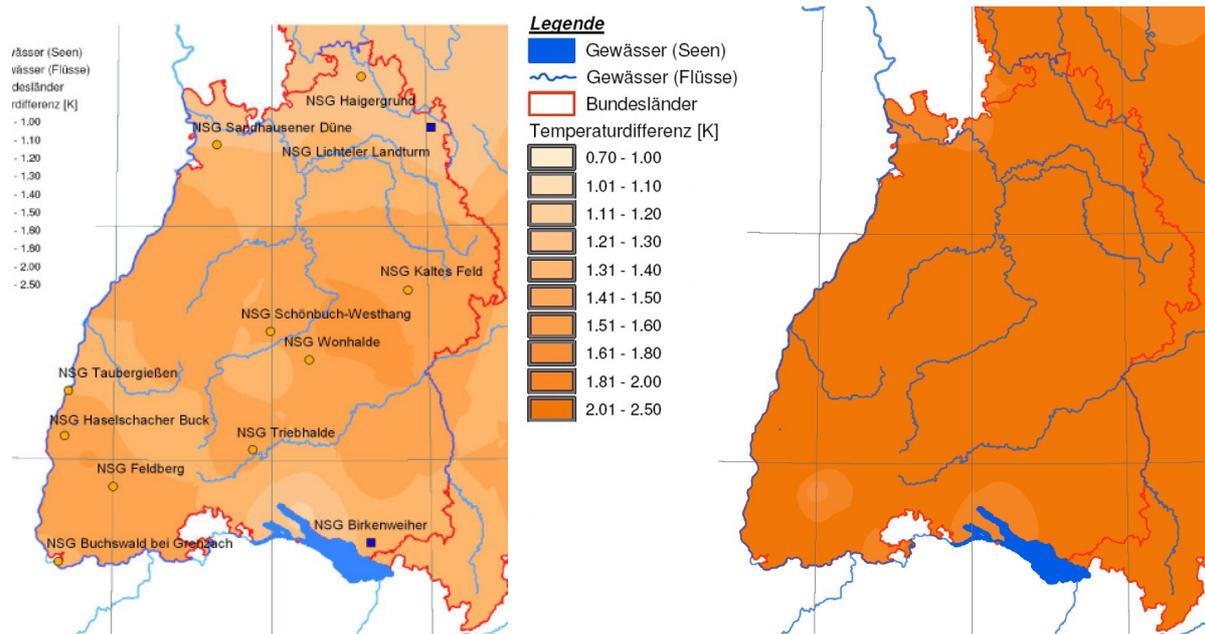


Abb. 29: Temperaturänderungen in Baden-Württemberg, Differenz 2050 gegenüber heute gemäß MR-Modellierung (aus KLIWA 2006a, verändert); links: Sommerhalbjahr, rechts: Winterhalbjahr

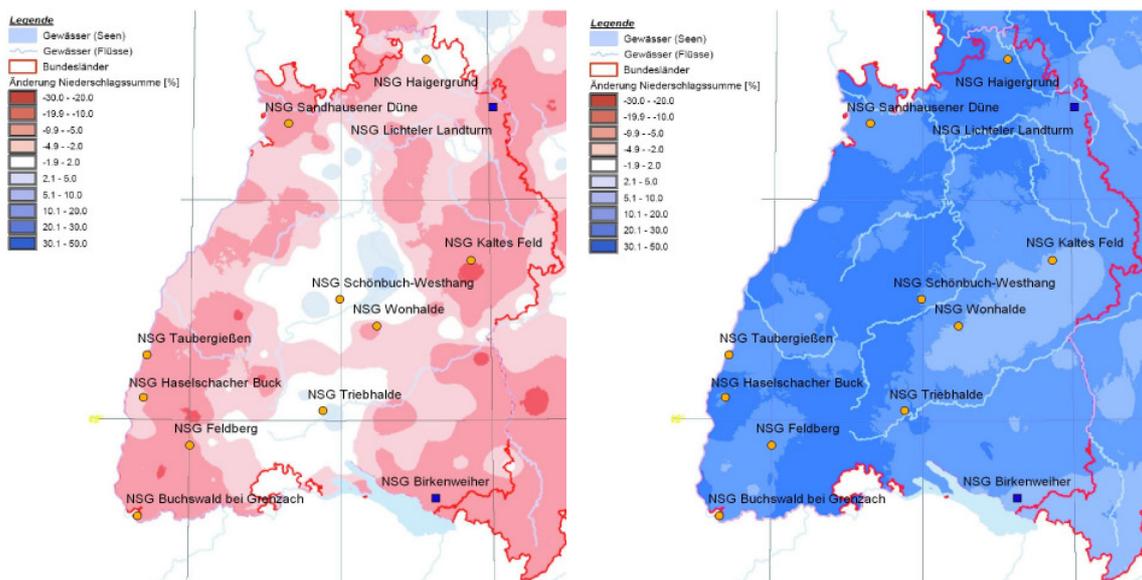


Abb. 30: Niederschlagsänderungen in Baden-Württemberg, Differenz 2050 gegenüber heute gemäß MR-Modellierung (aus KLIWA 2006a, verändert); links: Sommerhalbjahr, rechts: Winterhalbjahr

Weitere Ergebnisse der MR-Modellierung (KLIWA 2006a) sind:

- Die Anzahl der Sommertage ($T_{\max} \geq 25 \text{ °C}$) steigt deutlich,
- die Anzahl der heißen Tage ($T_{\max} \geq 30 \text{ °C}$) steigt,
- die Zahl der Frosttage ($T_{\min} < 0 \text{ °C}$) nimmt deutlich ab,
- die Zahl der Eistage ($T_{\max} < 0 \text{ °C}$) nimmt teilweise um die Hälfte ab und
- die Zahl der Trockentage ($N < 1 \text{ mm}$) nimmt ab, ebenso die Anzahl der Trockenperioden (>11 Trockentage in Folge).

Für die Untersuchungsgebiete ergeben sich aus den MR-Berechnungen die in Tabelle 7 aufgeführten Veränderungen. Es zeigt sich, dass in der Hälfte der Gebiete (KF, SW, WH, TG, HB, TH) zukünftig mit um 1,4-1,5 °C höheren Sommertemperaturen und um 2,0-2,5 °C höheren Wintertemperaturen gerechnet werden muss. Die geringste Zunahme ist am Feldberg mit 1,4-1,5 °C im Sommer und 1,6-1,8 °C im Winter zu erwarten. In allen Untersuchungsgebieten werden die Winterniederschläge zunehmen, meist zwischen 20 und 30 %. Im westlichen Tauberland (HA) und Donautal (TH) sind sogar Zunahmen bis 50 % zu erwarten. Mit Ausnahme des NSG Triebhalde im Donautal (+2 bis +5 %) werden für alle Gebiete abnehmende (meist -5 bis -10 %) oder seltener gleich bleibende Sommerniederschläge prognostiziert.

Tab. 7: Ergebnisse der regionalisierten Klimatrends für die Untersuchungsgebiete berechnet mit dem MR-Modell (KLIWA 2006a); Sommer = Mai – Oktober, Winter = November - April

Gebiet	Δ Niederschlag [%]		Δ Temperatur [K]		
	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Jahr
1 Haigergrund	0	+30 – +50	+1,2 – 1,3	+2,0 – 2,5	+1,6 – 1,7
2 Sandhausener Düne	-5 – -10	+20 – +30	+1,2 – 1,3	+2,0 – 2,5	+1,6 – 1,7
3 Kaltes Feld	-10 – -20	+10 – +20	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
4 Schönbuch-Westhang	0	+10 – +20	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
5 Wonhalde	-5 – -10	+20 – +30	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
6 Taubergießen	-5 – -10	+20 – +30	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
7 Haselschacher Buck	-2 – -5	+20 – +30	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
8 Triebhalde	+2 – +5	+30 – +50	+1,4 – 1,5	+2,0 – 2,5	+1,8 – 1,9
9 Feldberg	-5 – -10	+20 – +30	+1,4 – 1,5	+1,6 – 1,8	+1,4 – 1,5
10 Buchswald bei Grenzach	-5 – -10	+20 – +30	+1,3 – 1,4	+2,0 – 2,5	+1,7 – 1,8
11 Erlenbruch Lichtel	-5 – -10	+20 – +30	+1,2 – 1,3	+2,0 – 2,5	+1,6 – 1,7
12 Birkenweiher	-5 – -10	+10 – +20	+1,3 – 1,4	+2,0 – 2,5	+1,7 – 1,8

5.1.2 Übersicht: Die Wetterszenarien 0 und 1

5.1.2.1 Niederschlag und Temperatur

Diese allgemeinen Klimaveränderungen werden sich auf das zukünftige Wettergeschehen auswirken. Um die Projektionen als Grundlage für die vergleichende Wasserhaushaltsmodellierung zu verwenden, wurden die Trends des Klimawandels, wie in Kapitel 3.5 beschrieben, auf reale Wetterdaten von DWD-Stationen in der Umgebung der Untersuchungsgebiete für die Jahre 1980 bis 2005 aufgeprägt. Im Folgenden werden die tatsächlichen Wetterdaten des Betrachtungszeitraumes 1980 bis 2005 (Szenario 0) betrachtet und den für die Zukunft berechneten (Szenario 1) gegenübergestellt und die sich hieraus ergebenden Veränderungen kurz ausgewertet.

Ein wichtiges Wetterelement bei der Betrachtung des Bodenwasserhaushalts ist der Niederschlag. Wie Tabelle 8 zeigt, liegen die Mittelwerte des Betrachtungszeitraums 1980-2005 im Ist-Zustand zwischen 647 mm/a im NSG Sandhausener Dünen und über 1.700 mm/a am Feldberg. Auch die Jahressummen des Niederschlags variieren erheblich. In Abb. 31 sind beispielhaft vier Gebiete mit unterschiedlichem Niederschlagsregime dargestellt und in Tabelle 9 die nach DWD-Definition ermittelten Trocken- und Nassjahre für den Betrachtungszeitraum aufgeführt.

Tab. 8: *Jahressummen und Verteilung des Niederschlags für alle Untersuchungsgebiete, Vergleich der Szenarien 0 und 1 (rote Schrift); Sommer = Mai - Oktober, Winter = November - April*

		Jahr [mm]	Δ [mm]	Δ %	Σ Sommer [mm]	Σ Winter [mm]	Σ Sommer %	Σ Winter %
HA	0	647,5			337,4	310,9	52,1	47,9
	1	772,6	125,1	19,3	337,4	434,7	43,7	56,3
SD	0	743,9			411,7	332,2	55,3	44,7
	1	797,1	53,2	7,2	381,7	415,4	47,9	52,1
KF	0	1089,5			608,8	480,8	55,9	44,1
	1	1071,1	-18,4	-1,7	518,4	552,7	48,4	51,6
SB	0	722,1			447,1	275,1	61,9	38,1
	1	763,5	41,3	5,7	447,2	316,3	58,6	41,4
WH	0	1063,4			600,6	462,9	56,5	43,5
	1	1112,9	49,4	4,6	557,7	553,0	50,1	49,9
TG	0	730,0			458,5	271,5	62,8	37,2
	1	765,3	35,3	4,8	424,7	340,6	55,5	44,5
HB	0	710,9			447,3	264,6	62,9	37,1
	1	763,8	52,8	7,4	432,2	331,8	56,6	43,4
TH	0	871,9			499,4	383,3	57,3	42,7
	1	1002,9	131,0	15,0	516,9	499,1	51,5	48,5
FB	0	1701,0			927,1	773,9	54,5	45,5
	1	1827,1	126,1	7,4	858,5	968,6	47,0	53,0
BU	0	1052,9			579,7	473,3	55,1	44,9
	1	1129,3	76,4	7,3	536,7	592,6	47,5	52,5
LI	0	731,6			385,2	346,4	52,7	47,3
	1	790,5	59,0	8,1	356,7	433,8	45,1	54,9
BW	0	1059,7			661,6	393,8	62,4	37,6
	1	1069,6	9,9	0,9	612,4	452,7	57,3	42,7

Tab. 9: *Trocken- und Nassjahre (gemäß DWD-Definition in AKS 1996) für die Untersuchungsgebiete im Betrachtungszeitraum 1980 - 2005; HA, HB, TH und BW kürzerer Zeitraum*

Gebiet		Trockenjahre			Nassjahre		
Haigergrund	HA	1991	2003			1995	2002
Sandhausener Düne	SD	1985	1991	2003		1981	2002
Kaltes Feld	KF	1989	1997	2003	1987	1988	2002
Schönbuch-Westhang	SB	1980	1983	1991		1994	2002
Wonhalde	WH	1989	1991	2003	1986	1995	2002
Taubergießen	TG	1990	1991	2003	1982	1988	1999
Haselschacher Buck	HB	1990	1991	2003		1982	1999
Triebhalde	TH	1989	1991	2003		1986	2002
Feldberg	FB	1996	2003	2005		1981	1988
Buchswald Grenzach	BU	1989	1996	2003		1981	1999
Erlenbruch Lichtel	LI	1991	2003	2005	1981	2001	2002
Birkenweiher	BW	1983	1989	1997	1995	1999	2002

Das Jahr 2003 mit seinem außergewöhnlich warm-trockenen Sommer ist allgemein noch in Erinnerung, deshalb verwundert es, dass dieses Jahr bei immerhin zwei der Untersuchungsgebiete (SB und BW) nicht zu den Trockenjahren gehört. Abbildung 31 zeigt, dass bei den Sandhausener Dünen und am Schönbuch 1991 deutlich niederschlagsärmer, aber nicht wärmer war. Betrachtet man Abfolgen mehrerer Jahre, so ist in vielen Gebieten der Zeitraum von 1989 bis 1991 durch stark unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen gekennzeichnet. Am Hochrhein, NSG Buchswald Grenzach, reicht diese Phase von 1988-1991 und am Feldberg sogar über fünf Jahre von 1989-1993 (Abb. 31). Allerdings zeigt diese Abbildung auch, dass das verbreitete Trockenjahr 1991 relativ kühl war, so dass die Kombination von überdurchschnittlicher Temperatur und geringen Niederschlagsmengen nur 2003 zu betrachten ist. In Kombination mit dem vorangegangenen Nassjahr 2002 ergibt sich ein für die Wasserhaushaltsbetrachtungen sehr interessanter Zeitraum, auf den im folgenden Kapitel 5.2 des öfteren näher eingegangen werden wird. Ausgeprägte längere Nassphasen sind im Betrachtungszeitraum selten, beispielsweise beim Kalten Feld von 1986 bis 1988, meist überschreiten nur die Summen einzelner Jahre das Mittel deutlich.

Die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen prognostizierten Veränderungen des Niederschlagsregimes wirken sich sowohl auf Niederschlagsmenge als auch auf die Verteilung des Niederschlags im Jahresverlauf deutlich aus (Tab. 8 und Abb. 32). Mit Ausnahme des Kalten Feldes (KF), für das eine geringfügig - um 1,7 % - abnehmende mittlere Niederschlagsmenge berechnet wurde, nehmen die Jahressummen aller Untersuchungsgebiete zu. Im Vergleich der Szenarien 0 und 1 ergeben sich meist Steigerungen zwischen circa 5 und 8 %, im Höchstfall um 19,3 % (HA Haigergrund). Damit liegen diese aus den manipulierten Wetterdaten berechneten Mittel der Niederschlagszunahme in der gleichen Größenordnung wie die von HENNEGRIF & KOLOKOTRONIS (2007) genannten Werte von circa 4 % bis circa 17 % aus den KLIWA-Klimaszenarien. Die absolut größten mittleren Zunahmen des Niederschlags wurden für Feldberg (FB, +126 mm) und Oberes Donautal (TH Triebhalde, +131 mm) berechnet. Im Bodenseebecken (BW Birkenweiher) gleichen sich Abnahme im Sommer und Zunahme im Winter praktisch aus, die Niederschlagssumme wächst gegenüber heute nur um circa 10 mm jährlich oder 0,9 % (Tab. 8).

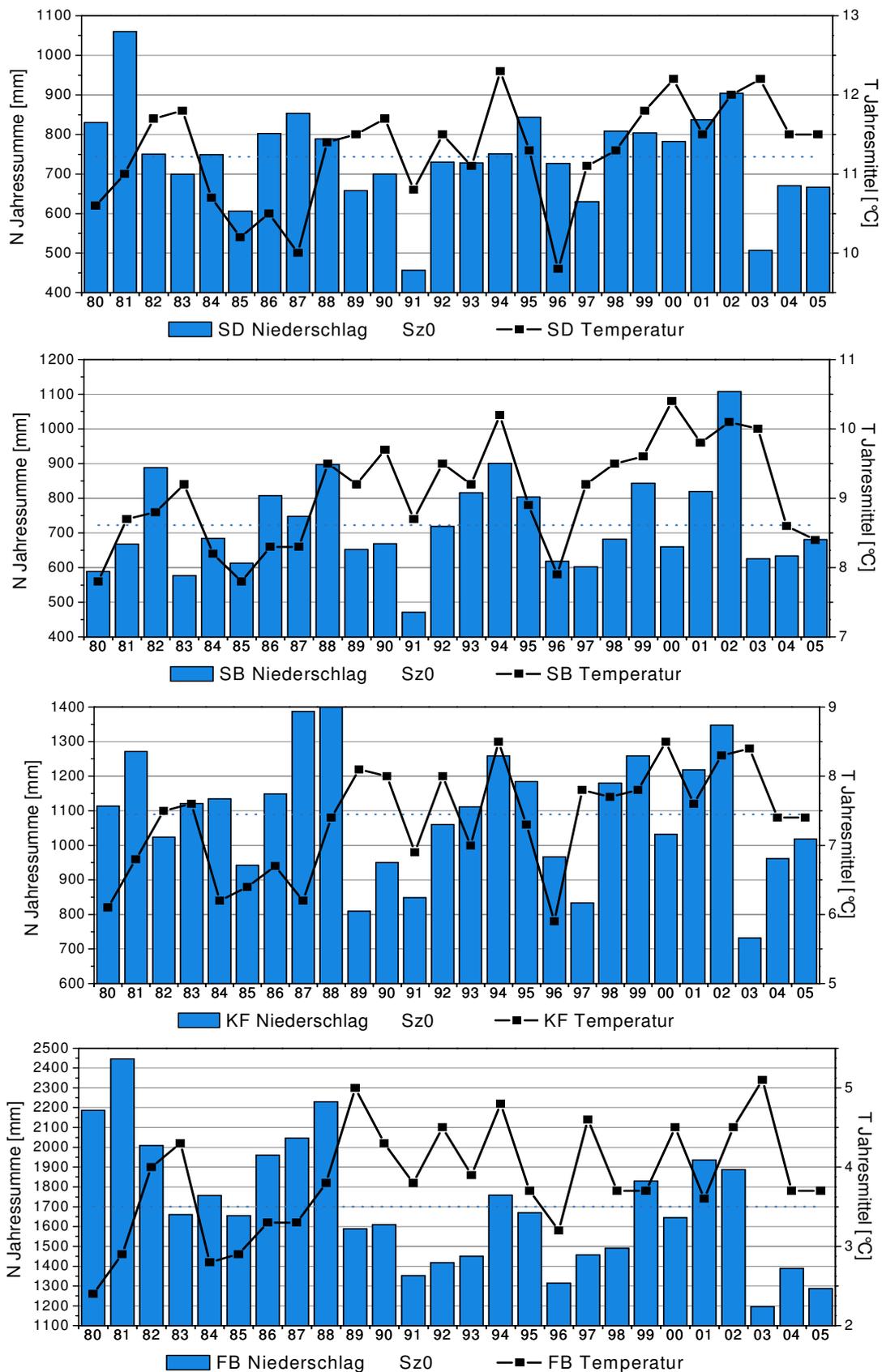


Abb. 31: Jahres-Niederschlagssummen (gestrichelte Linie = Mittelwert des Betrachtungszeitraums) und Temperaturmittel im Ist-Zustand (Sz_0) der NSG Sandhausener Dünen (SD), Schönbuch (SB), Kaltes Feld (KF) und Feldberg (FB)

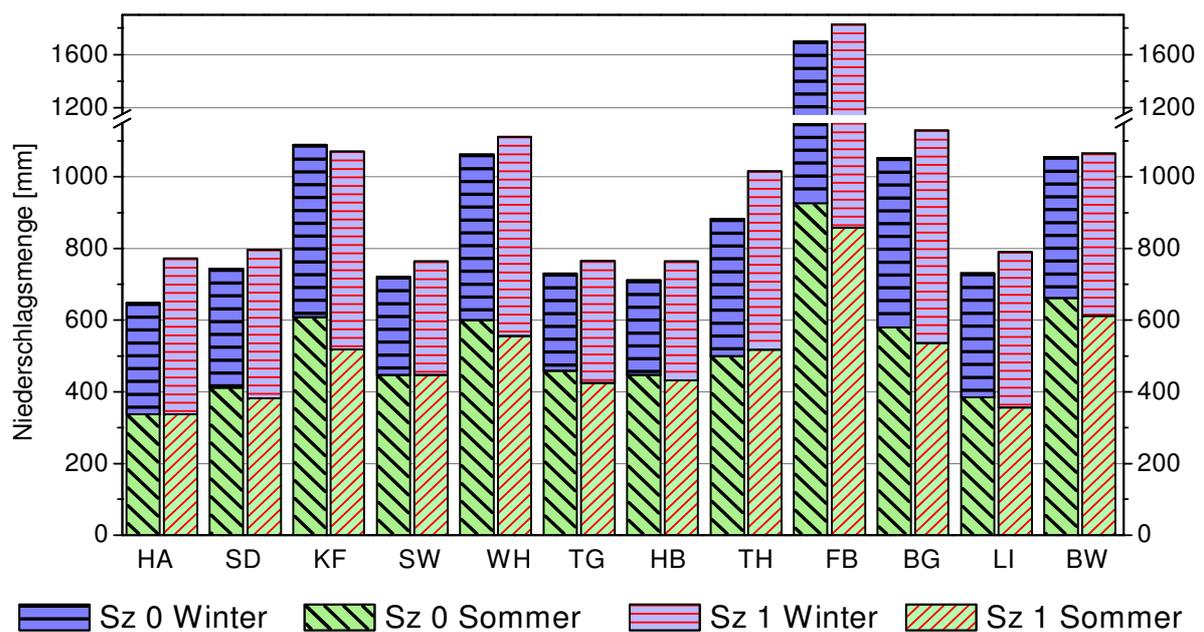


Abb. 32: Niederschlagsverteilung in den Untersuchungsgebieten im Ist-Zustand (Sz_0) und in Zukunft (Sz_1)

Betrachtet man beispielsweise die Niederschlagsverteilung für die hydrologischen Halbjahre des Ist-Zustandes fallen im Gebiet Birkenweiher 62,4 % der Niederschläge im Sommerhalbjahr und nur 37,6 % im Winterhalbjahr (Tab. 8, Abb. 32). Auf Grund der Anpassung der Niederschlagsdaten entfallen im Zukunftsszenario nur noch 57,3 % des Jahresniederschlags auf das Sommerhalbjahr. Noch deutlicher zeigt sich der Unterschied im Einzugsgebiet des NSG Lichtel. Im Ist-Zustand fallen im Sommerhalbjahr 52,7 % des Jahresniederschlags die restlichen 47,3 % im Winterhalbjahr. Im Zukunftsszenario dreht sich die Niederschlagsverteilung um (siehe auch Abb. 32). Jetzt fallen im Sommerhalbjahr 45,1 % und im Winter 54,9 % der Jahresniederschlagssumme.

Die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Klimatrends können sich trotz ihrer weitgehend gleichsinnigen Tendenzen in einzelnen Jahren des Betrachtungszeitraumes 1980-2005 zum Teil recht unterschiedlich auswirken. Grund hierfür sind unterschiedliche Wetter- beziehungsweise Witterungssituationen. So scheint beispielsweise ein Rückgang der Sommerniederschläge um 5 bis 10 % für ein sommertrockenes Jahr wie 2003 in absoluten Zahlen nicht imposant zu sein, kann aber für die unter Trockenstress stehende Vegetation möglicherweise katastrophale Folgen haben. Für einem nassen Sommer könnte absolut gesehen die Niederschlagsmenge stärker abnehmen, was aber bei Überschuss des Wasserangebots gegenüber der Verdunstung praktisch folgenlos für die Pflanzen bleiben könnte.

Im Gegensatz zu den Veränderungen der Niederschlagsmengen, entstehen durch die Modifikation der Temperatur des Zukunftsszenarios keine saisonal oder monatlich differenzierten Veränderungen gegenüber dem Ist-Zustand. Die Temperaturkurven von Sz_0 und Sz_1 verlaufen deshalb jeweils um den Betrag der Korrektur versetzt zueinander (Abb. 33) - es wird um durchgehend wärmer.

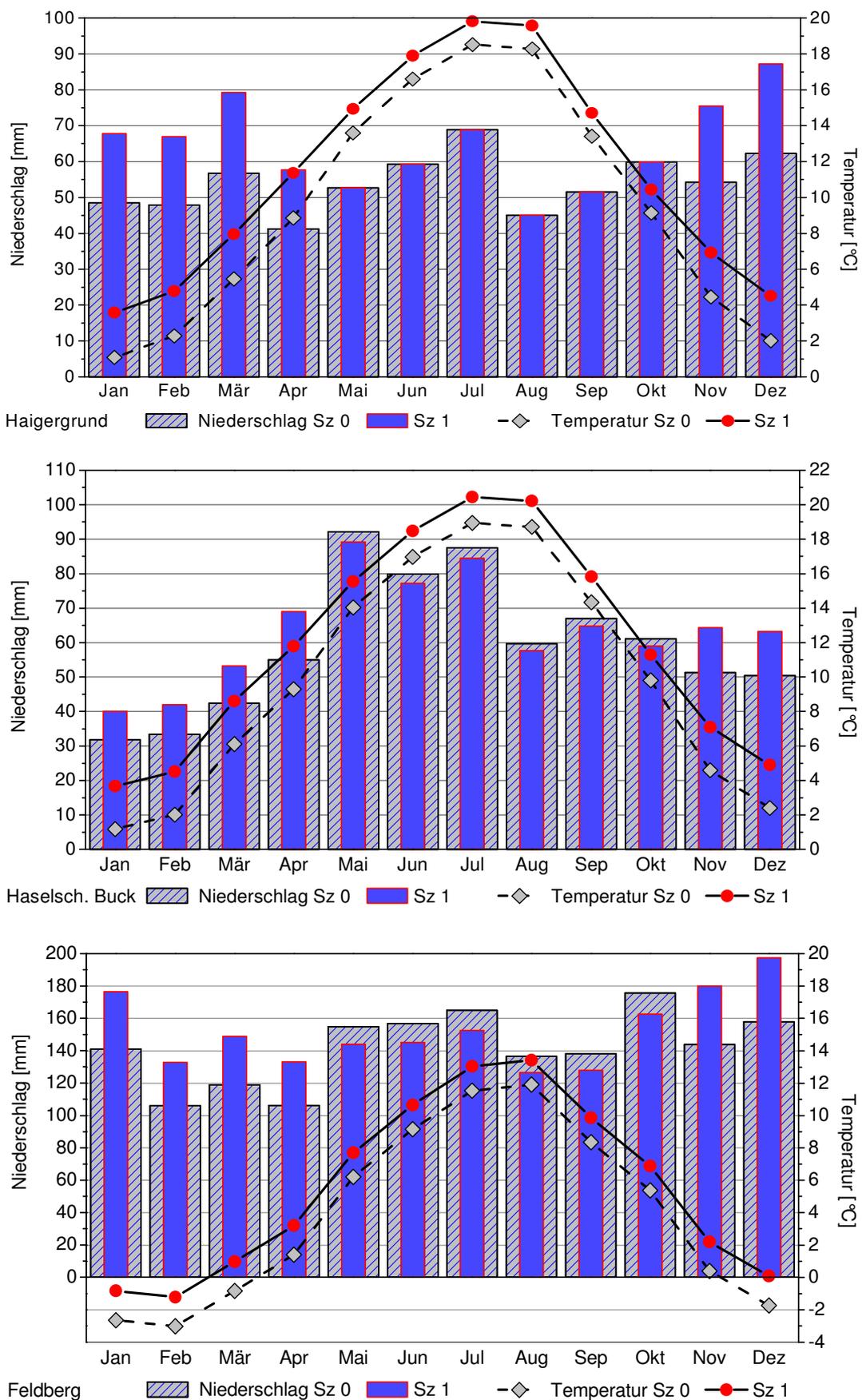


Abb. 33: Mittlere Monatssummen des Niederschlags und Monatsmittel der Lufttemperatur, Szenarien 0 (Ist) und 1 (Zukunft) für die Untersuchungsgebiete Haigergrund, Haselschacher Buck und Feldberg

5.1.2.2 Grünlandtemperatursumme⁵

Die Agrarmeteorologie bedient sich der Grünlandtemperatursumme (GTS 200), um den Vegetationsbeginn empirisch zu ermitteln. Ein Vergleich der Temperatursummen zwischen Gegenwart – Szenario 0 – und Zukunft – Szenario 1 – kann zeigen, welche zeitlichen Auswirkungen auf den Vegetationsbeginn und damit auch auf die Dauer der Vegetationszeit die Erhöhung der Lufttemperatur um den im MR-Szenario berechneten Betrag haben können.

In den Abbildungen 34 und 35 sind exemplarisch die GTS 200-Werte für Feldberg und Kaiserstuhl über den Betrachtungszeitraum dargestellt. Die in den Abbildungen ersichtlichen Tendenzen gelten im Grundsatz aber für alle Untersuchungsgebiete (Trend Sz 0 in Tab. 10): Bedingt durch eine Reihe milder Winter hat sich der Beginn der Vegetationszeit vom Anfang der 1980er Jahre bis 2005 zwischen 8 Tagen (Haigergrund) und 25 Tagen (Triebhalde) verfrüht. So war zu Beginn der 1980er Jahre im Kaiserstuhl Ende März (Haselschacher Buck: 29.03.) mit dem Vegetationsbeginn zu rechnen. Im Jahr 2003 fällt der empirische Anfang der Vegetationszeit auf den 8. März. Oder ein anderer Vergleich: Der Trend in den letzten dreißig Jahren (Sz 0) hat dazu geführt, dass heute an der Schwäbischen Alb die Vegetationszeit tendenziell früher beginnt (UG Wonhalde: 24.03.) als um 1980 am Kaiserstuhl (Haselschacher Buck: 29.03.).

Tab. 10: Mittlerer Beginn der Vegetationszeit (GTS 200) und Entwicklung (linearer Trend) während des Betrachtungszeitraums in Szenario 0 und Szenario 1 in den Untersuchungsgebieten mit Grünlandvegetation

Untersuchungsgebiet	Sz 0 Ø	Sz 1 Ø	Trend Sz 0		Trend Sz 1		
			1985	2005			
Haigergrund	19.3.	4.3.	23.3.	→ 15.3.	7.3.	→	1.3.
Sandhausener Düne	13.3.	26.2.	16.3.	→ 7.3.	2.3.	→	22.2.
Kaltes Feld	5.4.	20.3.	15.4.	→ 5.4.	27.3.	→	12.3.
Schönbuch	25.3.	11.3.	1.4.	→ 18.3.	17.3.	→	5.3.
Wonhalde	3.4.	15.3.	13.4.	→ 24.3.	25.3.	→	9.3.
Taubergießen	14.3.	28.2.	16.3.	→ 10.3.	4.3.	→	25.2.
Haselschacher Buck	18.3.	5.3.	29.3.	→ 8.3.	13.3.	→	24.2.
Triebhalde	9.4.	21.3.	21.4.	→ 27.3.	1.4.	→	10.3.
Feldberg	10.5.	20.4.	19.5.	→ 1.5.	30.4.	→	11.4.
Birkenweiher	28.3.	13.3.	3.4.	→ 23.3.	18.3.	→	8.3.

Schreibt man die realen Trends mit den künstlichen Wetterdaten des Szenarios 1 fort, so wandert der Beginn der Vegetationszeit in den Untersuchungsgebieten gegenüber heute im Mittel nochmals um 13 bis 19 Tage im Kalender nach vorne. Konkret bedeutet das zum Beispiel: Am Kaiserstuhl begann die Vegetationszeit Anfang der 1980er Jahre Ende März, heute in der ersten Märzwoche und 2050 könnte sie bereits um den 24. Februar beginnen. Das bedeutet eine Vorverlegung um über einen Monat! Es ist damit zu rechnen, dass sich die klimatische Vegetationsperiode damit erheblich verlängert, da auch der Herbst länger warm bleiben wird.

⁵ Die Grünlandtemperatursumme errechnet sich aus den jeweils ab Jahresanfang addierten positiven Tagesmitteltemperaturen. Diese werden im Januar mit dem Faktor 0,5, im Februar mit dem Faktor 0,75 und ab März mit dem Faktor 1,0 multipliziert. Das Ergebnis dieser Rechnung wird auch als kumulierte korrigierte GTS bezeichnet. Wird die Summe von 200 °C überschritten, ist der empirische Vegetationsbeginn erreicht.

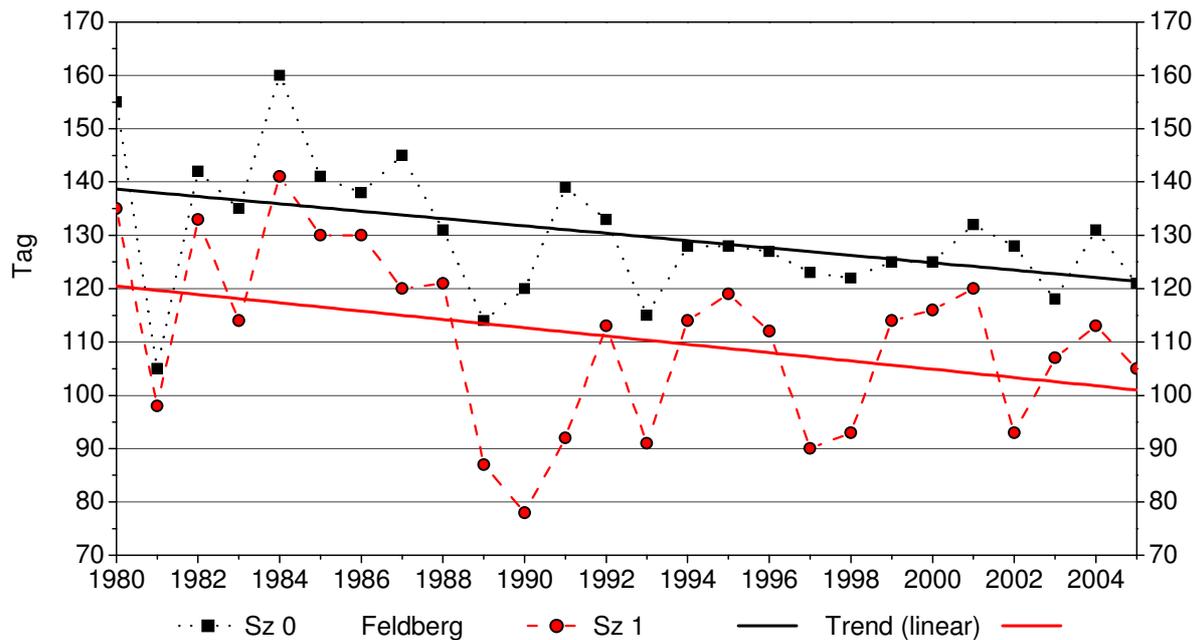


Abb. 34: Entwicklung des Vegetationsbeginns (GTS 200) am Feldberg im Zeitraum 1980 bis 2005 ($S_{\xi 0}$) sowie in der Zukunft ($S_{\xi 1}$)

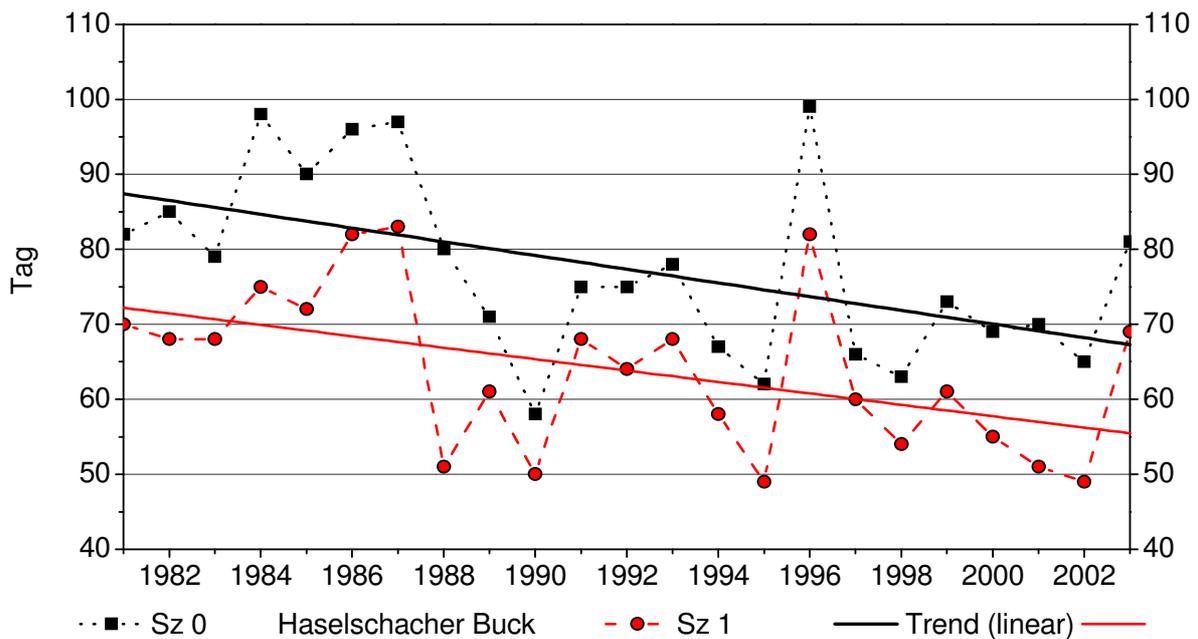


Abb. 35: Entwicklung des Vegetationsbeginns (GTS 200) im Kaiserstuhl im Zeitraum 1980 bis 2005 ($S_{\xi 0}$) sowie in der Zukunft ($S_{\xi 1}$)

5.2 Wasserhaushalt der grundwasserfernen Standorte

5.2.1 Wasserhaushaltsbilanzen

In den vorstehenden Kapiteln wurden die Auswirkungen der gemäß MR-Modellierung veränderten Werte der Wetterelemente Niederschlag und Temperatur im Vergleich der Szenarien 0 und 1 für die Untersuchungsgebiete betrachtet. Einen Überblick über den Wasserhaushalt geben Wasserhaushaltsbilanzen. Sie werden in der Regel für hydrologische Jahre erstellt (WOHLRAB

et al. 1992). Mit Hilfe von Modellen können hoch aufgelöste Wasserbilanzen in Tagesschritten berechnet werden, in die neben dem Wetter auch Standortfaktoren wie Exposition, Neigung, Bodeneigenschaften sowie die Vegetationsbedeckung eingehen. Auf den Wasserhaushalt der Standorte wirken nach den regionalisierten Prognosen zwei gegenläufige Prozesse: Die Verdunstung wird aufgrund höherer Temperaturen größer (KLIWA 2006b), aber auch die Niederschlagsmenge steigt an fast allen Standorten, so dass sich die Frage stellt, inwieweit sich an den Wasserbilanzen für die Untersuchungsgebiete überhaupt etwas ändern wird.

Die allgemeine Wasserhaushaltsbilanz wird vom Klima auch von den Bodeneigenschaften am Standort beeinflusst. Der Boden ist das „hydrologische Speicher-, Regler- und Verteilersystem“ (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996), das entsprechend seiner Eigenschaften das eintreffende Wasser auf Speicher, Verdunstung, Abfluss oder Versickerung verteilt. Darüber hinaus beeinflusst der Boden natürlich auch die Vegetationsentwicklung. Deshalb werden in einigen Untersuchungsgebieten mehrere Standorte mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften verglichen.

In Tabelle 11 sind die modellierten Wasserhaushaltsbilanzen für alle grundwasserfernen Standorte zusammengefasst. Der Zeitraum der Bilanzierung reicht in diesem Fall für die hydrologischen Jahre vom 01.11.1980 bis 31.10.2004⁶. In Szenario 0 ist die klimatische Wasserbilanz - die Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Verdunstung - für drei Gebiete negativ, hier kann potentiell mehr Wasser verdunstet werden, als Regen fällt. Diese Gebiete HA, SD und TG sind in der Tabelle mit „▶“ markiert. Im Zukunftsszenario kommen noch SB und HB hinzu, hier steigt die potentielle Verdunstung stärker als die Niederschlagsmenge.

Der Vergleich der Niederschlagssummen mit der realen Verdunstung (ET_a) zeigt aber, dass in jedem Gebiet bedingt durch die jahreszeitlichen Unterschiede in der Verdunstung ein Wasserüberschuss vorhanden ist. Meist wird die physikalisch mögliche Verdunstung (ET_p) von der tatsächlichen Verdunstung (ET_a) nicht erreicht. Vor allem während der Sommermonate, wenn günstige Witterung (Temperatur, Strahlung) hohe Verdunstungsraten möglich macht, ist der Boden oft ausgetrocknet und die nicht ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen lässt die tatsächliche hinter der potentiellen Evapotranspiration zurückbleiben. Die meisten Pflanzen reagieren auf abnehmende Bodenwassergehalte, das heißt steigende Wasserspannung im Wurzelumfeld, frühzeitig mit einer Einschränkung ihrer Transpirationsleistung (LYR et al. 1992), um Wasserstress vorzubeugen. Die Wasserhaushaltsmodelle beziehen diese Faktoren, soweit mathematisch fassbar, in die Berechnung der täglichen ET_a ein. Im Winter kann das Wasserangebot nicht genutzt werden, es findet Absickerung statt. Daran wird sich auch in Zukunft grundsätzlich nichts ändern, denn der Klimawandel bringt für alle Untersuchungsgebiete außer dem Kalten Feld (KF) in der Summe höhere Jahresniederschläge. Die ET_a steigt aufgrund höherer Temperaturen ebenfalls an, abhängig von den Standorteigenschaften kann dieser Anstieg die Niederschlagssteigerung übertreffen (z. B. KF-1, SB-2/-3, WH-1) oder nicht (z. B. HA-1/-2).

⁶ Ausnahmen: Haigergrund (HA) vom 01.11.1987 - 31.10.2003; Haselschacher Buck (HB) und Triebhalde (TH) vom 1.11.1980 - 1.10.2003

Tab. 11: Wasserhaushaltsbilanzen der Untersuchungsgebiete im Betrachtungszeitraum (HELP-Modellierung), Szenario 0 (Sz_0) und Szenario 1 (Sz_1), N = Niederschlag; ETp = potentielle Evapotranspiration, \blacktriangleright = $ETp > N$; ETa = reale Evapotranspiration; A = Abflüsse (Oberflächenabfluss + Versickerung); ΔN , ΔETp , ΔETa , ΔA = Unterschied Sz_1 - Sz_0

Sz		N		ETp	ΔETp	ETa	ΔETa	A	
		[mm]						[mm]	
HA 1	0	648	125	\blacktriangleright 685	117	369	65	278	61
	1	773		\blacktriangleright 802		434		339	
HA 2	0	648	125	\blacktriangleright 685	117	274	60	373	65
	1	773		\blacktriangleright 802		334		438	
SD 1	0	744	53	\blacktriangleright 778	120	381	56	362	-2
	1	797		\blacktriangleright 898		437		360	
KF 1	0	1089	-19	704	202	476	87	612	-105
	1	1070		906		563		507	
SB 2	0	722	41	669	119	514	82	207	-41
	1	763		\blacktriangleright 788		596		166	
SB 3	0	722	41	669	119	478	67	243	-25
	1	763		\blacktriangleright 788		545		218	
WH 1	0	1063	48	613	111	437	72	626	-24
	1	1111		724		509		602	
TG 1	0	730	35	\blacktriangleright 744	144	510	53	219	-17
	1	765		\blacktriangleright 888		563		202	
TG 2	0	730	35	\blacktriangleright 744	144	472	66	257	-30
	1	765		\blacktriangleright 888		538		227	
TG 3	0	730	35	\blacktriangleright 744	144	543	50	187	-14
	1	765		\blacktriangleright 888		593		173	
HB 1	0	711	53	699	117	536	82	179	-28
	1	764		\blacktriangleright 816		618		151	
HB 2	0	711	53	699	117	391	58	319	-4
	1	764		\blacktriangleright 816		449		315	
TH 1	0	872	131	566	116	409	80	463	51
	1	1003		682		489		514	
FB 1	0	1700	126	666	231	311	79	1.393	44
	1	1826		897		390		1.437	
FB 2	0	1700	126	666	231	472	141	1.231	-18
	1	1826		897		613		1.213	
BU 1	0	1052	76	712	124	477	61	576	15
	1	1128		836		538		591	
BU 2	0	1052	76	712	124	534	60	519	16
	1	1128		836		594		535	

Zur Gefährdung der Vegetation durch Trockenheit kann nach AG BODEN (2005) auch die klimatische Wasserbilanz (KWBv) während der Vegetationsperiode herangezogen werden. In Tabelle 12 sind die klimatischen Wasserbilanzen der Untersuchungsgebiete zusammengestellt. Die KWBv ist ein rein meteorologischer Parameter, Boden- und andere Standortmerkmale gehen nicht ein. Es zeigt sich jedoch, dass die Klimatischen Wasserbilanzen der Vegetationszeit die aufgrund des Klimas und der Bodeneigenschaften getroffene Gruppeneinteilung (siehe

Kap. 4.1) recht gut wiedergeben. Die extrem trockenen Standorte der Gruppe A weisen heute *sehr geringe* bis *extrem geringe* (Bewertung nach AG BODEN 2005) sommerliche Klimatische Wasserbilanzen auf, die sehr trockenen Standorte der Gruppe B *geringe* bis *sehr geringe*. Lediglich der Standort HB-1 (Gruppe C) weicht auf Grund seiner außergewöhnlich hohen nutzbaren Wasserspeicherkapazität im Wurzelraum aus dem Schema ab. Gruppe D ist durch geringe oder mittlere Wasserüberschüsse in der KWBv gekennzeichnet, diese mäßig trockenen Standorte tragen nur wegen ihrer flachgründigen Böden Halbtrockenrasen. Die Klimatische Wasserbilanz des sehr feuchten Feldbergs (Gruppe E) ist schließlich durch außergewöhnlich hohe Niederschlagsüberschüsse gekennzeichnet.

Tab. 12: Klimatische Wasserbilanzen (Niederschlag - ETp) der Hauptvegetationsperiode vom 01. Mai bis 31. Oktober; Stufen und Bewertung nach AG Boden (2005)

Naturschutzgebiet	Gruppe	KWBv Sz0			KWBv Sz1		
		mm	Stufe		mm	Stufe	
Haigergrund	A	-201	0	<i>extrem gering</i>	-253	0	<i>extrem gering</i>
Sandhausener Düne	A	-188	0	<i>extrem gering</i>	-270	0	<i>extrem gering</i>
Taubergießen	A + B	-127	1	<i>sehr gering</i>	-227	0	<i>extrem gering</i>
Haselschacher Buck	A + C	-100	1	<i>sehr gering</i>	-170	0	<i>extrem gering</i>
Schönbuch-Westhang	A + B	-88	1	<i>sehr gering</i>	-143	1*	<i>sehr gering</i>
Triebhalde	B	30	2	<i>gering</i>	-11	1	<i>sehr gering</i>
Buchswald Grenzach	D	13	2	<i>gering</i>	-83	1	<i>sehr gering</i>
Kaltes Feld	D	46	2	<i>gering</i>	-142	1*	<i>sehr gering</i>
Wonhalde	D	106	3	<i>mittel</i>	14	2	<i>gering</i>
Feldberg	E	413	5	<i>sehr hoch</i>	226	4	<i>hoch</i>

* = Stufe 0 bei -150 mm

Im Zukunftsszenario sinken die KWBv-Werte mit der allgemein zunehmenden Sommertrockenheit um circa 50 bis 100 mm ab, so dass die Gebiete meist um eine Stufe niedriger eingestuft werden müssen. Lediglich die bereits heute trockensten Standorte der Stufe 0 bleiben gleich. Sollten die Klimawandelprojektionen in dieser oder ähnlicher Form Realität werden, so wird wohl zukünftig auch ein neues Bewertungsschema notwendig werden.

5.2.2 Wasserhaushaltssituationen im Ist-Zustand und Zukunftsszenario

Im folgenden Abschnitt werden für die Untersuchungsstandorte charakteristische Wasserhaushaltssituationen beschrieben, um Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario aufzuzeigen. Um mögliche Einflüsse des Klimawandel auf den Wasserhaushalt zu quantifizieren und fassbar zu machen, werden nachfolgend vor allem für relativ kurze Zeiträume von zwei bis fünf Jahren die beiden Szenarien gegenübergestellt. Hierbei nehmen die Jahre 2002/03 sowie der Zeitraum zwischen 1987 und 1993 eine prominente Stellung ein. Hier finden sich interessante Abfolgen durchschnittlicher, sowie überdurchschnittlich trockener und nasser Jahre⁷.

⁷ Grafiken mit Ganglinien der Bodenwassergehalte jedes Standorts über den gesamten Betrachtungszeitraumes finden sich in Anhang 9.2

Die Klimaprojektionen mit höherer Lufttemperatur und Evapotranspiration sowie der saisonalen Verlagerung der Niederschläge in den Winter lassen tendenziell trockenere Bedingungen in den Sommermonaten, sowie zeitweise auch im Herbst und Frühling erwarten. Für die Wintermonate sind einschneidende Änderungen eher unwahrscheinlich, da bereits heute Wasserüberschuss herrscht und in dieser Zeit die größten Abflussmengen registriert werden. Die Zunahme der Verdunstung bei gleichzeitig höheren Niederschlagsmengen wird hieran kaum etwas ändern. Außerdem nimmt der Bodenwasserhaushalt der Wintermonate naturgemäß weniger Einfluss auf die Entwicklung der Pflanzen als während der Vegetationszeit. Hinweise auf zeitweiliges Stauwasser wurden in den Bodenprofilen nicht gefunden, mehr Bodenwasser im Winter dürfte damit wohl keine Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung haben. Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich daher auf die rezente und zukünftige Dauer sommerlicher Trockenheit sowie auf Phasen der Austrocknung und Wiederaufsättigung des Bodens im Frühjahr und Herbst. Nach GIGON (1968, S. 69) wirkt sich in Halbtrockenrasen der Bodenwasserfaktor während Trockenperioden „am stärksten und am entscheidendsten“ aus.

Von einer Trockenperiode wird in Waldökosystemen gesprochen, wenn das real nutzbare Wasserangebot im Wurzelraum während der Vegetationszeit die Grenze von 50 % der nutzbaren Feldkapazität so unterschreitet, dass im konkreten Bestand über mehr als 20 Tage Dauer die Wasseraufnahme eingeschränkt ist (AKS 1996, S. 120). Diese Grenze ist auch für Grünlandpflanzen von Bedeutung. So gibt GIGON (1968) an, das Wasser bis zu einer Saugspannung von weniger als 1 at (= pF 3,0) von Pflanzen „leicht“ und bei höheren Saugspannungen nur „langsam“ verfügbar sei, so dass die Transpiration eingeschränkt werden müsse und sich das Wachstum reduziere. Der Wert pF3 markiert die Hälfte der nutzbaren Feldkapazität (pF 1,8 bis pF 4,2).

Die folgenden Abbildungen sind nach einem einheitlichen Schema aufgebaut und enthalten die wichtigsten Eckdaten des Wasserhaushalts: Schwarze (Sz0) und rote (Sz1) Ganglinien geben den modellierten Bodenwassergehalt auf Basis von Tageswerten wieder. Die farbig unterlegte Fläche markiert den Bereich unterhalb von 50 % der nutzbaren Feldkapazität (nFk) und die Abszisse den Permanenten Welkepunkt (PWP). Als Trockenphasen werden nachfolgend Zeiten bezeichnet, in denen der Bodenwassergehalt die 50 %-nFk-Marke unterschreitet. Von Dürrephasen ist die Rede, wenn der Permanente Welkepunkt erreicht oder unterschritten wird und somit eigentlich kein pflanzenverfügbares Bodenwasser mehr vorhanden ist.

„Eigentlich“ bedeutet, dass der Permanente Welkepunkt (PWP) keine naturgesetzlich feste Größe ist, sondern konventionell auf ein Potential von -1,5 MPa (-15.000 hPa = pF 4,2) festgelegt wurde⁸. In der Realität ist diese Grenze vor allem von der Physiologie der Pflanzen abhängig. Grundsätzlich können an aride Standorte adaptierte Arten weit höhere Saugspannungen entwickeln und auch in ihrem Xylemsystem ertragen (BREDA et al. 2006). Die klassische Definition des PWP stammt aus der Agrarwissenschaft und gilt überwiegend für Nutzpflanzen humider Regionen. Für Waldbäume sind eher -3 MPa anzunehmen, für Arten sonniger Standorte -4 MPa und Pflanzen arider Gebiete (Xerophyten) sind zwar durchaus in der Lage -6 MPa und mehr an Wurzelsaugspannung aufzubringen (LARCHER 1984), allerdings ist fraglich, ob der Boden in diesem Sättigungszustand nennenswerte Wassermengen überhaupt nachliefert. In Wasserhaushaltsmodellen ist pF 4,2 als Grenze für den Entzug des gebundenen Wassers festgelegt. Diese

⁸ Das Gleiche gilt auch für die Feldkapazität, die in Deutschland konventionell auf -60 hPa (pF 1,8) festgesetzt wurde, in den USA beispielsweise aber bei -300 hPa (pF 2,4) definiert ist.

Konvention ist teilweise auch dem Mangel an Grundlagendaten über die in der Realität möglichen Saugspannungen der Pflanzen geschuldet. Auch über die Flora und Vegetation der Untersuchungsstandorte finden sich nur grobe Anhaltspunkte zur Einschätzung des kritischen Bodenwassergehaltes (z. B. bei POLOMSKI & KUHN 1998). Immerhin konnte HEILIG (1931) auf einem Trockenrasen im Kaiserstuhl nahe des Untersuchungsgebietes Haselschacher Buck messen, dass sogar einige Trockenrasenarten (*Hieracium pilosella*, *Globularia punctata*) bei Saugspannungen um den PWP zu welken begannen. Deshalb wird bei den Wasserhaushaltsbetrachtungen die konventionelle Grenze pF 4,2 beibehalten. Dies gilt sinngemäß ebenso für die Feldkapazität und die Grenze zwischen leichter und schwerer verfügbarem Wasser bei Ausschöpfung der Hälfte der nutzbaren Feldkapazität (50 % nFK).

Der tatsächliche Wasservorrat, den der Wurzelraum den Pflanzen bereitstellt, geht nicht direkt aus den Abbildungen der Wassergehaltsganglinien hervor. Er kann sich deutlich unterscheiden. So stehen beispielsweise an den Kaiserstuhl-Standorten (Abb. 47 und Abb. 48) der Vegetation bei Wassergehalten von jeweils 50 % der nutzbaren Feldkapazität Vorräte von circa 144 l/m² an Standort HB-1 und von 20 l/m² an HB-2 zur Verfügung. Dies sollte bei der Betrachtung der Ganglinien berücksichtigt werden.

Haigergrund (Tauberland)

Für die Region um das Gebiet Haigergrund berechnen die MR-Modellierungen zukünftig gleich bleibende Sommerniederschläge und um 30 bis 50 % höhere Winterniederschläge. Im Sommerhalbjahr werden um 1,2-1,3 °C höhere Temperaturen erwartet, das Winterhalbjahr soll um durchschnittlich 2,0-2,5 °C wärmer werden. Die folgend betrachteten Zeitabschnitte sind durch mehrere Jahre mit unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen (1989 bis 1991, 1992 durchschnittlich) sowie 2002/03 der Abfolge Trockenjahr auf Nassjahr (Sz0/Sz1 in 2002 867 mm / 1028 mm; in 2003: 433 mm / 508 mm) gekennzeichnet.

Beide Standorte im Naturschutzgebiet Haigergrund sind aufgrund der insgesamt sehr geringen nutzbaren Wasserspeicherkapazität von 45 mm (HA1) und 17 mm (HA2) durch starke und relativ kurzzeitige Schwankungen des Bodenwassergehaltes zwischen vollständiger Sättigung und Permanentem Welkepunkt (PWP) geprägt (Abb. 36, Abb. 37). Beide Standorte stellen der Vegetation wenig nutzbares Bodenwasser zur Verfügung und sind daher im Sommer sehr trocken. Sie unterscheiden sich hierbei vor allem in der Häufigkeit der Wechsel und in den Phasenlängen, HA2 trocknet noch schneller aus als HA1 und sättigt sich bereits bei mäßigen Niederschlagsmengen vollständig auf (siehe Abb. 36).

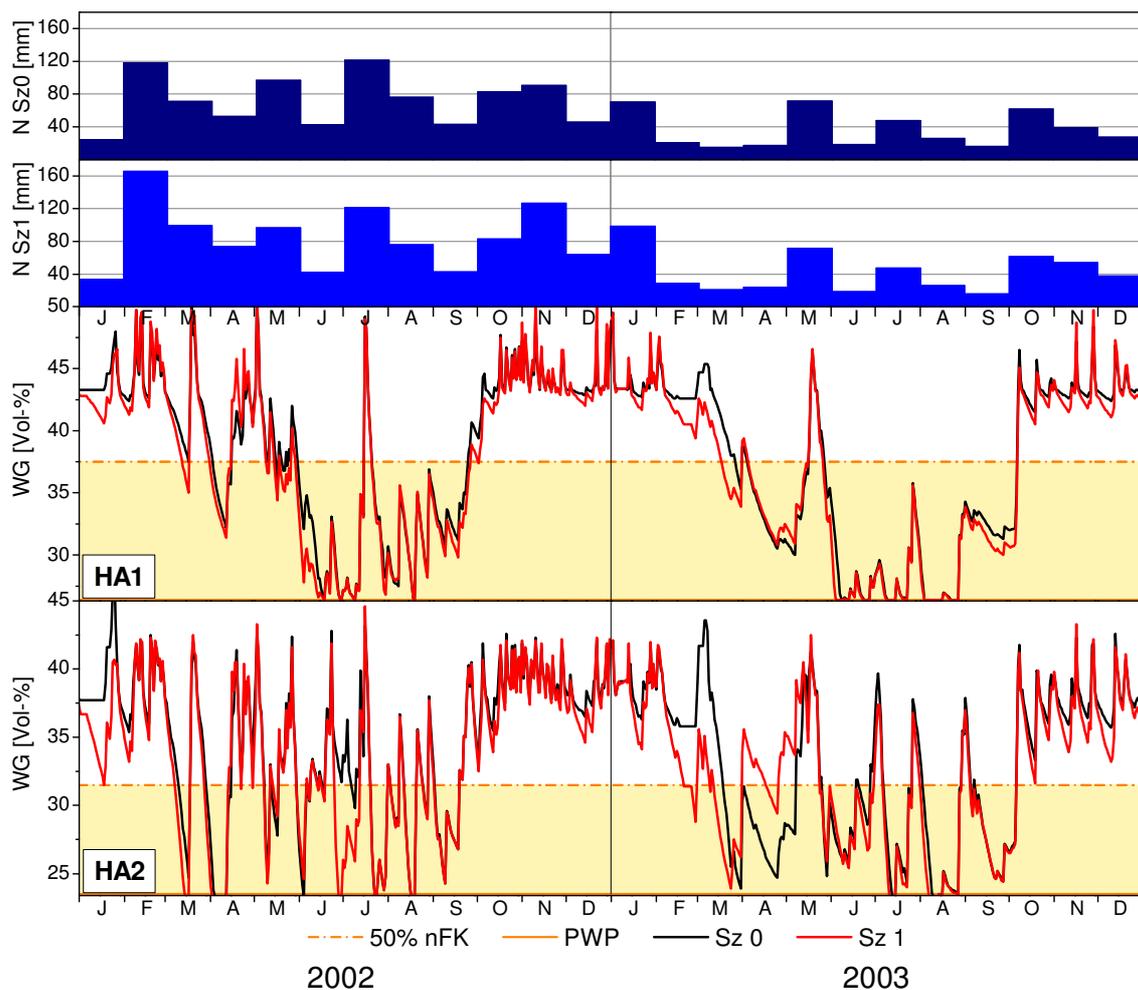


Abb. 36: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (Tageswerte) im Wurzelraum der Standorte HA1 und HA2 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0, schwarz) und Zukunftsszenario (Sz1, rot); Die Abszisse markiert - auch in den folgenden Abbildungen - jeweils den permanenten Welkepunkt, unterhalb dessen definitionsgemäß keine Wasserverfügbarkeit mehr angenommen werden kann.

Der Wasserhaushalt auch des „besseren“ Standorts HA1 ist durch ausgeprägte und anhaltende Sommertrockenheit gekennzeichnet; von Mai bis September kann der Bodenwassergehalt bereits im Ist-Zustand (Sz0) fast durchgehend unter der Marke von 50 % der nFk liegen. Dies gilt selbst für ein Nassjahr wie 2002 (Abb. 36). Im Trockenjahr 2003 wird diese Marke schon im März/April unterschritten. Unterschiede zwischen nasseren und trockeneren Jahren sind nicht sehr deutlich ausgeprägt, was gut am Beispiel der Jahre 2002/2003 mit ihren erheblich differierenden Niederschlagsmengen zu erkennen ist. Die Trockenphase im Sommer 2002 ist kaum kürzer als 2003. Lediglich die Anzahl der Dürretage (WG < PWP) steigt 2003 mit 33 Tagen gegenüber drei Tagen im Sommer 2002 deutlich an. Standort HA2 weist wegen der geringeren Speicherkapazität insgesamt noch stärkere Sprünge in der Bodenwassersättigung auf als HA1 (Abb. 36, Abb. 37). Es ist praktisch kein Puffer vorhanden und der Bodenwasserhaushalt wird sehr stark durch Einzelereignisse gesteuert. Diese überprägen den Einfluss der saisonalen Steuergröße Verdunstung, der bei Standort HA1 noch gut zu erkennen ist.

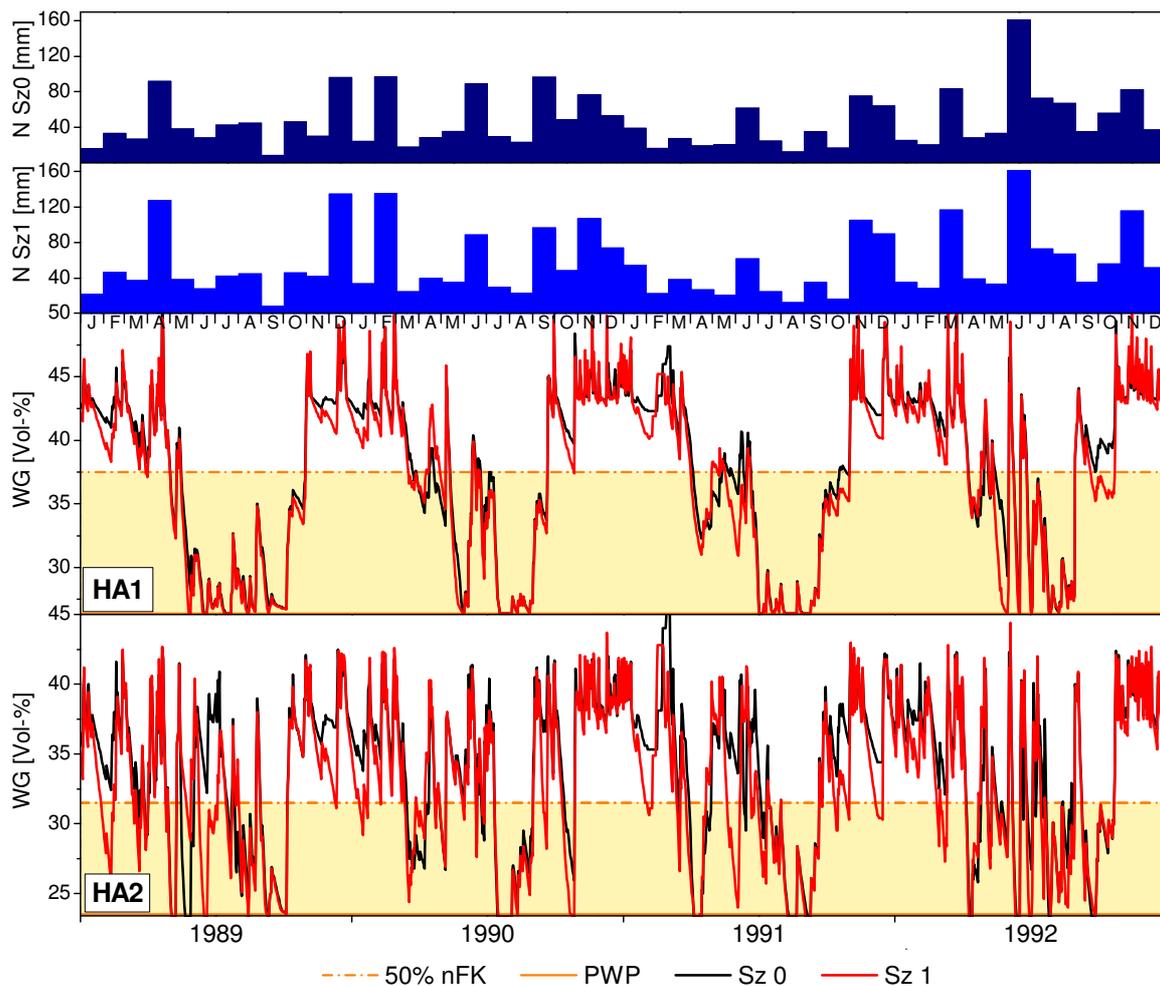


Abb. 37: Niederschlag (N, Monatssummen) und Bodenwassergehalte (WG, Tageswerte) im Wurzelraum der Standorte HA1 und HA2 im Zeitraum 1989 bis 1992; Ist-Zustand (Sz0, schwarz) und Zukunftsszenario (Sz1, rot).

Die Unterschiede zwischen dem Ist-Zustand und dem Zukunftsszenario sind bei beiden Standorten nicht sehr groß. Niedrigere Wassergehalte im Sz1 treten vor allem in den Spätwinter- und Herbstmonaten auf, wenn die höheren Temperaturen eine stärkere Verdunstung zulassen. Diese Unterschiede sind aber für die Vegetation nicht von Bedeutung, da in dieser Zeit kein oder nur sehr wenig Wasser verbraucht wird. In den Sommermonaten sind Unterschiede selten, so beispielsweise im August/September 2003 (HA1) und Juni/Juli 2002 (HA2) sowie 1989 (nur HA2). Insgesamt steigt daher die Dauer von Trockenphasen in feuchteren Jahren relativ wenig und in den trockeneren Jahren noch weniger (siehe auch Kap. 5.3.2).

Das Beispiel des Jahres 2002 zeigt für HA-1, dass hier Trockenphasen in Zukunft nur jeweils einen oder zwei Tage länger werden würden⁹. So dauert im Sz0 eine Trockenphase vom 01.06. bis 15.07.2002, diese beginnt in Sz1 bereits am 30.05.2002, also zwei Tage früher, endet aber am gleichen Tag. Allerdings sinkt im Zukunftsszenario für 2002 bereits im Mai an einzelnen Tagen der Wassergehalt unter 50 % nFk, so dass die Gesamtzahl der Trockentage im Sommer 2002 von

⁹ Einzelne Trockenphasen können zukünftig aufgrund höherer Temperaturen und eines höheren Sättigungsdefizits der Atmosphäre möglicherweise härter für die Pflanzen werden, dies ist jedoch vom Wetter abhängig.

113 in Sz0 auf 125 in Sz1 ansteigt. Einzelne trockene Tage sind aber weniger problematisch für die Vegetation als längere Trockenphasen. Im Jahr 2003 liegt der Bodenwassergehalt in beiden Szenarien mit Ausnahme von 10 Tagen Mitte Mai den gesamten Sommer (01.05.-31.10.) unter der 50 %-Marke, so dass sich hier mit insgesamt 148 Tagen in Sz0 und 147 Tagen in Sz1 praktisch keine Veränderungen zwischen Ist-Zustand und Zukunft ergeben. Ähnlich stellt sich 2003 auch die Situation an Standort HA-2 dar, hier steigt die Zahl der Trockentage geringfügig von 114 im Ist-Zustand auf 118 in Zukunftsszenario. Die Zahl der Dürretage mit Wassergehalten an oder unter PWP verhält sich von Sz0 zu Sz1 hierzu gegenläufig: Sie steigt im Trockenjahr 2003 (HA-2 Sz0 = 9 d, Sz1 = 15 d) stärker an als im Nassjahr 2002 (HA-2 Sz0 = 6 d, Sz1 = 8 d). Bei Standort HA-1 ist dieser Unterschied weit weniger deutlich, hier nimmt die Zahl der Dürretage von 3 in Sz0 auf 5 in Sz1 (2002) beziehungsweise 33 auf 41 (2003) zu.

Die geringen Unterschiede zwischen den Jahren und Szenarien werden auch anhand der auf den beiden Standorten möglichen Verdunstung (siehe Kap. 5.2.1, Tab. 11) erklärbar. Im Ist-Zustand erreicht die reale (ETa) auf HA1 nur 54 % und auf HA2 sogar nur 40 % der potentiellen Verdunstung (ETp). Im Zukunftsszenario steigen wegen der erhöhten Temperaturen beide Werte an, an der Relation ändert sich aber praktisch nichts. Grund ist der sehr geringe Bodenwasserspeicher, der in den verdunstungsintensiven Sommermonaten nur Reserven für wenige Tage ohne Niederschlag bereitstellen kann.

Sandhausener Dünen

Eine ähnliche Wasserhaushaltssituation wie im Haigergrund finden wir auch im Naturschutzgebiet Sandhausener Dünen im Rhein-Neckar-Kreis vor. Zwar liegt hier der mittlere Jahresniederschlag im Betrachtungszeitraum mit 744 mm im Ist-Zustand (1980 bis 2005) und 797 mm im Zukunftsszenario deutlich höher, die nutzbare Feldkapazität der Wurzelzone ist aber noch geringer und mit 14 mm die niedrigste aller untersuchten Standorte überhaupt. Allerdings ist auch der Wurzelraum mit nur 15 cm sehr flach. Auch hier war 2002 mit 919 mm Niederschlag im Szenario 0 ein Nassjahr, für das Trockenjahr 2003 sind 523 mm anzusetzen. Die Klimawandelprojektionen (KLIWA 2006a) ergeben für die Region moderat (5-10 %) niedrigere Sommer- und deutlich höhere (20-30 %) Winterniederschläge, so dass die Jahressummen im Zukunftsszenario insgesamt ansteigen und für 2002 991 mm und für 2003 559 mm berechnet wurden.

Auf Grund des speicherschwachen Bodens werden auch hier die von der Verdunstung gesteuerten saisonalen Bodenwassergänge von Einzelereignissen stark überprägt. Wassersättigung und Austrocknung können innerhalb weniger Tage wechseln, verstärkt dadurch, dass der sandige Boden eine hohe Wasserleitfähigkeit besitzt. Die Zeit sommerlicher Bodentrockenheit mit Wassergehalten unter 50 % nFk steigt von immerhin 93 Tagen im Nassjahr 2002 auf 106 Tage im Jahr 2003 an. Stärker wirkt sich der geringere Niederschlag auf die Dürre aus, hier wurden im Ist-Zustand 15 Tage für 2002 und 39 Tage für 2003 berechnet.

Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind wenig ausgeprägt (Abb. 38), niedrigere Bodenwassergehalte in den Wintermonaten, beispielsweise im Januar 2002 und 2003, sind für die Vegetation ohne Bedeutung. Von Mai bis Anfang Juli sind im Nassjahr 2002 in Sz1 die Bodenwassergehalte deutlich niedriger und erreichen öfter den PWP als im Ist-Zustand – insgesamt an 21 Tagen in Sz1 gegenüber 15 Tagen in Sz0. Im Jahr 2003 sinkt während der Vegetationszeit die Ganglinie des Zukunftsszenarios kurzzeitig unter die des Ist-Zustandes, so dass statt an 106 (Sz0)

an 120 Tagen (Sz1) 50 % nFk unterschritten werden. Im April 2003 liegen die Wassergehalte im Zukunftsszenario sogar höher, da höhere Niederschlagsmengen berechnet wurden.

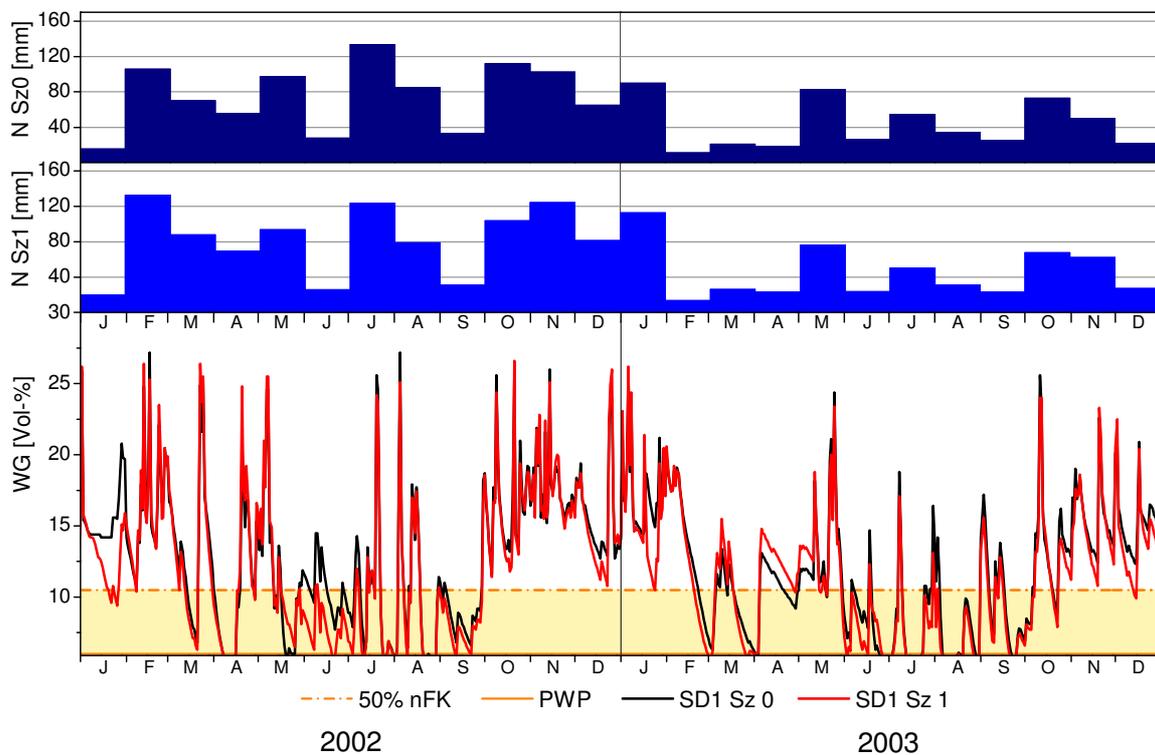


Abb. 38: Niederschläge (N) und Bodenwassergehalte (WG) in der Wurzelzone (Tageswerte) des Standorts SD1 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0, schwarz) und Zukunftsszenario (Sz1, rot).

Kaltes Feld

Der Albuch mit dem Untersuchungsgebiet Kaltes Feld liegt in einer Region Baden-Württembergs mit zukünftig vergleichsweise wenig - um 10-20 % - ansteigenden Winterniederschlägen (siehe Abb. 30). Gleichzeitig sollen die Sommerniederschläge um den gleichen Betrag zurück gehen. Das Kalte Feld nimmt daher eine Sonderstellung unter den Untersuchungsgebieten ein, denn hier findet nur die übliche Niederschlagsverlagerung ins Winterhalbjahr, aber keine generelle Zunahme der Niederschlagssumme statt. Auf Grund des bisherigen deutlichen Überwiegens der Sommerniederschläge ist das kalte Feld damit sogar das einzige unserer Untersuchungsgebiete, bei dem die saisonale Niederschlagsverlagerung im Zukunftsszenario zu geringfügig abnehmenden mittleren Jahressummen führt – von durchschnittlich 1089 mm (Sz0) auf 1.071 mm (Sz1, siehe Tab. 8). Die mittleren Lufttemperaturen sollen gemäß der MR-Modellierung im Sommerhalbjahr um 1,4-1,5 °C und im Winterhalbjahr 2,0-2,5 °C ansteigen (KLIWA 2006a).

In Abb. 39 sind die modellierten Bodenwassergehalte der Szenarien 0 und 1 für den Zeitraum 1987 bis 1991 gegenübergestellt. Dieser beginnt mit zwei Nassjahren in Folge (Niederschlag 1987 = 1388 mm und 1988 = 1413 mm), dann folgt eine niederschlagsärmere Phase: Mit 810 mm ist ein 1989 ein Trockenjahr nach DWD-Definition und auch 1990 und 1991 waren mit 950 mm beziehungsweise 843 mm überdurchschnittlich trocken. 1993 (Abb. 40) entsprach mit 1111 mm die Niederschlagsmenge dem langjährigen Durchschnitt von 1089 mm.

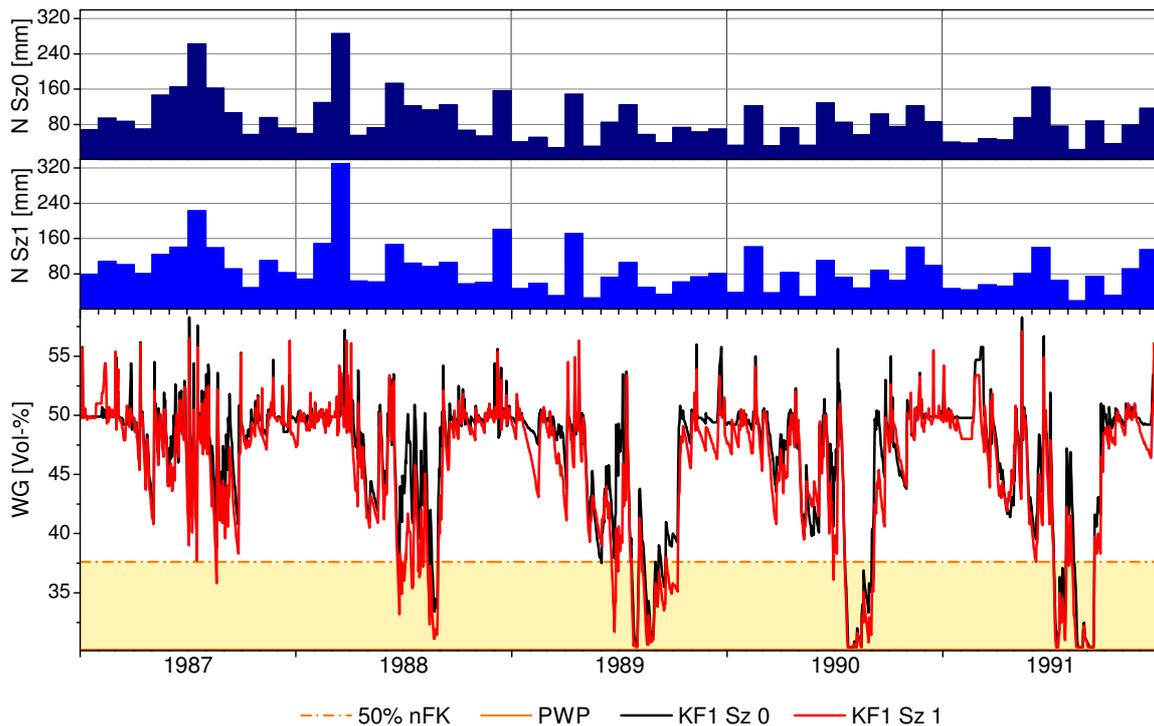


Abb. 39: Niederschlag (N, Monatssummen) und Bodenwassergehalte (WG) in der Wurzelzone (Tageswerte) des Standorts KF1 im Zeitraum 1987 bis 1991; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1).

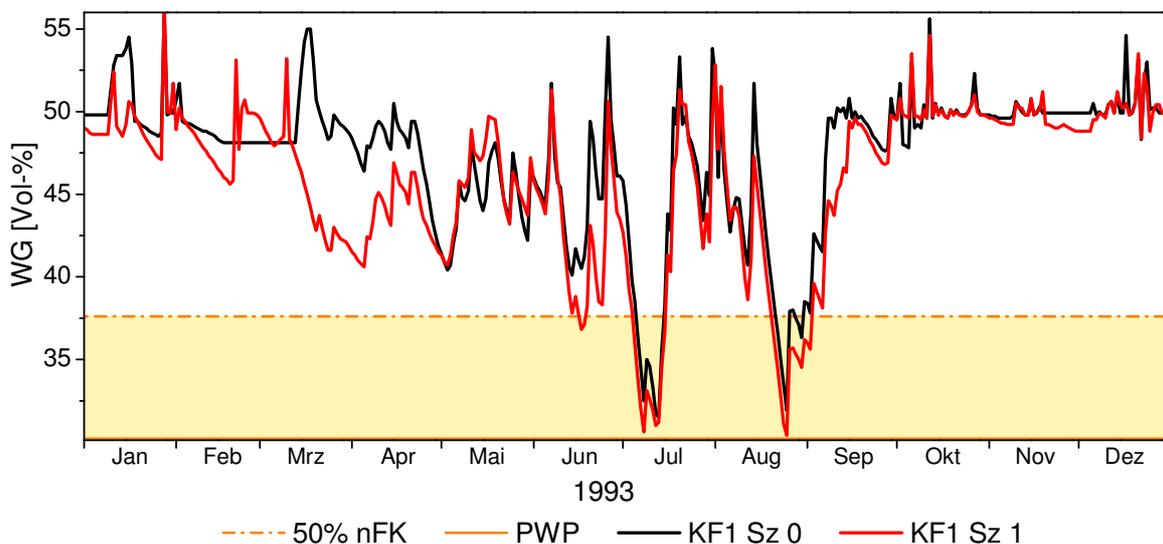


Abb. 40: Bodenwassergehalte (WG) in der Wurzelzone des Standorts KF1 im Jahr 1993; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1).

Die Ganglinien der Bodenwassergehalte belegen, dass - zumindest in trockeneren (Abb. 39) und durchschnittlichen (Abb. 40) Jahren - auch im niederschlagsreichen Vorland der Schwäbischen Alb zeitweise Trocken- oder sogar Dürrephasen auftreten können. Bei nur 40 mm nutzbarer Bodenwasserspeicherkapazität kann nur ein geringer Teil der Niederschlagsüberschüsse zwischengespeichert werden, so dass der Boden im Sommer immer wieder kurzfristig austrocknen kann.

In den Jahren 1990 und 1991 wird mehrmals über einen Zeitraum einiger Tage in Folge der Permanente Welkepunkt erreicht. Im Ist-Zustand ist dies 1990 für zehn Tage im Juli und 1991 für sieben Tage im August sowie neun Tage im September der Fall. Im Zukunftsszenario dauern diese Dürrephasen jeweils zwei (1990) oder drei (1991) Tage länger. Weiterhin zeichnet sich ab, dass Frühjahr und Spätsommer, hier vor allem die Monate August und September, im NSG Kaltes Feld zeitweise deutlich trockener werden können. Diese Tendenz ist im durchschnittlichen Jahr 1993 vor allem im März und April deutlich zu erkennen (Abb. 40), weniger ausgeprägt im September. Im Gegensatz dazu ist sowohl 2002 als auch 2003 der Monat September durch deutlich niedrigere Bodenwassergehalte im Zukunftsszenario gekennzeichnet (Abb. 41). Diese betragen beispielsweise für den September 2003 im Mittel 38,1 Vol-% (Ist-Zustand) beziehungsweise 35,9 Vol-% im Zukunftsszenario.

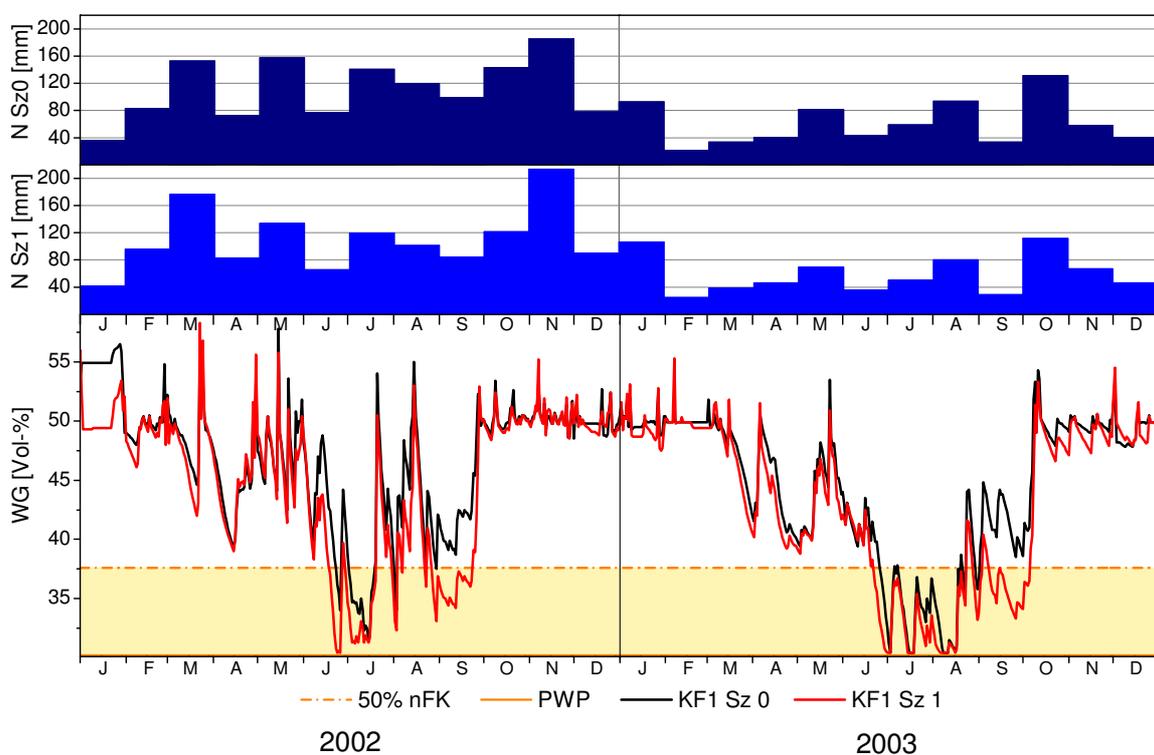


Abb. 41: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (WG, Tageswerte) in der Wurzelzone des Standorts KF1 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Auch im Nassjahr 2002 können die Bodenwassergehalte im Zeitraum weniger Tage zwischen Sättigung und Austrocknung schwanken (Abb. 41). Im Zukunftsszenario sinkt der Wassergehalt in diesem Jahr sogar an zwei Tagen auf den PWP ab. Die Bodenwassergehaltskurve im Trockenjahr 2003 verläuft in den Sommermonaten auf deutlich niedrigerem Niveau als 2002 und schwankt wegen der ausbleibenden Niederschläge weniger stark. Die Zahl der Trockentage ist demgemäß im Ist-Zustand 2002 (32 d) nur circa halb so hoch wie 2003 (66 d); auch sind im Sommer 2003 neun Dürretage zu verzeichnen. Das Zukunftsszenario berechnet eine starke Zunahme der Trockentage auf 73 im Sommer 2002 beziehungsweise 103 im Sommer 2003. Die Zahl der Tage mit Wassergehalten unter PWP steigt auf 15. Eine Wassersättigung des Bodens tritt in beiden Szenarien erst im Oktober nach ausgiebigen Niederschlägen ein. Der Vergleich von Ist-Zustand und Zukunft zeigt außerdem die bereits besprochene Tendenz zu deutlich trockene-

neren Spätsommermonaten August und September sowie zu geringfügig tiefer reichenden und länger anhaltenden Trockenphasen im Frühsommer (Juni).

Schönbuch-Westhang

Für den Schönbuch berechnen die MR-Modellierungen zukünftig gleich bleibende Sommer- und um 10 bis 20 % höhere Winterniederschläge. Im Sommerhalbjahr sollen die Temperaturen um 1,4-1,5 °C steigen, im Winterhalbjahr soll es hier, wie fast im gesamten Land Baden-Württemberg, um durchschnittlich 2,0-2,5 °C wärmer werden. Die mittlere Jahresniederschlagssumme im Zeitraum 1980-2005 beträgt 722 mm. Außergewöhnlich niederschlagsarm waren 1980 (589 mm), 1983 (577 mm) und 1991 (471 mm), bemerkenswerterweise gehört das Jahr 2003 (625 mm) in diesem Gebiet nicht zu den Trockenjahren (vergleiche Tab. 9). Sehr nasse Jahre waren 1988 mit 897 mm Jahresniederschlag, 1994 (901 mm) und 2002 (1108 mm).

Die beiden Standorte im Schönbuch sind durch sehr unterschiedliche Bodeneigenschaften gekennzeichnet. Die Wasserspeicherkapazität von SB-2 beträgt 156 mm im 100 cm mächtigen Wurzelraum (Stufe *mittel-hoch* nach AG BODEN), die von SB-3 dagegen nur 72 mm (*gering*) in der bis 45 cm Tiefe durchwurzelt Bodenschicht.

Der in Abb. 42 dargestellte Zeitraum 1988-1992 ist von hohen Niederschlagsmengen im ersten Jahr (897 mm) und drei regenarmen Folgejahren geprägt, von denen - wie bereits erwähnt - 1991 mit nur 471 mm außergewöhnlich trocken war. 1992 wiederum repräsentiert fast exakt den langjährigen Durchschnitt, mit allerdings trockenerem Jahresanfang und niederschlagsreicherem Sommer als im Mittel. Die Ganglinien der Bodenwassergehalte zeigen ausgeprägte Unterschiede zwischen den beiden Standorten SB-2 und SB-3. Da der kleinere Bodenwasserspeicher des Standorts SB-3 schneller aufgefüllt, aber auch schneller entleert werden kann, schlägt dessen Kurve stärker aus als die von SB-2. Zwischenspeicherung von Niederschlag dämpft sowohl kurzzeitige als auch längerfristige Ereignisse ab, so dass auch die sommerliche Trockenheit am Standort SB-2 weniger tief greift. Während hier im Ist-Zustand nur in wenigen Jahren wie 1990 (kurzzeitig), 1991 oder 2003 und 2004 die Bodenwassergehalte unter die Marke von 50 % nFk sinken (siehe auch Anhang 9.2), ist dies am Standort SB-3 fast in jedem Jahr der Fall. Im Zukunftsszenario verschärft sich die Situation grundsätzlich für beide Standorte. So sinkt beispielsweise im Jahr 1989 der Bodenwassergehalt an SB-2 von Juli bis Jahresende deutlich tiefer ab als im Ist-Zustand, es käme nun eine ausgeprägte Trockenphase von 67 Tagen Dauer zustande. In den Jahren 1990 und 1991 zeigen sich an SB-3 praktisch keine Unterschiede zwischen den Szenarien.

Nicht zu erklären ist, dass an Standort SB-2 ab Juli 1991 der Wassergehalt nicht weiter absinkt und im Szenario 0 deutlich über dem Ist-Zustand bleibt. Bei gleich bleibender Niederschlagsmenge und höherer Temperatur sollte der Boden stärker ausgetrocknet werden. Erst im Herbst wird der Kurvenverlauf wieder plausibel, denn dann steigen die Niederschläge in Sz1 stärker als die Verdunstung an.

Am Standort SB-3 wird der Boden in jedem Winter zumindest zeitweise bis zur Feldkapazität gesättigt, dies gilt für Sz0 und Sz1 (Abb. 42). Der Winterniederschlag reicht aus, um den deutlich größeren Speicher am Standort SB-2 selbst in Jahren mit leicht unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen wie 1989 und 1990 wenigstens kurze Zeit vollständig aufzufüllen. Lediglich im sehr niederschlagsarmen Jahr 1991 sank im Juli der Bodenwassergehalt fast bis zum PWP ab und

stieg dann bis März 1992 langsam wieder an, ohne die Feldkapazität zu erreichen. Im Zukunftsszenario verbessert sich die Situation auf Grund der höheren Winterniederschläge eher.

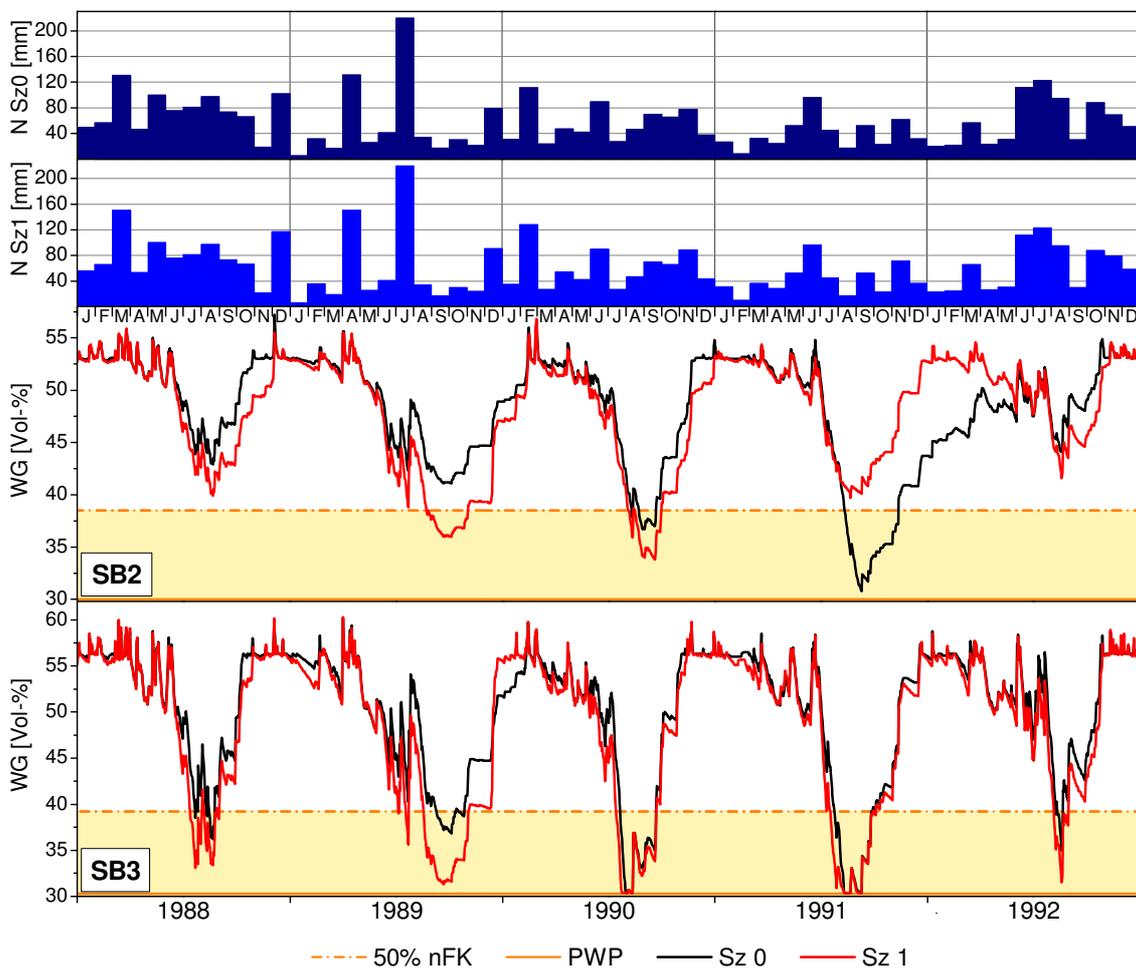


Abb. 42: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte in der Wurzelzone (Tageswerte) der Standorte SB2 und SB3 im Zeitraum 1988 bis 1992; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Im nassen Jahr 2002 sinken am Standort SB-2 die Bodenwassergehalte zu keiner Zeit unter die 50 %-nFk-Marke. Das gilt für Ist-Zustand und Zukunftsszenario. SB-3 wird durch die Klimaszenarien stärker beeinflusst, hier ergeben sich für die Zukunft (Sz1) zwei Phasen mit insgesamt 20 Trockentagen (Abb. 43). Im außergewöhnlich trocken-warmen Sommer 2003 sind die Unterschiede im Verlauf der Ganglinien zwischen Sz0 und Sz1 bei Standort SB2 vor allem im August und September ausgeprägt (Abb. 43). Der Bodenwassergehalt sinkt im Zukunftsszenario um bis zu 5 %-Punkte tiefer ab und erreicht fast den PWP. Nur sehr langsam steigt der Bodenwassergehalt wieder an und überschreitet erst Mitte Oktober, im Zukunftsszenario sogar erst Mitte November die 50 % nFk-Grenze. So kommt im Sz1 eine lange Trockenphase von 113 Tagen Dauer - gegenüber 63 Tagen in Sz0 - zustande. Diese liegt jedoch teilweise im November und damit außerhalb der Vegetationszeit, so dass die Auswirkungen auf die Pflanzen in dieser Zeit geringer als im Sommer sein dürften. Im Gegensatz dazu sinken am Standort SB-3 die Bodenwassergehalte des Zukunftsszenarios im Juli etwas tiefer, verbleiben aber dann bis in den Herbst auf nahezu gleichem Niveau. Mit den um 2,0-2,5°C höheren Temperaturen steigt die Verdunstung stärker als der Niederschlag, der nur um 10 - 20 % zunehmen soll. So verläuft die Aufsättigung des Bodens an beiden Standorten, vor allem aber an SB-2, deutlich langsamer.

Ein Vergleich der Klimawandelszenarien der beiden Standorte am Schönbuch legt den Schluss nahe, dass

- beim Boden mit hoher Wasserspeicherkapazität in praktisch allen Jahren während der Sommermonate deutlich niedrigere Bodenwassergehalte zu erwarten sind (siehe auch die Ganglinie im Anhang) und
- beim Boden mit geringem Wasserspeicher die deutlichsten Veränderungen in durchschnittlichen, weniger trockenen Jahren und ebenfalls überwiegend in den Sommermonaten als niedrigere Wassergehalte zu erkennen sind.

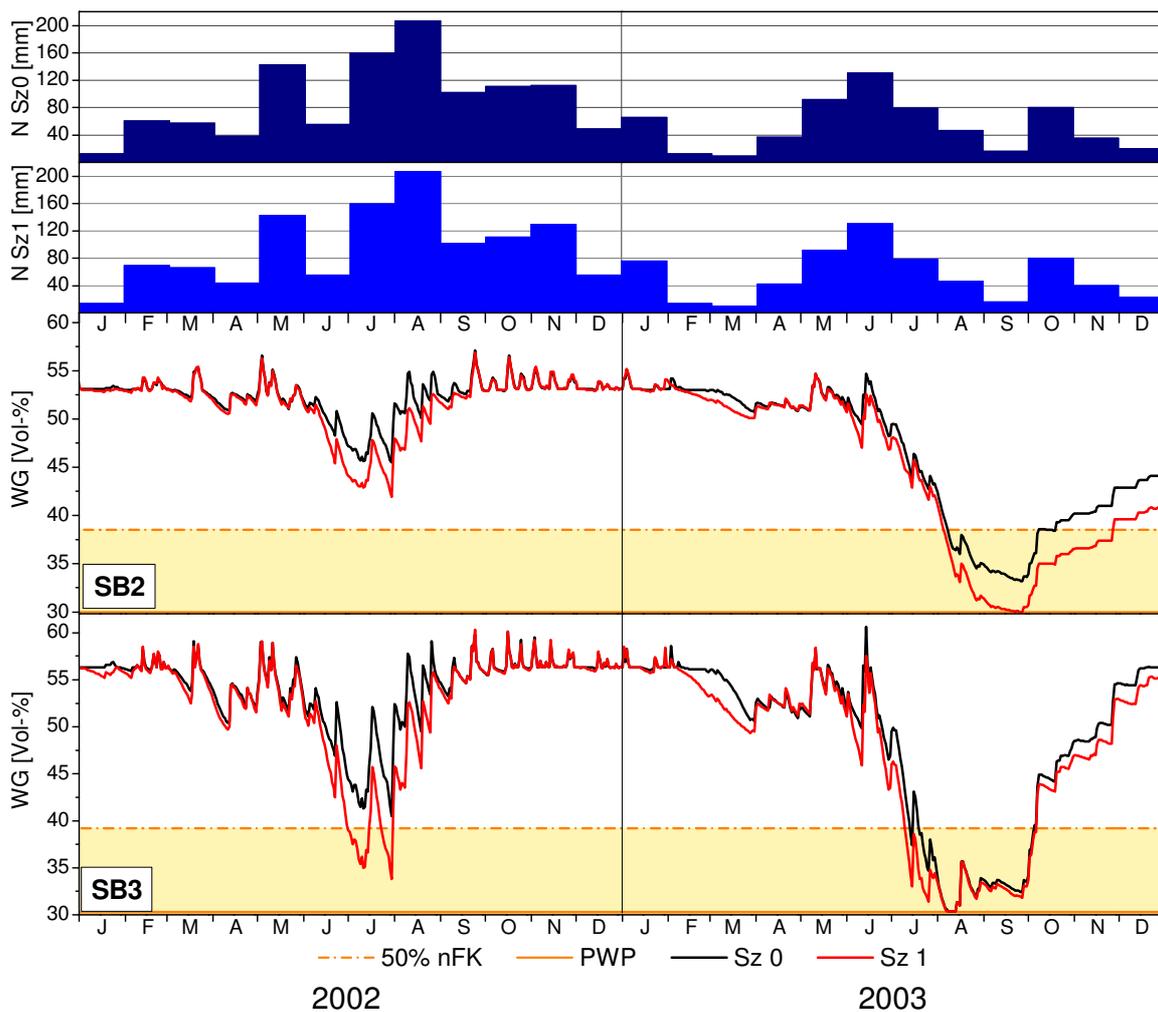


Abb. 43: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte in der Wurzelzone (Tageswerte) der Standorte SB2 und SB3 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1).

Wonhalde

Das Untersuchungsgebiet Wonhalde ist mit mittleren Jahresniederschlägen von 1063 mm/a im Ist-Zustand und 1113 mm im Zukunftsszenario sehr gut mit Wasser versorgt. Die Klimatische Wasserbilanz belegt sowohl für Sz0 als auch für Sz1 mit 450 mm bzw. 385 mm einen erheblichen Wasserüberschuss, der in der Reihe der Untersuchungsgebiete nur noch vom Feldberg übertroffen wird. In Abb. 44 **Abb.** wird exemplarisch der Zeitraum 2002 bis 2004 betrachtet. Er setzt

sich aus dem Nassjahr 2002 mit 1378 mm/1405 mm (Sz0/Sz1) Niederschlag, dem Trockenjahr 2003 mit „nur“ 811 mm bzw. 850 mm sowie 2004, das mit 1085 mm/1143 mm ein Jahr mit durchschnittlicher Niederschlagsmenge repräsentiert, zusammen.

Die Abbildung zeigt, dass es auch heute schon, praktisch unabhängig von der Niederschlagsmenge, auf dem relativ flachgründigen Standort WH-1 mit 53 mm nFk zu Trockenphasen kommen kann. Diese sind jedoch auf das Sommerhalbjahr beschränkt und treten in jedem Jahr des Betrachtungszeitraumes in unterschiedlicher Länge auf (siehe auch Anhang 9.2). Naturgemäß ist eine solche Phase im außergewöhnlich trockenen Sommer 2003 ausgeprägter: Sie dauert im Sz0 - mit einer kurzen Unterbrechung - 89 Tage und im Sz1 ohne Unterbrechung 99 Tage. Die Zeit mit Bodenwassergehalten unter dem PWP steigt von sechs auf acht Tage im Zukunftsszenario an. Aber auch in einem durchschnittlichen Jahr wie 2004 können Trockenphasen von circa zwei Wochen Dauer auftreten. In diesem Fall sind die Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario aber nicht so deutlich wie 2003, sie betragen drei (im Juli 2004) und vier (im August 2004) Tage. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den beiden Szenarien aber wegen des hohen Niederschlagsüberschusses, der wohl auch in Zukunft bestehen bleiben wird, geringer als in den meisten anderen Untersuchungsgebieten.

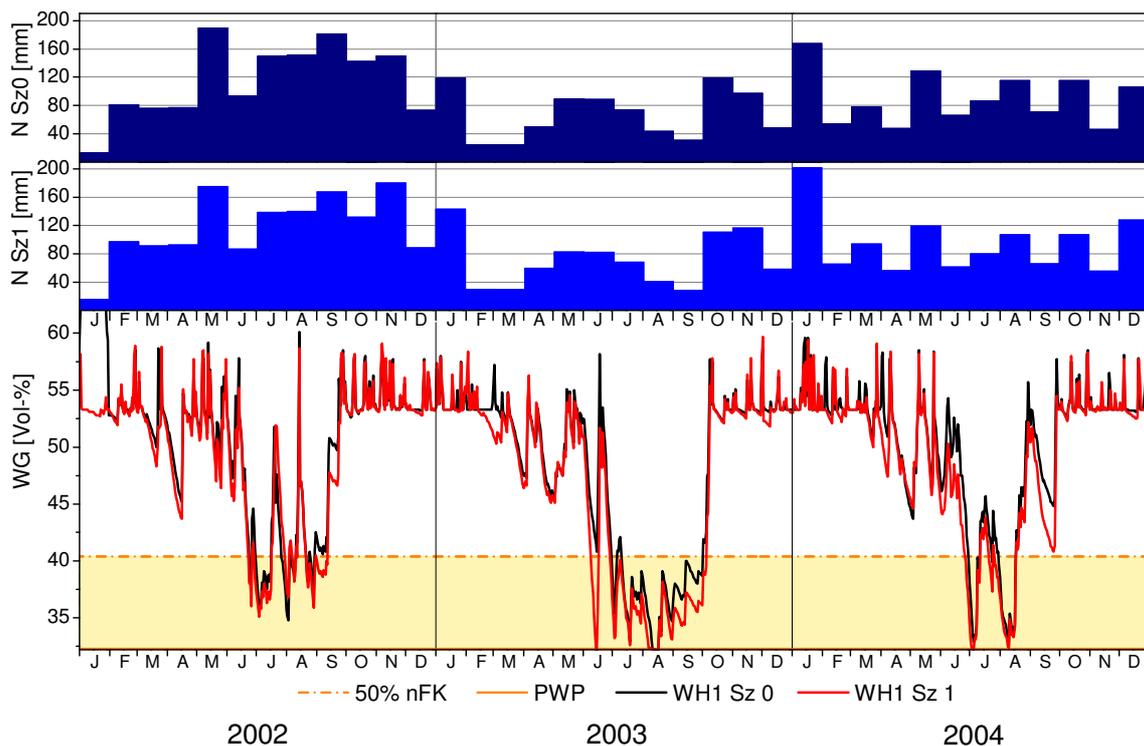


Abb. 44: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte in der Wurzelzone (Tageswerte) von Standort WH-1 im Zeitraum 1988 bis 1992; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Taubergießen

Für das Oberrheintal im Umfeld des NSG Taubergießen sind zukünftig im Sommerhalbjahr 1,4-1,5 °C und im Winter 2,0-2,5 °C höhere Temperaturen zu erwarten (KLIWA 2006a). Im Sommerhalbjahr soll zukünftig 5-10% weniger Regen fallen, die Winterniederschläge, hier ebenfalls überwiegend Regen, können dagegen um 20-30 % steigen. Im NSG Taubergießen wurden drei Standorte beprobt. Da TG1 und TG3 sich in den Bodeneigenschaften nur geringfügig unter-

scheiden (siehe Kap. 4.2.6), werden hier vor allem TG-1 und TG-2 näher betrachtet. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität der Wurzelzone wurde für Profil TG-1 mit 122 mm und für TG-2 mit 70 mm berechnet. Der Unterschied kommt bei annähernd gleicher Wurzelraumtiefe durch den hohen Anteil reinen Sandes in Profil TG-2 zustande.

Der zuerst betrachtete Zeitraum von 1988 bis 1992 (Abb. 45) beinhaltet das Nassjahr 1988 ($Sz0 = 862 \text{ mm}/Sz1 = 913 \text{ mm}$), zwei Trockenjahre in Folge (1990 mit $568 \text{ mm}/610 \text{ mm}$ und 1991 mit $593 \text{ mm}/613 \text{ mm}$) sowie das Jahr 1989 mit einer knapp durchschnittlichen Niederschlags-summe von 690 mm und 748 mm .

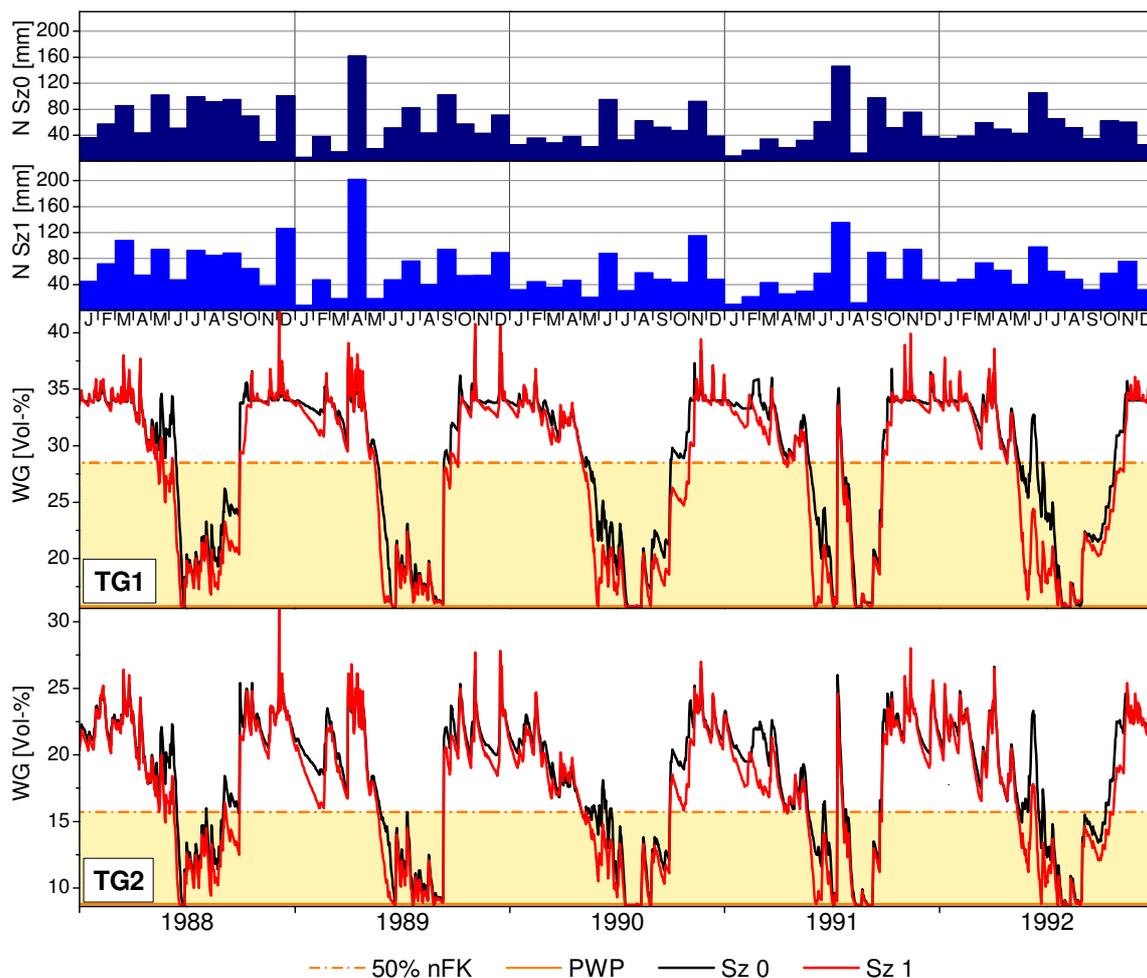


Abb. 45: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte in der Wurzelzone (Tageswerte) der Standorte TG-1 und TG-2 im Zeitraum 1988 bis 1992; Ist-Zustand ($Sz0$) und Zukunftsszenario ($Sz1$).

Auf beiden Standorten sinkt der Bodenwassergehalt im Sommer regelmäßig in den schwerer verfügbaren Bereich unterhalb 50 % der nutzbaren Feldkapazität ab, dies ist selbst im Nassjahr 1988 der Fall. Die Witterung beeinflusst lediglich die Dauer und Intensität dieser Trockenphasen (siehe auch Anhang 9.2). Am Beispiel des durchschnittlichen Jahres 1989 kann der Einfluss veränderter Klimabedingungen auf den Bodenwasserhaushalt verdeutlicht werden: Auf Standort TG-1 unterschreitet der Bodenwassergehalt am 26.05.89 die 50 %-nFk-Marke. Diese Trockenphase dauert im Ist-Zustand 112 Tage und hält ohne Unterbrechung bis Mitte September an ($Sz0$). Im Zukunftsszenario würde sie bereits fünf Tage früher beginnen und mit 129 Tagen 17 Tage länger

anhalten. Im Sz1 folgten dann noch drei Trockentage im Oktober. Standort TG-2 wäre vom Klimawandel im durchschnittlichen Jahr 1989 weniger stark betroffen. Auf Grund der geringeren Verdunstung durch die schütterere Vegetation beginnt hier trotz geringerer Wasserspeicherkapazität des Bodens die Trockenphase erst am 31.05., wird Mitte Juli ganz kurz unterbrochen und dauert bis Mitte September (14.09.). In Sz1 würde sie bereits am 27.05. beginnen und ununterbrochen bis zum 14.09. anhalten, wäre mithin 5 Tage länger als im Ist-Zustand.

In Abb. 46 sind die Bodenwassergehalte der drei Taubergießen-Standorte im Zeitraum 2002-2003 aufgetragen. Die beiden Jahre unterscheiden sich in den Niederschlagsmengen von 801 mm (2002) und 471 mm (2003) drastisch, nicht aber in der Lufttemperatur, die in beiden Jahren im Mittel 11,3 °C beträgt. Für das Zukunftsszenario wurden mit 837 mm und 492 mm geringfügig höhere Niederschlagsmengen berechnet. Hinsichtlich der Verdunstung und der klimatischen Wasserbilanz bestehen allerdings trotz gleicher mittlerer Lufttemperaturen erhebliche Unterschiede zwischen den beiden Jahren, denn 2003 war der Sommer mit 17,6 °C um 1,4 °C wärmer als 2002. So beträgt die potentielle Verdunstung (Ist-Zustand) 742 mm im Jahr 2002, in 2003 jedoch 810 mm. Die ETa verhält sich wegen des Wassermangels im Sommer 2003 umgekehrt, sie beträgt 540 mm im Nassjahr 2002, im Trockenjahr 2003 dagegen nur 392 mm.

Für die Vegetation relevante Unterschiede zwischen den Szenarien sind vor allem im Mai und Juni, 2002 auch im August und September, festzustellen. Im Frühsommer trocknet der Boden auf allen Standorten im Zukunftsszenario eher und tiefer aus. Dieses Verhalten gilt für alle gezeigten Jahre, zeigt sich jedoch 2002 deutlicher als 2003 (Abb. 46). So unterschreitet der Bodenwassergehalt in diesem Jahr in Sz1 an allen drei Standorten 14 bis 16 Tage früher die 50 %-nFk-Marke als in Sz0. Entsprechend länger dauern demnach auch die Trockenphasen, denn durch ausgiebige Sommerregenfälle Mitte Juli werden in beiden Szenarien die Bodenwasserspeicher gleichzeitig wieder aufgefüllt. Dann sinken die Wassergehalte wieder bis Mitte August. Allerdings wird beim zweiten anhaltenden Niederschlagsereignis im August der Boden nur noch im Ist-Zustand über die Hälfte der nFk bewässert. Im Oktober sättigt sich der Boden im Abstand weniger Tage an allen drei Standorten zügig bis zur Feldkapazität auf. Damit dauern die Trockenphasen im Taubergießen auch in einem Sommer mit guter Wasserversorgung wie 2002 zwischen 89 Tagen bei TG-2 und 130 Tagen bei TG-1. Zukünftig könnten sie um fast einen Monat länger werden, denn in Sz1 wurden für TG-2 116 und für TG-1 156 Tage unter 50 % nFk berechnet.

2003 wird die sommerliche Trockenzeit durch keine Phase mit ausreichenden Niederschlägen unterbrochen, die den Bodenwassergehalt über die Grenze von 50 % der nFk heben könnte. Lediglich bei TG-2 in Sz0 wird diese Grenze im September kurzzeitig erreicht. Es ergeben sich damit in den Sommermonaten 2003 bereits im Ist-Zustand sehr lange Trockenphasen zwischen 123 Tagen bei TG-2 und 141 Tagen bei TG-1. Im Zukunftsszenario weiten sich diese Phasen auf 135 Tage bei TG-2 und 152 Tage bei TG-1 aus. Auch die mit 12 (TG-3) und 26 (TG-1 und TG-2) Tagen bereits im Ist-Zustand recht große Zahl der Tage mit Wassergehalten am/unter PWP nimmt im Zukunftsszenario nochmals zu. Die Zukunft könnte damit die Vegetation der Taubergießen-Standorte mit merklich längeren Trockenphasen konfrontieren.

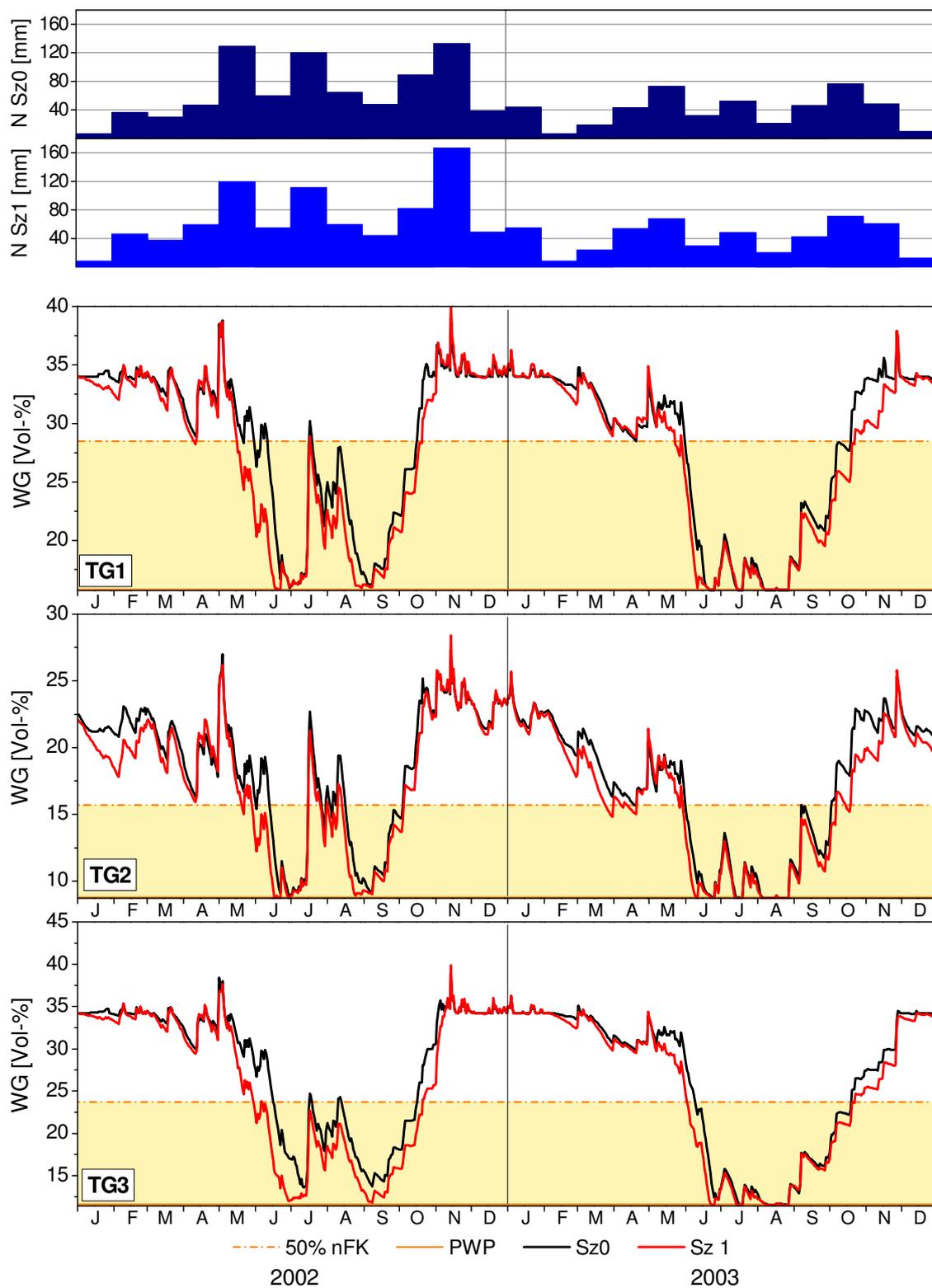


Abb. 46: Bodenwassergehalte in der Wurzelzone der Standorte TG-1, TG-2 und TG-3 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Haselschacher Buck (Kaiserstuhl)

Für den Kaiserstuhl berechnen die MR-Modellierungen (KLIWA 2006a) zukünftig leicht (-2-5 %) abnehmende Sommerniederschläge und um 20 bis 30 % höhere Winterniederschläge (siehe auch Abb. 47 und Abb. 48). Im Sommer werden um 1,4-1,5 °C höhere Temperaturen erwartet, im Winter kann es um durchschnittlich 2,0-2,5 °C wärmer werden.

In Abbildung 48 wird der Zeitabschnitt von 1989 bis 1993 genauer betrachtet, denn er ist durch außergewöhnlich geringe Niederschlagsmengen in Folge gekennzeichnet: Das Mittel des Betrachtungszeitraumes (1981-2003) für den Kaiserstuhl von 711 mm/a im Ist-Zustand wurde mit 625, 531, 539, 579 und 624 mm/a in jedem der fünf Jahre erheblich unterschritten. Allerdings lag nur im Jahr 1990 mit 10,5 °C die Jahresmitteltemperatur deutlich höher als das Mittel des Betrachtungszeitraumes von 9,9 °C. 1990 und 1991 sind nach DWD-Definition als Trockenjahre einzustufen.

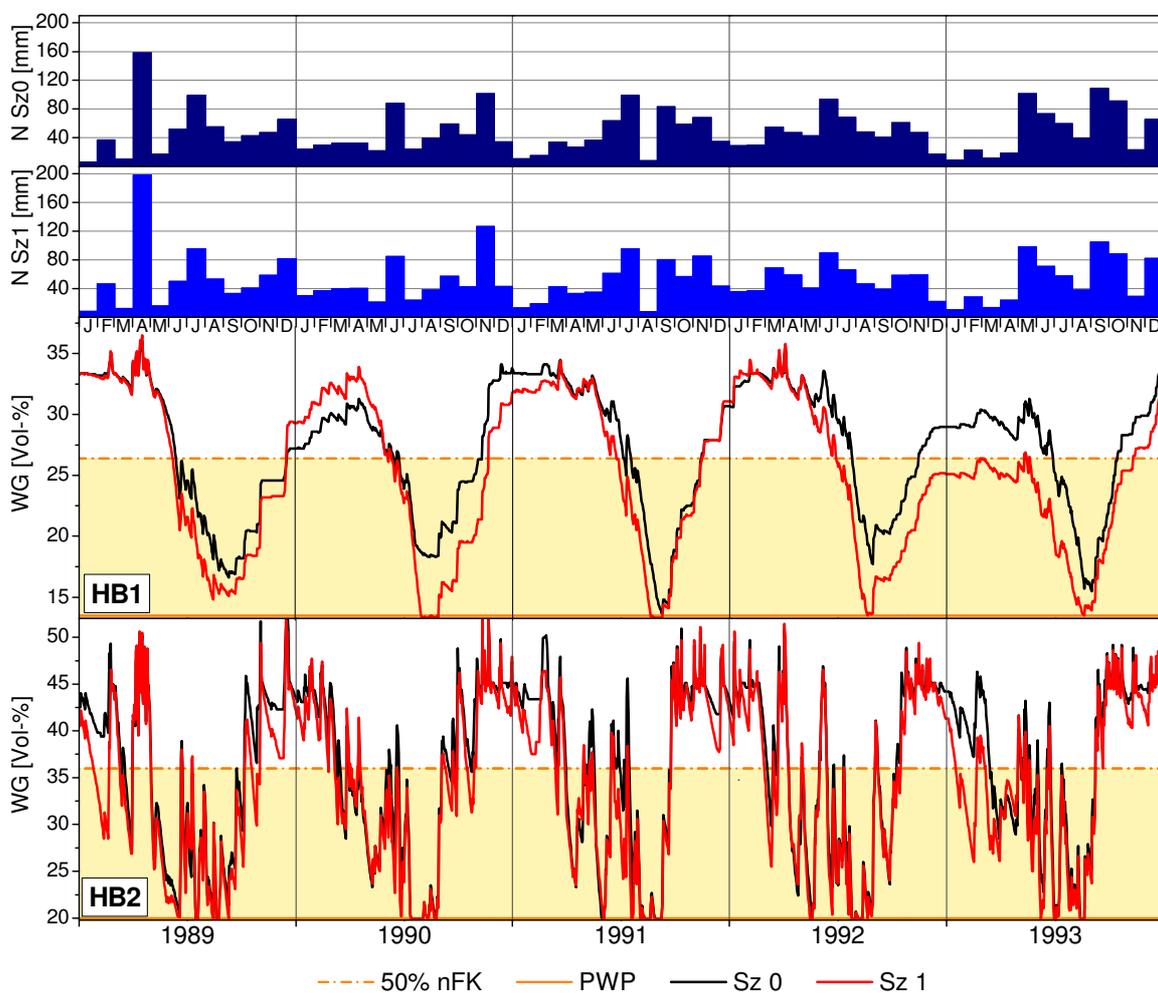


Abb. 47: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (Tageswerte) im Wurzelraum der Standorte HB1 und HB2 im Zeitraum Januar 1989 bis Dezember 1993; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Die beiden Kaiserstuhl-Standorte unterscheiden sich erheblich in den Bodeneigenschaften, die wiederum maßgebliche Einflüsse auf den Wasserhaushalt nehmen. Der Boden des Standorts HB-

1 mit *extrem hoher* nutzbarer Feldkapazität im Wurzelraum (288 mm) puffert Wetterereignisse und den Witterungsverlauf weitgehend ab. Die Ganglinien der Bodenwassergehalte des Standorts HB-1 zeichnen klar den saisonalen Rhythmus der Verdunstungsleistung nach (Abb. 47). Nur wenige Niederschlagsereignisse, vor allem im Winter und Frühjahr, verursachen kurzzeitige Übersättigung und damit Spitzen in der Kurve. Im Gegensatz dazu reagiert der Boden von HB-2 mit nur 40 mm nFk auf jedes ausgiebige Niederschlagsereignis. Regenfälle oder trockene Phasen lassen die Wassergehalte sprunghaft ansteigen und absinken. Dieser Standort ist bereits heute von extremen Wechseln im Wasserhaushalt geprägt. Die saisonale Tendenz der Wassergehaltskurven ist zwar klar zu erkennen, aber von vielen Spitzen- und Tiefstwerten überformt. Innerhalb kurzer Zeit kann der Boden vom PWP bis über 50 % nFk aufgesättigt werden und trocknet danach auch relativ schnell wieder aus. Die Bodenwassergehalte in der Vegetationszeit liegen meist unterhalb von 50 % der nFk. Allerdings sinken auch bei HB-1 praktisch in jedem Jahr die Bodenwassergehalte zumindest kurzzeitig in den Bereich unter 50 % nFk ab (siehe auch Anhang 9.2).

Standort HB1 weist deutliche Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario auf (Abb. 47). Allgemein wird der Bodenwasserspeicher tiefer und länger entleert. Während im Ist-Zustand in keinem der fünf betrachteten Jahre der PWP erreicht wird, ist dies im Sz1 in vier Sommern in Folge der Fall. 1989 startet die mehrjährige „Trockenphase“ mit gut gefülltem Bodenwasserspeicher, aber im Sommer sinkt in Sz1 der Wassergehalt tiefer ab. Im folgenden Winter wird im Ist-Zustand die Aufsättigung nicht erreicht, aber im Zukunftsszenario. Dieser zusätzliche Vorrat ist aber bereits im Mai 1990 aufgebraucht und im Sommer 1990 trocknet in Sz1 - nicht aber im Ist-Zustand - der Boden unter den Totwassergehalt aus. Die Aufsättigung im Herbst erfolgt von tieferem Niveau und es dauert länger, bis die Feldkapazität im Zukunftsszenario zumindest kurzfristig erreicht wird. 1991 und 1992 sinkt der Bodenwassergehalt im Sz1 bereits circa einen Monat früher ab, reicht tiefer und 1992 bleibt er auch im Winter weit unter dem Ist-Zustand zurück. Im Gegensatz zu HB-1 sind bei Standort HB-2 nur wenige deutliche Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunft zu erkennen. Die höheren Temperaturen führen zu einem früheren Beginn der Vegetationszeit (siehe Kap. 5.1.2.2) und damit bereits im Frühling zu stärkerer Verdunstung und niedrigeren Bodenwassergehalten. In der Hauptvegetationszeit steht so wenig Wasser zur Verfügung, dass die höhere potentielle Verdunstung auf HB-2 nicht realisiert werden kann und Unterscheide deshalb kaum in Gewicht fallen.

Die Niederschlagsmenge betrug im feuchten Jahr 2002 am Haselschacher Buck 864 mm und im Trockenjahr 2003 484 mm, im Zukunftsszenario wurden für diese beiden Jahre mit 921 und 514 mm jeweils höhere Niederschlagsmengen angenommen. Die Lufttemperatur betrug im Mittel des Jahres 2002 10,7 °C. Im Jahr 2003 lag sie nur um 0,1 °C höher, war damit aber immerhin um 0,9 °C höher als der Durchschnitt des Betrachtungszeitraums. Entsprechend der höheren Temperatur betrug 2003 die potentielle Verdunstung (ET_p) 771 mm, im Jahr 2002 dagegen lediglich 701 mm. Die Klimatische Wasserbilanz dieser beiden Jahre stellt sich daher grundlegend unterschiedlich dar: für 2002 ergibt sich ein Wasserüberschuss von 163 mm und für 2003 ein Defizit von -287 mm. Die reale Verdunstung lag in diesen klimatisch recht unterschiedlichen Jahren allerdings am Standort HB-1 mit 537 mm/a (2002) und 515 mm/a (2003) in der gleichen Größenordnung. Bei HB-2 sieht die Situation anders aus, hier beträgt die ET_a im Jahr 2002 lediglich 420 mm/a und 2003 sogar nur 301 mm/a. Im Zukunftsszenario steigt die ET_p gegenüber dem Ist-Zustand um jeweils über 100 mm/a auf 823 mm/a beziehungsweise 887 mm/a deutlich an. Diese zukünftig höhere potentielle Verdunstung kann aber in feuchten Jahren auf günstigem Standort fast vollständig realisiert werden, so steigt die ET_a an Standort HB-1 in Sz1

um 101 mm auf 638 mm/a, im trockenen Jahr 2003 fällt die Steigerung auf zukünftig 544 mm viel geringer aus. Auf Standort HB-2 wirken sich Einschränkungen in der Wasserverfügbarkeit stärker aus, hier beträgt die ETa für die beiden Jahre zukünftig 485 mm beziehungsweise 334 mm/a.

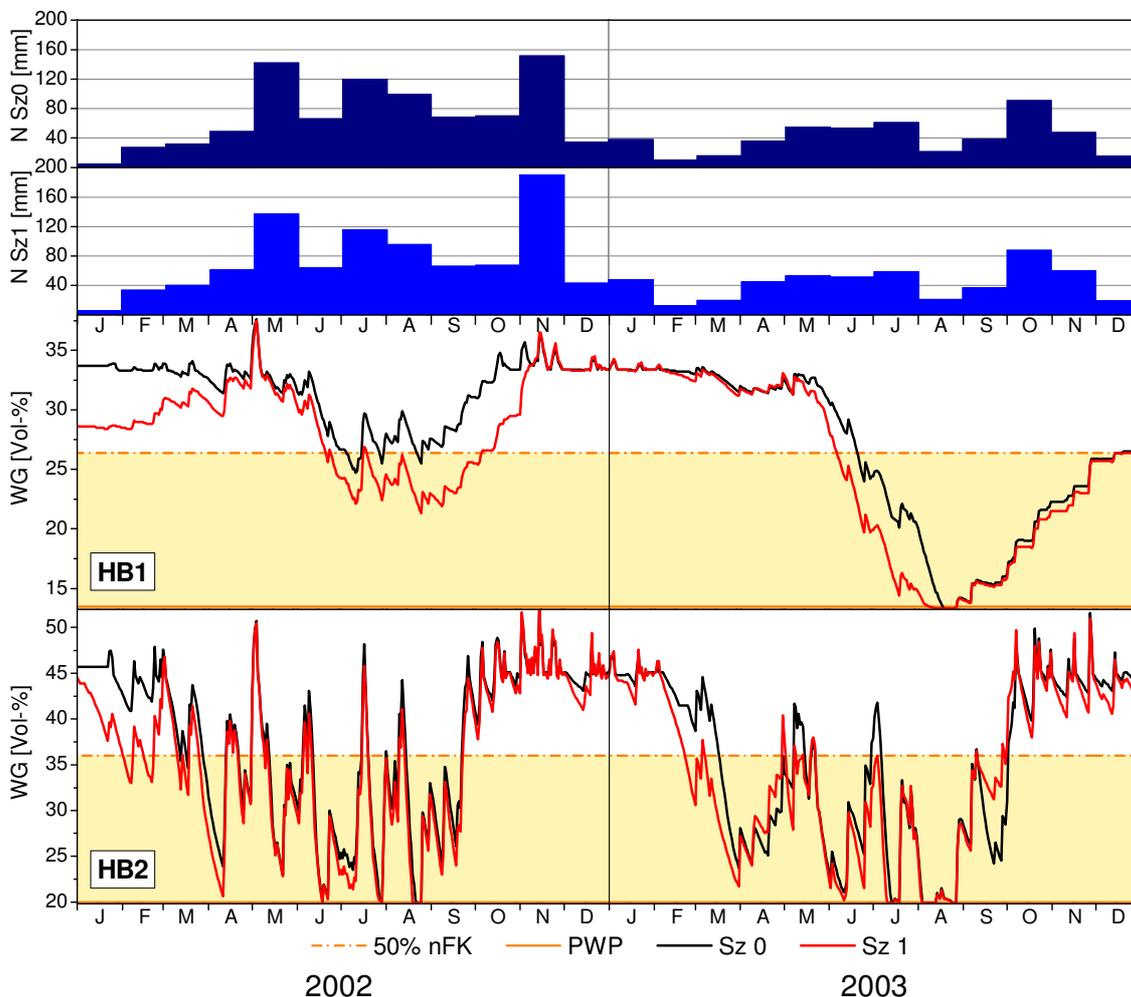


Abb. 48: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (Tageswerte) der Standorte HB1 und HB2 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

So ergeben sich erhebliche Unterschiede zwischen den beiden betrachteten Jahren, den beiden Standorten und teilweise auch den Szenarien. Während beim Standort HB-1 im Jahr 2002 die Bodenwassergehalte in Sz1 bis auf die Monate November und Dezember (Abb. 48) durchgehend - und teilweise sehr deutlich - unter dem Ist-Zustand liegen, ist dies 2003 nur in der Zeit von Mai bis Juli der Fall. Im Jahr 2002 stellt Standort HB-1 in beiden Szenarien der Magerrasenvegetation zu jeder Zeit ausreichend Wasser zur Verfügung. 2003 hingegen wird auch auf diesem außergewöhnlich guten Standort (siehe Kap. 4.2.7) die Wasserversorgung zeitweise kritisch: ab Mitte August (18.08.) wird für 10 Tage der PWP erreicht. Bei der höheren Temperatur und den geringeren Sommerniederschlägen des Zukunftsszenarios wäre dies bereits am 10.08. der Fall und die Dauer der Dürrephase würde sich auf 18 Tage fast verdoppeln.

Wie in jedem Jahr des Betrachtungszeitraumes (siehe Anhang 9.2) wird auch im Jahr 2002 auf dem äußerst flachgründigen Standort HB-2 der PWP erreicht. Im Ist-Zustand war dies an fünf

Tagen (29.7. und 22.-25.8.) der Fall, für das Zukunftsszenario wurden neun Tage berechnet, davon sieben Tage in Folge (19.08.-25.8.). Im Sommer 2003 wird der PWP an 15 Tagen im Ist-Zustand und an 20 Tagen im Sz1 erreicht oder unterschritten. Im Gegensatz zu Standort HB-1 verlängert sich aber hier die Dauer der längsten Dürrephase in 2003 nicht, sie beträgt sowohl in Sz0 als auch in Sz1 maximal zehn Tage.

Triebhalde

Die Modellierungen in KLIWA (2006a) ergeben für das obere Donautal im Umfeld des NSG Triebhalde zukünftig um 2-5 % zunehmende Sommer- und um 30-50 % höhere Winterniederschläge. Somit ist es das einzige Untersuchungsgebiet mit ganzjährig zunehmenden Niederschlagssummen. Die Lufttemperaturen sollen, wie in den meisten Regionen des Landes, im Sommer werden um 1,4-1,5 °C und im Winter um durchschnittlich 2,0-2,5 °C ansteigen. Im Mittel der Jahre 1982-2003 ergeben sich für den Niederschlag 872 mm jährlich im Ist-Zustand, für das Zukunftsszenario wurde eine Steigerung um durchschnittlich circa 130 mm/a auf 1003 mm/a berechnet. Bei einer mittleren potentiellen Verdunstung von 566 mm/a im Ist-Zustand und 682 mm/a im Zukunftsszenario ergibt sich in der Klimatischen Wasserbilanz ein Überschuss von mehr als 300 mm/a, der im Zukunftsszenario aufgrund der höheren Niederschlagssumme sogar noch höher ausfällt. Allerdings zeigt die Betrachtung des Sommerhalbjahrs (Mai-Oktober), dass hier die Wasserhaushaltssituation zukünftig durchaus angespannter werden kann, denn einem aktuellen Überschuss von durchschnittlich 30 mm/a steht in Sz1 ein geringes Defizit von -11 mm/a gegenüber.

Der mit 52 cm Wurzelraumtiefe *mittel gründige* (AKS 1996) Standort TH-1 besitzt eine nutzbare Feldkapazität von 44 mm im Wurzelraum. Im Winterhalbjahr wird der Boden oft kurzzeitig übersättigt, die Wasserspeicherkapazität von 50,1 Vol-% wird dabei deutlich überschritten (Abb. 49). Am Standort TH-1 wird in jedem Jahr nicht nur der 50 % nFk, sondern auch der PWP kurzzeitig erreicht (siehe Anhang 9.2).

Auch im Gebiet der Triebhalde war Jahr 2002 mit 1124 mm Niederschlag ein Nassjahr und 2003 mit 653 mm ein Trockenjahr. Die Ganglinien der Wassergehalte zeigen dahingehend Unterschiede, dass 2002 erst im Lauf des Monats Juli Werte unter 50 % nFk erreicht werden. Bis Mitte September bleiben sie mit zwei längeren Unterbrechungen in diesem Bereich, dann steigen die Wassergehalte schnell wieder bis zur Feldkapazität an.

Die Niederschlagsmengen für das Zukunftsszenario betragen 1282 mm in 2002 und 741 mm im Jahr 2003. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind insgesamt nicht sehr ausgeprägt: Im Nassjahr 2002 steigt die Zahl der Tage mit Wassergehalten unter 50 % nFk von 78 auf 85 und der PWP wird in Sz1 an fünf anstelle von drei Tagen in Sz0 erreicht. Diese Unterschiede sind vor allem auf eine tiefer reichende Austrocknung des Bodens Anfang Juni und zwei jeweils einen Tag länger anhaltende Dürrephase Ende Juni und Mittel Juli zurückzuführen. 2003 sinkt der Bodenwassergehalt im Zukunftsszenario bereits Anfang Juni deutlich ab, in Sz0 erst circa zwei Wochen später. So wird die Grenze von 50 % der nutzbaren Feldkapazität an 104 (Sz0) beziehungsweise 118 (Sz1) Tagen in wechselnden Tiefen unterschritten. Bodenwassergehalte am PWP treten 2003 in Sz0 an 15 und in Sz1 an 22 Tagen auf. Lang anhaltende Trocken- oder Dürrephasen sind demnach im Gebiet Triebhalde auch zukünftig nicht zu erwarten, denn wegen des hohen Nieder-

schlagsüberschusses und der gleichmäßig verteilten Niederschläge ist immer wieder mit einer Aufsättigung des Bodens zu rechnen.

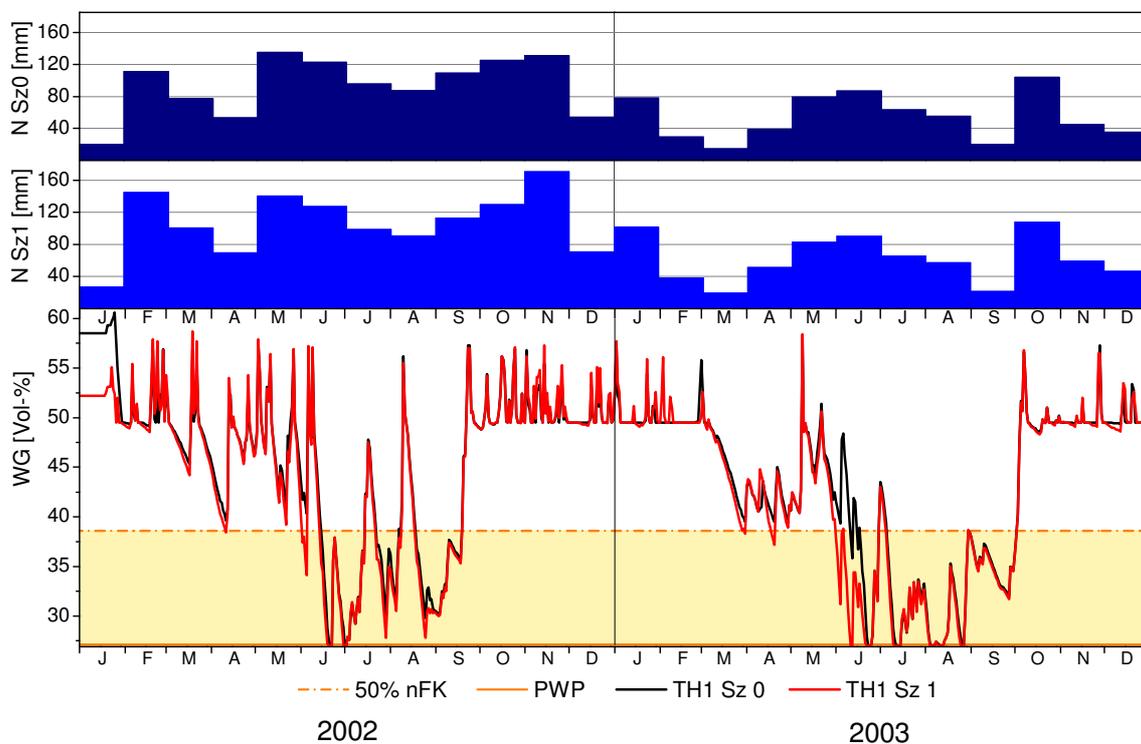


Abb. 49: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (Tageswerte) des Standorts TH1 im Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2003; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Feldberg

Was für das zuvor beschriebene Gebiet Triebhalde gesagt wurde, gilt in verstärktem Maß auch für das NSG Feldberg. Der Feldberg als höchste Erhebung des Schwarzwaldes und ganz Baden-Württembergs ist mit einer mittleren Jahrestemperatur von 3,8 °C im Betrachtungszeitraum 1980-2005 und 1701 mm/a Niederschlag überreich mit Wasser versorgt. Die Klimatische Wasserbilanz des Betrachtungszeitraums weist bei einer potentiellen Verdunstung von 666 mm/a (siehe auch Tab. 11) einen mittleren Niederschlagsüberschuss von 1034 mm/a aus. Nur auf die Sommermonate bezogen sind bei 921 mm (meistens) Regen von Mai bis Oktober und 508 mm ETp immer noch 413 mm Überschuss zu verzeichnen. An dieser Relation wird sich auch zukünftig nur wenig ändern. Die MR-Modellierungen (KLIWA 2006a) gehen für den Feldberg von 5-10 % mehr Sommer- und 10-20 % mehr Winterniederschlag bei im Mittel 1,4-1,5 °C ansteigenden Jahrestemperaturen aus. Für das Zukunftsszenario ergeben sich damit im Betrachtungszeitraum 1.827 mm/a mittlerer Jahresniederschlag, für die Sommermonate wurden durchschnittlich 858 mm berechnet. Bei 897 mm/a (Sommermonate 632 mm) potentieller Verdunstung bliebe damit auch zukünftig in der Klimatischen Wasserbilanz ein Überschuss von jährlich 929 mm/a beziehungsweise 226 mm im Sommer.

In Abb. 50 sind Niederschlagsmengen und Ganglinien der Bodenwassergehalte von FB-1 und FB-2 in der Zeit von Januar 2001 bis Dezember 2005 dargestellt. Die Jahre 2003 und 2005 sind mit 1.196 mm/a im Ist-Zustand (Sz1: 1.264 mm) und 1.288 mm/a (Sz1: 1.376 mm/a) als Trockenjahre anzusehen. Das durchschnittlich warme Jahr 2001 kann mit 1.935 mm (Sz1:

2.086 mm) Jahresniederschlag als recht feucht, aber nicht als Nassjahr, gelten. Eines von zwei Nassjahren im Betrachtungszeitraum war hingegen 1981 mit 2.428 mm Niederschlag, dem 1980 als ebenfalls überdurchschnittlich feuchtes Jahr mit 2183 mm voran ging (Abb. 51).

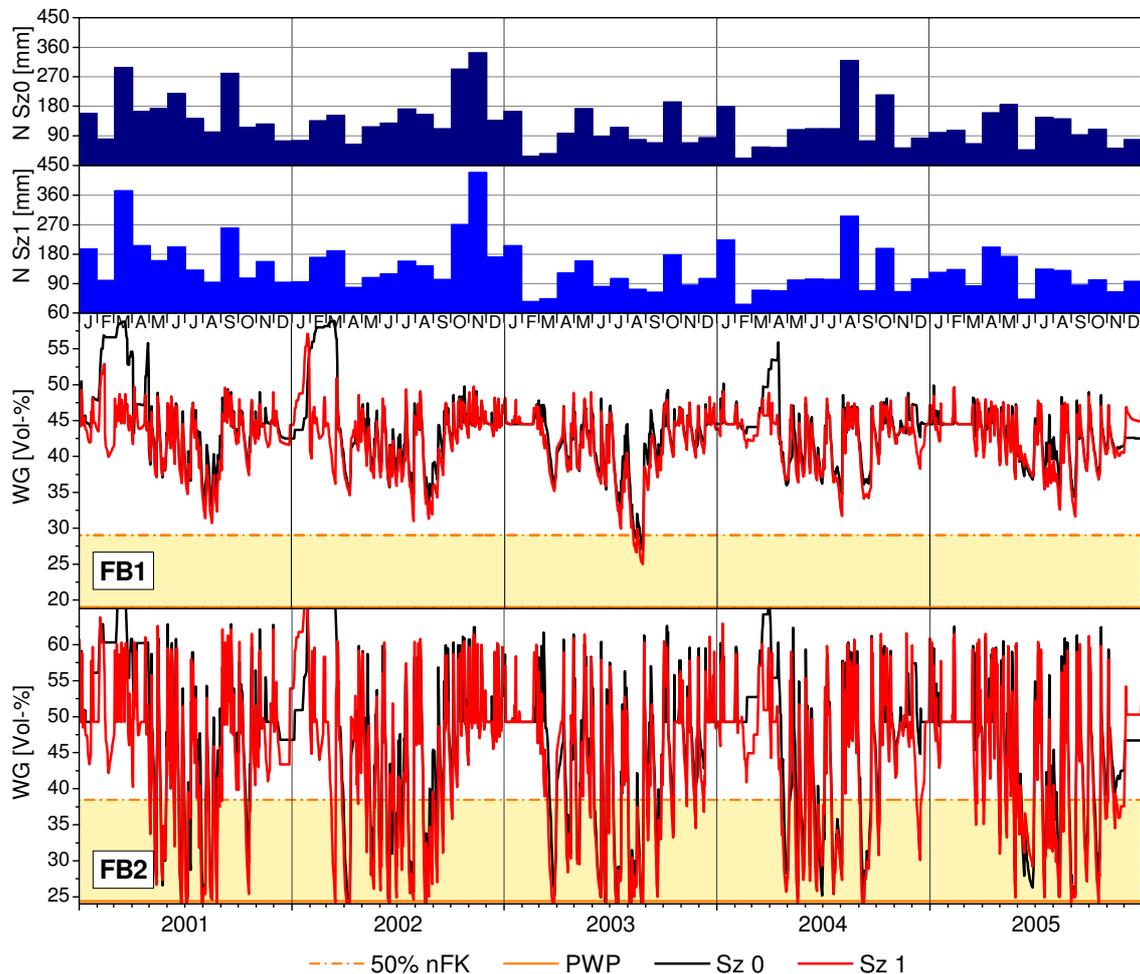


Abb. 50: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte des Wurzelraums (Tageswerte) der Standorte FB1 und FB2 im Zeitraum Januar 2001 bis Dezember 2005; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

Die Standorte FB-1 und FB-2 unterscheiden sich unter anderem durch sehr unterschiedliche Wurzelraumtiefen (80 cm bzw. 15 cm) und den bei FB-2 fehlenden organischen Auflagehorizont. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität des Wurzelraums beträgt bei FB-1 79 mm (Stufe *gering* nach AG BODEN 2005), bei FB-2 sogar nur 27 mm (*sehr gering*). Zu allen Jahreszeiten führen große Niederschlagsmengen zu häufiger Übersättigung des Bodens über Feldkapazität hinaus, dies ist vor allem bei Standort FB-2 ausgeprägt (Abb. 50) Hier beträgt die Feldkapazität im Mittel der Horizonte circa 53 Vol-%, es wurden aber kurzzeitige Spitzen-Wassergehalte bis über 69 Vol-% berechnet.

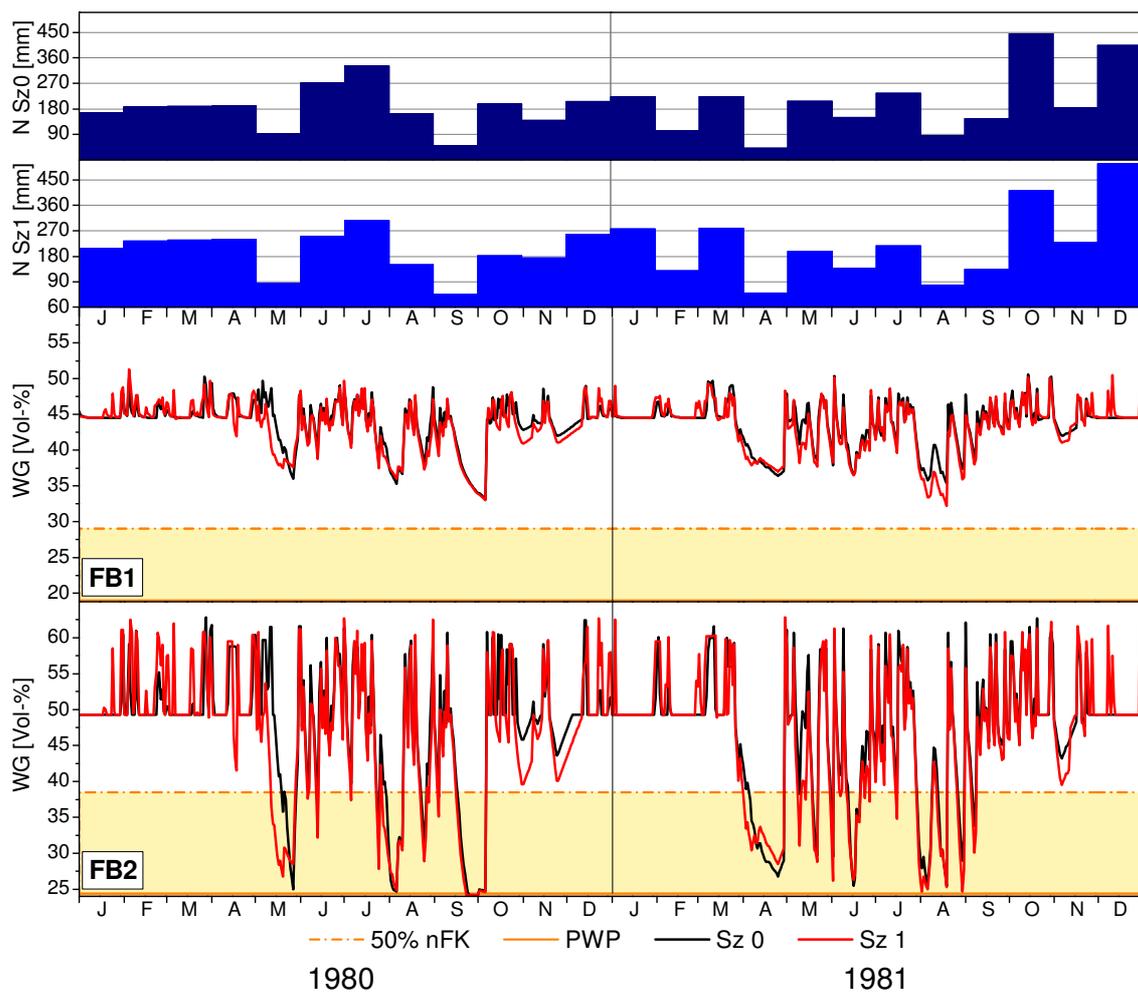


Abb. 51: Niederschlag (Monatssummen) und Bodenwassergehalte (Tageswerte) der Standorte FB1 und FB2 in den Jahren 1980 und 1981; Ist-Zustand (Sz_0) und Zukunftsszenario (Sz_1)

Trotz der ausgeprägt positiven Klimatischen Wasserbilanz führen die Bodenunterschiede zwischen den beiden Standorten zu deutlich unterschiedlichen Wasserregimes. Dies gilt sowohl für eher trockene (Abb. 50) als auch für nasse Jahre (Abb. 51). In beiden Profilen überlagern kurzzeitige Schwankungen im Bodenwasserhaushalt die saisonale Amplitude weitgehend. Besonders ausgeprägt ist dies bei Standort FB-2. Hier pendeln die Bodenwassergehalte im Sommerhalbjahr in kürzester Zeit zwischen PWP und Feldkapazität. Der Bodenwasserspeicher von Standort FB-1 reicht unter den am Feldberg vorherrschenden klimatischen Bedingungen aus, um Engpässe in der Wasserversorgung praktisch auszuschließen. Nur in wenigen trockenen Jahren, wie beispielsweise 2003 an sieben Tagen, kann es kurzzeitig zu Wassergehalten unter 50 % der nutzbaren Feldkapazität kommen (Abb. 50, siehe auch Anhang 9.2). Diese Situation verschärft sich im Zukunftsszenario dahingehend, dass sich die Anzahl dieser Tage beispielsweise 2003 mehr als verdoppelt. Im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgebieten bleibt FB-1 auch in Zukunft jedoch mit weitem Abstand der Standort mit dem ausgeglichensten Bodenwasserhaushalt. Der PWP wird hier weder im Ist-Zustand noch im Zukunftsszenario auch nur annähernd erreicht.

Der Wasserhaushalt des Standorts FB-2 ist wie bereits erwähnt durch stärkere Wechsel von Aufsättigung und Austrocknung gekennzeichnet. Auch in feuchten oder nassen Jahren kann der

permanente Welkepunkt erreicht werden (Abb. 51), im Ist-Zustand beispielsweise im Sommer 2002 an drei und im Sommer 2003 an 12 Tagen (Abb. 50). Hieran dürfte sich auch in Zukunft wenig ändern, im Zukunftsszenario erhöhen sich die Zahl um jeweils einen Tag. Sommerliche Trockenphasen könnten zukünftig länger werden, weil die Aufsättigung durch einzelne Niederschläge nicht mehr ausreicht, die Bodenwassergehalte deutlich anzuheben. So könnten einzelne kürzere Trockenphasen, die im Ist-Zustand höchstens einmal 14 Tage andauern, zu einer längeren Phasen zusammenwachsen, wie dies beispielsweise im Sommer 2003 mit insgesamt 27 Tagen Dauer der Fall war. Insgesamt ist der Anstieg der Trockentage aber moderat, beispielsweise wurden für den Sommer 2003 im Ist-Zustand 74 und im Zukunftsszenario 87 Tage unter 50 % nFk berechnet.

Buchswald Grenzach

Das Mittel der Niederschlagswerte im Gebiet des Buchswaldes im Zeitraum 1980-2005 beträgt 1053 mm (Sz0), für das Zukunftsszenario wurden 1129 mm/a berechnet. Bei einer potentiellen Verdunstung (ETp) von 712 mm/a in Sz0 ergibt sich aktuell ein Wasserbilanzüberschuss von 340 mm im Jahr, der bei deutlich angestiegener ETp von 836 mm in Sz1 trotz höherer Niederschläge zukünftig auf 293 mm jährlich schrumpfen könnte. Der bereits heute (1980 - 2005) geringe sommerliche Überschuss von 13 mm wird im Zukunftsszenario zu einem Defizit von - 83 mm.

Der in Abb. 52 dargestellte Zeitraum 2001 bis 2005 ist durch überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen 2001 und 2002 (im Ist-Zustand 1320 mm und 1204 mm, in Sz1 1452 mm und 1280 mm) sowie geringe Niederschläge in den Jahren 2003 bis 2005 (Sz0: 701 mm, 908 mm und 890 mm, Sz1: 741 mm, 961 mm, 952 mm) gekennzeichnet. Auch hier werden die Ganglinien der Bodenwassergehalte deutlich durch die Speicherkapazität des Bodens beeinflusst. Während der Wasserhaushalt des sehr flachgründigen Standorts BU-1 mit 37 mm nutzbarer Feldkapazität von kurzzeitigen starken Schwankungen des Bodenwassergehaltes gekennzeichnet ist, verlaufen die Kurven von BU-2 mit einer nFk von 75 mm gedämpfter und mit einer ausgeprägten saisonalen Amplitude. Im Winter sind die Böden beider Standorte im NSG Buchswald Grenzach permanent - oft sogar über die Feldkapazität hinaus - mit Wasser gesättigt. Während bei BU-1 in jedem Jahr und meistens mehrmals der Boden bis zum Permanenten Welkepunkt austrocknet, ist dies bei BU-2 nur in relativ trockenen Jahren wie 1989, 2003 oder 2005 der Fall.

Der Bodenwassergehalt von Bu-1 sank im Jahr 2002 an 15 Tagen bis zum PWP ab, allerdings nie länger als vier Tage in Folge. Im Zukunftsszenario erhöht sich die Summe auf 24 Tage, zwei der sommerlichen Dürrephasen dauerten jeweils sieben Tage. Im Trockenjahr 2003 waren im Ist-Zustand naturgemäß mehr Dürretage, nämlich 39 zu verzeichnen. Die längste Dürrephase dauerte hierbei fast drei Wochen, vom 14.06.-03.07.2003. Im Zukunftsszenario steigt die Zahl der Tage mit Wassergehalten unter PWP nur noch unwesentlich auf insgesamt 41 Tage an und es kommt auch nicht zu längeren Trockenphasen als im Ist-Zustand.

Wie bereits erwähnt, trocknet der Boden des Standorts BU-2 nur in Jahren mit geringem Niederschlag bis zum PWP aus. 2002 sank der Bodenwassergehalt nicht bis zu dieser Grenze, aber 2003 an immerhin 10 Tagen im Ist-Zustand und an 13 Tagen im Zukunftsszenario. Auch die Zahl der Tage mit Wassergehalten unter 50 % der nFk könnte hier in feuchten Jahren stärker ansteigen als in trockenen. Sie erhöht sich beispielsweise 2002 von 38 Tagen in Sz0 auf 70 Tage in Sz1, im

Trockenjahr 2003 dagegen nur von 102 Tagen im Ist-Zustand auf 116 Tagen im Zukunftsszenario. So lässt sich für die Standorte des NSG Buchswald zusammen fassen, dass insgesamt eher moderate Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt zu erwarten sind. Auf beiden Standorten fallen Änderungen im Wasserhaushalt am deutlichsten in feuchteren, weniger stark dagegen in trockenen Jahren ins Gewicht. Wie in anderen Untersuchungsgebieten, so zeichnen sich auch hier am Standort mit dem „besseren“ Boden größere Veränderungen ab.

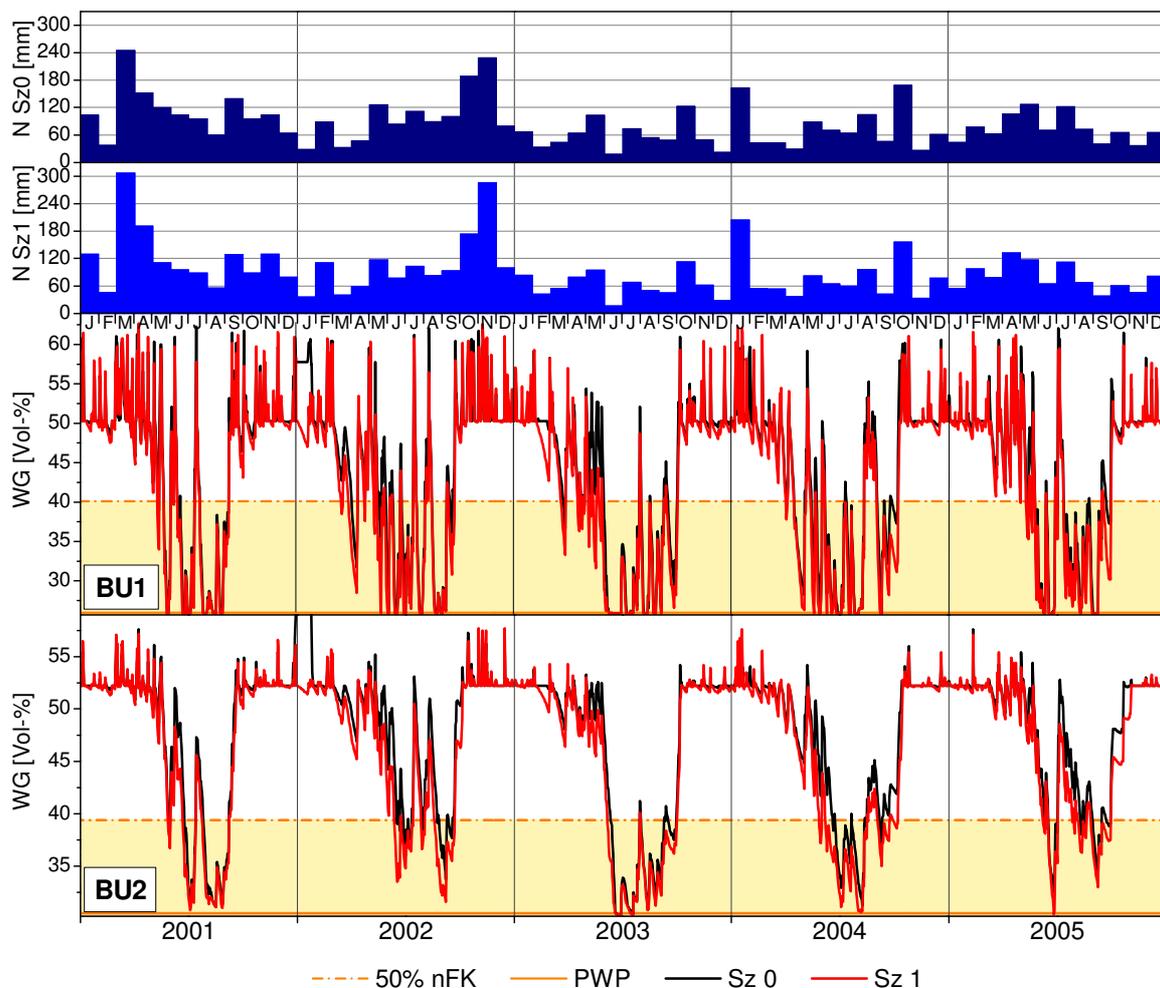


Abb. 52: Niederschlag (N, Monatssummen) und Bodenwassergehalte (WG, Tageswerte) im Wurzelraum der Standorte BU1 und BU2 im Zeitraum Januar 2001 bis Dezember 2005; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

5.2.3 Zusammenfassende Auswertung der Modellierungsergebnisse

Anhand ausgewählter Wasserhaushaltssituationen wurde im vorangehenden Kapitel versucht, Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt geschützter grundwasserferner Biotope in Baden-Württemberg zu konkretisieren und darzustellen. Hierbei hat sich gezeigt, dass der standortbezogene Ansatz des Vorhabens sinnvoll war, denn je nach Bodeneigenschaften einzelner Standorte lassen sich auch innerhalb der meist relativ kleinflächigen Untersuchungsgebiete erhebliche Unterschiede belegen. Unterschiede hinsichtlich des Wasserhaushalts bestehen einerseits zwischen den Standorten im Ist-Zustand, andererseits beeinflussen die potentiellen Klima-

änderungen in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften in unterschiedlichem Maß den „zukünftigen“ Wasserhaushalt.

Obwohl das von uns angewendete Verfahren zur „Simulation“ des zukünftigen Wetters (siehe Kap. 3.5) vor allem der situationsbezogenen direkten Gegenüberstellung bestimmter Wetter- oder Witterungssituationen im Ist-Zustand und in Zukunft dienen soll, werden nachfolgend einige Auswertungen über den gesamten Betrachtungszeitraum vom meist 26 Jahren vorgestellt, um beispielhafte Übersichten über mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt zu geben sowie Unterschiede zwischen den Gebieten und vor allem zwischen den Standorte herauszuarbeiten.

In Abb. 53 sind die Monatsmittel der Tage mit Bodenwassergehalten unter 50 % der nutzbaren Feldkapazität sowie unter PWP für den gesamten Betrachtungszeitraum (meist 01.01.1980-31.12.2005) für Untersuchungsgebiete mit mehreren beprobten Standorten dargestellt. In allen Untersuchungsgebieten bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Standorten, die gut mit der Wasserspeicherkapazität der jeweiligen Böden in Verbindung gebracht werden können. Bezogen auf die Zunahme der Zeiten mit mehr oder weniger trockenen Bodenverhältnissen bedeutet das:

- Die Zahl der Trockentage mit Wassergehalten unter 50 % der nFk nimmt zwischen den Szenarien 0 (Ist) und 1 (Zukunft) während der Vegetationszeit auf praktisch allen Standorten zu. Die Steigerungsraten sind dabei sehr unterschiedlich und reichen von geringfügig bis zu einer Verfünffachung der monatlichen Trockentage, beispielsweise im Monat Juni für den Standort WH-1. Hohe Steigerungsraten in der Größenordnung einer Verdoppelung der Anzahl trockener Tage sind relativ häufig, siehe beispielsweise Haselschacher Buck (HB) oder Feldberg (FB) in Abb. 53.
- An einigen Stellen treten Trockentage - meist außerhalb der Vegetationszeit - nur im Zukunftsszenario auf, besonders ausgeprägt am Standort HB-1 in den Monaten Februar bis Mai.
- Mit Ausnahme von Haigergrund und BU-1 sind Tage mit Bodenwassergehalten im Totwasserbereich an allen Standorten selten und erreichen in beiden Szenarien im Mittel auch in den Sommermonaten selten mehr als drei Tage pro Monat.
- Die mittlere Anzahl dieser Dürretage steigt im Zukunftsszenario weniger stark an als die Trockentage, kann sich aber an wenigen Standorten in einzelnen Monaten durchaus verdoppeln, beispielsweise im NSG Taubergießen.
- Im Fall von Standorten mit sehr unterschiedlichen Bodeneigenschaften könnte sich ein weniger trockener Standort mit größerem nutzbaren Wasserspeicher durch den Klimawandel dem trockeneren Standort so annähern, dass sein Wasserhaushalt zukünftig dem heutigen Wasserregime des trockeneren Standortes entspräche. Dieser Prozess lässt sich jedoch, zumindest auf Basis der mittleren Anzahl der Trockentage, nur für Standort HB-1 zeigen (siehe Abb. 53). In den anderen Fällen unterscheiden sich die Standorte entweder so sehr, dass auch in näherer Zukunft nur mit einer gewissen Annäherung, nicht aber einer Angleichung an die heute trockeneren Standortbedingungen, zu rechnen ist (FB-1 und FB-2, SB-2 und SB-3). Oder es kommen neben der Wasserspeicherkapazität weitere Bodeneigenschaften in Betracht, die Unterschiede verursachen können (HA-1 und HA-2, TG-1 und TG-2).

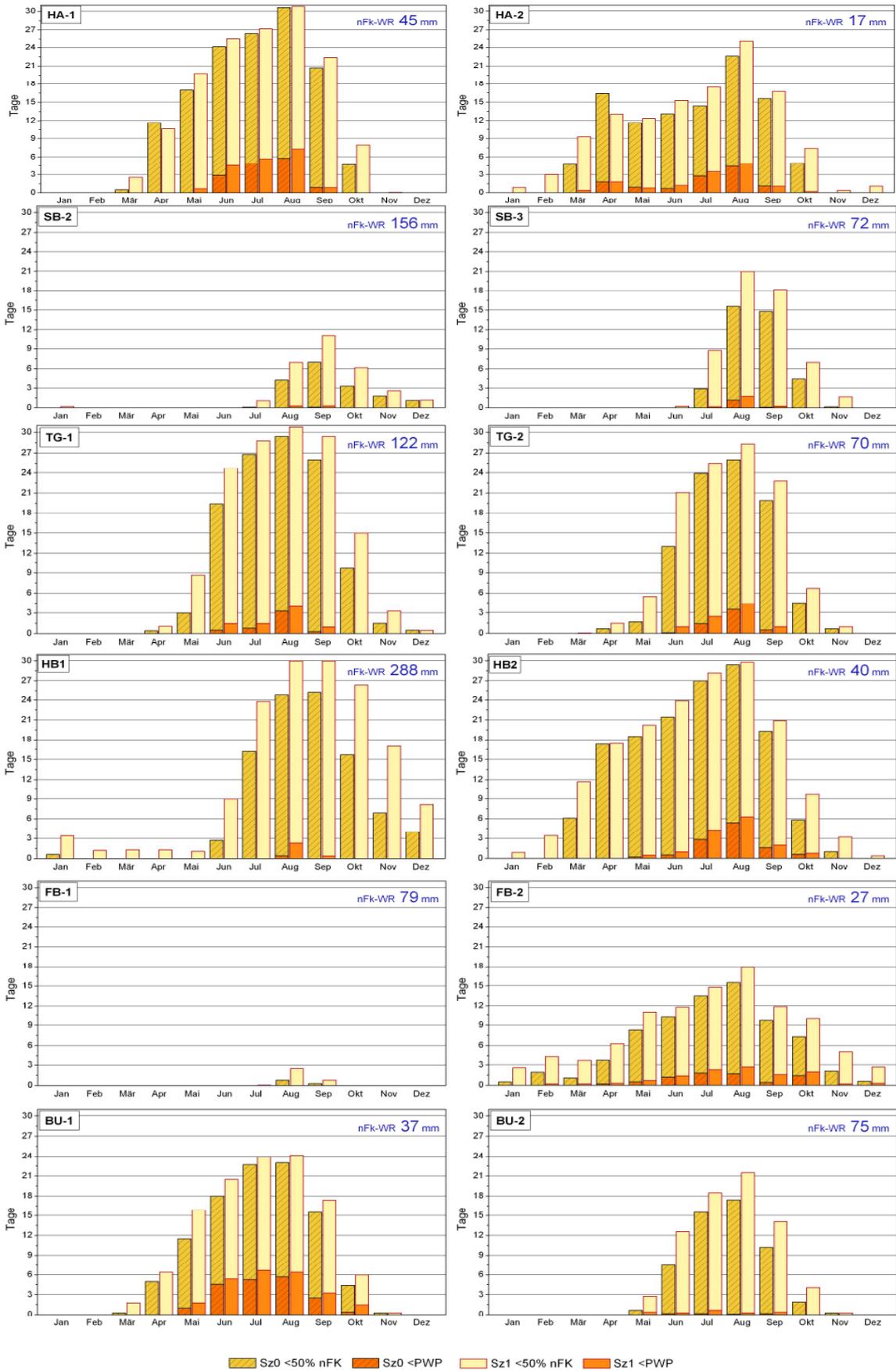


Abb. 53: Monatsmittlere Werte der Tage mit Wassergehalt unter 50 % nFk und unter PWP für die Gebiete HA, SB, TG, HB, FB und BU, Szenarien 0 und 1 im Betrachtungszeitraum

- Die Veränderungen sind bei mittleren Profilen (Wonhalde, Feldberg) deutlicher ausgeprägt als bei sehr flachgründigen Böden. Die deutlichsten Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario wurden für das sehr tief gründige Profil HB1 berechnet (Abb. 53).

Weiterhin kann festgestellt werden, dass bis auf wenige Ausnahmejahre (z. B. 1984 am Standort SB-2, siehe Anhang 9.2) jedes Profil über die Winter- und Frühlingsmonate wieder aufgesättigt wird. Dies ist im Zukunftsszenario sogar häufiger der Fall als im Ist-Zustand. Demnach sind - auf der Basis der von uns verwendeten Wetterdaten - keine zusätzlichen negativen Auswirkungen von mehr als einem trockenen Jahre in Folge auf den Wasserhaushalt zu erwarten. Bei der Verwendung von Zukunftsszenarien auf der Basis dynamischer Wetter- und Klimamodellierungen kann sich diese Situation möglicherweise anders darstellen. Der höhere Winterniederschlag der Zukunftsszenarien ist für die Vegetation nur von geringer Bedeutung, da im Winter kaum Wasser verbraucht wird und der Boden deshalb stets ausreichend feucht ist. Vermehrter Winterniederschlag in der Zukunft käme der Vegetation nur zu Gute, wenn damit ein großer Bodenwasserspeicher gesättigt wird und dies mit den Niederschlagsmengen des Ist-Zustandes nicht möglich wäre. Nur dann könnte das zusätzliche Wasser aus dem Winter für die Vegetationszeit gespeichert werden und weiter gehenden Nutzen bringen. Bei den in den Untersuchungsgebieten vorherrschenden Bodeneigenschaften mit mittel bis flachgründigen Böden versickert aber der größte Teil des Winterniederschlages ungenutzt. Als Vorteil erhöhter winterlicher Absickerung könnte die stärkere Auswaschung beispielsweise von Stickstoff und damit die Reduktion der Nährstoffgehalte angesehen werden (siehe Kap. 6.1.1).

Tabelle 13 gibt eine Übersicht über Trockenphasen während der Hauptvegetationszeit, da für diesen Zeitraum die größte Wirkung auf die Pflanzen unterstellt wird. Als wichtiger Standortfaktor für die Vegetation dürfte die Zeitdauer der längsten Trockenperioden im Sommerhalbjahr, hier vor allem in den wärmsten Monaten Juni bis August, von Bedeutung sein. Es zeigt sich, dass auf allen Standorten außer dem Feldberg bereits im Ist-Zustand mehrmonatige Trockenperioden möglich sind. Im Zukunftsszenario verlängern sich diese (Ausnahme BU-1, TH-1) um einige Tage (KF-1, HB-2, FB-1 und FB-2) bis hin zu drei Wochen (HA-1, HB-1) und im Extrem sogar um über einem Monat (TG-2).

Tab. 13: Trocken- ($WG < 50\% nFk$) und Dürrephasen ($WG < PWP$) im Sommerhalbjahr von April bis September: 1. Dauer der längsten Phase im Betrachtungszeitraum, 2. durchschnittliche Dauer der Phasen sowie 3. durchschnittliche Anzahl von Trocken- und Dürretagen pro Jahr bezogen auf den Betrachtungszeitraum von 25 Jahren (HA 17 Jahre, HB und TH jeweils 23 Jahre); nFk WR = nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum

	nFk WR [mm]	1. maximale Dauer [d]				2. Ø Dauer [d]				3. Ø Anzahl [d/a]			
		<50% nFk		< PWP		<50% nFk		< PWP		<50% nFk		< PWP	
		sz0	sz1	sz0	sz1	sz0	sz1	sz0	sz1	sz0	sz1	sz0	sz1
HA1	45	137	158	17	17	25	27	5	4	130	136	15	19
HA2	17	52	65	20	19	10	10	5	5	94	100	12	13
SD1	14	58	69	30	32	8	9	5	5	101	110	29	36
KF1	40	60	65	11	16	11	13	4	4	39	63	3	6
SB2	156	64	73	3	9	27	23	3	6	11	19	0	1
SB3	72	74	87	11	11	22	23	5	6	33	48	1	2
WH1	53	82	94	6	7	11	11	3	3	29	43	1	2
TG1	122	134	145	15	20	37	48	5	4	105	122	5	8
TG2	70	98	138	19	20	23	28	4	4	85	105	6	9
TG3	134	123	134	15	11	36	56	5	5	86	110	2	3
HB1	288	110	133	10	18	43	49	10	10	69	95	0	3
HB2	40	108	112	22	22	18	19	4	4	133	140	10	14
TH1	44	83	78	8	11	16	16	3	3	60	72	5	8
FB1	79	14	17	0	0	5	7	0	0	1	3	0	0
FB2	27	31	33	12	14	6	7	3	3	61	74	6	9
BU1	37	102	102	20	15	13	15	4	4	96	108	19	24
BU2	75	91	94	8	9	14	20	4	4	51	70	1	2

5.3 Wasserhaushalt der grundwasserbeeinflussten Standorte

5.3.1 Verdunstung und Wasserhaushaltsbilanz der Niedermoore

Die potentielle Verdunstung wird hauptsächlich durch die Lufttemperatur, die relative Luftfeuchte und die Globalstrahlung gesteuert, sie wird deshalb vom Klimawandel stark beeinflusst (siehe Kap. 2.1). Eine wichtige Rolle spielt das Wasserdargebot zur Verdunstung, denn es bestimmt den Anteil der realen Evapotranspiration. In grundwasserbeeinflussten Biotopen steht im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen grundwasserfernen Standorten tendenziell mehr Wasser zur Verfügung, so dass die reale Verdunstung näher an die potentielle heranreichen kann. In Abb. 54 und Abb. 55 sind die Jahressummen der potentiellen und realen Verdunstung sowie des Niederschlags für die NSG Lichtel und Birkenweiher dargestellt.

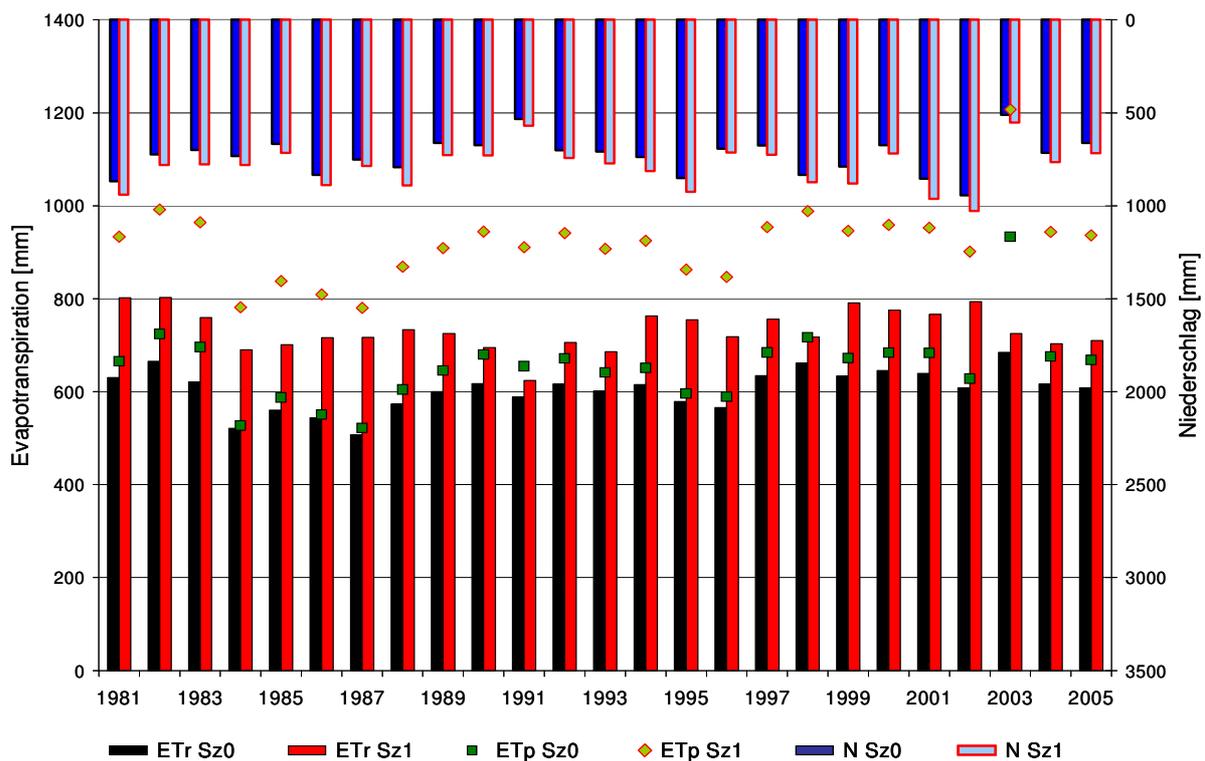


Abb. 54: *Jahressummen der potentiellen und realen Evapotranspiration sowie des Niederschlags für das NSG Lichtel; schwarz: Ist-Zustand (Sz0), rot: Zukunftsszenario (Sz1), dunkelblau: Niederschlag (Sz0), hellblau: Niederschlag (Sz1)*

Durch die Erhöhung der Lufttemperatur in Folge der Klimaerwärmung steigt auch die potentielle Verdunstung in beiden Einzugsgebieten an. Besonders deutlich ist dies im Fall des NSG Lichtel (Abb. 54), obwohl hier die Lufttemperatur nach dem MR-Szenario keineswegs stärker ansteigt als im Gebiet Birkenweiher (siehe Kap. 5.1.1). Allerdings bleibt in Lichtel sowohl im Ist-Zustand als auch beim Zukunftsszenario die reale Evapotranspiration deutlich hinter der potentiellen zurück - ein Zeichen dafür, dass der Gebietsniederschlag bei weitem nicht ausreicht, um den Wasserbedarf bei ungehinderter Verdunstung zu decken. Der Jahresdurchschnitt 1981-2005 des Niederschlags beträgt 732 mm, die potentielle Verdunstung erreicht im Ist-Zustand durchschnittlich 654 mm/a, die reale 606 mm/a. Der klimatische Wasserbilanzüberschuss beträgt demnach bereits heute nur 77 mm. Aus diesem Grund ist das NSG Lichtel eine Rarität im Tauberland, denn Moore kommen sonst überwiegend in Gebieten mit hohem Wasserbilanzüberschuss vor. Die Abbildung zeigt auch, dass sich die Differenz zwischen realer und potentieller Verdunstung im Zukunftsszenario erheblich vergrößert, der Wasserhaushalt des NSG Lichtel zukünftig also noch deutlich angespannter werden wird. Bei zukünftig auf circa 790 mm zunehmenden Niederschlagssummen steigt die mittlere potentielle Verdunstung des gesamten Einzugsgebietes im Zukunftsszenario auf 920 mm, die reale Evapotranspiration erreicht aber nur 733 mm. Aus dem heutigen geringen klimatischen Wasserbilanzüberschuss wird ein Defizit in Höhe von -129 mm/a. Dies ist eine völlig neue Situation in Baden-Württemberg, bisher kommen im langjährigen Mittel negative Wasserhaushaltsbilanzen nicht vor (WABOA 2007).

Im Gebiet des NSG Birkenweiher beträgt die Jahresmitteltemperatur 1981 - 2005 9,2°C, der mittlere Jahresniederschlag in dieser Zeit 1060 mm. Auf Grund der guten Wasserverfügbarkeit

durch hohe Niederschlagsmengen bleibt hier die reale Evapotranspiration ($Sz0$: 702 mm/a) nicht wesentlich hinter der potentiellen ($Sz0$: 709 mm/a) zurück (Abb. 55). Dies gilt ebenso für das Szenario 1. Weder für die potentielle noch für die reale Verdunstung des NSG Birkenweiher ergeben sich signifikante Unterschiede zwischen $Sz0$ und $Sz1$. Im Gegensatz dazu unterscheiden sich beide Reihen des NSG Lichtel signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test: α 0,001).

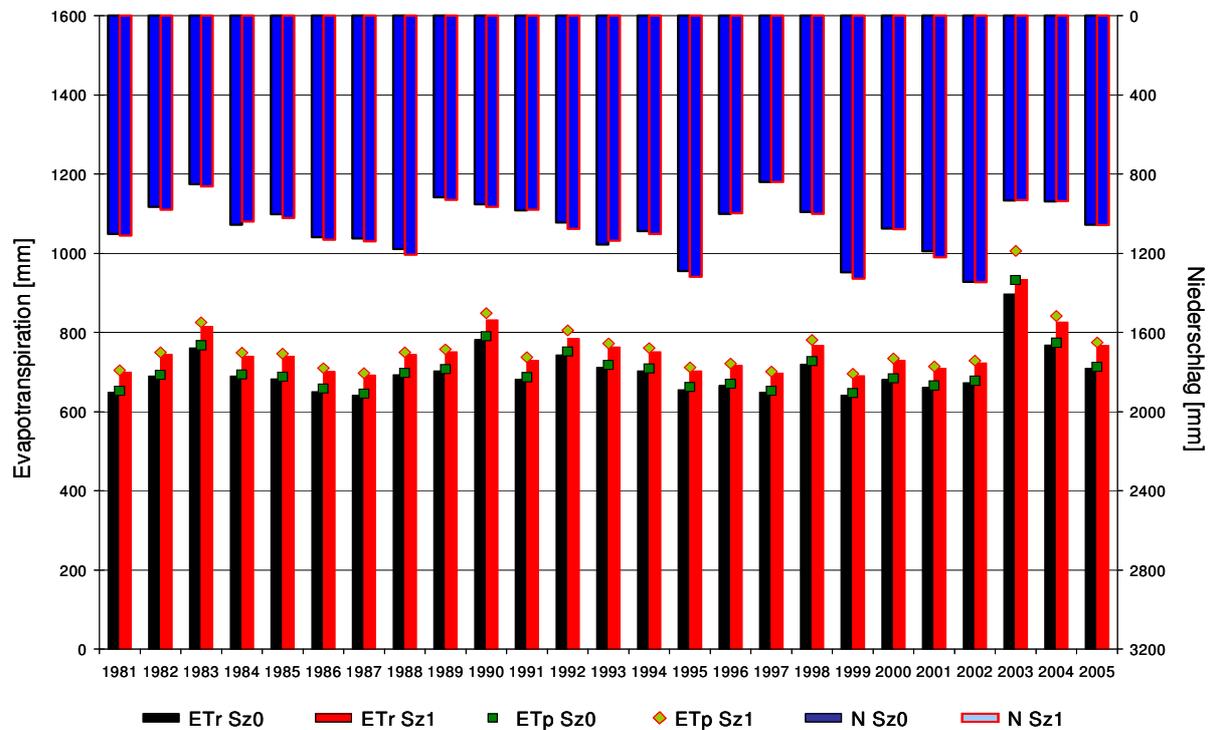


Abb. 55: Jahressummen der potentiellen und realen Evapotranspiration sowie des Niederschlags [mm] für das NSG Birkenweiher; schwarz: Ist-Zustand ($Sz0$), rot: Zukunftsszenario ($Sz1$), blau: Niederschlag ($Sz0$ und $Sz1$)

Exemplarisch für ein Extremjahr sind in den folgenden Abbildungen Monatssummen von Evapotranspiration und Niederschlag des Jahres 2003 dargestellt. Im NSG Lichtel war das Jahr 2003 durch die niedrigste Niederschlagssumme des Betrachtungszeitraumes 1981-2005 gekennzeichnet. Auch die Monatssummen der Niederschläge lagen deutlich unter den langjährigen Mittelwerten. Zu Beginn des Jahres 2003 liegen potentielle und reale Evapotranspiration in Lichtel noch sehr eng beieinander, da durch die recht hohen Niederschläge des Vorjahres und im Monat Januar ausreichend Wasser vorhanden war (Abb. 56). Alle weiteren Monate bis in den Oktober hinein sind dagegen sehr trocken. Ab März liegt bei beiden Szenarien die reale deutlich unter der potentiellen Evapotranspiration. Auf Grund der hohen sommerlichen Strahlungsleistung und der hohen Lufttemperaturen steigt die Verdunstung weiter an. Während aber ab Juli die reale Evapotranspiration, vor allem im Zukunftsszenario ($Sz1$), wieder deutlich absinkt, nimmt die potentielle Verdunstung witterungsbedingt bis August stetig zu. Die Differenz zwischen realer und potentieller Evapotranspiration ist im August am größten, sie beträgt beim Ist-Zustand ($Sz0$) 110 mm und beim Zukunftsszenario ($Sz1$) 180 mm. Dieser große Unterschied beruht auf den höheren Lufttemperaturen in Szenario 1. Der Einbruch der realen im Vergleich zur potentiellen Evapotranspiration ab Juli kennzeichnet eine Trockenphase, bei der die Pflanzen ihre Transpiration einschränken müssen. Ab Oktober ($Sz0$) beziehungsweise November ($Sz1$) gleicht sich die

reale wieder der potentiellen Evapotranspiration an. Die reale Evapotranspiration (Sz0: 685 mm, Sz1: 725 mm) überschreitet die Jahresniederschlagssumme (Sz0: 511 mm, Sz1: 551 mm) in beiden Szenarien um circa 170 mm. Dieser Betrag wird aus dem Bodenwasserspeicher entnommen, was zu einem teilweisen Aufzehren des Vorrats (siehe Kap. 5.3.2) führt. In den folgenden - ebenfalls eher niederschlagsarmen - Jahren macht sich dies durch das sehr schnelle Austrocknen des Erlenbruches bemerkbar.

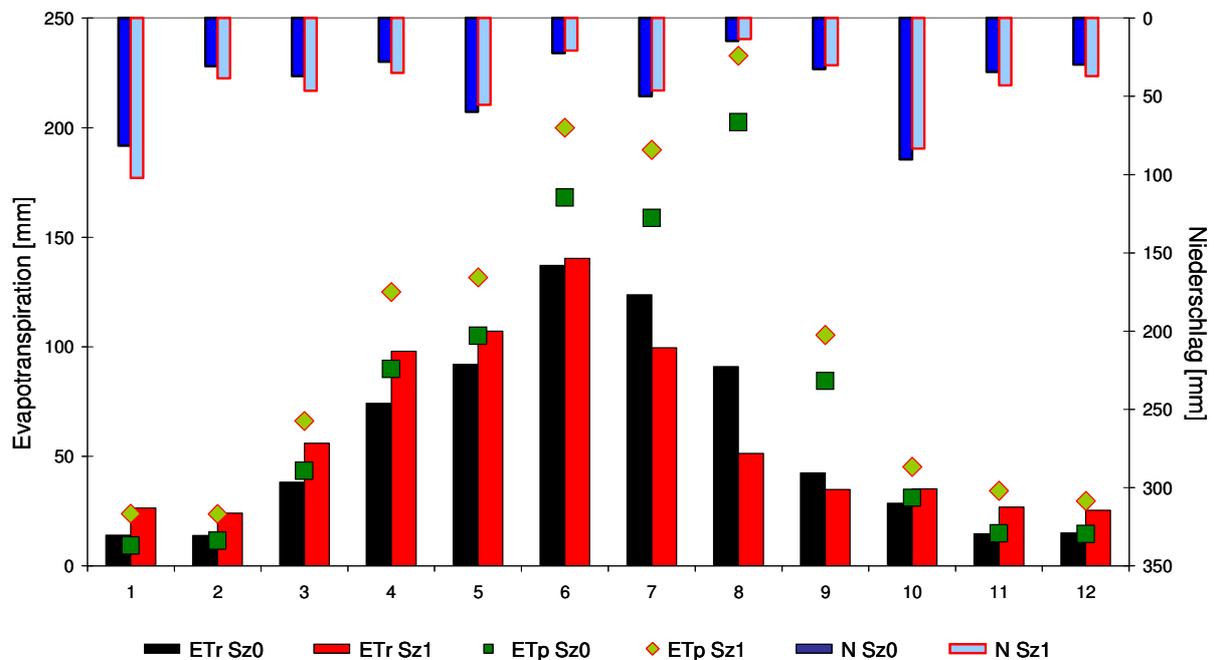


Abb. 56: Monatssummen der potentiellen (ETp) und realen Evapotranspiration (ETa) und des Niederschlags (N) im Erlenbruch Lichtel, Jahr 2003, Ist-Szenario (Sz1) und Zukunftsszenario (Sz2)

Im NSG Birkenweiher waren die Auswirkungen des Sommers 2003 weniger extrem als in Lichtel. Obwohl der Niederschlag mit 933 mm um 127 mm unter dem langjährigen Mittel lag, war 2003 nicht das trockenste Jahr des Betrachtungszeitraumes. In den Jahren 1983 (850 mm), 1989 (839 mm) und 1997 (912 mm) erreichten die Jahressummen des Niederschlags noch geringere Werte. Nach einem niederschlagsreichen Winter 2002/03 regnete es auch im Frühjahr und Sommer 2003 so viel, dass trotz der hohen Temperaturen während des ganzen Jahres in der Summe ausreichend Wasser zur Verfügung stand. Die potentielle Verdunstung war mit 932 mm im Sz0 genauso hoch wie die Niederschlagssumme. Dieser Betrag wurde mit einer realen Verdunstung von 897 mm (Sz0) nahezu ausgeschöpft. So zeigt sich für das Ist-Szenario lediglich im August ein sichtbares Defizit in der realen Evapotranspiration (Abb. 57).

Im Zukunftsszenario ist ein geringes Wasserdefizit zu verzeichnen, denn 931 mm Niederschlag stehen hier 933 mm realer und 1006 mm potentieller Verdunstung gegenüber. Deshalb ist im Zukunftsszenario der Unterschied zwischen realer und potentieller Evapotranspiration etwas ausgeprägter als im Ist-Zustand, von Juni bis September weichen die Beträge voneinander ab. Die reale Evapotranspiration überschreitet die Niederschlagsmenge nur um 2 mm, es kommt daher nicht zu einem Aufbrauchen des Bodenwasserspeichers (siehe Kap. 5.3.3). Insgesamt sind die Jahressummen der Verdunstung in beiden Szenarien für ein Extremjahr wie 2003 sehr ausgeglichen.

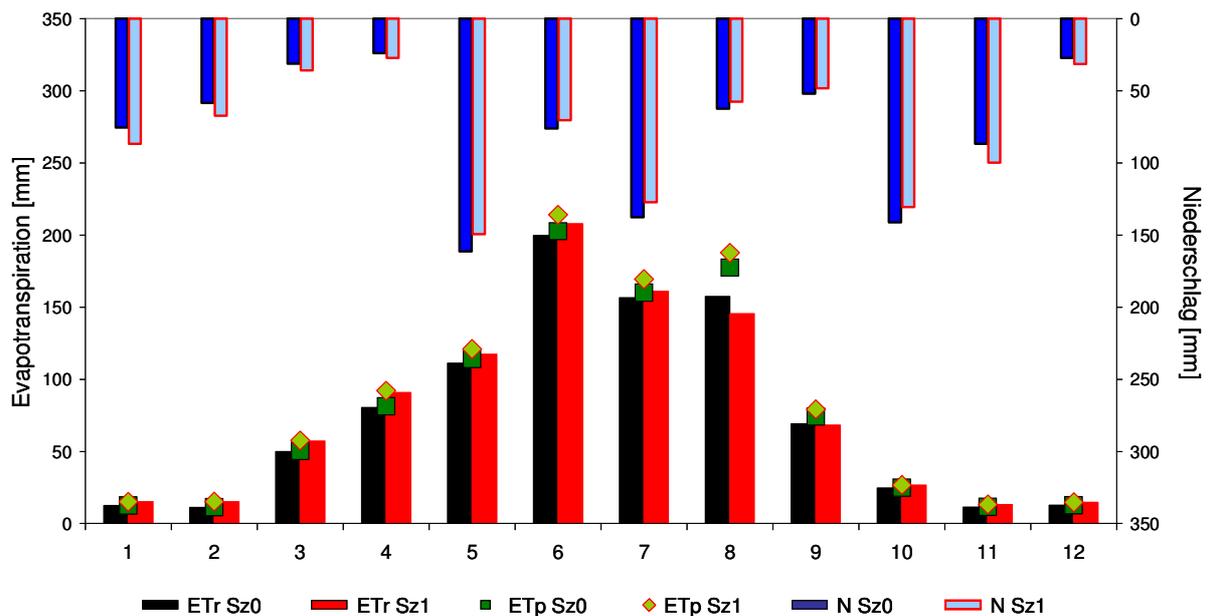


Abb. 57: Monatssummen der potentiellen (ETp) und realen Evapotranspiration (ETa) und des Niederschlags (N) im NSG Birkenweiler, Jahr 2003, Ist-Szenario (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1)

5.3.2 Erlenbruch Lichteler Landturm

Topografie und Relief

Das NSG „Erlenbruch Lichteler Landturm“ liegt auf einer mit Mischwald bestockten Anhöhe im Übergang zwischen Oberem Muschelkalk und Unterem Keuper auf 450 m ü NN. In einer von Tonschichten im Untergrund abgedichteten Doline staut sich das Wasser und hier hat sich der nur 0,55 ha große Erlenbruch entwickelt. Die Kuppenlage bedingt ein Einzugsgebiet von nur insgesamt 5,6 ha Größe, das damit absolut gesehen zwar sehr klein ist, aber circa die zehnfache Fläche des Erlenbruchs einnimmt. Die Höhendifferenz im Einzugsgebiet beträgt weniger als 5 Meter. Das Gebiet hat nur sehr wenig Gefälle, die mittlere Neigung beträgt 1,5 %.

Der Erlenbruch Lichtel besaß ursprünglich wohl keinen natürlichen Abfluss, sondern entwässerte diffus in nordöstliche Richtung. Heute ist der Erlenbruch mit einem Graben angezapft und entwässert in eine nahegelegene große Doline. Der Gebietsauslass, in Abb. mit einem Pfeil markiert, ist mit einem Querriegel versehen. Hierdurch ist die maximale Stauhöhe auf 260 mm an der tiefsten Stelle des Bruchs begrenzt, der Wasserstand kann nicht über diese Marke ansteigen (siehe auch Abb. 59). Über die gesamte Fläche des Erlenbruchs gemittelt beträgt die maximal mögliche Stauhöhe 109 mm. Innerhalb des Einzugsgebietes konvergieren die Potentiale zu den tiefen Bereichen der Bruchfläche. Dies verursacht das Entstehen einer freien Wasserfläche (siehe Abb. 25).

Während der meisten Zeit des Jahres ist der Erlenbruch von Wasser bedeckt. In niederschlagsarmen Jahren wie 1984 oder 2003 kann er jedoch vollständig austrocknen. Diese Überstauung ist die Ursache für die Torfbildung, verhindert das Aufkommen langlebiger und hochwüchsiger Baumarten wie der Buche und bedingt damit letztlich die spezielle Ausprägung der Vegetation und der Bodeneigenschaften. Eine wichtige Frage ist daher, wie sich die Ausdehnung der überstauten Fläche räumlich und zeitlich unter dem Einfluss des Klimawandels verändert.

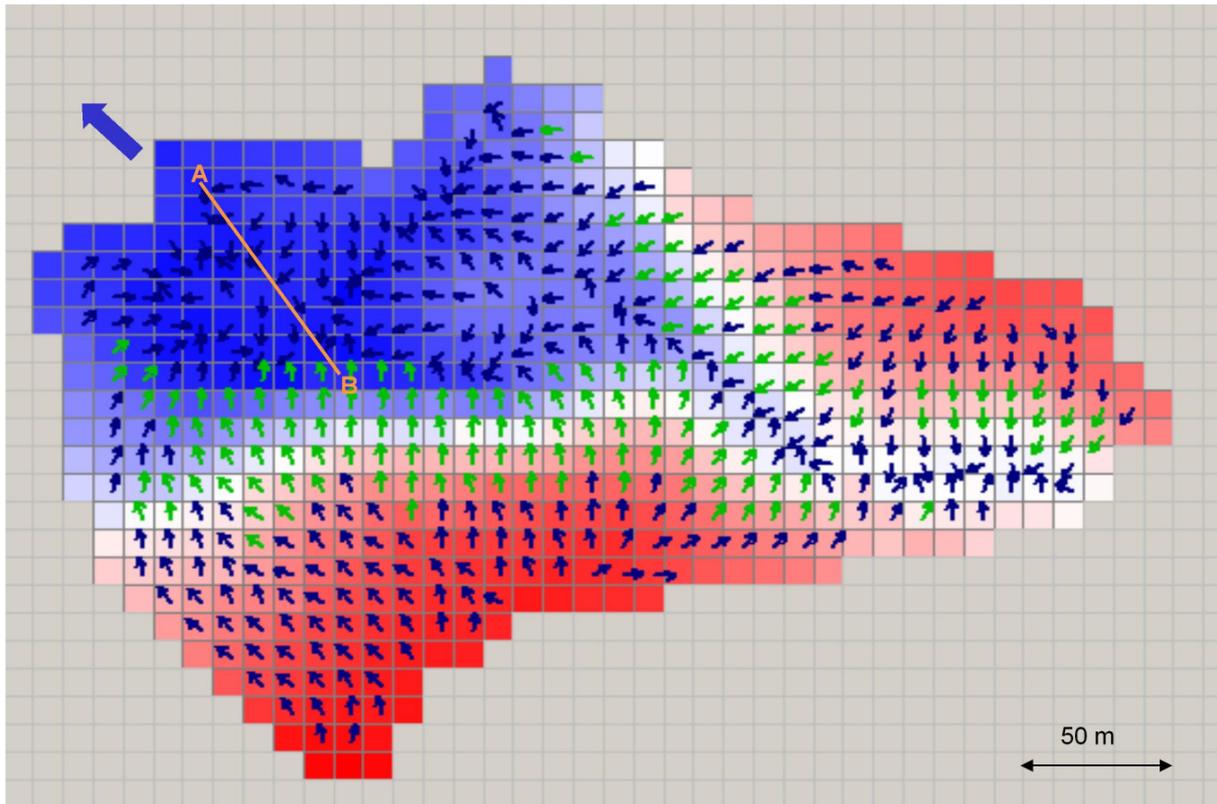


Abb. 58: Potentiallinien der Geländemorphologie im Einzugsgebiet des Erlenbruchs Lichtel; Die Pfeilrichtung gibt die Potentialrichtung zur nächsten Rasterzelle an; großer Pfeil = Gebietsauslass. Die Farben der Rasterzellen markieren die Geländehöhe (rot > weiß > hellblau > dunkelblau), Rasterweite 10 m^{10} , Strecke AB markiert den Höhenprofilschnitt (Abb. 62).

Die Bruchfläche gliedert sich grob in

- eine flache Randzone mit einer mittleren Tiefe von 5 cm und einer maximalen Tiefe von 10 cm sowie
- einen zentralen Bereich mit einer mittleren Tiefe von 16 cm bis 22 cm.
- Für die Modellierung wurde als dritte Teilfläche die Stelle mit der größten Tiefe ausgegliedert.

Die tiefste Stelle liegt innerhalb des zentralen Bereiches des Erlenbruchs und fällt als letzte Rasterzelle trocken. Wie zuvor erwähnt, beträgt die maximale Stauhöhe hier 26 cm. Liegt die Einstauhöhe in der tiefsten Zelle bei 16 cm Wasserstand, so ist die flache Randzone des Erlenbruchs bereits trocken gefallen. Unterhalb eines Wasserspiegels von 4 cm liegt der gesamte restliche Bruch trocken. Ist in einer Rasterzelle kein Stauwasser vorhanden ist, wird der Bodenspeicher durch die Evapotranspiration geleert, was das Austrocknen der benachbarten Stauflächen beschleunigt. Der Anteil flacher Bereiche mit weniger als 10 cm möglicher Überstauhöhe an der Gesamtfläche des Erlenbruchs beträgt rund 40 %.

¹⁰Kartengrundlage: DGM © Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (www.lv-bw.de), Az: 17005778

Wasserregime im Erlenbruch

In Abb. 59 ist der Jahresgang des Wasserstandes am tiefsten Punkt des Erlenbruchs für den Ist-Zustand von 1981 bis 2005 und für Szenario 1 dargestellt. Im Ist-Zustand fällt diese Rasterzelle nur in sehr niederschlagsarmen Jahren trocken. Die Wasserstände folgen sehr gleichmäßig dem Niederschlagsverlauf. Dem Absinken des Wasserstandes unter die Bodenoberfläche in den Sommermonaten folgt im Ist-Zustand regelmäßig der herbstliche Wiederanstieg des Wasserstandes mit Überstau. In Jahren mit unterdurchschnittlichen Niederschlägen sinken die Wasserstände deutlich, in extrem trockenen Jahren oder beim Aufeinanderfolgen mehrerer Jahre mit unterdurchschnittlichem Niederschlag kann die Bruchfläche länger austrocknen (siehe auch Abb. 60). Dies war im Sommer 1983, im Zeitraum 1991 bis 1993 sowie 2003 und 2004 der Fall. 1983 waren nach 2003 die niedrigsten Sommerniederschläge zu verzeichnen, 1989 bis 1993 fielen fast kontinuierlich geringe Niederschlagsmengen mit denen - außer 1991 - rund 0,5 °C höhere Jahresmitteltemperaturen und damit eine höhere Verdunstung einhergingen. In diesem Zeitraum lag die tiefste Stelle und damit der gesamte Erlenbruch jedoch höchstens zwei Monate pro Jahr trocken.

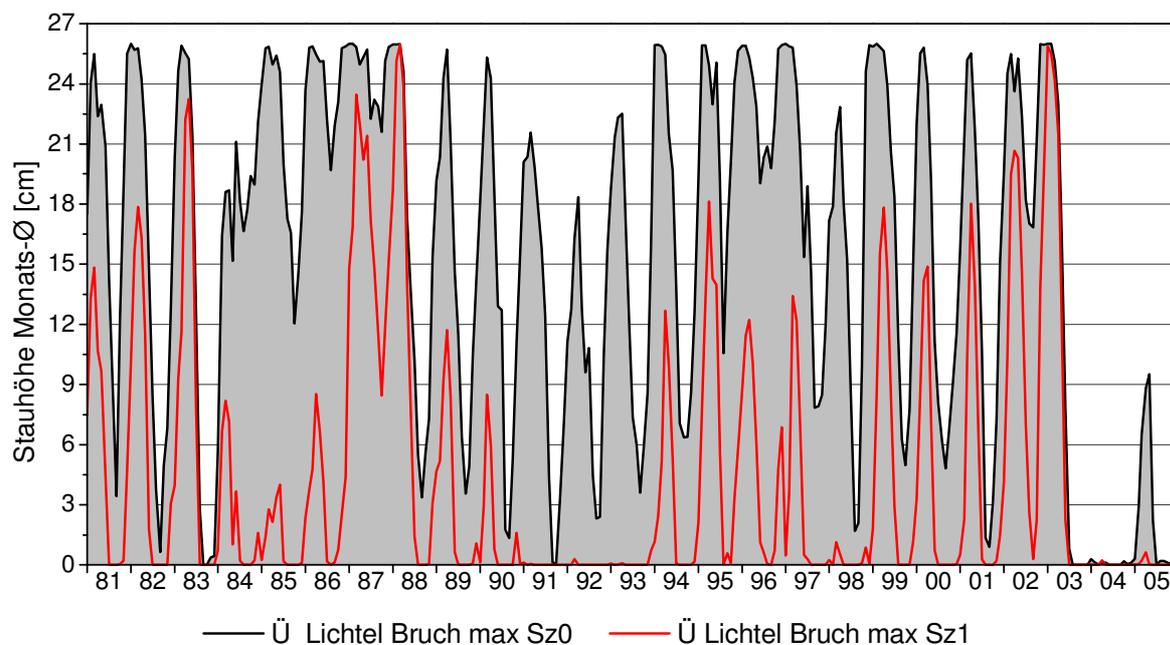


Abb. 59: Überstauhöhe \bar{U} (Monatsmittel) an der tiefsten Stelle des Erlenbruchs Lichtel im Ist-Zustand ($Sz0$) und Zukunftsszenario ($Sz1$); die Reihen unterscheiden sich signifikant (Signifikanzniveau $\alpha: 0,001$, Mann-Whitney U-Test).

Erst im Zusammenhang mit dem „Jahrhundertssommer“ 2003 ändert sich dieses Regime: Ende 2002 ist die Bruchfläche sowohl im Ist-Zustand als auch beim Zukunftsszenario fast vollständig überflutet, da die Jahre 2001 und 2002 überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen lieferten. Der Januar 2003 ist ebenfalls noch überdurchschnittlich nass. Durch die nachfolgenden sehr trockenen Frühjahrs- und Sommermonate mit sehr hohen Temperaturen kommt es im Laufe des Jahres 2003 zur vollständigen Austrocknung der Bruchfläche. Im Ist-Zustand wird dieser Zustand Mitte Juli erreicht, im Zukunftsszenario bereits Anfang Juni. Erst Anfang 2005 ist im Ist-Zustand eine Tendenz zur Normalisierung zu beobachten. Die Stauhöhe erreicht zum Frühjahr 2005 knapp 12 cm, dadurch ist zumindest der tiefere Teil der Bruchfläche wieder überstaut.

Allerdings fällt der Wasserstand im Sommer wieder und bis Ende 2005 bleibt die Bruchfläche mit Ausnahme der tiefsten Zelle trocken. Im Zukunftsszenario bleibt auch 2005 eine Erholung aus, bis zum Ende des Betrachtungszeitraumes ist kein Stau auf größerer Fläche zu verzeichnen.

Auf Grund der insgesamt deutlich höheren Evapotranspiration im Zukunftsszenario (vergleiche Abb. 54) hervorgerufen durch die höheren Temperaturen und den gegenüber dem Ist-Zustand verminderten Sommerniederschlägen ist eine insgesamt deutlich stärkere Austrocknung der Bruchfläche zu erwarten. Dies gilt sowohl für die Dauer des Überstaus (Abb. 59), die Stauhöhe (Abb. 61) als auch die Ausdehnung der Staufläche (Abb. 60).

In Abb. 60 ist die Anzahl der Tage jedes Jahres dargestellt, an denen drei verschiedene Bereiche der Bruchfläche vollständig trocken fallen. Erwartungsgemäß trocknet der flachste Teil der Bruchfläche am häufigsten aus, im Ist-Zustand im Durchschnitt an 140 Tagen pro Jahr. Nur in den sehr feuchten und kühlen Jahren 1986 und 1987 fiel er an keinem Tag vollständig trocken. Für das Zukunftsszenario ergibt sich hierfür die deutlich höhere Anzahl von durchschnittlich 240 Tagen, also über 3 Monaten mehr. Auch in den niederschlagreichen und im langjährigen Vergleich kühlen Jahren fällt dieser Teil des Erlenbruchs dann trocken. Noch deutlicher treten die Unterschiede bei den Bereichen mit mittleren möglichen Überstauhöhen zwischen 10 und 22 cm zu Tage. Sie fallen im Ist-Zustand durchschnittlich an 66 Tagen vollständig trocken, in sechs Jahren der betrachteten Zeitreihe (z. B. 1985, 1986, 1987) sogar überhaupt nicht. Im Zukunftsszenario dagegen beträgt die mittlere Anzahl der Tage mit vollständiger Austrocknung 190, mehr als ein halbes Jahr. Nur im Jahr 1987 fällt beim Zukunftsszenario dieser Bruchbereich an keinem Tag trocken. Die tiefste Stelle des Erlenbruchs fällt im Ist-Zustand nur in sechs Jahren trocken, im Mittel 36 Tage pro Jahr. Bis 2003 beträgt das Mittel der Austrocknung sogar nur 12 Tage. Beim Zukunftsszenario zeigt sich ein entgegengesetztes Bild; nur im nassesten Jahr fällt der tiefste Punkt nicht trocken. Unter den Annahmen des Zukunfts-Wetterszenarios wäre der gesamte Erlenbruch also nur noch in einem von 25 Jahren ununterbrochen auf ganzer Fläche überstaut. In niederschlagsarmen und relativ warmen Jahren läge er nahezu durchgehend vollständig trocken (siehe 1991-1993 und 2004-2005).

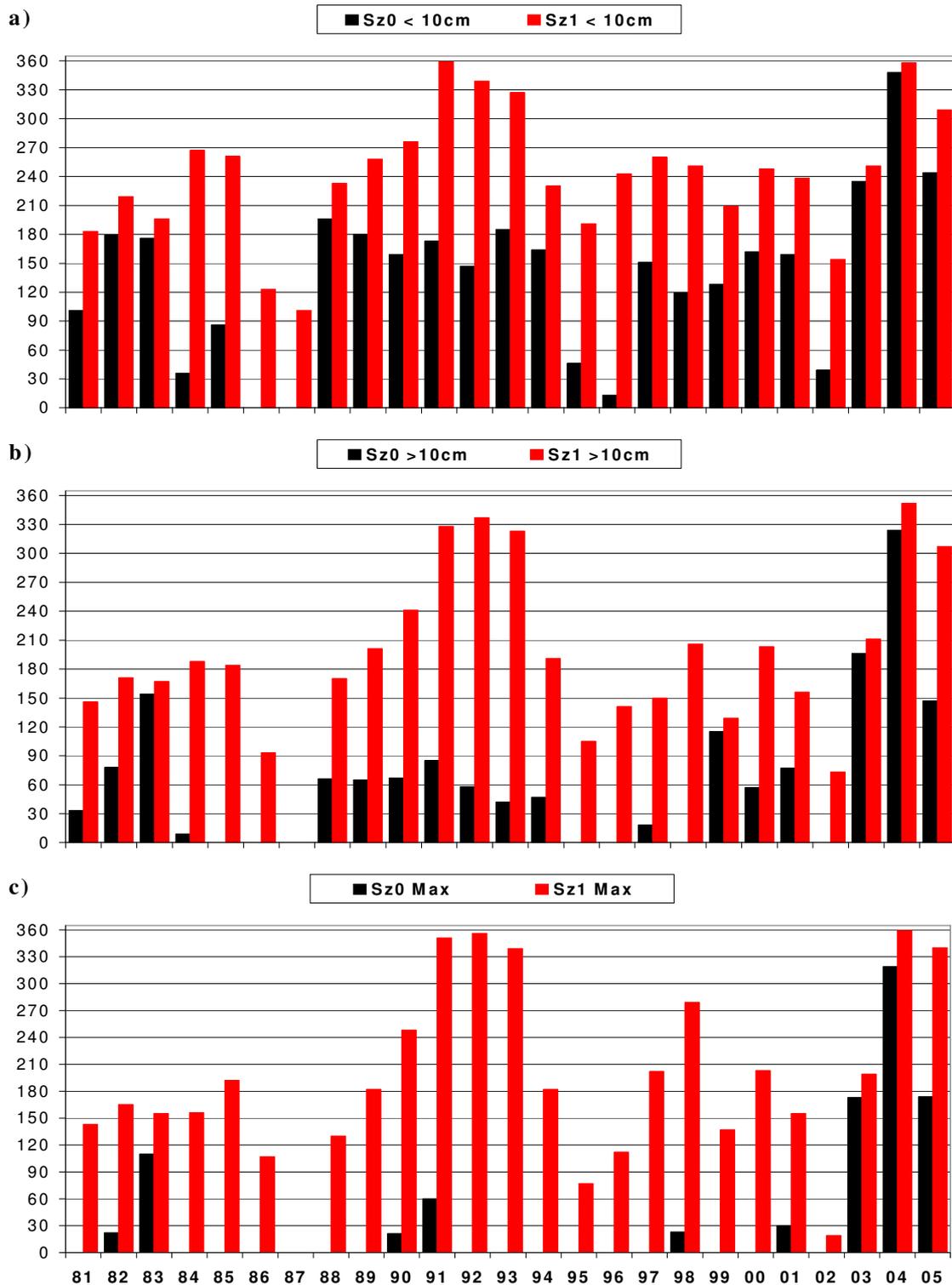


Abb. 60: Trockenfallen verschiedener Bruchbereiche, Anzahl der Tage pro Jahr; schwarze Balken = Ist-Zustand (Sz_0), rote Balken = Zukunftsszenario (Sz_1)
 a) Flächen mit Staubhöhen 0 bis 10 cm;
 b) Flächen mit Staubhöhen von 10 bis 22 cm;
 c) tiefste Stelle der Bruchfläche Staubhöhe 26 cm

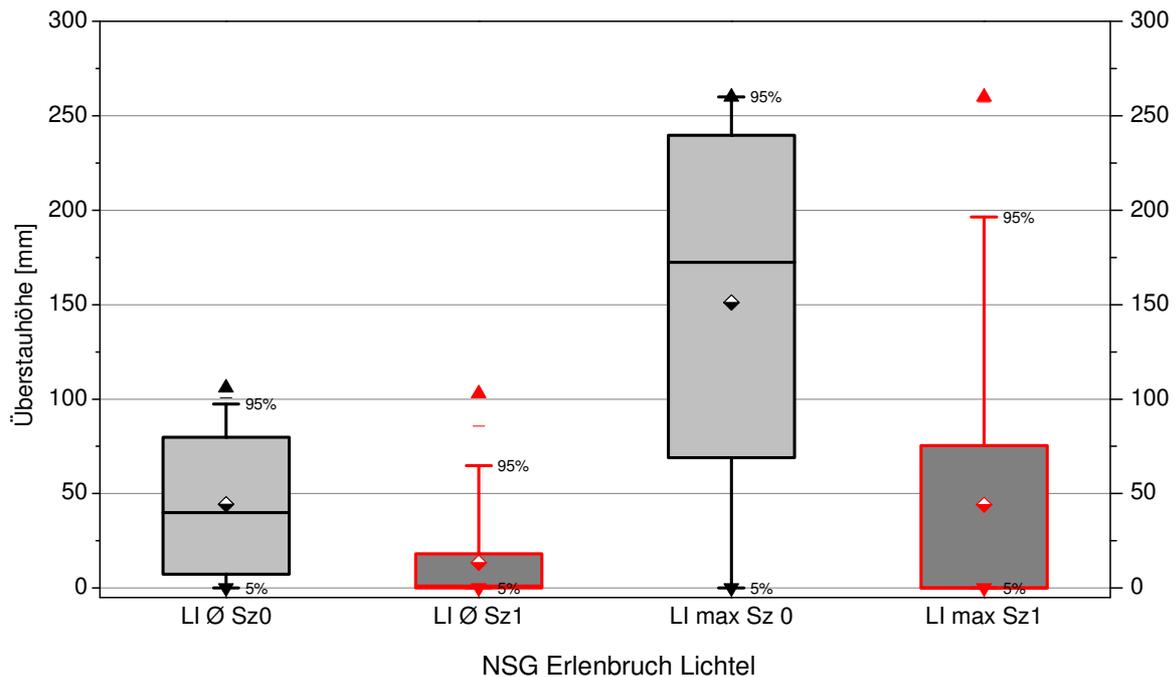


Abb. 61: Boxplotdarstellung der Stauböhen. Mittelwert der gesamte Bruchfläche (LI Ø) und tiefste Stelle der Bruchfläche (LI max), Schwarz Sz0 (Ist-Zustand) Rot Sz1 (Zukunftsszenario). Sowohl für die gesamte Bruchfläche (LI Ø) wie auch für die tiefste Stelle (LI max), unterscheiden sich die Szenarien Sz0 und Sz1 signifikant (Mann Whitney U-Test; Signifikanzniveau α : 0,001)

Die beiden Szenarien unterscheiden sich auch hinsichtlich der Stauhöhe deutlich. Abb. 61 zeigt die mittlere Stauhöhe einmal für den gesamten Erlenbruch ohne den tiefsten Punkt (LI Ø) und für den tiefsten Punkt der Bruchfläche (LI max). Sowohl bezüglich der mittleren Stauhöhe als auch der Stauhöhe am tiefsten Punkt unterscheiden sich der Ist-Zustand und das Zukunftsszenario signifikant.

Eine räumliche Vorstellung der Veränderung des Stauregimes gibt Abb. 62. Der auf Grundlage des Digitalen Geländemodells in 1-m-Auflösung erstellte Querschnitt (zur Lage siehe Abb. 58) durch den Erlenbruch zeigt, wie sich die Absenkung der mittleren Stauhöhe auf die überstaute Fläche des Erlenbruchs auswirkt. Während heute im Mittel nur die höher gelegenen Stellen des Erlenbruchs nicht überstaut sind, kann zukünftig nur noch von einer Überstauung der tiefsten Stellen ausgegangen werden. Der maximale Wasserstand, circa 26 cm am tiefsten Punkt, bei dem fast die gesamte Fläche des Erlenbruchs überstaut ist, wird im Ist-Zustand an über 900 Tagen im gesamten Betrachtungszeitraum von 25 Jahren erreicht, im Zukunftsszenario jedoch nur noch an 63 Tagen.

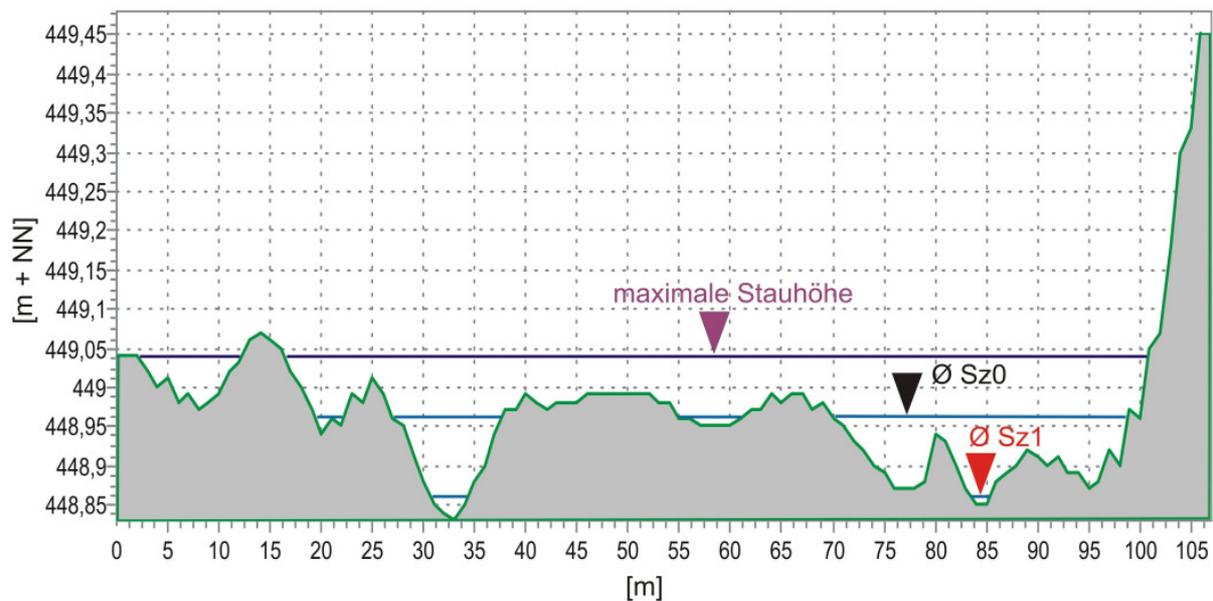


Abb. 62: Höhenprofilschnitt durch den Erlenbruch Lichtel, maximale Stauhöhe, mittlere Stauhöhe im Ist-Zustand ($\bar{\varnothing} Sz_0$) und im Zukunftsszenario ($\bar{\varnothing} Sz_1$)

Bodenwasser

Bei der Bodenkartierung des Einzugsgebiets des NSG Lichtel im Vorfeld der Modellierung wurden die Bodeneigenschaften bis in circa 1 m Tiefe aufgenommen (siehe Kap. 3.3). In der Wasserhaushaltsmodellierung wurde die Gesamtmächtigkeit der Bodenzone mit 2 m angenommen, davon 1 m durchwurzelt. Dies führt dazu, dass im Ergebnis der Modellierung der Grundwasserstand - die Lage der gesättigten Bodenzone - nicht unter 2 m Tiefe absinken kann. Im Ist-Zustand (Sz_0) fällt der relative Wassergehalt unter dem Erlenbruch lediglich einmal im Jahr 2003 mit einer länger anhaltenden Austrocknung unter 70 % (Abb. 63). Grundwasserstand (Abb. 64) und relativer Wassergehalt sind eng an den Überstau auf der Bruchfläche gekoppelt (vergleiche Abb. 59). Sobald einzelne Bereiche des Erlenbruchs trocken fallen, beginnen der Bodenwassergehalt und der Grundwasserstand zu sinken. Während im Ist-Zustand mit Ausnahme des Jahres 2003 die relativen Wassergehalte des Wurzelraumes stets zumindest einmal jährlich an 100 % heranreichen oder wie in den Jahren 1987 und 1988 fast das ganzjährig deutlich über 95 % bleiben, sinken sie im Zukunftsszenario deutlich tiefer ab. In trockenen Phasen wie 1990 bis 1994, vor allem aber 2003, sinkt der Wassergehalt auf bis zu 30 %. Es fällt auf, dass ausgeprägte Unterschiede zwischen den Szenarien vor allem in den durchschnittlichen bis mäßig trockenen Jahren auftreten, weniger im Ausnahmejahr 2003.

Analog zur Abnahme des Wassergehaltes sinkt auch das Niveau der gesättigten Bodenzone - der Grundwasserstand - (Abb. 64). Er liegt während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Zukunftsszenario deutlich unterhalb des Ist-Zustandes. Da in den abgebildeten Grafiken von Grundwasserstand und Bodenfeuchte der Mittelwert für den ganzen Erlenbruch dargestellt wird, kann der Grundwasserspiegel nur gegen Null gehen, wenn für einen relativ langen Zeitraum die gesamte Fläche des Erlenbruchs unter Wasser steht. Dies war 1986 und 1987 der Fall (Abb. 60). In den trockenen Jahren 2003 und 2004 mit über 180 beziehungsweise 300 Tagen vollständiger Austrocknung des Erlenbruchs (Abb. 60) sinken auch die Bodenwassergehalte (Abb. 63) und Grundwasserstände (Abb. 64) deutlich.

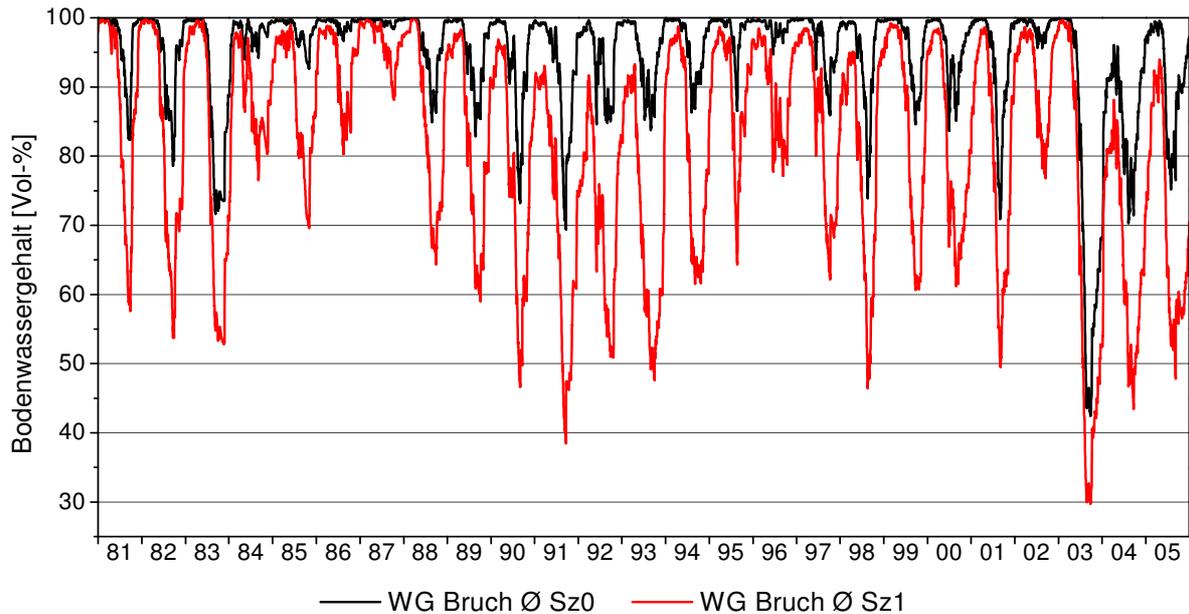


Abb. 63: Relativer Wassergehalt [Vol-%] im Wurzelraum gemittelt über die Gesamtfläche des Erlenbruchs, schwarze Linie: Ist-Zustand (Sz_0), rote Linie: Zukunftsszenario (Sz_1)

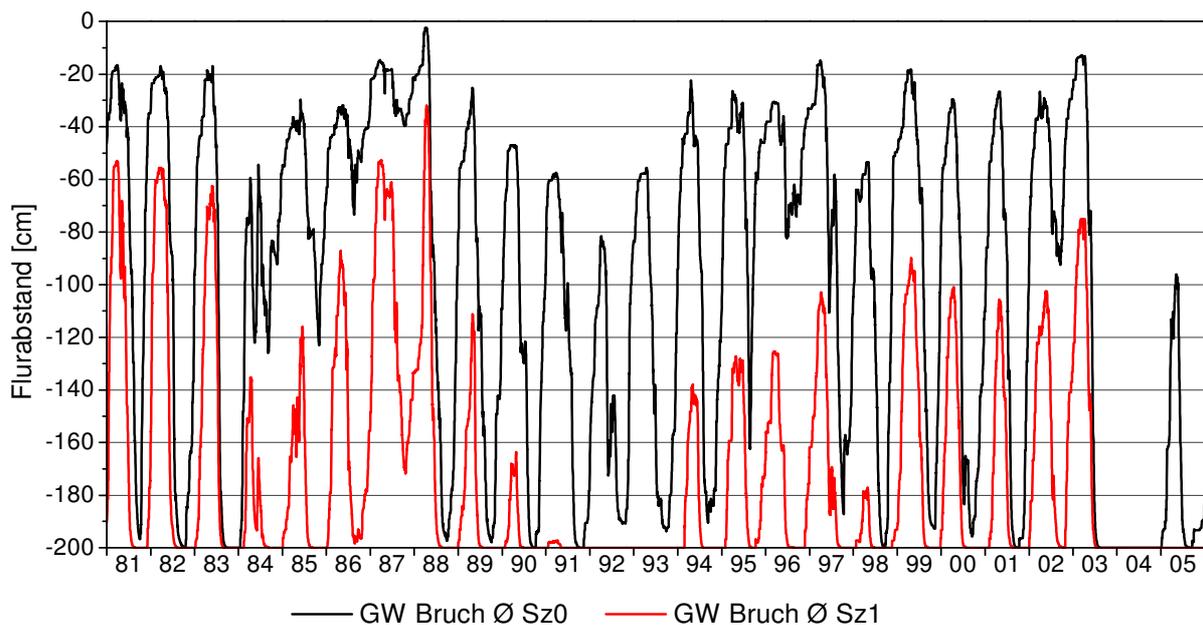


Abb. 64: Grundwasserstand unter dem Erlenbruch Lichtel, Mittelwerte für den gesamten Erlenbruch; schwarze Linie: Ist-Zustand (Sz_0), rote Linie: Zukunftsszenario (Sz_1)

In Abb. 65 ist die Verteilung der gesättigten Bodenzone im gesamten Betrachtungszeitraum von 25 Jahren dargestellt. Im Ist-Zustand liegt die Wassersättigung an 43 % der Tage unterhalb des Hauptwurzelbereichs in mehr als 1 m Tiefe, im Winter an 30 % und im Sommer an 55 % der Tage. An rund 10 % der Tage liegt die Zone der Wassersättigung weniger als 25 cm unter Flur. Für das Zukunftsszenario ergeben sich drastische Unterschiede für das Niveau der gesättigten Bodenzone. An über 90 % der Tage im Betrachtungszeitraum liegt die gesättigte Zone unterhalb 1 m Tiefe. An weniger als einem Prozent der Tage erreicht die Wassersättigung das Niveau zwi-

schen 25 und 50 cm. Höher als 25 cm unter Flur steigt die gesättigte Zone überhaupt nicht mehr an. Die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr sind sehr viel geringer geworden.

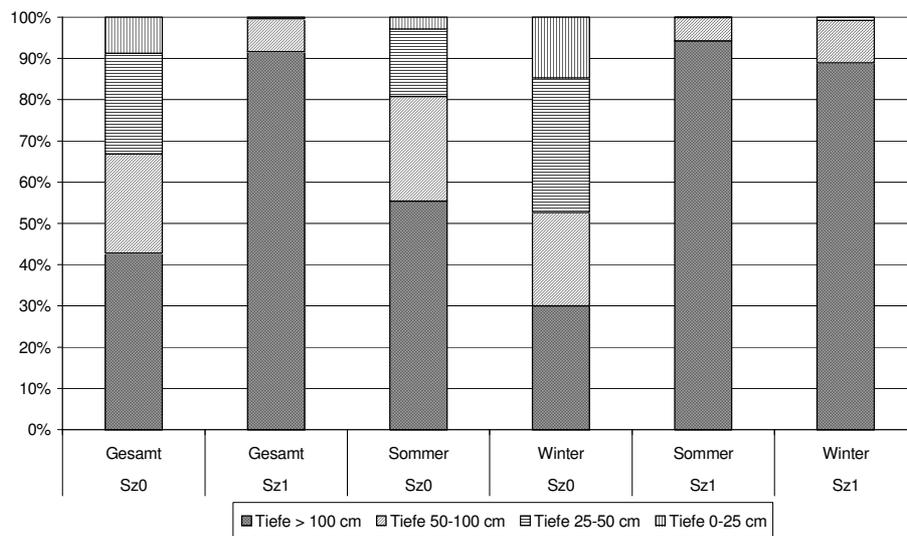


Abb. 65: Anteil der Tage [%] mit Bodenwassersättigung in definierten Tiefenstufen gemittelt über den gesamten Erlenbruch Lichtel; Ist-Zustand (Sz0) und Zukunftsszenario (Sz1), Zeitraum 1981 bis 2005, hydrologisches Winter- und Sommerhalbjahr.

Der Grundwasserspiegel des gesamten Erlenbruchs liegt im Mittel über den Untersuchungszeitraum im Ist-Zustand bei 1,01 m (Abb. 66), im Zukunftsszenario bei 1,73 m. Der Mittelwert des relative Bodenwassergehaltes der ungesättigten Bodenzone beträgt für den gesamten Bruchbereich im Ist-Zustand 95 %, für das Zukunftsszenario 82 %. Die Amplitude der Bodenwassersättigung reicht im Ist-Zustand von 42 % bis 100 %, im Zukunftsszenario von 30 % bis 100 %.

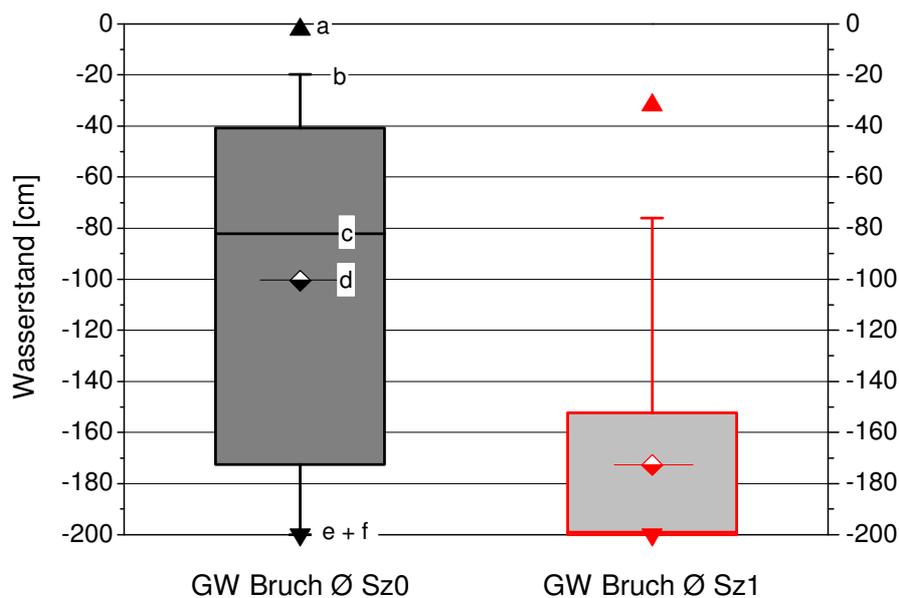


Abb. 66: Boxplotdarstellung der Grundwasserstände im Zeitraum 1981 - 2005 gemittelt über die gesamte Fläche des Erlenbruchs (vergleiche Abb. 64); Box = 25-75%-Intervall, a = Maximum, b = 95 %-Intervall, c = Median, d = Mittelwert, e = 5 %-Intervall, f = Minimum

Beispiel: Wasserhaushalt 1988 - 1989

Exemplarisch soll der Wasserhaushalt des Erlenbruchs Lichtel für die hydrologischen Jahre 1988 und 1989 (Abb. 67 bis Abb. 70) dargestellt werden. Dieser Zeitraum bildet den Übergang von einer feuchten und kühlen Phase zwischen 1984 und 1988 zu einer trockeneren und wärmeren Phase von 1989 bis 1994. Im Ist-Zustand ist bereits im November 1987 nahezu die gesamte Bruchfläche überstaut. Das Jahr 1987 war mit knapp unter 800 mm Jahresniederschlag ein durchschnittliches Jahr. Der Niederschlag fiel allerdings vermehrt in den Sommermonaten, was dazu führt, dass zu Beginn des hydrologischen Jahres 1988 im Zukunftsszenario mit nur 100 mm deutlich weniger Überstau herrscht als im Ist-Zustand (Abb. 67). Auf Grund hoher Niederschlagsmengen im Februar und März 1988 ist in beiden Szenarien die gesamte Fläche zu Beginn des Monats April 1988 überstaut und die maximal mögliche Stauhöhe von 260 mm am tiefsten Punkt beziehungsweise 109 mm im Mittel des Erlenbruchs wurde erreicht. Auch der relative Bodenwassergehalt in der ungesättigten Bodenzone und das Niveau der gesättigten Bodenzone erreicht zu Beginn des Monats April 1988 bei beiden Szenarien den Höchststand (Abb. 69, Abb. 70). Danach übersteigt die Verdunstung in beiden Szenarien deutlich den Niederschlag und der Wasserspeicher wird durch Evapotranspiration und Abfluss aufgebraucht. Der Wasserstand im Erlenbruch beginnt in beiden Szenarien zu sinken und auch die überstaute Fläche wird durch das Sinken des Wasserstandes verringert.

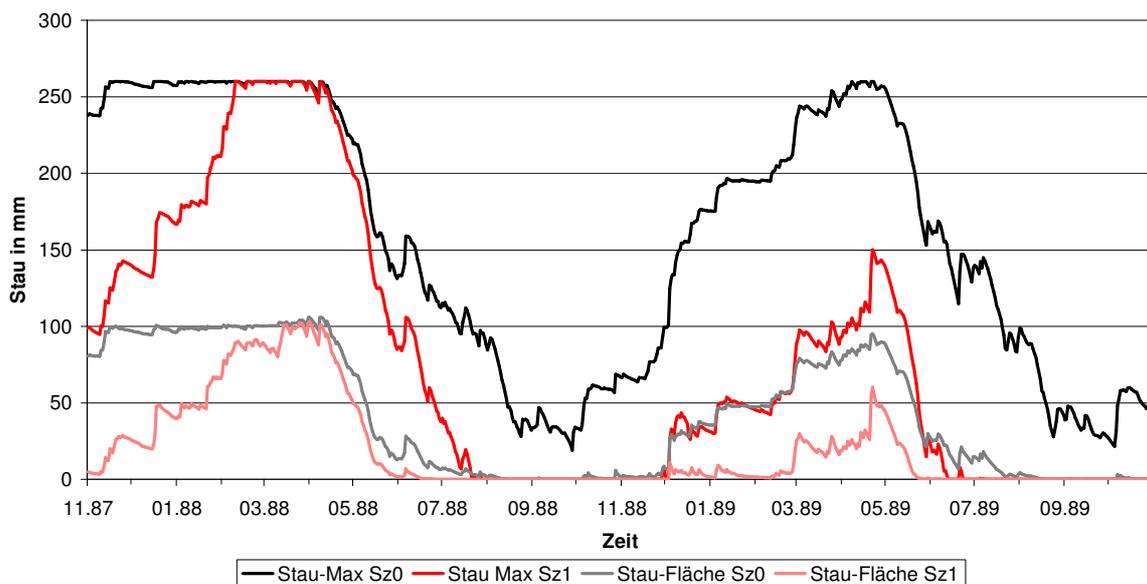


Abb. 67: Stauhöhe am tiefsten Punkt der Bruchfläche (*Stau-Max*) und Mittel über die Gesamtfläche (*Stau-Fläche*) für die hydrologischen Jahre 1988 und 1989; schwarze Linie: Ist-Zustand (Sz_0) rote Linie: Zukunftsszenario (Sz_1) tiefster Punkt; graue Linie: Ist-Zustand (Sz_0), hellrote Linie: Zukunftsszenario (Sz_1) Gesamtfläche.

Im Zukunftsszenario fällt ab Mitte Mai der Wasserstand an der tiefsten Stelle der Bruchfläche unter 160 mm und im Gesamtgebiet unter 50 mm. Unterhalb dieser Stauhöhen liegt der flache Teil der Bruchfläche trocken. Anfang Juli 1988 ist die gesamte Bruchfläche bis auf die tiefste Stelle ausgetrocknet, ab Ende Juli fällt auch diese Stelle trocken. Dies hält bis Dezember 1988 an. Da aber auch in den Monaten August und September der Verlust durch die reale Evapotranspiration über dem Zugewinn durch den Niederschlag liegt, wird der Bodenwasserspeicher weiter

aufgebraucht. Ab Oktober ist dann die Niederschlagssumme wieder höher als die Evapotranspiration und der Bodenspeicher beginnt sich zu füllen. Allerdings reicht der Wasserüberschuss erst ab Dezember 1988 aus, um einen Überstau zu erzeugen. 1989 ist ein Jahr mit relativ geringen Niederschlagssummen. Die Wasserstände steigen beim Zukunftsszenario nur sehr langsam und überschreiten im Erlenbruch nur an wenigen Tagen die Marke von 50 mm. Die Stauhöhe des tiefsten Punktes bleibt unterhalb 160 mm. Die flachen Bruchbereiche bleiben im Gegensatz zum Ist-Zustand im Zukunftsszenario während des gesamten Jahres 1989 trocken.

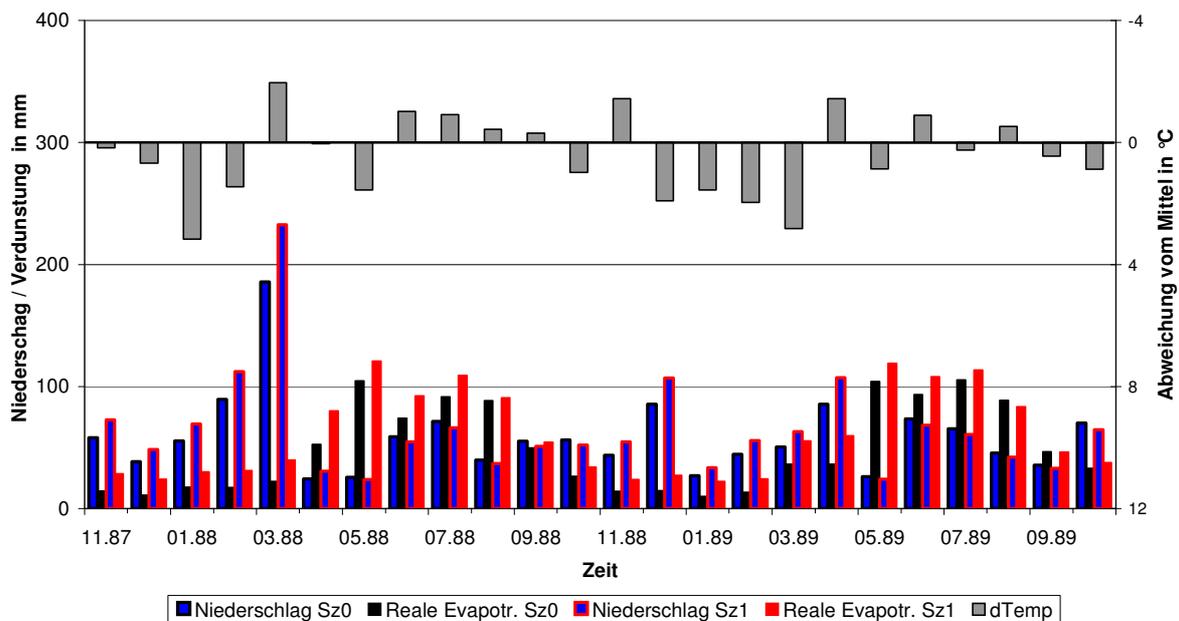


Abb. 68: Monatssummen des Niederschlages, der realen Evapotranspiration und die Abweichung der Monatsmitteltemperaturen der hydrologischen Jahre 1988 und 1989 von den langjährigen Mittelwerten

Im Ist-Zustand beginnt im April 1988 ebenfalls der Wasserstand im Bruch zu sinken, erreicht aber erst im Oktober seinen niedrigsten Wert. Auf Grund der deutlich geringeren realen Evapotranspiration und den höheren Sommerniederschläge trocknet aber nicht die gesamte Bruchflächen aus. Ab Ende Mai fällt auch im Ist-Zustand der flache Bereich der Bruchfläche trocken. Die tieferen Stellen des Bruchs dagegen fallen erst Mitte August trocken, am tiefsten Punkt fällt der Wasserstand nicht unter 20 mm. Ab Oktober 1988 beginnt der Wasserstand wieder zu steigen. Auch die flacheren Bruchbereiche stehen ab Januar 1989 wieder unter Wasser. Auf Grund der relativ hohen Niederschlagssummen im April erreicht der Wasserstand im Mai kurzzeitig die Höchstmarke von 260 mm und beginnt darauf hin wieder zu sinken. Im Oktober beginnen die Wasserstände beim Ist-Zustand wieder zu steigen.

Der Grundwasserstand, das Niveau der gesättigten Bodenzone (Abb. 69), verhält sich analog zum Überstau der Bruchfläche. Mit der Abnahme der Stauhöhe und dem Schrumpfen der Staufläche sinkt das Niveau der gesättigten Bodenzone deutlich ab. Beim Zukunftsszenario wird der Tiefststand 1988 zu Beginn des Monats August erreicht und bleibt auch auf diesem Niveau bis in den Januar 1989 hinein. 1989 steigt der Flurabstand der gesättigten Zone nicht über 1 m und reicht somit nicht in den Hauptwurzelbereich. Ab Mai 1989 beginnt das Niveau wieder zu sinken und erreicht im Juni wieder den Tiefststand und bleibt wie auch die Stauhöhe auf diesem Wert. Im Gegensatz dazu sinkt im Ist-Zustand das Niveau der gesättigten Zone deutlich langsamer.

Das Minimum wird erst Ende September 1988 erreicht und dies auch nur für wenige Tage. Der Wasserstand steigt wieder deutlich an und erreicht im Mai den Höchststand für 1989 mit -25 cm. Auch 1989 wird im Ist-Zustand das absolute Minimum nicht erreicht.

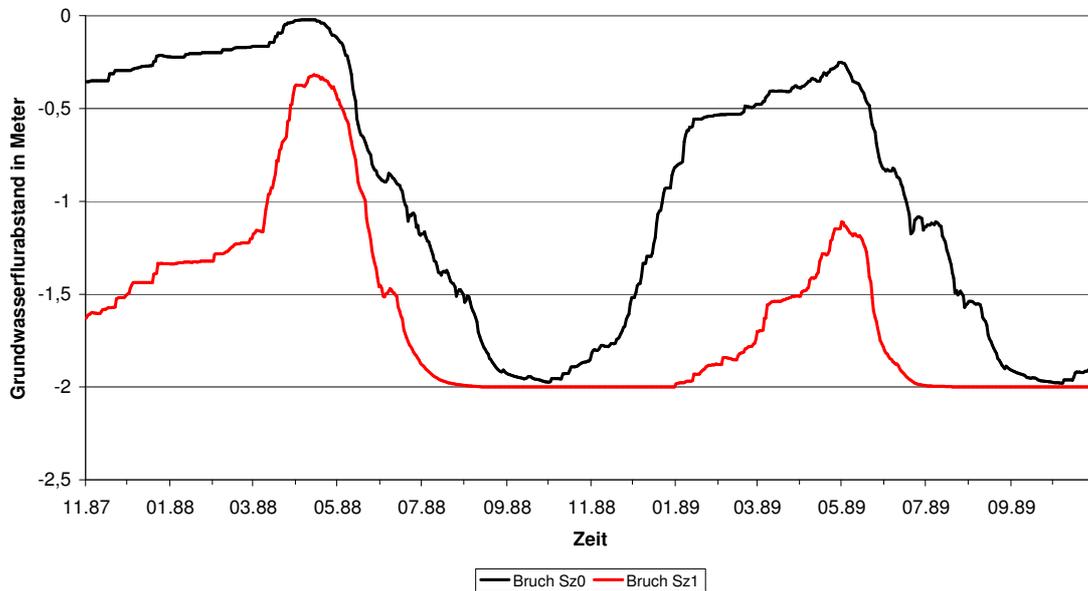


Abb. 69: Tiefe der gesättigten Bodenzone unter der Erlenbruchfläche, Mittelwert über die gesamte Bruchfläche schwarze Linie: Ist-Zustand (Sz_0), rote Linie: Zukunftsszenario (Sz_1), hydrologische Jahre 1988 und 1989, NSG Lichtel.

Der relative Bodenwassergehalt der ungesättigten Bodenzone hat eine deutlich stärker gedämpfte Amplitude (Abb. 70) als der Grundwasserstand. Sie verläuft aber synchron mit Überstau und dem Niveau der gesättigten Bodenzone.

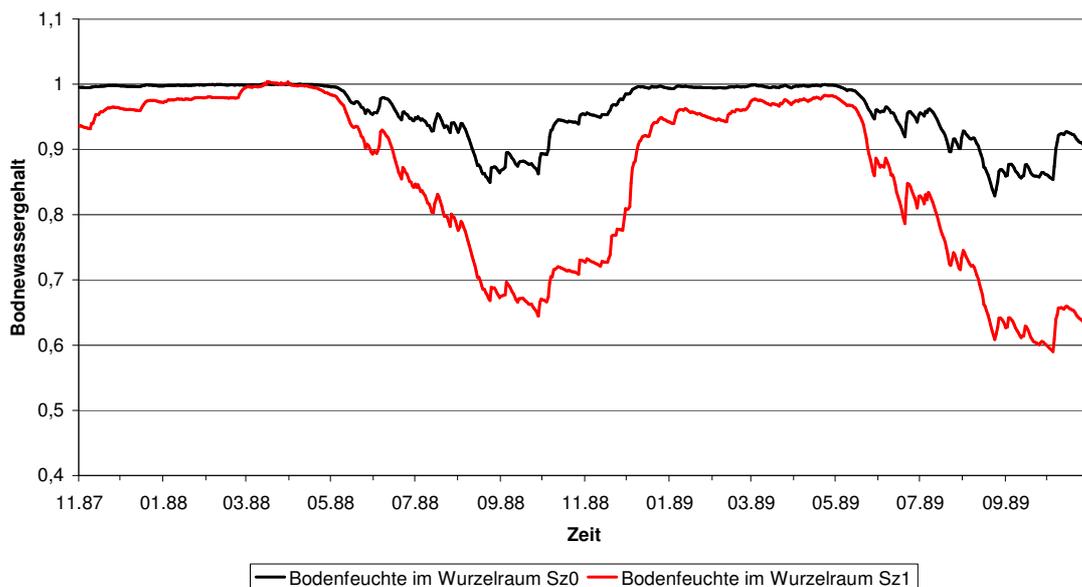


Abb. 70: Jahresgang des relativen Bodenwassergehaltes hydrologische Jahre 1988 und 89, Mittelwert über die gesamte Bruchfläche, schwarze Linie Ist-Zustand (Sz_0) rote Linie Zukunftsszenario (Sz_1), NSG Lichtel.

5.3.3 Birkenweiher

Das Einzugsgebiet des NSG Birkenweiher hat eine mittlere Höhe von 510 m ü NN und eine Fläche von 27,16 ha. Das Naturschutzgebiet selbst, ein teilweise drainiertes Niedermoor, nimmt ungefähr ein Drittel dieser Gesamtfläche ein. Auf Grund der Geländemorphologie ist anzunehmen, dass es sich bei der Niedermoorfläche um einen verlandeten Fischteich handelt. Dafür spricht auch der künstliche Damm, der das Gebiet nach Nordosten begrenzt und auf dem heute ein Forstweg verläuft. Durch diesem Damm führt der Gebietsauslass (Abb. 71). Der Höhenunterschied innerhalb des gesamten Einzugsgebiets beträgt circa 33 m, die mittlere Neigung beträgt 5,6 %. Das Niedermoor selbst besitzt nur ein sehr schwaches Relief und weist eine sehr geringe Neigung von durchschnittlich 1 % auf (siehe auch Abb. 26).

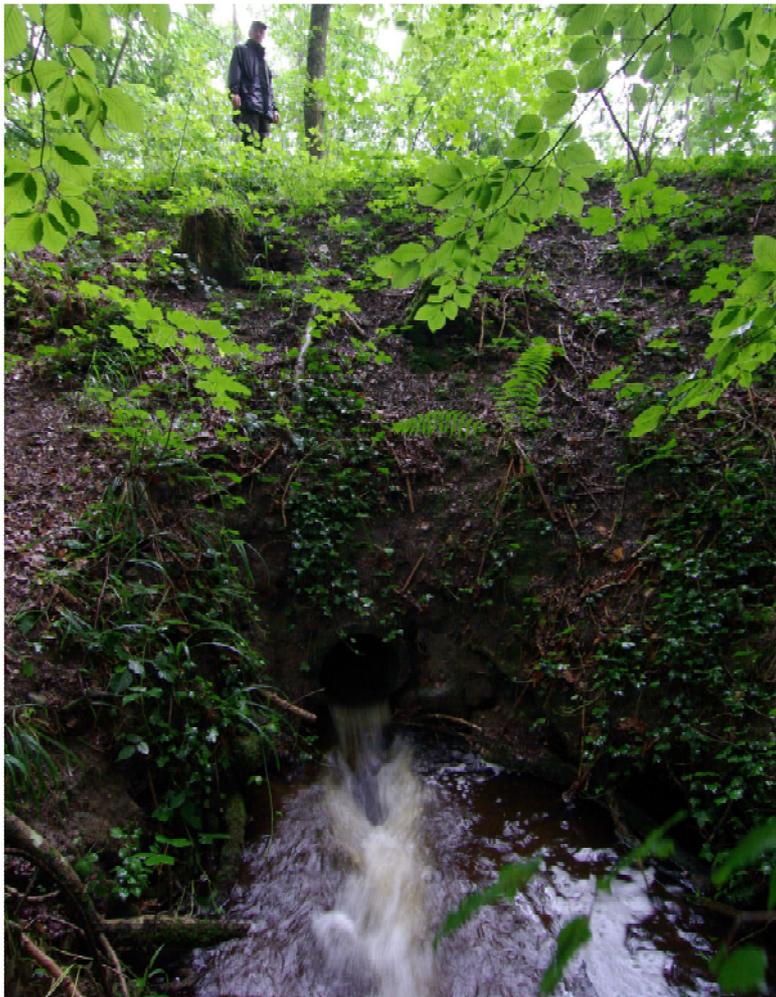


Abb. 71: Das Niedermoor Birkenweiher wird im Nordosten durch einen Damm begrenzt. Das Gebiet entwässert in einen kleinen Bach. Foto Juli 2007

In Abb. 72 sind die Topografie sowie die auf Grund der Geländemorphologie auftretenden Potentiale der Abflussrichtung dargestellt. Die Pfeile zeigen, zu welcher benachbarten Rasterzelle das größte Gefällepotential besteht und in welche Nachbarzelle jede Rasterzelle demnach entwässert. Die Farben der Pfeile geben den Betrag des Potentials an, dunkle Farben bedeuten ein geringeres Potential als helle Farben. Je heller also die Pfeile, desto höher das Gefälle und auch die Fließgeschwindigkeit. In der Abbildung ist das flache, pfannenartige Relief des Niedermoors

gut zu erkennen, in das die Rasterzellen des Einzugsgebietes entwässern. Das Niedermoor selbst weist ein anthropogen gestaltetes Grabensystem auf, welches das Wasser zu einem im Nordosten austretenden kleinen Bachlauf zusammenführt.

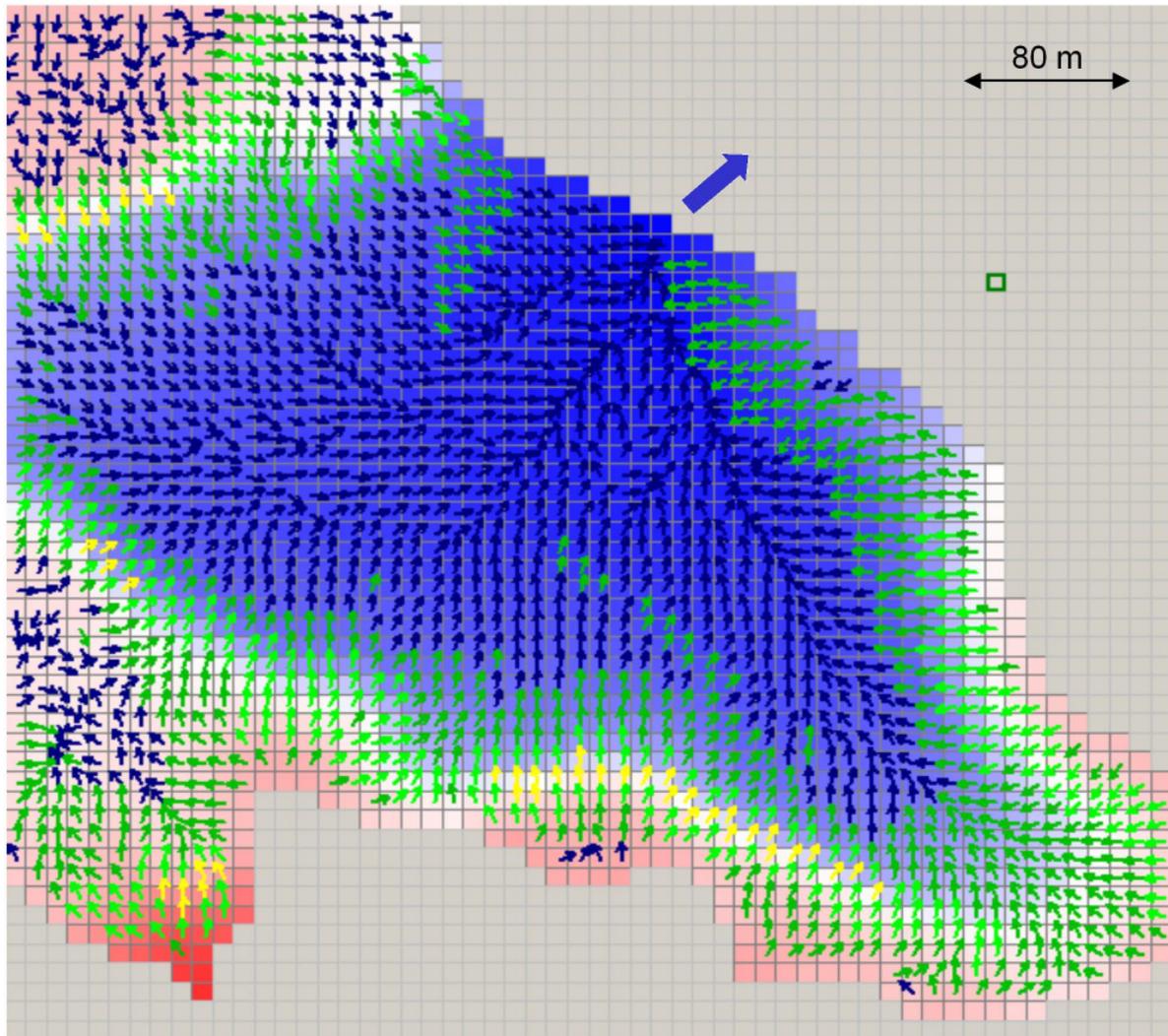


Abb. 72: *Potentiallinien der Geländemorphologie im Untersuchungsgebiet Birkenweiher; Die Pfeilrichtung gibt die Potentialrichtung zur nächsten Rasterzelle an; großer Pfeil = Gebietsauslass. Die Farben der Rasterzellen markieren die Geländehöhe (rot > weiß > hellblau > dunkelblau), Rasterweite 10 m¹¹.*

Der Wasserhaushalt der Niedermoorfläche profitiert vom zügigen Zustrom des Oberflächen- und Bodenwassers des Einzugsgebietes. Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Modellierung für den Bodenwasserhaushalt im Betrachtungszeitraum dargestellt und exemplarisch für die hydrologischen Jahre 1988 und 1989 beleuchtet werden.

Bodenwasser

Die Gebietsentwässerung durch das Grabensystem lässt im Birkenweiher keinen lang anhaltenden Wasserüberstau wie im Erlenbruch Lichtel zu. Die folgenden Betrachtungen konzentrieren sich deshalb auf den Bodenwasserhaushalt im Gebiet. Er ist als prägender Standortfaktor an-

¹¹ Kartengrundlage: DGM © Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (www.lv-bw.de), Az: 17005778

zusehen (EGGELSMANN 1982, ROSSET 1990), denn Niedermoore - Synonym Flachmoore oder Kleinseggenmoore - sind dadurch charakterisiert, dass Grund-, Sicker- oder Quellwasser den Boden lang anhaltend vernässt, sie trocknen nur zeitweise an der Oberfläche aus (WILMANNNS 1998). Abb. 73 zeigt die Lage der wassergesättigten Bodenzone für den Ist-Zustand (Sz0) und das Zukunftsszenario (Sz1) als Tageswerte über die gesamte Niedermoorfläche des NSG Birkenweiher gemittelt. Wie schon im Kapitel 5.1 dargestellt, sind die Unterschiede zwischen den beiden Klimaszenarien weniger deutlich ausgeprägt als beim Erlenbruch Lichtel. Im Ist-Zustand (Sz0) bewegt sich der Flurabstand der gesättigten Bodenzone, der Grundwasserstand, zwischen wenigen Zentimetern und -1,6 m Tiefe im Jahr 2003 (Abb. 73). In der Regel steigt das Niveau im Winter fast bis zur Bodenoberfläche an und fällt zum Sommer hin wieder ab. In feuchten Jahren wie 1988 sinkt es auch im Sommer nur auf 40 cm unter Flur. In den sehr trockenen Jahren 1983/84 sinkt der Wasserspiegel unter 1,2 m und steigt auch im Winter nur kurz auf circa 40 cm an. Der Mittelwert von -38 cm im Ist-Zustand zeigt, dass das Niveau der gesättigten Bodenzone sehr hoch liegt, wie dies für ein Niedermoor auch zu erwarten ist. Im Sommerhalbjahr beträgt der mittlere Grundwasserstand im Niedermoor -57 cm, im Winter -18 cm.

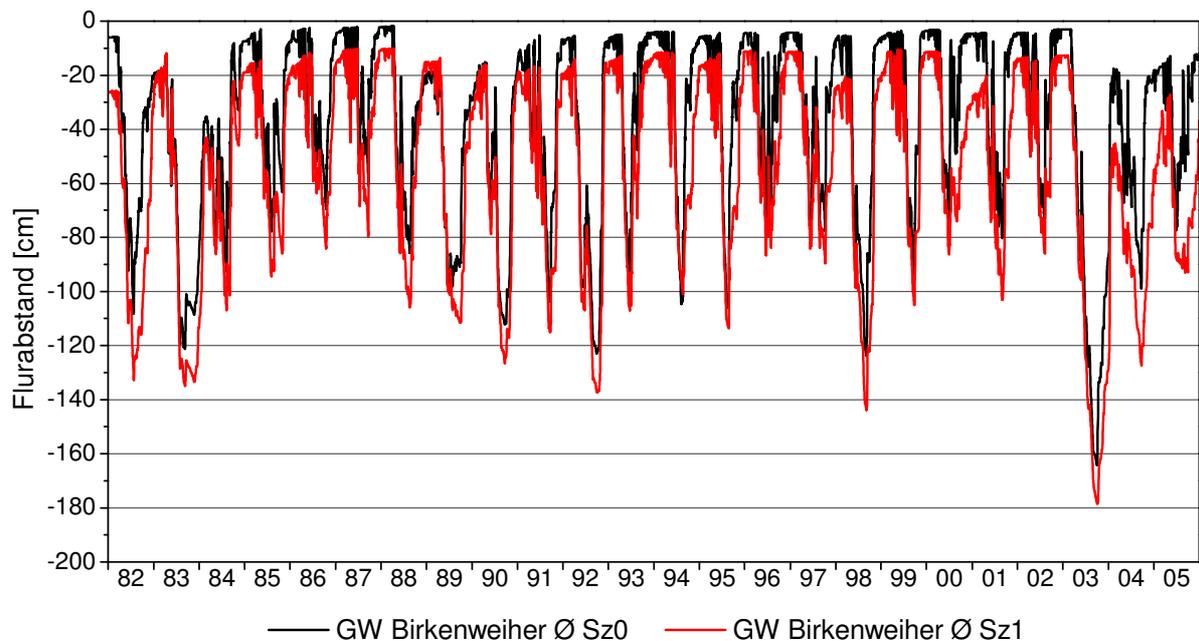


Abb. 73: Tiefe der gesättigten Bodenzone im Zeitraum 1982 bis 2005 im Mittel über die gesamte Niedermoorfläche, rote Linie: Ist-Zustand (Sz0) schwarze Linie: Zukunftsszenario (Sz1); die Zeitreihen unterscheiden sich signifikant ($\alpha: 0,001$, nichtparametrischer Mann-Whitney-U-Test).

Im Zukunftsszenario (Sz1) erreicht die gesättigte Bodenzone nicht mehr die Höhe des Ist-Zustandes. Der höchste Grundwasserstand kommt nicht über -10 cm hinaus, der niedrigste Stand liegt bei -1,8 m (Abb. 74). Die mittlere Tiefe der wassergesättigten Bodenzone liegt mit -54 cm noch sehr oberflächennah, aber deutlich tiefer als im Ist-Zustand. Im Sommerhalbjahr sinken die mittleren Grundwasserstände auf -76 cm im Winterhalbjahr auf -32 cm. Abbildung 74 zeigt nicht nur, dass die mittleren Grundwasserstände absinken, auch die Amplitude des Grundwassergangs wird im Zukunftsszenario größer. Weiterhin werden auch die Bereiche der häufigsten Grundwasserstände (Intervalle 25-75 % bzw. 5-95 %) geringfügig weiter und verlagern sich in die Tiefe.

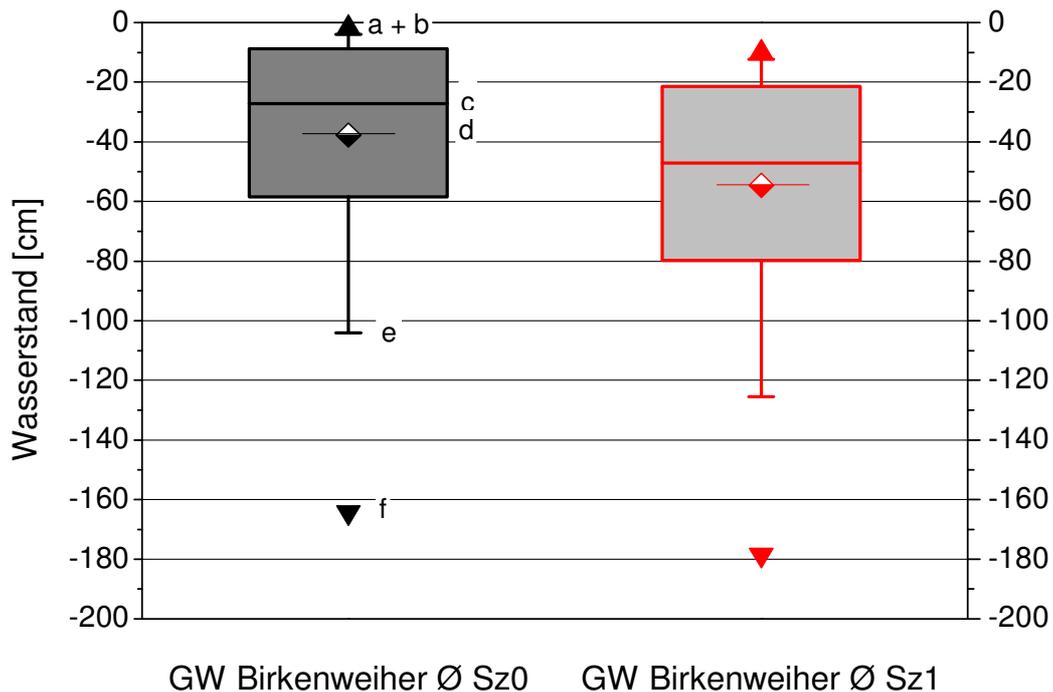


Abb. 74: Boxplotdarstellung der Grundwasserstände im Zeitraum 1982 - 2005 gemittelt über die gesamte Fläche des Niedermoores (vergleiche Abb. 73); Box = 25-75%-Intervall, a = Maximum, b = 95 %-Intervall, c = Median, d = Mittelwert, e = 5 %-Intervall, f = Minimum

Der prognostizierte Anstieg der Niederschlagsmengen um 10 - 20 % im Winterhalbjahr im Gebiet des Bodenseebeckens führt in Verbindung mit der nur mäßigen Zunahme der realen Evapotranspiration im Einzugsgebiet Birkenweiher (siehe Kap. 5.3.1) in den Jahren mit hohen Winterniederschlägen im Zukunftsszenario sogar zu einem höheren winterlichen Niveau der gesättigten Bodenzone als im Ist-Zustand. Dieses Phänomen ist jedoch nur selten zu verzeichnen, nämlich in der Zeit von April bis Juni 1983 sowie - deutlicher ausgeprägt - von Dezember 1988 bis April 1989 (Abb. 76). Für die Vegetation dürften diese geringfügig höheren Wasserstände allerdings ohne Bedeutung sein.

Abbildung 75 zeigt die Häufigkeit der Lage des Niveaus der gesättigten Bodenwasserzone in unterschiedliche Klassen diskretisiert. Für den Ist-Zustand liegt der Wasserstand an fast 50 % der Tage über 25 cm Tiefe, an nahezu 70 % der Tage über 50 cm Tiefe und nur an 6 % der Tage tiefer als 1 m. Mit dem Einfluss des Klimawandels (Sz1) sinkt die Zahl der Tage mit Wasserständen über 25 cm deutlich. Im Ist-Zustand liegt das Grundwasser an den meisten Tagen in 0 - 25 cm Tiefe, im Zukunftsszenario in der Klasse 50-100 cm. Die Anzahl der Tag mit einem Wasserstand tiefer als ein Meter verdoppelt sich im Zukunftsszenario gegenüber dem Ist-Zustand. Naturgemäß liegt im Winterhalbjahr mit mehr Regen und vor allem weniger Verdunstung die Sättigungszone deutlich häufiger im oberflächennahen Bodenbereich als im Sommerhalbjahr. Aber obwohl im Zukunftsszenario für das Winterhalbjahr eine Zunahme der Niederschläge erwartet wird, nimmt die Anzahl der Tage mit Wasserständen über 25 cm von 80 % im Ist-Zustand auf 55 % stark ab und die Anzahl der Tage mit Wasserständen unter ein Meter verdoppelt sich. Die höheren Niederschlagssummen können die höhere Verdunstungsleistung nicht vollständig ausgleichen. Dieser Trend zeigt sich auch im Sommerhalbjahr. Hier sinkt im Zukunftsszenario die Lage der gesättigten Zone an über 20 % der Tage unter einen Meter

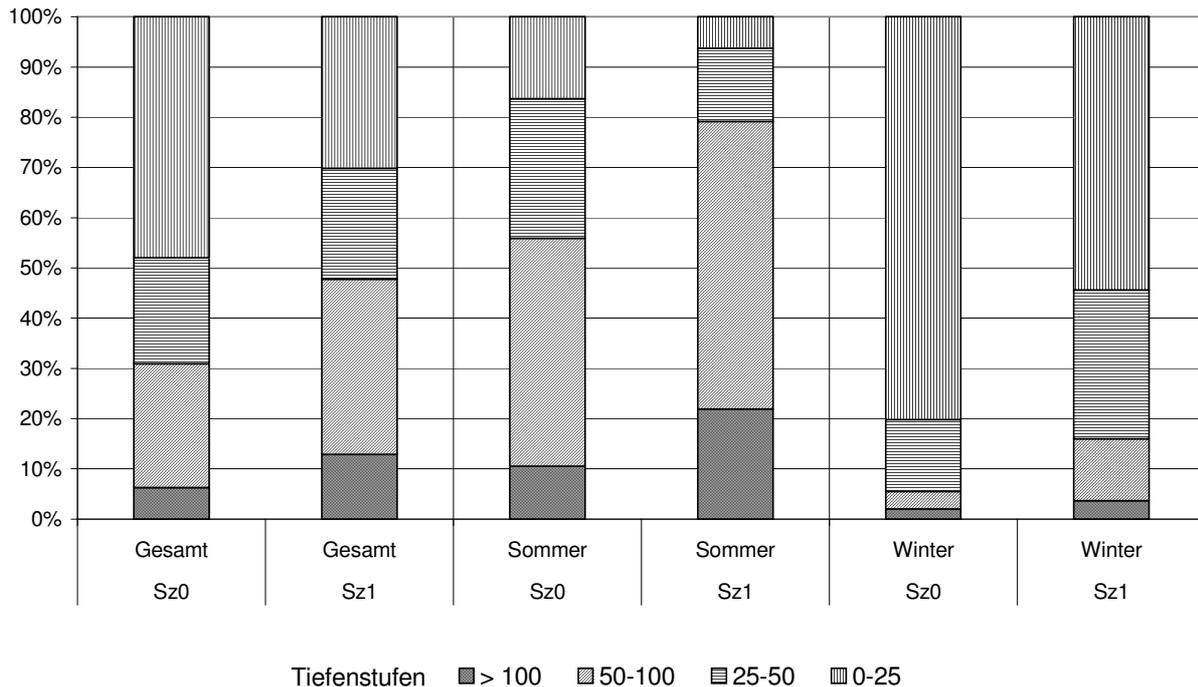


Abb. 75: Anteil der Tage [%] mit Bodenwassersättigung in definierten Tiefenstufen gemittelt über den gesamten Niedermoorbereich für den Gesamtzeitraum, Ist-Zustand (Sz_0) und Zukunftsszenario (Sz_1), hydrologisches Winter- und Sommerhalbjahr

Wasserhaushalt 1988 und 1989

Wie auch für den Erlenbruch Lichteler Landturm soll für das Einzugsgebiet Birkenweiher exemplarisch der Wasserhaushalt für die hydrologischen Jahre 1988 und 1989 dargestellt werden. Der Temperaturverlauf dieser Jahre war ausgeglichen. Besonders die Winter waren wärmer als der langjährige Mittelwert, während die Sommermonate durchschnittlich oder etwas kühler als der Mittelwert waren. Insgesamt lagen beide Jahre über dem langjährigen Mittel, 1988 um 0,24 °C und 1989 um 0,43 °C. Im Jahr 1988 fiel mit 1.180 mm (Sz_0) und 1.200 mm (Sz_1) überdurchschnittlich viel Niederschlag, 1989 lag die Jahressumme mit 920 mm (Sz_0) und 930 mm (Sz_1) deutlich unter dem Mittelwert von 1.060 mm (Sz_0) beziehungsweise 1.070 mm (Sz_1). Die reale Evapotranspiration war in beide Jahren durchschnittlich, jeweils circa 700 mm (Sz_0) und 750 mm (Sz_1).

Wie auch in Lichtel waren im Einzugsgebiet Birkenweiher die Monate Februar und März 1988 durch hohe Niederschläge gekennzeichnet. Die Lage der gesättigten Bodenwasserzone (Abb. 76) und die Bodenwassergehalte (Abb. 78) der ungesättigten Zone erreichen Ende März für den betrachteten Zeitraum ihren Höchstwert. Im April und im Mai liegt in beiden Szenarien die reale Evapotranspiration deutlich über der Niederschlagssumme. Wasserstände und Wassergehalte beginnen deshalb ab April deutlich zu sinken. Im Juni steigen die Wasserstände und Wassergehalte auf Grund hoher Niederschläge kurzfristig wieder an, wobei dieser Anstieg im Ist-Zustand deutlich höher ausfällt, denn in Szenario 1 sind durch die Klimaänderung die Sommerniederschläge reduziert und die Verdunstung ist angestiegen.

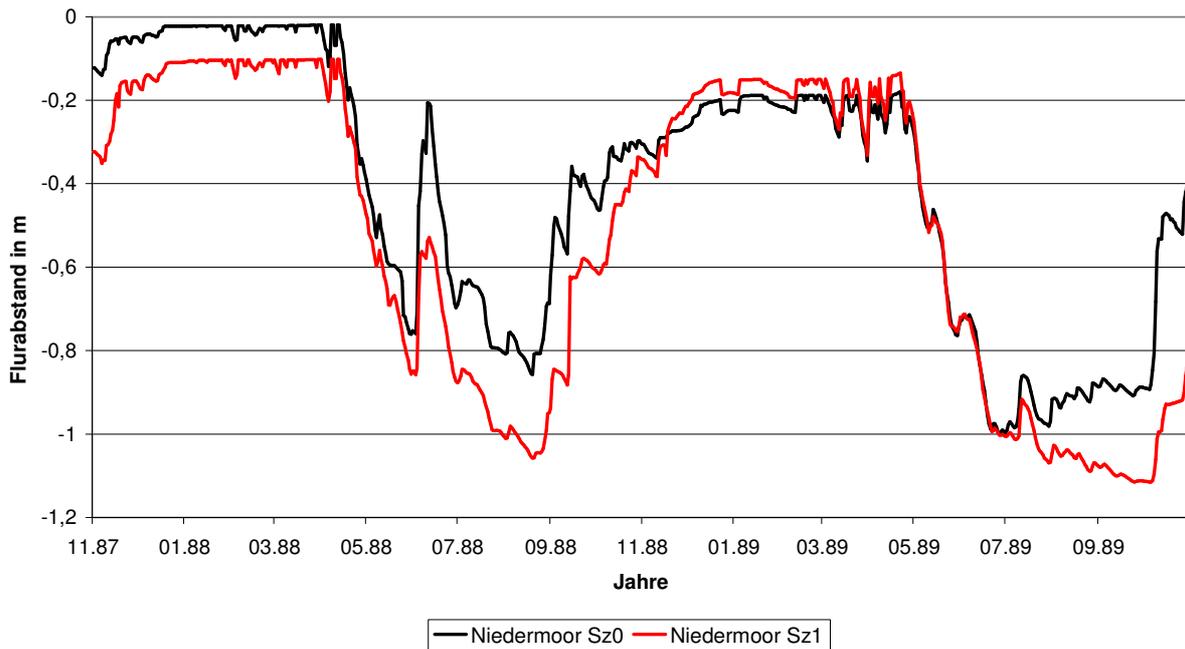


Abb. 76: Tiefe der gesättigten Bodenzone im Niedermoor, Mittelwert über die gesamte Niedermoorfläche, schwarze Linie Ist-Zustand (Sz0), rote Linie Zukunftsszenario (Sz1), hydrologische Jahre 1988 und 1989, NSG Birkenweiher.

Die Wasserstände und Wassergehalte sinken über die Sommermonate weiter ab und erreichen im August 1988 ihr Jahresminimum. Die Lage der gesättigten Bodenzone liegt hierbei im Zukunftsszenario mit 1,05 m maximaler Tiefe um 20 cm tiefer als im Ist-Zustand mit 0,85 m. Mit Zunahme der Niederschläge ab Ende August und Abnahme der realen Evapotranspiration beginnen die Werte wieder zu steigen. Unter dem Einfluss der Klimaänderung nehmen die Winterniederschläge im Vergleich zum Ist-Zustand zu und im kühlen Winter 1988 ist die reale Evapotranspiration auch im Zukunftsszenario sehr niedrig. Deshalb steigen das Niveau der gesättigten Bodenzone und der Wassergehalt in der ungesättigten Zone im Dezember 1988 über die Werte des Ist-Zustandes. Dieser Effekt hält sich bis in den April 1989. Mit dem Ansteigen der Lufttemperatur und damit der Verdunstung ab Mai sinken die Wasserstände und Wassergehalte wieder ab.

Ende Juni 1989 erreicht die Lage der gesättigten Bodenzone im Ist-Zustand den Jahrestiefstand, während sie im Zukunftsszenario auf Grund der geringeren Sommerniederschläge und der höheren Verdunstungsleistung bis in den September weiter absinkt. Die Wassergehalte der ungesättigten Bodenzone erreichen ebenfalls im Juni 1989 ihr Jahresminimum. Aber im Gegensatz zu der Lage der gesättigten Bodenzone steigt der Bodenwassergehalt danach wieder an. Die Bodenwassergehalte für das Zukunftsszenario folgen den Werten des Ist-Zustandes nahezu parallel, allerdings auf einem niedrigerem Niveau. Bei den Werten der gesättigten Bodenzone - dem Grundwasserstand - gehen die Kurven in den Sommermonaten deutlich auseinander. Die geringeren Sommerniederschläge des Zukunftsszenarios führen zu einer geringeren Grundwasserneubildungsrate und somit zum tieferen Absinken des Wasserspiegels.

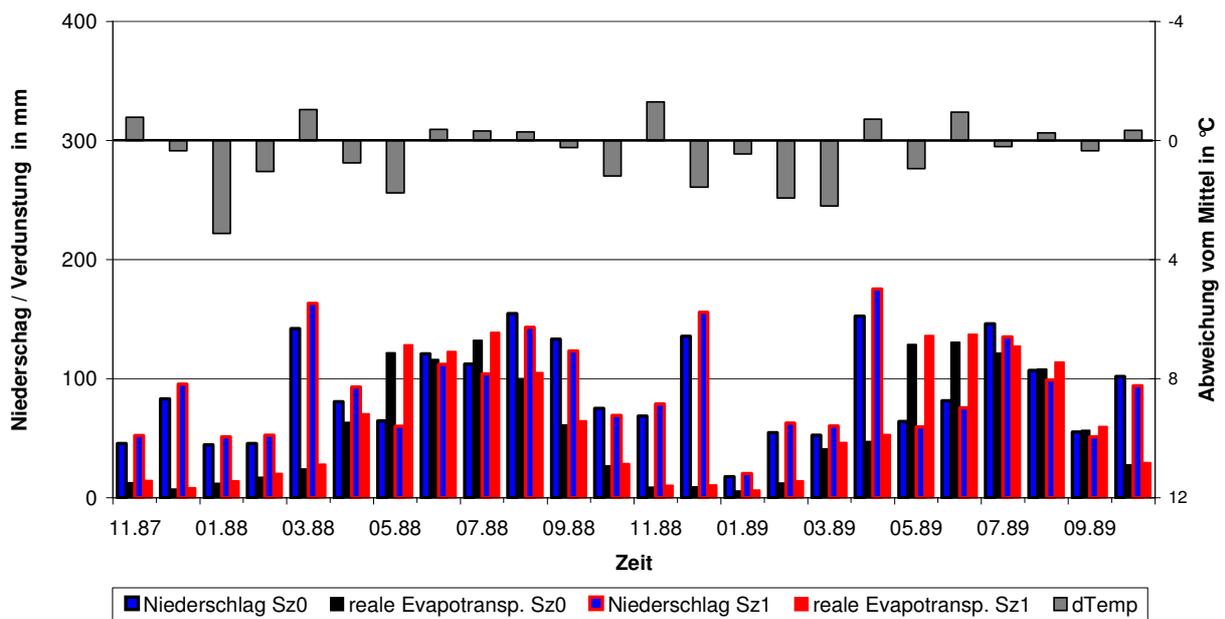


Abb. 77: Monatssummen des Niederschlages, der realen Evapotranspiration und die Abweichung der Monatsmitteltemperaturen der hydrologischen Jahre 1988 und 1989 von den langjährigen Mittelwerten, NSG Birkenweiher

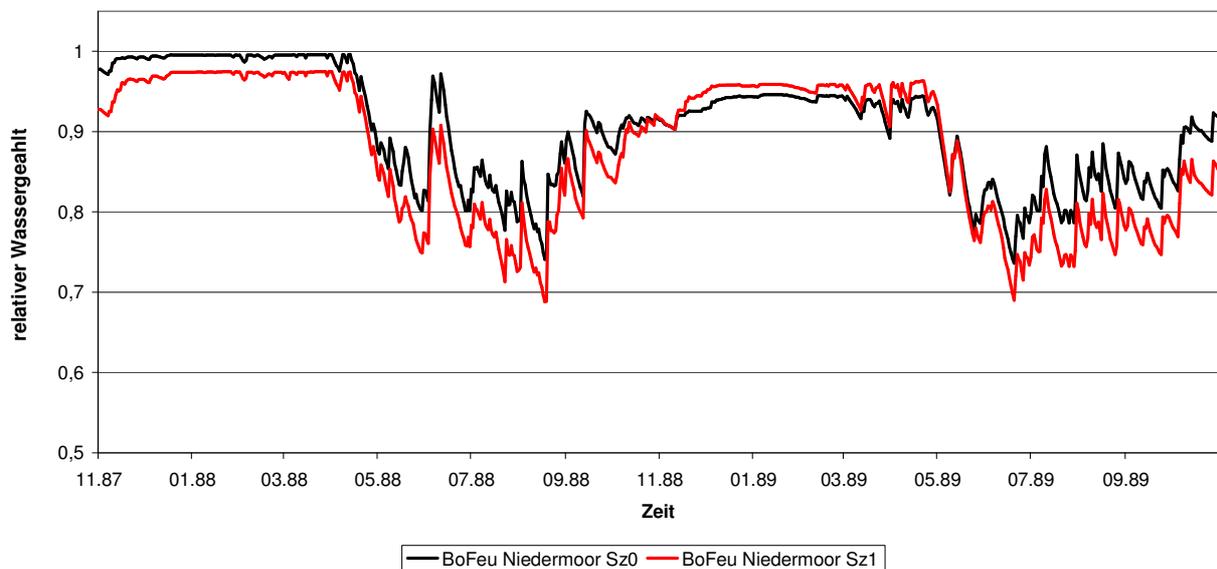


Abb. 78: Jahresgang des Relativen Bodenwassergehaltes hydrologische Jahre 1988 und 89, Mittelwert über die gesamte Niedermoorfläche, schwarze Linie Ist-Zustand (Sz0) rote Linie Zukunftsszenario (Sz1), NSG Birkenweiher.

6 Die Wirkung von Klimaänderungen auf Biotope

6.1 Einfluss von Klimaänderungen auf die Bodeneigenschaften

Das Klima ist neben dem Ausgangsgestein, Relief sowie Flora und Fauna ein wesentlicher Faktor der Bodenentwicklung. Die Bodenzonen der Erde sind prinzipiell äquatorparallel um die Erde verbreitet (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2010). Daher sind von einem veränderten Klima auch deutliche Rückwirkungen auf die Böden zu erwarten. Die Frage ist allerdings, ob die prognostizierten Änderungen schon wesentliche Auswirkungen auf die Böden und die Bodenorganismen haben können.

Im Folgenden werden zuerst die Auswirkungen des Klimawandels auf abiotische Prozesse betrachtet¹² und anschließend die Auswirkungen auf biotische Prozesse untersucht. Der prinzipielle Unterschied zwischen biotischen und abiotischen Prozessen ist, dass letztere durch extreme Temperaturen oder Feuchte nur solange beeinträchtigt werden, wie diese Bedingungen herrschen und bei Normalwerten wieder wie vorher ablaufen können. Hingegen besteht bei den von Organismen getragenen Prozessen prinzipiell die Möglichkeit dass die Organismen bei Extremereignissen aussterben und die von ihnen getragenen Prozesse dann auch beim Erreichen des Normalzustandes nicht mehr stattfinden.

6.1.1 Auswirkungen auf abiotische Prozesse

6.1.1.1 Erosion

Die Zunahme von Niederschlagsereignissen hoher Intensität (KLIWA 2006a) und eine geringere Bodenbedeckung aufgrund von Sommertrockenheit könnten zu höheren Erosionsraten führen. Im Grünland und Wald, wie in unseren Untersuchungsgebieten, verhindert die permanente Vegetationsdecke Erosion weitgehend. Allerdings kann bei einem Ausfall der Vegetation aufgrund von Trockenheit oder – unwahrscheinlicher - Verbiss und Tritt von Weidetieren bei der gegebenen meist steilen Hangneigung Erosion in erheblichem Ausmaß auftreten. Auch in den Untersuchungsgebieten, beispielsweise im NSG Haigergrund, gibt derzeit einige kleine Flächen mit deutlichen Erosionserscheinungen (Abb. 79). Diese Flächen weisen keinen flächendeckenden Bewuchs mehr auf, an der Bodenoberfläche liegt Schotter, der Feinboden wurde weggespült. Solche erodierten Flächen werden vermutlich zukünftig geringfügig zunehmen. Solange aber Erosion nicht großflächig auftritt, ist sie aus Sicht des Naturschutzes eher eine Bereicherung, da offene Flächen in Magerrasen derzeit wertvoll sind (z. B. HAGEN 1996, siehe auch Kap. 6.3.1).

Allerdings sind Erosionsprognosen prinzipiell mit großen Unsicherheiten behaftet, da nicht prognostizierbare singuläre Ereignisse wie Starkregen im Juli 1342 (BORK et al. 1998, DOTTERWEICH 2008) zu Erosion in katastrophalem Ausmaß führen können. Das immense Ausmaß der Erosion, die in manchen Regionen des Mittelmeerraumes für eine weit gehende Boden-degradierung sorgte, wird in Baden-Württemberg auch unter einem veränderten Klima nicht erreicht werden, da diese nicht nur eine Folge des Klimas sondern vor allem auch eine Folge von Übernutzung war. Derzeit ist hier zu Lande für die geschützten Biotope eher die Nichtnutzung beziehungsweise eine zu extensive Nutzung das Problem (siehe Kap. 4.3)

¹² Veränderungen des Wasserhaushaltes werden in Abschnitt 7.5.3 ausführlich behandelt und hier deshalb nicht weiter betrachtet.



Abb. 79: *Erosion im NSG Haigergrund, Juli 2007.*

6.1.1.2 Quellen und Schrumpfen

Quellen und Schrumpfen sind wichtige Gefüge bildende Prozesse in vielen, vor allem tonreicheren Böden. Durch die prognostizierte Klimaänderung werden die Böden an manchen Standorten zukünftig etwas länger und häufiger austrocknen (siehe Kap. 5.2.2). Auf die Bodenstruktur geschützter Biotope dürfte diese Änderung kaum einen Einfluss haben, da schon beim derzeitigen Klima die meist flachgründigen Böden der untersuchten Gebiete bis zum C-Horizont austrocknen.

6.1.1.3 Auswaschung von Nährstoffen

Aus zwei Gründen könnte sich die Auswaschung von Nährstoffen, vor allem von Nitrat, auch in den betrachteten Naturschutzgebieten erhöhen:

- Die Absickerung außerhalb der Vegetationsperiode steigt aufgrund zukünftig vermehrter Winterniederschläge an. Dies betrifft besonders die flachgründigen Standorte, weil schon bei relativ geringen Niederschlagsmengen der Bodenwasserspeicher gefüllt ist und Absickerung auftritt.
- Aufgrund milderer Temperaturen im Winter wird vermehrt organische Substanz umgesetzt. Zwar wird sich auch die Aktivitätszeit der Vegetation ausdehnen, es ist aber fraglich, ob dies im gleichen Umfang erfolgt, da hierbei auch anderen Faktoren (Licht, Frostgefahr, Krankheiten) eine Rolle spielen. Außerhalb der Vegetationszeit freigesetzte Nährstoffe werden weniger von den Pflanzen aufgenommen. Dadurch steigt die Gefahr für die im Bodenwasser

gelösten Stoffe, vor allem Stickstoffverbindungen, mit dem Sickerwasser aus dem Bereich der Wurzeln verlagert zu werden.

Im Ackerbau ist diese Diskrepanz zwischen Nährstoffangebot - wenn leicht abbaubare Pflanzenreste eingearbeitet werden - und Nachfrage die Ursache für massive Stickstoff-Verluste und führt zu einer deutlichen Beeinträchtigung des Grundwassers. Dieser Vorgang spielt bei den grundwasserfernen geschützten Biotopen jedoch kaum eine Rolle, weil Nährstoffmengen und Flächenanteile viel geringer sind. Auch werden vermutlich die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser kaum die atmosphärischen Einträge, die 2004 im Mittel in Deutschland bei ca. 28 kg N/ha lagen (GAUGER et al 2008a) und die Menge der biologischen Stickstoff-Fixierung übersteigen, so dass die Standorte insgesamt auch zukünftig weiterhin nährstoffreicher werden.

6.1.1.4 Häufigkeit von Frost

Frost kann das Bodengefüge verändern. Dieser Prozess ist vor allem in feinkörnigen Böden von Bedeutung (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2010) und beschränkt sich in der Regel auf den Bereich nahe der Bodenoberfläche. In frisch gepflügten Äckern mit höherem Tonanteil sind diese Wirkungen deutlich zu sehen (Frostgare). In Grünland und Wald ist die Frosttiefe aufgrund der Pflanzenbedeckung geringer. So trat beispielsweise an der Klimastation in Hohenheim im (allerdings vergleichsweise warmen) Zeitraum von 1992-2001 in 50 cm Tiefe überhaupt kein Bodenfrost auf und in 20 cm Tiefe im Durchschnitt nur an sechs Tagen pro Jahr. Insgesamt gab es in diesem Zeitraum nur fünf Perioden mit Bodenfrost in 20 cm Tiefe.

Wesentlich relevanter als der Frost ist im Grünland und Wald prinzipiell die biologische Gefügebildung und bei tonigeren Böden der Einfluss von Quellung und Schrumpfung. Eine geringe Häufigkeit und Intensität von Bodenfrost kann daher im Ackerbau bei tonigen Böden das Bodengefüge nachteilig beeinflussen, auf den untersuchten Standorten sind hierdurch kaum Auswirkungen auf das Bodengefüge zu erwarten.

6.1.1.5 Einfluss auf chemische Reaktionen in Böden

Bei höheren Temperaturen beschleunigt sich die Geschwindigkeit chemischer Reaktionen in Böden und auch die Mineralverwitterung erfolgt schneller. Auch können sich die Bildungsbedingungen von Mineralen verändern (z. B. das Verhältnis verschiedener Eisenoxide). Allerdings sind hierbei die Auswirkungen eines Temperaturanstieges von circa 2° C vergleichsweise moderat, zumal die Veränderungen allmählich erfolgen.

Zusammenfassend kann bezüglich der abiotischen Prozesse gesagt werden, dass zukünftig mit einer gewissen „Mediterranisierung“ der mitteleuropäischen Böden zu rechnen ist. Abgesehen von Veränderungen des Wasserhaushaltes sind im Bereich der abiotischen Prozesse aber keine tief greifenden Konsequenzen zu erwarten.

6.1.2 Auswirkungen auf Bodenorganismen

Wesentliche Prozesse in Böden erfolgen nicht abiotisch, sondern werden von Bodenorganismen durchgeführt. Dazu gehören vor allem

- Der Abbau der anfallenden toten organischen Substanz; der größte Teil wird dabei in der Regel mineralisiert, so dass er als Nährstoffe wieder der Vegetation zur Verfügung stehen kann. Ein kleinerer Teil wird in Humus umgewandelt.
- Der Aufbau des Bodengefüges; im günstigen Fall, dem Vorkommen vieler Regenwürmer, entsteht ein krümeliges Gefüge im Oberboden und es werden im Unterboden tief reichende stabile Röhren gebildet. Außerdem findet eine kleinräumige Vermischung von organischer und mineralischer Substanz statt und die Möglichkeit der Bildung von Ton-Humus-Komplexen besteht. Im ungünstigen Fall, beispielsweise in sauren Waldböden mit wenigen oder keinen Regenwürmern, werden nur das Gefüge der Streuauflage und höchstens die obersten Zentimeter des Mineralbodens positiv verändert. Zwar gibt es auch diverse abiotische Prozesse, die das Bodengefüge beeinflussen, aber das besonders günstige krümelige Gefüge und tiefreichende stabile Röhren können nur von Organismen hergestellt werden.

6.1.2.1 Bodenorganismen

Die Individuenzahlen von Bodenorganismen sind unglaublich hoch. An einen (synthetischen) mittleren Standort sind Mikroflora und -fauna mit Individuenzahlen im Bereich von 107 bis 1014 je m² vertreten (Tab. 14). Die Mikroflora weist auch meist die größten Biomassen auf, während die Biomasse der Bodenfauna meist geringer ist. Im Mittel haben unter den Bodentieren Regenwürmer die mit Abstand größte Biomasse, die in Baden-Württemberg größer als die sämtlicher Nutztiere auf der Fläche ist (EHRMANN 2008).

Eine funktionierende Bodenorganismengemeinschaft ist aus vielen verschiedenen Organismen zusammengesetzt. Die meisten Stoffe werden durch Mikroorganismen umgesetzt, aber diese kleinen Organismen können weder Streu einmischen noch Hohlräume formen. Letzteres erledigen wiederum die Regenwürmer, aber ohne Mikroorganismen hätten sie kaum Nahrung. Die Mesofauna (siehe Tab. 14) hat große Bedeutung für die Verbreitung von Mikroorganismen. An für Regenwürmer ungünstigen Standorten haben Enchyträen und die Mesofauna größeren Einfluss auf die Struktur der Streuauflage und des obersten Mineralbodens.

Im Vergleich zu oberirdischen Lebewesen ist der Kenntnisstand über Bodenorganismen viel geringer. Eine Ursache hierfür ist, dass die Organismen aufgrund ihres Lebensraumes und ihrer geringen Größe kaum direkt beobachtbar sind. So gibt es keine Verbreitungskarten und schon gar keine Karten, aus denen die Arealänderungen in den letzten Dekaden hervorgehen könnten. Bei oberirdischen Tieren wie Vögel oder Schmetterlingen sind diese bekannt (THOMAS & LENNON 1999, PARMESAN et al. 1999) und es wird bereits das zukünftige Areal unter Bedingungen des Klimawandels modelliert (SCHÄFFER 2008).

Tab. 14: Durchschnittliche Individuenzahlen und Lebendgewichte wichtiger Gruppen der Bodenorganismen in einem Bodenblock von 1 m² Fläche (nach DUNGER 1983, verändert) sowie Hinweisen zu Generationszeit, aktiver Wanderung und passiver Ausbreitung

	Individuen* Ø - Anzahl/m ²	Biomasse* Ø - g/m ²	Generations- zeit*	Wanderung aktiv**	Ausbreitung passiv
Mikroflora					
Bakterien	10 ¹⁴	100	<d	---	+++
Aktinomyzeten	10 ¹³	100	?<d	---	+++
Pilze	10 ¹¹	100	<d-a	--/---	+++
Algen	10 ⁸	20	?<d	---	+++
Mikrofauna					
Geißeltierchen	10 ⁸	5	d-w	---	++
Wurzelfüßer	10 ⁷	5	d-w	---	++
Wimpertierchen	10 ⁶	5	d-w	---	++
Mesofauna					
Fadenwürmer	10 ⁶	5	w-m	--	+
Milben	7 x 10 ⁴	0,6	w-m-a	--	+
Urinsekten	5 x 10 ⁴	0,5	m-a	-	+
Makrofauna					
Enchyträen	30000	5	w-m	-	+/-
Regenwürmer	100	30/66***	a	-	-
Schnecken	50	1	a	+/-	+/-
Spinnen	50	0,2		+	+
Asseln	30	0,4	~m-a	+	+
Tausendfüßer	100	4	~m-a	+	+
Hundertfüßer	30	0,4	~m-a	+	+/-
Käfer	100	1,5	a	++	+
Zweiflügler	100	1	<a	++	+
Vertebraten	0,01	0,1	m-a	++	+?

d = Tag, w = Woche, m = Monat, a = Jahr

* Die Generationszeit ist auch innerhalb einer Organismengruppe variabel, daher sind die Angaben nur Richtwerte.

** Parameter für die Einstufung der aktiven Wanderung waren die Mobilität der Tiere und ihrer Fähigkeit an der Bodenoberfläche zu überleben. Für die passive Ausbreitung ist vermutlich die Anzahl der Individuen einer Gruppe und ihre Fähigkeit Transporte zu überdauern wichtig.

*** Durchschnittswerte für Baden-Württemberg

Regenwürmer sind unter den Bodentieren wegen ihrer großen Bedeutung und leichten Erfassbarkeit noch am Besten untersucht. Daher nimmt auch der folgende Text immer wieder Bezug auf Regenwürmer. Trotzdem ist auch hier der Kenntnisstand zu Einflüssen des Klimawandels gering. Die Analyse der aktuellen wissenschaftlichen Literatur zu Regenwürmern¹³ lässt sich sehr kurz zusammenfassen: Es gibt bis dato nur sehr wenig Literatur zum Thema Regenwürmer und Klimawandel.

¹³ Es wurden circa 900 Artikel in internationalen Journals über Regenwürmer durchgesehen.

Es wurden lediglich fünf Literaturstellen gefunden. Eine Arbeit aus den Niederlanden untersucht die Auswirkungen eines veränderten Überflutungsregimes am Unterrhein auf Regenwürmer (THONON & KLOK 2007). Eine weitere Arbeit weist auf eine leichte erhöhte Schwermetalltoxizität bei höheren Bodentemperaturen hin (KHAN et al. 2007). In der Schweiz fanden ZALLER & ARNONE (1997) in Grünland auf Kalkstein eine deutliche Zunahme von Regenwurmlosungen an der Bodenoberfläche bei höherem CO₂-Gehalt in der Luft. Außerdem wurden von EHRMANN & EMMERLING (2007) langjährige Zeitreihen zur Entwicklung von Regenwurmpopulationen vorgestellt und von EHRMANN (2008) wurde im Auftrag der LUBW eine Vorstudie zu den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Regenwürmer erstellt.

6.1.2.2 Einfluss eines Anstiegs der Temperatur auf Bodenorganismen

Bodenorganismen kommen auch in sehr kalten und in sehr heißen Klimaten der Erde vor. So finden sich Regenwürmer in den Subtropen und Tropen (LEE 1985) und auch noch vereinzelt auf Novaya Zemlya nördlich des 70. Breitengrades (TIUNOV et al. 2006). Die prognostizierten Änderungen im Zuge des Klimawandels sind im Vergleich dazu moderat.

Die meisten mitteleuropäischen Regenwurmarten kommen auch in etwas wärmeren Gegenden Frankreichs (BOUCHE 1977) und teilweise auch in Nordafrika vor. In Laborversuchen zeigte sich aber auch eine deutliche höhere Mortalität mitteleuropäischer Regenwürmer bei mäßig ansteigenden Bodentemperaturen (DANIEL 1990). Zwar sind Laborversuche nur sehr eingeschränkt auf Freilandbedingungen übertragbar, es ist aber eindeutig, dass die Temperaturempfindlichkeit einer Regenwurmart von ihrer geographischen Herkunft abhängt. So sind finnische Exemplare von *Dendrobaena octaedra* wesentlich unempfindlicher gegen Frost als dänische Tiere der gleichen Art (RASMUSSEN & HOLMSTRUP 2002, OVERGAARD et al. 2007). Daher kann nicht ausgeschlossen werden, dass mitteleuropäische Tiere der gleichen Art wesentlich empfindlicher als mediterrane auf höhere Temperaturen reagieren. Die Verbreitung einer Art in wärmeren Zonen ist daher keine Garantie, dass die einheimischen Exemplare der gleichen Art deutlich höhere Temperaturen als derzeit ertragen. Allerdings können Regenwürmer vermutlich einen mäßigen Temperaturanstieg durch Wanderung in kühlere Bereiche kompensieren. Daher wird ein moderater Anstieg der Durchschnittstemperatur vermutlich keine existenzielle Bedrohung darstellen. Extrem warme - und vor allem trockenere - Sommer hingegen könnten kritischer sein.

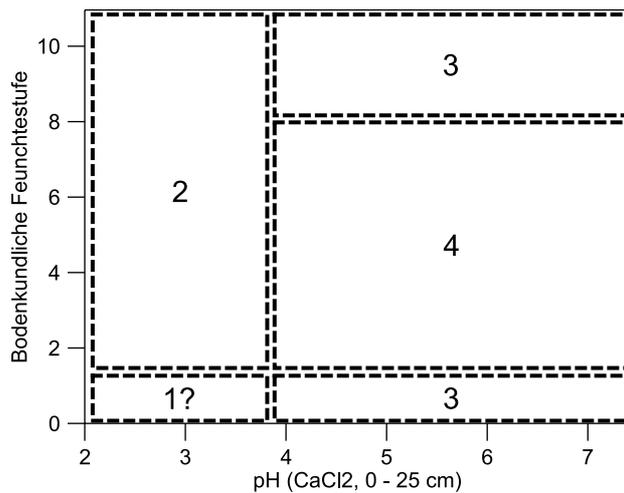
Die Bedingungen für Bodenorganismen im Spätherbst und Winter könnten sich dagegen prinzipiell verbessern. Frost begrenzt bei den meisten Bodenorganismen die Aktivität und kann für manche letal sein. So überleben die mitteleuropäischen Regenwürmer nicht das Einfrieren, überleben können nur die forsttoleranteren Kokons (HOLMSTRUP 2003). Die zukünftig höheren Temperaturen im Winter sind daher für die Aktivität der meisten Bodenorganismen günstiger. Da im Winter der Boden in aller Regel auch hinreichend feucht ist, können sie im Winterhalbjahr länger aktiv sein.

6.1.2.3 Einfluss der Bodenfeuchteänderung auf Bodenorganismen

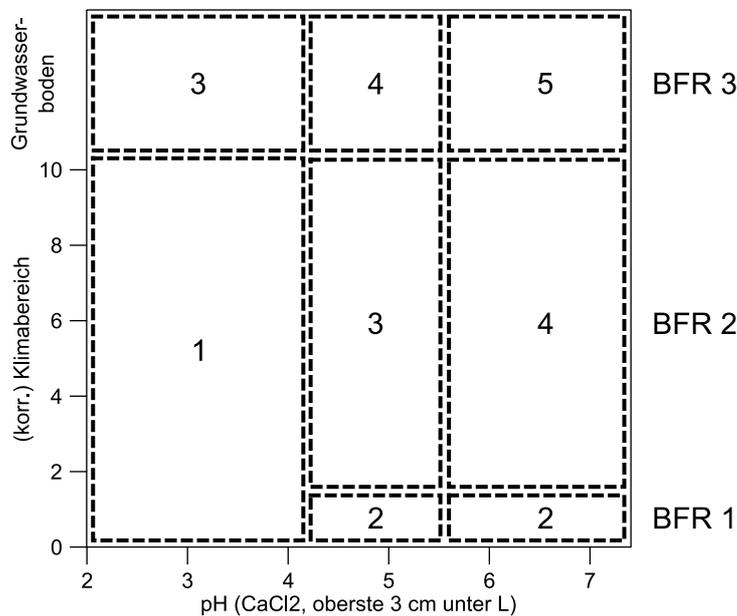
Bei vielen Bodenorganismen (Mikroflora und -fauna, Nematoden, Enchyträen, Regenwürmer) findet der Gasaustausch über die Körperoberfläche statt. Bodentiere haben daher in der Regel keinen ebenso effektiven Transpirationsschutz wie an oder auf der Oberfläche lebende Tiere aus-

gebildet. Im feuchten Boden ist dies auch nicht notwendig. Trockenphasen können aber die Aktivität der Bodentiere einschränken oder bei längerer Dauer auch letal sein. Bodentiere haben zwar diverse Anpassungsstrategien an Trockenphasen entwickelt, trotzdem haben häufiger austrocknende Standorte eine weniger entwickelte Bodenorganismengemeinschaft. Stauende Nässe schränkt Bodenorganismen ebenfalls ein, da das stagnierende Wasser meist sauerstoffarm ist.

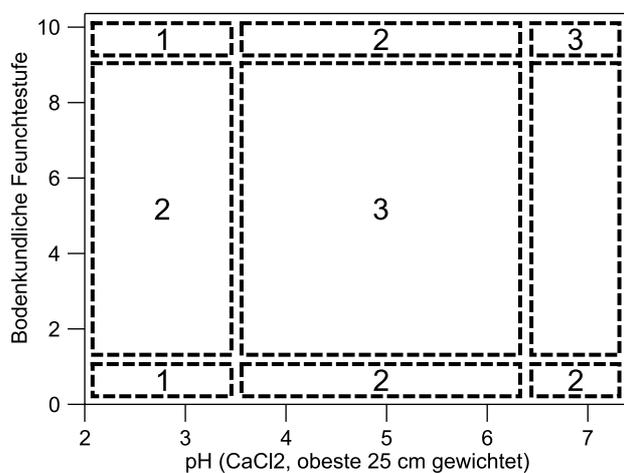
Eine Korrelation von Bodenfeuchtezuständen mit dem Vorkommen von Organismen ist schwierig. Momentaufnahmen des Wasserhaushaltes unmittelbar bei den Probenahmen sind wenig aussagefähig und die langjährige Erfassung des Wasserhaushalts an vielen Standorten ist sehr aufwändig und messtechnisch nicht unproblematisch. Daher gibt es zumindest für Mitteleuropa kaum Arbeiten in denen der Wasserhaushalt von Standorten mit den Vorkommen von Bodenorganismen korreliert wird. Die einzige dem Autor bekannte umfangreichere Arbeit wurde in Wäldern Baden-Württembergs durchgeführt (SOMMER et al. 2002). Dabei wurde als integrierender Faktor für den Bodenwasserhaushalt die Bodenkundliche Feuchtestufe (BFS) verwendet. In die Berechnung der BFS geht der Klimabereich - und damit Niederschlag und Temperatur-, die Exposition und Inklination sowie die nutzbare Feldkapazität ein. Grund- und Stauwasserböden werden differenziert betrachtet. Die Böden werden auf einer nicht linearen Skala von 1 (trocken) bis 10 (nass) angeordnet. Das Vorkommen von Regenwürmern (EHRMANN et al. 2002) und Mikroorganismen (FRIEDEL et al. 2002) konnte mit Ökogrammen aus Wasserhaushalt und pH-Wert beschrieben werden. Bei an der Bodenoberfläche lebenden Schnecken war der Klimabereich beziehungsweise der Wasserstand der Böden wichtiger (MARTIN et al. 2002).



Regenwürmer (vereinfacht):
Die höchste Wertigkeit wird erreicht, wenn die Biomasse groß ist und alle drei ökologischen Gruppen der Regenwürmer vorkommen.



Gehäuselandschnecken:
Die höchste Wertigkeit wird erreicht, wenn die Parameter Arten- und Individuenzahl hohe Werte aufweisen. (BFR = Bodenfeuchtereime)



Mikroorganismen:
Die höchste Wertigkeit wird bei einem hohen mikrobiellen Potential erreicht.

Abb. 80: Ökogramme zur Einstufung von Böden als Lebensraum für Bodenorganismen; Einstufung: 1 = geringe Wertigkeit, 5 = hohe Wertigkeit.

Bei diesen Ökogrammen zeigt sich:

- Regenwürmer kamen zwar an allen Standorten vor, die ökologische Gruppe der tief grabenden Arten fehlte aber an sehr nassen und sehr trockenen Standorten. In einem trockenem Kiefernforst neben dem NSG Haigergrund wurde die geringste Regenwurmbiomasse ($0,2 \text{ g/m}^2$) von allen untersuchten 44 Wäldern in Baden-Württemberg gefunden (EHRMANN 2002).
- Die Leistungsfähigkeit von Mikroorganismen ist an sehr nassen und sehr trockenen Standorten eingeschränkt.
- Gehäuselandschnecken sind auf Grundwasserböden und feuchteren Standorten zahlreicher, bei trockenen Böden waren Individuen- und Artenzahlen deutlich geringer.
- Bei allen drei Organismengruppen gibt es aber einen großen mittleren Feuchtebereich, der bei der Aufnahme von über 40 Waldstandorten nicht weiter differenziert werden konnte. In diesem Bereich hat der Bodenwasserhaushalt keinen entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen der betrachteten Organismen.
- Trockene Standorte sind für alle drei Organismengruppen ungünstiger, sehr nasse Standorte sind für Regenwürmer und Mikroorganismen, nicht aber für Schnecken ungünstiger.
- Niedrige pH-Werte (Versauerung) sind prinzipiell für die untersuchten Organismen ungünstig.

Die in Wäldern Baden-Württembergs gewonnenen Ergebnisse sind nicht uneingeschränkt auf die hier untersuchten vorwiegend Grünlandstandorte übertragbar. Allerdings dürften die grundsätzlichen Aussagen auch hier gelten, zumal die Bodenfauna von Wäldern und Grünland nicht grundsätzlich verschieden ist. Bei anderen Tiergruppen zeigte sich, dass eine zunehmende Sommertrockenheit ungünstig für Bodentiere ist. So fanden LINDBERG et al. (2002) in einem schwedischen Fichtenforst, dass Trockenheit die Abundanzen der untersuchten Tiergruppen Enchyträen, Milben und Collembolen jeweils reduziert und einige Arten bei zunehmender Sommertrockenheit aussterben können.

6.1.2.4 Gibt es gegenüber dem Klimawandel besonders empfindliche Bodenorganismen?

Empfindlich dürften Bodenorganismen auf einen Klimawandel reagieren wenn

- sie empfindlich auf höhere Temperaturen und Trockenheit reagieren. Sehr kleine Organismen sind meist kaum vor Austrocknung geschützt.
- die Neueinwanderung oder Wiederbesiedlung nach einem Populationszusammenbruch durch eine langsame aktive oder passive Wanderung verzögert erfolgt.
- sie eine lange Generationszeit aufweisen und so die Regeneration der Population Zeit braucht. Diese liegt bei Bodenorganismen zwischen Stunden (Bakterien) und Jahren (Käfer).

Probleme gibt es, wenn eine Organismengruppe sowohl empfindlich auf Trockenheit reagiert, die Wiederbesiedlung durch eine geringe Wanderung sehr langsam erfolgt und die Generationszeit lang ist. Die Mikroflora und -fauna reagiert zwar prinzipiell empfindlich bei Trockenheit und muss den Stoffwechsel einstellen, aber sie bildet oft unempfindliche Dauerstadien und kann auf-

grund ihrer hohen Vermehrungsrate Verluste sehr schnell wieder ausgleichen. Organismen der Makrofauna sind sehr unterschiedlich empfindlich. So sind beispielsweise Käfer oder Diplopoden relativ gut gegen Austrocknung geschützt, Regenwürmer oder Enchyträen hingegen weniger gut.

Problematisch für ein Ökosystem wird es, wenn die Funktion eines ausgefallenen Organismus nicht von anderen übernommen werden kann. Aufgrund der hohen Artenzahl sind vermutlich die meisten mikrobiellen Prozesse redundant belegt. Regenwürmer hingegen weisen zum Beispiel niedrige Artenzahlen auf. In Baden-Württemberg wurden noch nie mehr als zehn Arten pro Standort gefunden, im Durchschnitt sind es beispielsweise in Wäldern nur 3,8 Arten (EHRMANN et al. 2002) und im Grünland nur 5,2 Arten (EHRMANN 2008). Von tief grabenden Arten kommt in der Regel - wenn überhaupt - meist nur eine Art vor. Die wichtigen Funktionen der tief grabenden Regenwürmer, das Einarbeiten der Streu in den Boden und das Anlegen tief reichender Röhren als Wege für Wasser und Luft sind in der Regel nicht redundant belegt. Der Ausfall einer Regenwurmart kann daher den Streuabbau und die Bodenstruktur wesentlich verändern.

Auswirkungen von Trockenheit auf Regenwürmer

Langzeituntersuchungen von Regenwürmer zeigen einen deutlichen Einfluss von trockenen Sommern auf die Regenwurmpopulation: In einer Pararendzina aus Löss im Kraichgau (Abb. 81) war die Regenwurmbiomasse von 1989-1991 nach trockenen Sommern sehr niedrig. Das Extremjahr 2003 führte in der Dauerbrache zu einem drastischen Rückgang (im Acker waren die Werte bewirtschaftungsbedingt schon vorher nahe Null). In einer Rekultivierungsschicht auf der Kreismülldeponie Leonberg (Abb. 82) wirkte sich der trockene Sommer 2003 ebenfalls negativ aus. In der günstigen Bodeneinbauvariante „U-Feld“ (= unverdichtet eingebaut) gab es einen deutlichen Rückgang, im ungünstigeren konventionell verdichteten Feld (K-Feld) brach die Population fast zusammen.

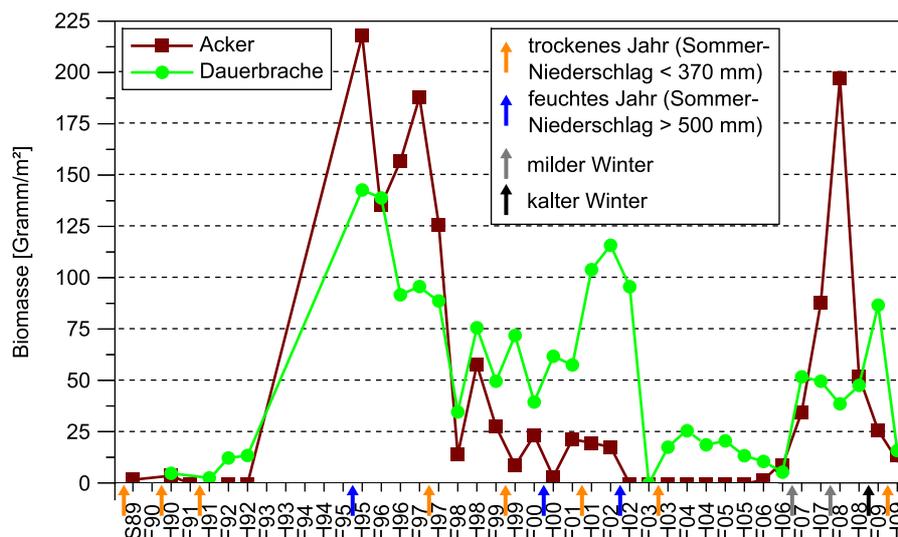


Abb. 81: Entwicklung der Regenwurmpopulation in Versuchsflächen im Kraichtal 1989-2009 (Ehrmann 2009, ergänzt mit Daten aus 2009); Anmerkungen zum Jahr 2003: Aufgrund der Frühjahrs-trockenheit erfolgen die Untersuchungen 2003 erst im Juni und damit schon innerhalb der Trockenperiode. Die Datenreihe Acker wird zusätzlich von der Bewirtschaftung beeinflusst.

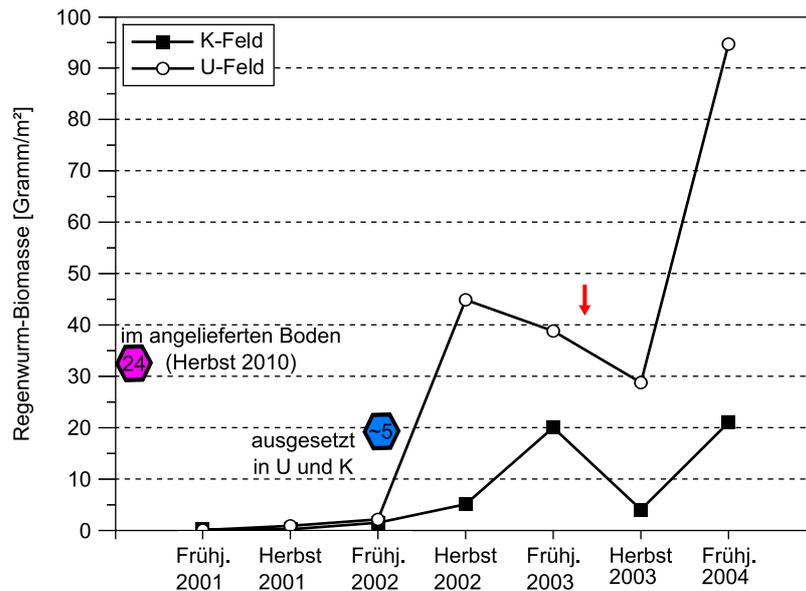


Abb. 82: Entwicklung der Regenwurmpopulation in der neu angelegten Rekultivierungsschicht der Kreismülldeponie Leonberg (Ehrmann 2005, verändert)

Ein trockeneres Jahr führt zwar zum Absterben von vielen Regenwürmern, aber vermutlich selten zum Erlöschen einer Population, weil Eier in gegen Feuchtigkeitsverlust geschützten Kokons die Trockenphase überdauern können. Bei zwei sehr trockenen Jahre in Folge kann aber die Population erlöschen, weil die nach der ersten Trockenperiode geschlüpften Tiere aufgrund der langen Generationszeit der Regenwürmer von circa einem Jahr noch nicht mit der Reproduktion begonnen haben, daher zu Beginn der zweiten Trockenperiode keine trockenheitsunempfindlichen Eier in Kokons vorhanden sind.

6.1.2.5 Einwanderung und Wiederbesiedlung nach Erlöschen von Populationen

Die Wiederbesiedlung eines Standortes durch Bodenorganismen nach dem Zusammenbruch einer Population kann sehr unterschiedlich verlaufen, hierbei muss zwischen aktiver und passiver Besiedlung unterschieden werden. Die sehr kleinen und sehr zahlreichen Organismen der Mikroflora und Mikro- und Mesofauna sowie Spinnen können passiv sehr schnell wieder eine Fläche besiedeln. Der Transport erfolgt dabei durch den Menschen (z. B. beim Bodentransport), durch andere Tiere oder auch über die Luft. Aktive Fortbewegung ist hingegen für die Vertreter der Makrofauna wesentlich wichtiger (WANNER & DUNGER 2002), die Fähigkeit hierzu ist allerdings bei der Makrofauna sehr unterschiedlich ausgeprägt:

- Flugfähige Insekten (Dipteren, Käfer) und die meisten Wirbeltiere (z. B. Mäuse) haben sicher eine sehr schnelle aktive Ausbreitung.
- Langsamer sind vermutlich Asseln, Diplopoden und Schnecken. Aber diese Tiere leben oft an oder nahe der Bodenoberfläche und können daher noch relativ schnell wandern.
- Am langsamsten sind vermutlich im Boden lebende Oligochaeten (Regenwürmer, Enchyträen). Da es dort kein horizontales Wegesystem gibt, müssen die Tiere notgedrungen auf der Bodenoberfläche wandern. An eine Fortbewegung an der Bodenoberfläche sind diese

Tiere aber schlecht angepasst, weil sie langsam sind, leicht gefressen werden und schnell vertrocknen.

Die Wiederbesiedlung nach einem Extremereignis und die Einwanderung von besser angepassten Arten aus dem Süden Europas ist also bei Organismen die sich entweder passiv oder aktiv schnell ausbreiten können kein grundsätzliches Problem. Dies trifft für die Mikroflora und Mikro- und Mesofauna und für viele Vertreter der Makrofauna zu. Bei der sehr wichtigen Tiergruppe der Regenwürmer könnte die Einwanderung hingegen ein kritischer Faktor sein, daher wird sie näher betrachtet.

Wanderung von Regenwürmern

Die aktive Wanderungsgeschwindigkeit von Regenwürmern wurde öfters untersucht. Sie ist mit 5 - 10 m/Jahr pro Jahr, das entspricht unter 100 km in 10.000 Jahren, sehr langsam (MARINISSEN & VAN DEN BOSCH 1992, HOOGERKAMP et al. 1983). Mit dieser Ausbreitungsgeschwindigkeit alleine lässt sich aber schon die nacheiszeitliche Besiedlung Nordeuropas mit Regenwürmern nicht mehr erklären, Regenwürmer kommen heute nämlich beispielsweise auch in Schweden vor. Die Ausbreitung ist vielmehr eine Kombination von aktiver Fortbewegung und passiver Verfrachtung zum Beispiel durch Flüsse, Menschen oder Tiere. Allerdings ist diese Kombination nicht so schnell, um in wenigen Jahren große Areale gleichmäßig besiedeln zu können. Dies zeigt das Beispiel der Besiedlung Nordamerikas nach der letzten Eiszeit. Große Flächen waren dort aufgrund des riesigen laurentidischen Eisschildes frei von Regenwürmern. Die nordamerikanischen Regenwurmartentypen konnten trotz klimatischer Eignung der meisten Flächen in den letzten 10.000 Jahren einen großen Teil dieser Flächen nicht wieder besiedeln. Auch die Einwanderung verschleppter europäischer Regenwurmartentypen in die vormals regenwurmfreien Gebiete ist noch nicht abgeschlossen. Dies liegt nicht prinzipiell an der Ungunst des Klimas, denn regenwurmfrei sind nicht nur boreale Wälder (z. B. in Alberta) sondern auch teilweise Wälder der nördlichen gemäßigten Breiten (z. B. in den US-Bundesstaaten Minnesota und New York). In diese Wälder wandern derzeit vor allem europäische Regenwurmartentypen ein und verändern massiv den Standort (BOHLEN et al. 2004, DYMOND et al. 1997, HALE et al. 2005, LEE et al. 2006). Die Regenwürmer werden dabei passiv beispielsweise durch Angler, mit dem Wurzelballen von Pflanzen oder entlang von Forststraßen verfrachtet (TIUNOV et al. 2006, DYMOND et al. 2007). Das Besiedlungsmuster korreliert auch nach mindestens 150 Jahren europäischer Kolonisation in Minnesota noch deutlich mit der menschlichen Aktivität (TIUNOV et al. 2006). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf die geringe aktive Ausbreitung der Regenwürmer. Daraus lässt sich schlussfolgern:

- Die flächige Besiedlung Mitteleuropas mit besser angepassten südeuropäischen Arten dürfte mindestens die Größenordnung eines Jahrhunderts in Anspruch nehmen.
- Die vollständige Wiederbesiedlung einer Landschaft mit einheimischen Arten nach dem Erlöschen einer Population aufgrund eines Extremereignisses unter der Annahme, dass Tiere an wenigen günstigeren Stellen in der Landschaft überdauern können, wird vorwiegend mit der geringen aktiven Ausbreitungsgeschwindigkeit erfolgen. Für 100 m werden Regenwürmer also mindestens eine Dekade benötigen. Großräumig einheitliche Landschaften, wie flurbereinigte, drainierte Agrarlandschaften, können daher nur in Zeiträumen von Dekaden wiederbesiedelt werden.

6.1.3 Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Humusgehalt von Böden

Im Bodenumus sind relativ große Mengen an Nährstoffen gespeichert. Schon eine vergleichsweise geringe Änderung des Humusgehaltes könnte zu einer erheblichen Freisetzung oder Fixierung von Nährstoffen führen. Dies würde das Nährstoffangebot am Standort und damit u. U. die Pflanzengemeinschaft erheblich verändern. Zum Thema Auswirkungen des Klimawandels auf den Humusgehalt von Böden gibt es eine Vielzahl von Publikationen von unterschiedlichen Arbeitsgruppen. Nachdem Publikationen mit echten Ergebnissen herausgefiltert wurden, war erkennbar, dass oft keine eindeutigen klaren Trends festgestellt werden konnten. Verschiedene Arbeiten zum gleichen Thema widersprechen sich oft im Ergebnis.

An sich ist die Messung des Humusgehaltes im Labor relativ einfach. Trotzdem ist die direkte Messung der Veränderung von Humusgehalten sehr schwierig, weil die Vorräte im Boden im Vergleich zu kurzfristigen Änderungen relativ groß sind und der Humus im Boden sehr ungleich verteilt ist. Wegen der großen Bedeutung von Änderungen des Kohlenstoffvorrates von Böden für den atmosphärischen C-Gehalt wurde eine Vielzahl an verschiedenen Experimenten durchgeführt:

- Die einfache meist kurzfristige Erwärmung von Boden im Labor erbringt in der Regel einen größeren Umsatz der organischen Substanz. Daraus zu schließen, dass unter einem wärmeren Klima die Böden tatsächlich organische Substanz verlieren, ist aber nicht angebracht, denn der Versuchsaufbau ist einfach zu kurzfristig und zu künstlich.
- Freilandexperimente, bei denen Böden an Standorte mit einem anderen Klima verfrachtet werden, sind schon realistischer. Dabei muss man aber berücksichtigen, dass die Umlagerung zu einem mindestens teilweisen Absterben der ursprünglichen Vegetation führt. Das Absterben und die Umlagerung an sich führen zu einer Mineralisierung von organischer Substanz.
- Freilandexperimente mit einer künstlichen Erwärmung des Bodens vor Ort ohne Störung von Boden und Vegetation.
- Bei FACE-Experimenten (Free Air Carbon Enrichment) wird ohne große Störung der CO₂-Gehalt der Luft künstlich erhöht. Die Experimente werden mit oder ohne künstlicher Erwärmung durchgeführt. Diese Untersuchungen sind extrem aufwändig aber sicher mit am Besten geeignet, Veränderungen zu erfassen. Aufgrund der hohen Kosten werden sie aber selten durchgeführt.

Alle Experimente haben allerdings grundsätzliche methodische Probleme:

- Auf den Humusgehalt wirken sehr viele Faktoren. Die Untersuchung der Änderung der Bodenatmung und damit auch von Änderungen des Humusgehaltes ist komplex. Es sind viele verschiedene Einflüsse zu berücksichtigen (REICHSTEIN & BEER 2008), die kaum in einem Experiment in ihrer Komplexität untersucht werden können. Auch bei den aufwändigen FACE-Experimenten können zum Beispiel Veränderungen der Bodenorganismengemeinschaft oder der Vegetation nur unvollständig nachgebildet werden.
- In Böden gibt es verschiedene C-Pools, die unterschiedlich reagieren können (DAVIDSON & JANSSENS 2006; HAKKENBERG et al. 2008, TANEVA et al. 2006, TRUMBORE & CZIMCZIK 2008). Deshalb ist die Zeitdauer des Experiments besonders wichtig. Kurz-

fristige Untersuchungen können zwar bestimmte Prozesse erklären, erbringen aber keine sicheren Indikatoren für die langfristige Entwicklung des C-Gehaltes.

- Auf längere Sicht ist die physikalisch vom mikrobiellen Abbau isolierte oder durch Bindungen stabilisierte organische Substanz für den Humusgehalt von Böden relevant. Diese ändert sich langsam - in Dekade(n) bis zu einem Jahrtausend - und wird daher mit den derzeitigen vorhandenen Experimenten zum Einfluss des Klimawandels auf den C-Gehalt nicht wirklich untersucht. **Alle** Experimente betrachten im wesentlichen C-Pools, die im Mittel eine kürzere Zeitachse haben. Deren Entwicklungstrend kann, muss aber nicht zwangsläufig, mit dem des langfristigen C-Pool korrelieren. Diese Problematik wird zum Beispiel von TRUMBORE & CZIMCZIK (2008) unter dem Titel „An uncertain future for soil carbon“ erläutert.

Aus der Vielzahl der sehr unterschiedlichen Studien lassen sich mit unterschiedlicher Sicherheit folgende Ergebnisse ableiten. Eindeutig sind die Daten für Standorte an denen

- a) Wasserüberschuss bisher den Streuabbau hemmte. Eine Entwässerung führt zu einer Mineralisierung der angehäuften organischen Substanz (z. B. DIERSSEN & DIERSSEN 2001, BREEUWER 2008). Auch an Standorten, an denen der Boden nur aufgrund hoher Niederschläge und nicht aufgrund von Wasserstau oft feucht ist, kann zunehmende Trockenheit die Bodenatmung erhöhen (SOWERBY et al. 2008);
- b) niedrige Temperaturen den Streuabbau hemmen. An diesen Standorten wird der Klimawandel die Mineralisierung erhöhen. Böden aus kühleren Klimaten reagieren auf eine Erwärmung bei Translokationsexperimenten empfindlicher, das heißt mit einer stärkeren Mineralisation als Böden aus wärmeren Regionen (BOTTLNER et al. 2000). Böden aus kühleren Klimaten können auch unter vergleichbaren Bedingungen beträchtlich höhere Humusmengen aufweisen. Bei Untersuchungen von DJUKIC et al. (2010) an einem Transekt in den nördlichen Kalkalpen war die Humusmenge aufgrund abnehmender Mineralisierung in 1500 m Höhe - also der Höhe des Feldbergs - doppelt so groß wie in 900 m Höhe. In Lagen über 1500 m waren die Humusmengen aufgrund von Vegetationsänderung und geringer Primärproduktion aber wieder niedriger.

Komplexer ist die Datenlage, wenn die Einschränkungen des Streuabbaus nach a) oder b) nicht zutreffen:

- Eine künstliche Erwärmung des Bodens verringert nach einer Metastudie auf weltweit 32 verschiedenen Standorten und 2 - 9 Jahren Dauer zwar tendenziell die Bodenfeuchte und erhöht Bodenatmung, N-Mineralisation und Primärproduktion. Die Effekte waren allerdings bei einer kurzen Laufzeit der Untersuchungen von 1 - 3 Jahren deutlicher als nach 5 Jahren (RUSTAD et al. 2001). Es gibt auch Studien mit abweichenden Ergebnissen, so stellten beispielsweise LELLEI-KOVACS et al. (2008) in Ungarn eine Abnahme der Bodenatmung bei Erwärmung fest und SALESKA et al. (2002) fanden als Ursache für eine Abnahme des Humusgehaltes eine geringere Primärproduktion infolge Erwärmung und nicht eine Erhöhung der Bodenatmung.
- Der Anstieg des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre für sich genommen fördert die pflanzliche Produktion (z. B. CARNEY et al. 2007). Daher würden – unter sonst gleichen Bedingungen – höhere Mengen an pflanzlicher Streu anfallen. Dies zeigt sowohl die Mehrheit der weltweiten FACE-Studien (Metastudie von Jastrow et al. 2005) als auch ein FACE-Experiment in Grünland auf Kalkstein in der Schweiz (NIKLAUS & FALLOON 2006). Es gibt aber auch

andere Ergebnisse: CARNEY et al. (2007) fanden geringere Humusgehalte bei einer künstlichen Erhöhung der CO₂-Konzentration. Und auch bei einem CO₂-Anstieg kann Stickstoffmangel die Produktion limitieren (van GROENIGEN 2007).

- Beim prognostizierten Klimawandel wird der CO₂-Gehalt in der Atmosphäre erhöht und gleichzeitig wird der Boden wärmer und in vielen Gebieten trockener. Außerdem ist eine Veränderung von Vegetation, Bodenorganismengemeinschaft und Nährstoffstatus zu erwarten. Wie sich diese Kombination auswirkt, ist derzeit nicht zu prognostizieren.
- Erwärmung (Förderung) und Trockenheit (Hemmung) können sich antagonistisch auf die Bodenatmung auswirken (EMMETT et al. 2004).
- Durch trockene Sommer kann die Mineralisierung von Stickstoff verändert werden und es wird mehr im Herbst/Winter freigesetzt (JAMIESON et al. 1998).
- Die europäischen Bodenmonitoringprogramme können nur Veränderungen in längeren Zeiträumen von mehr als zehn Jahren erfassen (SABY et al. 2008).

Insgesamt gesehen, gibt es deutliche Unsicherheiten, wie sich die Humusgehalte in Böden langfristig entwickeln könnten. Wegen ihrer großen Bedeutung für den Klimawandel (Senke oder Quelle von CO₂) und für die Eigenschaften von Böden ist eine Langzeitbeobachtung der Humusgehalte, welche neben der Quantität auch die Qualität der organischen Substanz erfasst, dringend geboten.

Auch der Vergleich der Humusgehalte von Standorten, die sich nur hinsichtlich des Klimas unterscheiden, wäre ein guter Ansatz. Hierzu müssten länderübergreifend und sehr sorgfältig Standorte in Mittel- und Südeuropa ausgewählt und untersucht werden. Daten solcher Untersuchungen sind den Autoren bislang nicht bekannt.

6.1.4 Auswirkungen einer Klimaänderung auf die untersuchten Standorte

Mit Ausnahme des Wasserhaushaltes werden keine tief greifenden Änderungen bei abiotischen Standortfaktoren erwartet, allerdings wirkt der Wasserhaushalt maßgeblich auf diese Faktoren ein. Da der Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Kapitel 5 behandelt wird, werden im Folgenden die übrigen wichtigen biotischen Faktoren separat betrachtet, ohne detailliert auf die Wasserhaushaltsänderungen einzugehen.

6.1.4.1 Veränderungen der Lebensbedingungen für Bodenorganismen

Die folgenden Ausführungen berücksichtigen nicht die Veränderungen der Interaktionen zwischen Organismen. Auswirkungen der Klimaänderung auf Nahrungsnetze sind zumindest in gewissen Umfang zu erwarten (SCHMITZ et al. 2003), können aber zurzeit nicht prognostiziert werden.

Bodenkundliche Feuchtestufe und Klimabereich

Modelle, die den langjährig gemessenen oder auf Grundlage von Wetterdaten modellierten Wasserhaushalt und das Vorkommen von Bodenorganismen miteinander verknüpfen, sind den Autoren nicht bekannt. Die im Projekt ermittelten Tageswerte oder Monatsmittel der Bodenwassergehalte können daher für eine Prognose der rezenten und zukünftigen Lebensbedingungen

für Bodenorganismen nicht verwendet werden. Daher werden für die Abschätzung die über längere Zeiträume integrierenden Parameter „Bodenkundliche Feuchtestufe“ und „Klimabereich“ verwendet. Bei diesen Parametern zeigte sich eine deutliche Korrelation mit dem Vorkommen von Bodenorganismen. Es wurden jeweils der derzeitige und der zukünftige Wert berechnet.

Die Bodenkundliche Feuchtestufe (BFS) betrifft Mikroorganismen und Regenwürmer. Um den BFS-Wert von ca. 1,5 ändert sich das Vorkommen von Organismen deutlich. Derzeit sind 9 der 17 Standorte bei 1,5 oder niedriger eingestuft (Abb. 83), die meisten Standorte sind schon unter dem rezenten Klimaregime für Bodenorganismen suboptimal. Geschützte Biotope kommen in der Regel an landwirtschaftlich uninteressanten, meist flachgründigen Standorten vor. Zukünftig werden fast alle Standorte etwas trockener eingestuft und 12 der 17 Standorte werden unterhalb der Grenze von 1,5 liegen.

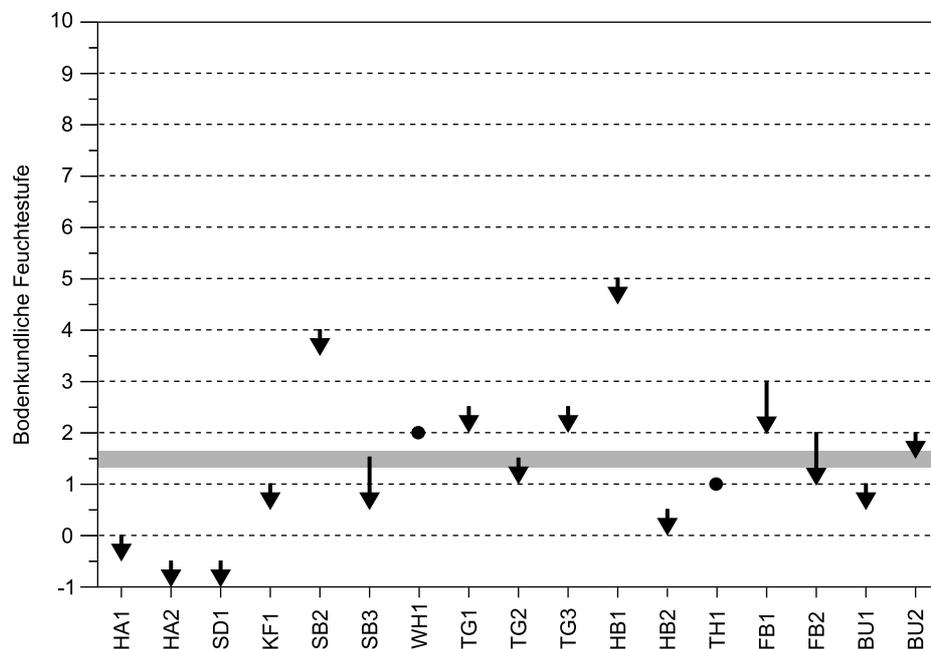


Abb. 83: Veränderung der Bodenkundlichen Feuchtestufe vom Ist-Zustand (Anfang des Pfeils) zum Zukunftsszenario (Pfeilspitze), Kreis = keine Veränderung.

Der Klimabereich¹⁴ ist vor allem für Schnecken relevant. Derzeit sind schon 4 von 10 Standorten einem sehr trockenen Klimabereich ($\leq 1,5$, Abb. 84) zuzuordnen, was für Schnecken ungünstig ist. Zukünftig wird der Klimabereich an allen Standorten trockener und es werden 6 der 10 Standorte unterhalb der genannten Grenze liegen.

Da bei den beiden grundwasserbeeinflussten Standorten Lichtel und Birkenweiher nicht der Standortwasserhaushalt sondern der Gebietswasserhaushalt untersucht wurde, können keine Angaben für konkrete Standorte getroffen werden. Im Mittel über die Gebiete gibt sich ein deutliches Absinken des Wasserstandes (siehe Kap. 5.3). Diese Entwicklung ist günstig für Bodenorganismen, die zukünftig auch die organische Substanz in den bisher zu nassen Bereichen nutzen könnten.

¹⁴ Berechnung der Klimabereiche nach UM (1995). Negative Werte sind dabei an sich nicht vorgesehen, sie ergaben sich durch lineare Interpolation der Tabellenwerte.

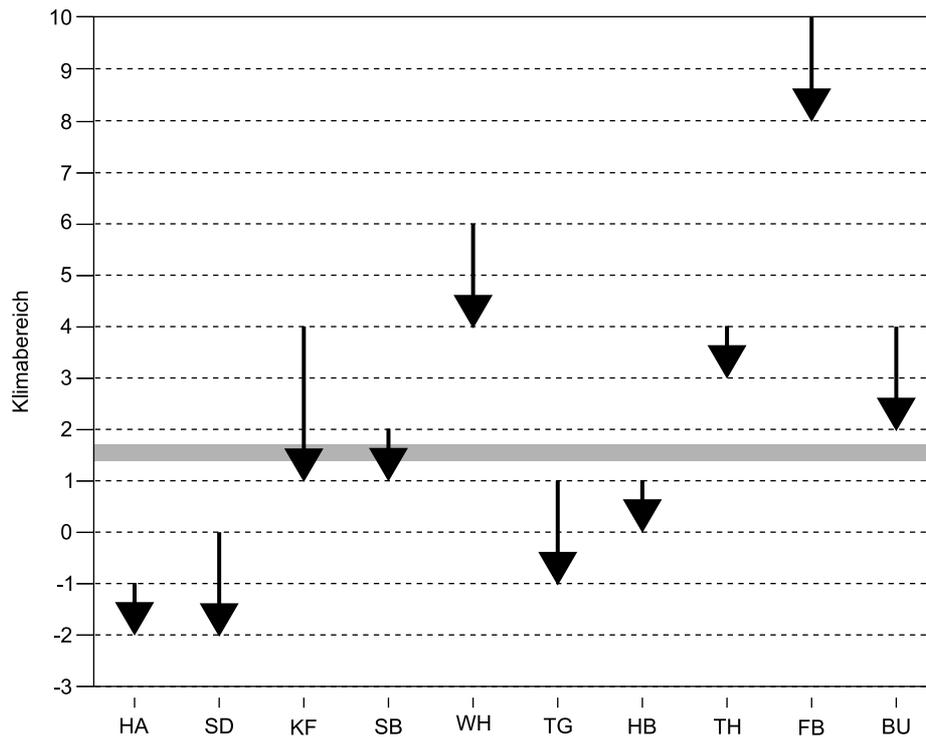


Abb. 84: Veränderung des Klimabereichs vom Ist-Zustand (Anfang des Pfeils) zum Zukunftsszenario (Pfeilspitze). Die Standorte wurden nach Exposition und Inklination nach UM (1995) korrigiert.

6.1.4.2 Prognosen

Für die grundwasserfernen wärmeren und sehr trockenen Standorte der Wasserhaushalts-Gruppen A und bedingt B (alle HA, SD-1, alle TG, HB-2, SB-2/-3, TH-1) ergeben sich aus dem Zukunftsszenario folgende Aussichten:

Die zunehmende Trockenheit im Sommer ist ungünstig für Bodenorganismen, vor allem für Regenwürmer, mildere und feuchtere Winter sind hingegen günstig. Trotzdem könnte für manche Organismen, wie Regenwürmer, die Gesamtbilanz negativ sein, da ausgeprägte Sommertrockenheit Arten auslöschen kann. In solchen Fällen sind die günstigeren Bedingungen im Winter aufgrund zu langsamer Einwanderung und zu langer Generationszeit ohne Relevanz. Dies betrifft insbesondere großflächig trockene Gebiete wie Sandhausener Dünen oder Haselschacher Buck.

Der wahrscheinliche Rückgang der Regenwürmer wird langfristig zu einer Verschlechterung der Bodenstruktur und zu einem langsameren Streuabbau führen. Beides wird aber in der Regel keine tiefgreifenden Auswirkungen haben. Da die untersuchten Standorte meist nicht sehr tiefgründig und in der Regel vegetationsbedeckt sind, ist das Bodengefüge weniger entscheidend als beispielsweise in tiefgründigen Äckern.

An den grundwasserfernen kühleren und/oder weniger trockenen Standorten der Wasserhaushalts-Gruppen C und D (HB-1, BU-1/-2, WH-1, KF-1), insbesondere in den vergleichsweise kühlen Untersuchungsgebieten auf Kalkgestein (WH, KF), werden die Bedingungen für Bodenorganismen im Winter günstiger. Die Zunahme von Temperatur und Trockenheit im Sommer ist

an diesen vergleichsweise kühlen und feuchten Standorten weniger kritisch, zumal sich manche Tiere wie Regenwürmer in feuchtere Spalten im Kalkgestein zurückziehen können.

Grundwasserferne kalt-feuchte Standorte der Gruppe E (nur Feldberg) werden aufgrund höherer Temperaturen und in aller Regel genügender Feuchte günstiger für Bodenorganismen. Dies gilt vor allem für den tiefgründigeren der beiden Standorte (FB-1).

Die grundwasserbeeinflussten NSG Lichtel und Birkenweiher werden zukünftig deutlich günstigere Standortbedingungen für Bodenorganismen bieten. Auf die Auswirkungen wird in Kapitel 6.1.5.2 hingewiesen.

6.1.5 Veränderung der Humusgehalte an den untersuchten Standorten

6.1.5.1 Grundwasserferne Standorte

Aktuelle Humusgehalte

Die Humusgehalte in den Oberböden (Ah-Horizonte)¹⁵ sind an vielen Standorten sehr hoch (Tab. 15 und Tab. 16), lediglich SD-1, HA-2 und HA-4 sind sehr schwach bis mittel humos¹⁶ auf. Der Boden im NSG Sandhausener Dünen ist jung, an den Standorten HA-2 und HA-4 sind aufgrund des Reliefs die Bodenverluste durch Erosion sehr hoch. Für alle weiteren Standorte ergab die Klassifizierung nach AG BODEN mindestens stark humos. Aufgrund der hohen Humusgehalte in den Ah-Horizonten errechnen sich trotz flachgründiger Böden so hohe Humusmengen, dass man eigentlich nicht mehr (siehe Kap. 4.3) von Magerrasen sprechen kann.

Tab. 15: *Klassifizierung der Humusgehalte im Ah-Horizont nach AG Boden (2005)*

Grad humos	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark	extrem	organisch
% Humus	<1	1 - <2	2 - <4	4 - <8	8 - <15	15 - <30	>30
Standort	SD	HA-4	HA-2	KF, SB-1, SB-2, SB-4, TG-1, TG-2, HB-1	HA-1, HA-3, WH, HB-2, TH, BU- 2	FB-1, BU- 1	FB-2

Eine Mineralisierung, auch nur von kleinen Teilen des Humus, könnte zu erheblichen Nährstofffreisetzungen führen. Unter der Annahme, dass in 30 Jahren 10 % der organischen Substanz mineralisiert werden, würden die freigesetzten N-Mengen durchschnittlich zwischen 2 und 66 kg N/ha/Jahr liegen - und dies bei geringem oder fehlendem N-Entzug. Die Freisetzung aus Humusabbau wäre im Mittel ungefähr so hoch wie der durchschnittliche atmosphärische N-Eintrag. Genügend Bodenfeuchte vorausgesetzt, würden solch hohe Stickstoffmengen zu einer deut-

¹⁵ Die Humusgehalte im Ah-Horizont wurden gemessen, alle anderen geschätzt. Da im Ah mit Abstand die größten Humusmengen vorkommen ist der Schätzfehler bei der Berechnung der Humusmengen im Bodenprofil gering.

¹⁶ Einstufung nach AG BODEN (2005)

lichen Veränderung der Vegetation führen. Daher soll im Folgenden diskutiert werden, ob sich die Humusgehalte möglicherweise unter einem anderem Klimaregime verändern.

Tab. 16: *Humus und Stickstoff in den untersuchten Böden*

	Corg	% Humus	C/N*	N gesamt		N mineralisiert
	[kg/m²]	im Ah	im Ah	[kg/m²]	[kg/ha]	Ø [kg/ha Jahr]
HA-1	7,0	8,2	13,6	0,51	5125	17
HA-2	1,3	3,0	12,5	0,11	1078	4
HA-3	7,9	8,0	12,9	0,61	6079	20
HA-4	1,8	1,9	12,3	0,14	1434	5
SD-1	1,2	0,8	23,3	0,05	508	2
KF-1	4,9	6,4	14,3	0,34	3441	11
SB-1	7,7	5,1	9,9	0,78	7839	26
SB-2	20,8	5,4	10,5	1,99	19915	66
SB-4	9,2	4,1	13,2	0,70	6955	23
WH	9,1	10,0	13,2	0,69	6858	23
TG-1	11,2	5,8	11,6	0,96	6597	32
TG-2	4,5	4,7	10,9	0,41	4072	14
HB-1	10,1	6,2	10,9	0,92	9224	31
HB-2	7,7	9,8	11,0	0,70	7064	24
TH-1	6,5	9,4	13,0	0,50	5024	17
FB-1	15,7	20,2	17,8	0,79	7857	26
FB-2	8,9	33,1**	15,4	0,58	5836	19
BU-1	13,4	17,8	11,9	1,13	11267	38
BU-2	10,8	8,2	12,2	0,88	8825	29

* Annahme: 10 % des gesamten in der organischen Substanz gebundenen Stickstoffs werden innerhalb eines Zeitraumes von 30 Jahren mineralisiert.

** Im AhOfh-Horizont

Zukünftige Humusgehalte

Für die wärmeren und trockeneren Standorte der Wasserhaushalts-Gruppe A und bedingt B (alle HA, SD-1, alle TG, HB-2, SB-2/-3, TH-1) kann folgendes angenommen werden:

- Die Zunahme der Temperatur und die Zunahme des CO₂-Gehaltes fördern die Primärproduktion, zunehmende Trockenheit schränkt sie aber ein, so dass insgesamt unsicher ist, ob die Primärproduktion ansteigen wird.
- Eine Erwärmung fördert die Mineralisierung der organischen Substanz, zunehmende Trockenheit könnte sie einschränken. Aufgrund der vielen Einflussfaktoren ist keine sichere Prognose über eine Veränderung der Mineralisierung möglich.
- Eine Zunahme der Mineralisierung und damit Freisetzung von Nährstoffen muss nicht zwangsläufig zu einer Vegetationsverschiebung führen, da vermutlich jetzt schon die Standorte mit N übersorgt sind und vermutlich prinzipiell Wassermangel der limitierende Faktor für das Wachstum ist.
- Extremjahre wie 2003 können zu einem Absterben der Vegetation und damit lokal zu offenen Stellen führen, was die Erosionsanfälligkeit erhöht. Da die Flächen in der Regel nicht oder nur wenig intensiv beweidet werden, können auch abgestorbene Pflanzen den Boden noch schützen, daher ist nur eine geringe Erosion zu erwarten.

- Hemmung des Streuabbaus im Sommer- und Förderung im Winterhalbjahr könnten zu einer zunehmenden zeitlichen Diskrepanz zwischen der Nährstoffmineralisierung und dem Pflanzenbedarf führen. Dies würde die Nährstoffverluste, vor allem von N, erhöhen. Dies bedeutet aber keine Gefahr für die schützenswerte Vegetation, denn die Standorte sind aufgrund der hohen atmosphärischen Einträge und des kaum oder nicht vorhandenen Entzuges in der Regel schon heute überreichlich mit N versorgt. Auch Gefahren für das Grundwasser sind nicht relevant, weil die Einträge aus der Landwirtschaft sowohl hinsichtlich der N-Mengen als auch der Flächenanteile viel umfangreicher sind.

Für die kühleren und/oder weniger trockenen Standorte der Wasserhaushalts-Gruppen C und D (HB-1, BU-1/-2, WH-1, KF-1) treffen die zuvor geschilderten Punkte nur in abgeschwächter Form oder nur in Extremjahren zu.

Für die kalt-feuchten Standorte der Gruppe E (nur Feldberg) kann prognostiziert werden:

- Die Zunahme der Temperatur und des CO₂-Gehaltes der Atmosphäre fördern die Primärproduktion.
- Aufgrund der Erwärmung und der geringeren Feuchte (vor allem wegen der Erwärmung) wird die Aktivität der Bodenorganismen zunehmen. Dadurch steigt die Mineralisierung der organischen Substanz deutlich an und es ist eine Nettomineralisierung der organischen Substanz zu erwarten.
- Aufgrund der besseren Nährstoffversorgung und höherer Temperaturen ist daraufhin eine deutliche Veränderung der Vegetation zu erwarten. Seltene Spezialisten werden zugunsten konkurrenzkräftigerer Ubiquisten verschwinden. Ein Ausweichen in höhere Lagen ist - zumindest am Feldberg - nicht möglich.

6.1.5.2 Lichtel und Birkenweiher

Nach den Modellrechnungen werden die grundwasserbeeinflussten Gebiete Lichtel und Birkenweiher mehr oder weniger deutlich trockener (siehe Kap. 5.3). Eine Austrocknung führt in Feuchtgebieten und Mooren zu einer Mineralisierung der organischen Substanz (GROOTJANS et al. 1985). Insbesondere wenn das Substrat prinzipiell nährstoffreich ist und bisher nur der Wasserüberschuss den Abbau der organischen Substanz hemmte, kann dieser Prozess schnell ablaufen. So liegt im Donaumoos der durchschnittliche jährliche Schwund des Torfkörpers seit 1836 bei circa 1,3 cm (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Dieser Prozess verstärkt sich selbst, weil die höher wachsenden anspruchsvolleren Arten auch mehr Wasser verdunsten als die ursprüngliche Vegetation und so den Standort zusätzlich austrocknen.

Daher ist in beiden Untersuchungsgebieten bei einer Klimaerwärmung mit erheblicher Mineralisierung der organischen Substanz zu rechnen. Dadurch werden große Mengen an Nährstoffen freigesetzt. Konkrete Daten über die Nährstoffgehalte in den Böden der beiden Feuchtgebiete fehlen¹⁷, daher wurden für die folgende Berechnung Daten ähnlicher Gebiete in Baden-Württemberg verwendet. Ein Niedermoor am Federsee enthält 574 kg N/ha je cm Oberboden, ein stärker vererdetes Niedermoor bei Graben-Neudorf sogar 719 kg N/ha. Die mittleren Wasserstände

¹⁷ Da geologische Profilbeschreibungen des Birkenweihers vorlagen und um die Gebiete zu schonen, wurden keine Bodenprofile angelegt.

sollen im Zukunftsszenario im NSG Birkenweiher um circa 20 cm sinken, in Lichtel sogar um circa 70 cm. Schon eine Mineralisierung der oberen 20 cm Torf würde große Mengen Nährstoffe freisetzen, im Beispiel Federsee mindestens 11.000 kg N/ha. Falls diese Mineralisierung auch nur halb so schnell wie im Donauried, somit innerhalb von 30 Jahren abliefe, würden pro Jahr durchschnittlich ca. 370 kg N/ha freigesetzt. Zum Vergleich: in der intensiven Landwirtschaft wird selten mehr als die Hälfte gedüngt und der Stickstoff wird weitgehend durch die Produkte wieder entzogen.

Unabhängig von der Genauigkeit dieser überschlägigen Rechnung und der Nährstoffmenge, die über andere Pfade wie Denitrifizierung oder Auswaschung verloren gehen kann, sind die am Standort verbleibenden Mengen auf jeden Fall so groß, dass eine drastische Eutrophierung nicht zu vermeiden ist. Diese wird erhebliche negative Auswirkungen auf die Flora haben. Dies betrifft wegen der besonders schützenswerten Vegetation vor allem das NSG Birkenweiher. In Lichtel ist zwar ebenfalls mit einer Veränderung der - unter Artenschutzgesichtspunkten wenig bedeutenden - Flora zu rechnen, das wichtigste Schutzgut ist aber die Archivfunktion des Erlenbruchs für Pollen und damit für die Vegetationsgeschichte der umliegenden Landschaft. Der Erlenbruch hat hier große regionale Bedeutung, weil hier praktisch keine anderen Pollenarchive vorkommen.

6.1.3.5 Störung der Torfschichtung im Erlenbruch Lichtel

Damit die oben angesprochene Archivfunktion des Erlenbruchs Lichtel verloren geht, ist nicht zwangsläufig die völlige Mineralisierung des Niedermoortorfs notwendig. Bereits Störungen der natürlichen Schichtung der organischen Substanz verhindern die Zuordnung der Pollen zu bestimmten Zeithorizonten und machen sie damit wertlos. Die Veränderung der organischen Substanz wird vermutlich ungefähr so weit tiefer reichen, wie der Wasserstand im langjährigen Mittel absinkt. Im Zukunftsszenario liegt die gesättigte Bodenzone gemittelt im gesamten Erlenbruch durchschnittlich circa 70 cm tiefer als im Ist-Zustand (siehe Kap. 5.3.2).

Störungen der natürlichen Schichtung der organischen Substanz können unter bestimmten Umständen wesentlich tiefer reichen. Kritisch wären vor allem mehrere trockene Jahre in Folge, weil dann im Winter keine Aufsättigung des Erlenbruchs mehr möglich wäre. Innerhalb der relativ kurzen Zeit von zwei bis drei Jahren könnte sich bei einer Generationszeit von nur einem Jahr eine umfangreiche Regenwurmpopulation entwickeln. So wurde in einem entwässerten Niedermoor bei einem Vergleich von 43 Waldstandorten in Baden-Württemberg mit Abstand die höchste Regenwurmzahl (1.377 Individuen/m²) und mit die höchsten Biomassen von Regenwürmern und Mikroorganismen nachgewiesen (SOMMER 2002). Da im Niedermoor genügend Nahrung und Feuchtigkeit vorhanden sind, könnte diese Regenwurmpopulation den Standort bis zur Tiefengrenze der Sauerstoffverfügbarkeit durchwühlen. Durch die Tätigkeit der Regenwürmer wird das Bodengefüge deutlich verändert (Abb. 85). Was in den meisten Böden positiv einzuschätzen ist, wäre in einem Erlenbruch mit Archivfunktion für Pollen jedoch fatal, da pollenanalytische Untersuchungen in diesem Bereich wegen mangelnder Zuordnung nicht mehr sinnvoll sind. Zwar wurden schon einmal im Erlenbruch Pollenuntersuchungen durchgeführt, diese alten Arbeiten genügen aber nicht mehr heutigen Standards (RÖSCH, Labor für Achäobotanik beim Landesdenkmalamt 2008, mündl.).

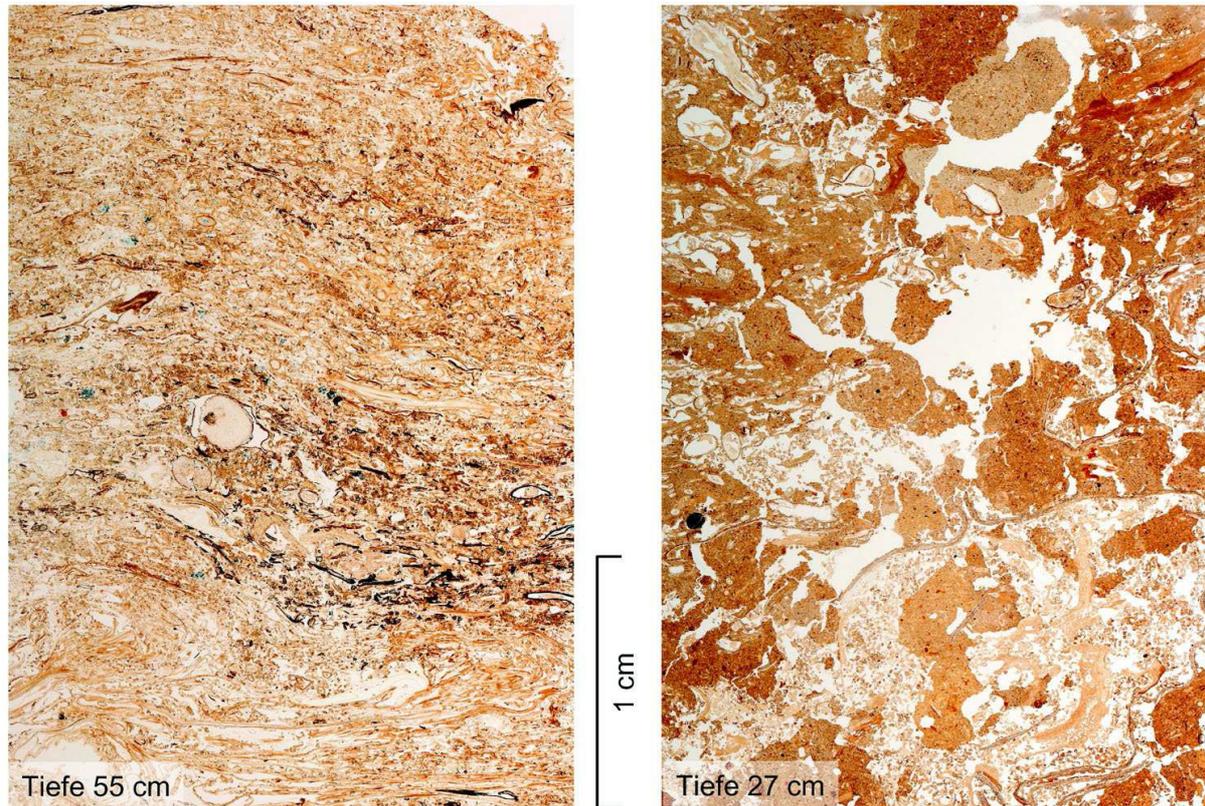


Abb. 85: *Dünnschliffe einer ungestörten Ablagerung von Torf (links) und Störungen durch Bioturbation (rechts) in einem entwässerten Niedermoor.*

6.2 Pflege vs. Sukzession: Projektionen zur Vegetationsentwicklung

Die meisten Naturschutzgebiete in Baden-Württemberg - vor allem wenn man die Flächenanteile betrachtet - sind Teile einer Kulturlandschaft, die durch Rodung von Wald und anschließender landwirtschaftlicher Nutzung unterschiedlicher Intensität entstanden ist. Unter dem derzeitigen Klimaregime sind mit Ausnahme sehr kleinflächiger Volltrockenrasen alle nicht extrem nassen Böden waldfähig. Daher entwickelt sich die Vegetation bei einer Extensivierung oder Aufgabe der Nutzung in Richtung Wald. Die Naturschutzgebiete können in ihrem schützenswerten Zustand, der Grund für die Ausweisung war, demnach nur erhalten werden, wenn die natürliche Sukzession zum Wald verhindert wird. Dies bedeutet eine Fortführung der bisherigen Nutzung oder eine oft zeit- und damit kostenintensive Pflege mit recht unterschiedlichem Erfolg (siehe Kap. 4.3). In diesem Abschnitt soll betrachtet werden, ob der Klimawandel die natürliche Sukzession in Richtung Wald beeinflussen kann. Außerdem werden der derzeitige Zustand der Gebiete sowie Zukunftsprojektionen über 50 Jahre in verschiedenen Szenarien diskutiert.

6.2.1 Heutiger Zustand der Schutzgebiete

Die folgende Einschätzung basiert ebenso wie die Aussagen in Kapitel 4.3 auf Beobachtungen bei den Geländeuntersuchungen und nicht auf umfassenden systematischen Untersuchungen jedes einzelnen Gebietes.

Nur vier der zwölf betrachteten Naturschutzgebiete sind unserer Meinung nach in einem praktisch uneingeschränkt guten Zustand (Haselschacher Buck, Buchswald bei Grenzach, Feldberg

und Taubergießen). In drei weiteren (Schönbuch, Lichtel und Birkenweiher) sind Beeinträchtigungen zur Zeit nicht gravierend oder auf Teilflächen beschränkt. Die übrigen Gebiete sind unserer Meinung im Hinblick auf das Erhalten des Schutzstatus beeinträchtigt, am stärksten ist das NSG Triebhalde durch großflächige Gehölzsukzession beeinträchtigt. Als Ursachen für die Beeinträchtigung kommen infrage:

- Die prinzipielle Schwierigkeit, eine durch landwirtschaftliche Nutzung entstandene Kulturlandschaft durch Pflege zu erhalten.
- Eine zu späte Pflege; gepflegt wird oft erst, wenn Bäume und Sträucher sich bereits etabliert haben. Dann werden zwar die oberirdischen Teile entfernt, aber die Pflanzen treiben so stark aus dem Wurzelstock wieder nach, dass eigentlich schon im Folgejahr ein erneuter Eingriff notwendig wäre. Bei den Bracheversuchen in Baden-Württemberg (LUBW 2009) erwies sich diese Art der Pflege („Gelenkte Sukzession“) als ineffektiv und zu aufwändig, daher wurde entweder ganz auf Eingriffe verzichtet oder die Parzellen wurden zweimal jährlich gemulcht.
- Eine zu geringe Intensität der Pflege; oft bleiben Einzelbäume oder Baumgruppen stehen. Dies mag zwar optisch ansprechen, sorgt aber auch für reichlich Samenflug auf die angrenzenden Flächen.
- Problematisch ist auch die zunehmende Eutrophierung, zum einen werden wegen fehlender Nutzung kaum noch Nährstoffe von der Fläche entfernt und zum anderen werden durch Verwitterung, Lufteinträge, Laubverwehung und über tiefwurzelnde Pflanzen die Standorte zunehmend mit Nährstoffen angereichert. So können seltene, an nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten von höherwüchsigen Nitrophyten oder Gehölzen verdrängt werden.
- Eine unzureichende Kontrolle der Flächen. Wir fanden beispielsweise entgegen der Schutzgebietsbeschreibung einen funktionierenden Entwässerungsgraben der den Wasserstand unnötig absenkt (Lichtel) oder Buchenanpflanzungen direkt neben Exemplaren von Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*, Haigergrund).

Daher sollte der Mittelansatz für Nutzung und Pflege der Gebiete erhöht werden. Vermutlich wird die Offenhaltung in Zukunft sowieso schwieriger, weil die Ansiedlung von Bäumen und Sträuchern an manchen Standorten bisher nach der Aufgabe der Nutzung langsam verlaufen ist. Die Erfahrungen aus den Bracheversuchen in Baden-Württemberg (LUBW 2009) zeigen aber, dass nach einer Etablierung von Bäumen und Sträuchern der Aufwand für ihre Entfernung sukzessive ansteigt. Baden-Württemberg hat viele interessante, wertvolle und schöne Naturschutzgebiete. Unserer Meinung nach sind höhere Aufwendungen für ihre Erhaltung gerechtfertigt.

6.2.2 Wird der Klimawandel die Sukzession verhindern?

In neun der zwölf untersuchten Naturschutzgebiete ist unter dem derzeitigen Klimaregime die Wiederbewaldung eine potentielle Gefahr für den Schutzzweck. Unter den restlichen drei Schutzgebieten sind zwei bereits heute Wälder. Nur die Kuppe des Feldbergs könnte zumindest teilweise waldfrei bleiben (siehe hierzu BOGENRIEDER & WILMANN 1991). Unter einem veränderten Klimaregime sind eine ausgeprägtere Sommertrockenheit und etwas höhere Temperaturen zu erwarten, beides ungünstige Tendenzen für Wälder. Trotzdem wird der derzeit prognostizierte Klimawandel die Sukzession in Richtung Wald nicht verhindern können, wie ein Blick nach Südeuropa zeigt. So kommt auch auf flachgründigen Böden in Südfrankreich noch vitaler Wald vor. Im Rhôneal um Lyon findet sich noch Hochwald, weiter südlich - ab Valence - herr-

schen eher degradierte, niederwaldähnliche Wälder (Macchie) vor. Wald fehlt dort nur an stark erodierten Standorten ohne nennenswerte Mengen an Feinboden.

Zwar finden sich heute schon in einigen Untersuchungsgebieten auf sehr flachgründigen oder sehr durchlässigen Böden Volltrockenrasen, die theoretisch schon unter dem derzeitigen Klimaregime waldfrei bleiben könnten. Allerdings ist die räumliche Ausdehnung dieser Standorte derzeit und vermutlich auch zukünftig so eng begrenzt, dass sie randlich von Bäumen überschattet werden können (siehe WILMANNNS et al. 1989).

Auch der extrem trockene und heiße Sommer 2003 führte zum Absterben zahlreicher - meist nicht standortstypischer - Bäume, aber nirgends zum Absterben ganzer Waldbestände. Daher wird der Klimawandel die Sukzession in Richtung Wald allenfalls verlangsamen, nicht aber prinzipiell verhindern können. Umfangreiche standortangepasste Pflegemaßnahmen oder eine Nutzung werden daher auch zukünftig zum Erhalt der Gebietseigenschaften notwendig bleiben.

6.2.3 Pflegeszenarien: Zustand der Untersuchungsgebiete 2060

In den Pflegeszenarien für das Jahr 2060 wird versucht, sowohl die potenziellen Auswirkungen des Klimawandels in Baden-Württemberg als auch Sukzessionsprozesse zu berücksichtigen (Tab. 17).

Szenario: Pflege wie bisher

Bei einer Fortführung der Pflege in bisherigem Umfang würde sich durch fortschreitende Sukzession der Zustand von acht der zehn grundwasserfernen Gebiete verschlechtern, weil die Standorte in jedem Fall eutropher werden und sich Gehölze weiter ausbreiten könnten. Nur in den NSG Feldberg, Haselschacher Buck und Taubergießen reicht die bisherige Pflege aus. Am Feldberg werden durch die infolge des Abbaus der organischen Substanz bei Erwärmung ablaufende Eutrophierung seltene Arten durch konkurrenzkräftigere Arten verdrängt, was durch Pflege beziehungsweise Weidenutzung aber kaum beeinflussbar sein dürfte. Auch der Zustand der beiden grundwasserbeeinflussten Gebiete Lichtel und Birkenweiher wird sich aufgrund des vom Klimawandel induzierten Abbaus der organischen Substanz unabhängig von Pflegemaßnahmen deutlich verschlechtern.

Durch eine Intensivierung der Pflege und besser eine standorttypische Nutzung, meist eine nicht zu extensive Schafbeweidung, könnte man in den meisten Gebieten vermutlich wieder einen guten Zustand herstellen. Auf der Feldbergkuppe kann die Nährstofffreisetzung als Folge der Erwärmung nicht vermieden werden, allenfalls kann durch eine intensivere landwirtschaftliche Nutzung ohne Düngung die Eutrophierung abgemildert werden.

Im grundwasserbeeinflussten NSG Birkenweiher kann durch Anpassung des Wasserregimes der potentielle Abbau der organischen Substanz verringert werden. Bisher wird durch gut funktionierende Entwässerungsgräben der Wasserstand relativ niedrig gehalten. Der klimawandelinduzierten Wasserstandsabsenkung kann demnach in gewissem Maß entgegen gearbeitet werden, indem die Gräben verschlossen und vor allem der Gebietsabfluss reduziert werden. Die Art und Weise der Veränderung des Abflussregimes bedürfen aber genauerer Untersuchungen. Der Wasserstand im NSG Lichtel könnte in naher Zukunft durch das Verschließen des Entwässerungsgrabens auf höherem Niveau stabilisiert werden, indem der Wasserüberschuss des Winters auf-

gefangen wird. Sollten die Auswirkungen des Klimawandels längerfristig allerdings das Ausmaß unseres Zukunftsszenarios erreichen, so wäre - wenn überhaupt - nur durch tief greifende Maßnahmen wie die Umwandlung des bewaldeten Einzugsgebietes in Grünland oder Acker, gesichert werden. Eine solche Maßnahme wäre nicht nur sehr aufwändig, sondern auch schwer vermittelbar und noch schwerer durchsetzbar. Daher sollte man zumindest versuchen, das Pollenarchiv sichern.

Tab. 17: Zustandseinschätzung (s. a. Tab. 6) der Gebiete bei der Begehung im Juli 2007, mögliche Einflüsse des Klimawandels und Pflegeszenarien für die nächsten 50 Jahre

NSG	Zustand	Zustand „2060“	
	Nutzung/Pflege 2007	Pflege wie bisher	Einstellen der Pflege
Haigergrund	viel zu geringe Pflegeintensität	weiteres Zuwachsen	Gehölzbestand / Gehölsukzession
Sandhausener Dünen	sehr geringe Pflegeintensität	zunehmende Eutrophierung	
Kaltes Feld	zu geringe Pflegeintensität		
Schönbuch	Nutzung unterschiedlich, zukünftig unsicher		
Wonhalde	Zu geringe Pflegeintensität		
Taubergießen	regelmäßige Mahd	wie 2007	Eutrophierung, Vegetations-änderung, (Gehölz-)Sukzession
Triebhalde	sehr geringe Pflegeintensität	Gehölz-Sukzession	Gehölzbestand
Haselschacher Buck	regelmäßige Mahd	wie 2007	Sukzession
Feldberg	regelmäßige Beweidung	Vegetations-änderungen wegen Erwärmung kaum zu vermeiden	zusätzliche Nährstoffanreicherung
Buchswald	keine Verjüngung der Bäume	fast reiner Buchenbestand, keine Verjüngung der Bäume	
Erlenbruch Lichtel	Wasserverlust durch Entwässerungsgraben	Torfabbau bei zunehmender Trockenheit	
		Pflege ist nicht notwendig, der Entwässerungsgraben sollte neu verfüllt werden	
Birkenweiher	Austrocknung, Eindringen von Neophyten	Humusabbau infolge zunehmender Trockenheit	
		Eutrophierung, Vegetations-änderung	stärkere Gehölz-Sukzession, mehr Neophyten

Legende	gut	beeinträchtigt	stark beeinträchtigt	nicht durch Pflege zu beeinflussen
---------	-----	----------------	----------------------	------------------------------------

Szenario: Einstellen der Pflegemaßnahmen

Ohne Pflege oder Nutzung wären alle von uns betrachteten grundwasserfernen Standorte in 50 Jahren weitgehend mit Gehölzen bestockt. Lediglich der Buchswald bei Grenzach würde als Buchsbestand - vermutlich mit deutlich weniger Bäumen - erhalten bleiben. Die Feldbergkuppe wäre vermutlich noch teilweise offen, obwohl dort der Klimawandel die Ansiedlung von Gehölzen eher beschleunigen dürfte. Die wertgebenden und seltenen Arten wären aber wohl weitgehend verschwunden.

Die beiden grundwasserbeeinflussten Gebiete würden massiv unter dem Abbau der organischen Substanz leiden, in Lichtel könnten andere Baumarten in den Erlenbruch einwandern und Birkenweiher würde durch das Aufkommen von Nitrophyten, Sträuchern und Bäumen einen großen Teil seiner schützenswerten Arten verlieren.

6.3 Einfluss von Klimaänderungen auf die Vegetation

Boden - Wasser - Pflanze

Transpiration und Wasseraufnahme sind miteinander gekoppelte Grundvorgänge die den Wasserhaushalt der Pflanzen antreiben (LARCHER 1994). Zwischen Wasserabgabe durch Transpiration und Wasseraufnahme muss ein - im wahren Wortsinn - Fließgleichgewicht bestehen, sonst werden physiologische Prozesse in ihrem Ablauf begrenzt oder gestört. Steigt das Dampfdefizit der Luft an, beispielsweise durch höhere Lufttemperaturen, so muss die Transpiration von den Pflanzen gebremst werden, wenn nicht ausreichend Wasser aus dem Boden nachgeliefert werden kann. Durch den Klimawandel kann die verfügbare Wassermenge abnehmen, weil auch Interzeptionsverdunstung und Evaporation zunehmen könnten (HERBST 2000). Auch die sich im Klimawandel ändernde jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge (siehe Kap. 2.1) und damit des Bodenwassergehaltes - der Bodenfeuchte - hat erhebliche Bedeutung für das Pflanzenwachstum (BURDICK 1994). Für viele Pflanzenarten werden Niederschlag und Bodenfeuchte als wichtiger als die Temperatur eingeschätzt, das gilt auch im Hinblick auf die Verteilung der Pflanzenarten in der Landschaft (s. u., GEBHARDT 2000).

Die Bodenfeuchte ist eine der wichtigsten hydrologischen Variablen. Sie spielt eine Schlüsselrolle für ökologische Prozesse. Für viele Pflanzenarten sind fundamentale Prozesse wie die Photosynthese an das Vorhandensein von Bodenwasser gebunden und beeinflussen die Vegetation direkt oder indirekt (RIDOLFI et al. 2000). Zwischen nutzbarer Feldkapazität und permanentem Welkepunkt korrelieren der Bodenwassergehalt und das Pflanzenwachstum (Trockenmassenzunahme) positiv (GLEISER 1980). Wassermangel kann zeitweise zu Welken, zu Wachstumsstörungen und zur Notreife, bei anhaltender Trockenheit letztlich zum Verdorren und Absterben der Pflanze führen (HOFMANN et al. 1985). Die Bodenfeuchte ist auch eine Steuerungsgröße im Konkurrenzkampf zwischen Pflanzenarten, denn Unterschiede bei der Wasseraneignung und dem Wasserverbrauch steuern die Besiedelbarkeit vieler Standorte und die Variabilität der Bodenfeuchte schafft räumliche und zeitliche Dynamik (RIDOLFI et al. 2000).

Auswirkungen einer längeren Vegetationszeit

Die Verlängerung der Vegetationszeit (Grünland-Temperatursumme, siehe Kap. 5.1.2.2) kann unterschiedlich von den Pflanzen „wahrgenommen“ werden. Inwieweit diese klimatische Veränderung nur eine Verschiebung innerhalb des Jahres oder aber eine tatsächliche Verlängerung der Vegetationszeit bedeutet hängt von weiteren Faktoren ab. Manche Arten wie Geophyten werden nur die Vegetationszeit vorverlegen, andere möglicherweise durch die längere Vegetationszeit neue Habitate erschließen. Auch Wasserhaushalt und Physiologie spielen eine wichtige Rolle.

Bei vielen - möglicherweise sogar allen - Pflanzen werden die jährlich wiederkehrenden phänologischen Ereignisse wie Blattentfaltung und Blüte im Frühling durch das Zusammenspiel von Temperatur und Tageslänge gesteuert. Nach MENZEL (2006) gibt dabei die Tageslänge einen zeitlichen Rahmen vor, innerhalb dessen die Pflanze auf die Temperatursignale reagiert. Somit ist davon auszugehen, dass die Temperaturerhöhung der letzten Jahrzehnte und die zukünftig zu erwartende Temperaturerhöhung die Eintrittszeitpunkte phänologischer Phasen (z. B. Apfelblüte) verschieben. Diese Zeitpunkte werden in vielen Regionen seit langer Zeit von interessierten Laien und Wissenschaftlern dokumentiert. In einem Forschungsprojekt zur Etablierung einer europäischen phänologischen Datenbasis wurden 125.000 phänologische Zeitreihen aus 17 europäischen Ländern ausgewertet (MENZEL et al. 2006). Danach haben sich beispielsweise Blattentfaltung und Blüte zwischen 1971 und 2000 um 2,5 Tage pro Dekade verfrüht. Die Vegetationsperiode verlängerte sich damit seit Beginn der 1960er Jahre um circa 11 Tage (MENZEL & FABIAN 1999). Andere Studien (PARMESAN & YOHE 2003, ROOT et al. 2003) berechneten Werte für die Vorverlegung des Frühlingsbeginns zwischen 2,3 und 5,1 Tage pro Jahrzehnt. Da sich durch die höheren Temperaturen gleichzeitig auch der Herbstbeginn verschiebt, ist zukünftig insgesamt von deutlich längeren potenziellen Vegetationszeiten auszugehen. Es ist allerdings fraglich, ob und wie diese Zeiten von den verschiedenen Pflanzenarten genutzt werden können.

Welche Auswirkungen noch höhere Temperaturen auf die Phänologie der Pflanzen haben werden, kann derzeit kaum abgeschätzt werden. Sicher werden die einzelnen Arten unterschiedlich reagieren und auch die genetische Variabilität von Populationen einer Art spielt hier eine große Rolle. Es ist aber damit zu rechnen, dass es zu erheblichen Umbrüchen im Konkurrenzgefüge kommen wird. Ein weiteres Problem ist die Desynchronisierung von Entwicklungsphasen: Das Funktionieren der meisten Lebensgemeinschaften beruht auch auf einer Anpassung der Lebens-/Aktivitätsphasen von Tieren und Pflanzen. Wenn einzelne Glieder dieses Funktionsgefüges ausseren, so kann das ganze System durcheinander geraten: Beispielsweise, wenn bei einem verfrühten Blühbeginn noch keine entsprechenden Bestäuber präsent sein können. Da von den meisten Arten praktisch nicht bekannt ist, wie sie auf die Klimaveränderungen reagieren werden, sind konkrete verallgemeinerbare Aussagen hierzu nicht möglich.

Weitere Einflüsse

Neben den bereits mehrfach angesprochenen Veränderungen Temperaturerhöhung und Niederschlagsverlagerung beinhalten Klimawandelprognosen stets auch eine Zunahme von Extremereignissen wie Stürmen, Starkniederschlägen oder Dürren, überwiegend bedingt durch höhere latente Energie in der Atmosphäre. Nach EULENSTEIN & GLEMNITZ (2008) stellt in Mitteleuropa das prognostizierte vermehrte Auftreten von Extremereignissen das größte Problem des

Klimawandels dar, auch deshalb, weil solche Extremereignisse mit Modellen nicht zeitlich und räumlich konkret vorherzusagen sind. Für den Naturschutz ist dies sicher differenziert zu sehen, so wirken sich beispielsweise Stürme nicht oder nur unwesentlich auf die Standortbedingungen von Offenland-Gebieten aus.

Während zur Zeit Prognosen über die Wirkung des Klimawandels auf die Biodiversität eher von einem allgemeinen Artenrückgang ausgehen, soll die allgemeine Klimaerwärmung langfristig zu einer Zunahme der Bandbreite von ökologischen Nischen führen und damit potentiell die Artendiversität erhöhen (EULENSTEIN & GLEMNITZ 2008). Auch ein saisonal verändertes Niederschlagsregime würde hieran prinzipiell nichts ändern, wie beispielsweise die aktuell im Mittelmeerraum herrschenden von Sommertrockenheit geprägten Verhältnisse zeigen könnten.

Wenn auch der Klimawandel derzeit stark im Vordergrund der Betrachtungen über die Gefährdung der Biodiversität im Allgemeinen und von Schutzgebieten im Besonderen steht, so darf nicht vernachlässigt werden, dass gegenwärtig insbesondere durch Landnutzungswandel und Verschmutzung (VOHLAND 2007) große Belastungen auf Ökosysteme einwirken. Unter dem Aspekt „Landnutzungswandel“ können Entwicklungen wie die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft mit steigenden Pestizid- und Nährstoffeinträgen, der Grünlandumbruch zu Maisäckern, aber auch die weiter nachlassende Nutzung von Grenzertragsstandorten subsumiert werden. Weitere Gefährdungen gehen von der bis dato weitgehend ungebremsten Bodenversiegelung aus. Offenland-Naturschutzgebiete wie die meisten unserer grundwasserfernen Untersuchungsgebiete sind hierbei weniger von direkten Intensivierungsmaßnahmen wie Grünlandumbruch bedroht (siehe OSTERBURG et al. 2009), jedoch durch diffuse Stoffeinträge vor allem aus der Landwirtschaft und die mit einer Nutzungsaufgabe einhergehende Sukzessionsprozesse.

Vulnerable Strukturen und Systeme

Es gilt als gesichert, dass der größte Teil unserer aktuell vorkommenden Arteninventare als relativ eng eingemischt, infrequent in seinem Vorkommen sowie wenig mobil und anpassungsfähig angesehen werden kann (EULENSTEIN & GLEMNITZ 2008). Veränderungen der Standortbedingungen müssten daher in diesen Fällen zwangsläufig zumindest zeitweise zu einem Rückgang der Artenzahlen führen. Verstärkt wird dieser Effekt durch die geringe Durchlässigkeit unserer Landschaften für Arten und die meist hochgradige Verinselung schutzwürdiger Offenlandbiotope inmitten intensiv genutzter, eutrophierter, be-/entwässerter, verschmutzter, versiegelter oder anderweitig anthropogen überprägter Flächen. Die zuvor angesprochene langfristige Zunahme der Artendiversität wäre aus naturschutzfachlicher Sicht nur in wenigen bestimmten Biotoptypen ein Gewinn, da sie - zumindest kurzfristig - überwiegend auf einer Ausbreitung ökologisch eher flexibler, meist wärmetoleranter oder thermophiler Arten beruhen dürfte. Magerrasen trockener Standorte könnten unter diesen Biotoptypen sein, weil sich durch die Klimaerwärmung ganz allgemein günstigere Bedingungen für xerotolerante und thermophile Arten einstellen. Andererseits werden Arten als besonders empfindlich gegenüber Klimaveränderungen eingestuft (GEBHARDT 2000), die beispielsweise weiteren Stressfaktoren ausgesetzt sind, am Rand oder jenseits ihres ökologischen Optimums leben, überwiegend oder ausschließlich in geografisch sehr begrenzten Habitaten wie Bergkuppen, Felsköpfen oder Naturlandschaftsrelikten in der Kulturlandschaft auftreten oder kleinflächige, räumlich begrenzte Populationen einjähriger Arten bilden. Diese Faktoren treffen beispielsweise für eine ganze Reihe von Trockenrasenarten zu (siehe Kap. 6.3.1).

Aus Sicht des Naturschutzes wären gegenüber Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt folgende besonders vulnerable Strukturen zu identifizieren:

- Lebensgemeinschaften von Arten, die bislang eher geringen Schwankungen der Standortbedingungen, insbesondere des Wasserhaushalts, unterworfen waren, denen mithin eine geringe Flexibilität unterstellt werden kann
- Lebensgemeinschaften in Grenzlagen, an Verbreitungsgrenzen, limitiert durch klimatische Einflüsse wie Trockenheit, Feuchtigkeit etc.
- Lebensräume, in denen sich Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt konzentrieren, beispielsweise kleine grundwasserbeeinflusste Biotop mit großem Einzugsgebiet
- Lebensräume, die durch - meist historisch überkommene – Nutzungsformen entstanden sind und gegen natürliche Prozesse in ihrem aktuellen Zustand gehalten werden und demnach bestimmter Nutzungs- oder Pflegemaßnahmen bedürfen

Ein weiterer Aspekt, der in diesem Zusammenhang Beachtung verdient, ist die Ausbreitungsfähigkeit der Xerotherm-Arten unter für sie zukünftig möglicherweise günstigeren klimatischen Bedingungen.

6.3.1 Grundwasserferne Standorte

Die Betrachtung charakteristischer Wasserhaushaltssituationen im Ist-Zustand und Zukunftsszenario in Kapitel 5.2.2 hat gezeigt, dass Veränderungen des Klimas nicht nur im regionalen Maßstab, sondern auch lokal, also standortspezifisch, den Wasserhaushalt beeinflussen. Hierbei konnten zum Teil große Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten und den Standorten aufgezeigt werden. Nun ist zu betrachten, welche Auswirkungen diese Veränderungen des Bodenwasserhaushalts¹⁸ auf die Vegetation der Standorte haben können. Die Anfälligkeit von Systemen - hier Pflanzengemeinschaften - gegenüber Klimaänderungen lässt sich nicht monokausal, beispielsweise nur durch Betrachtung der Lufttemperatur, beurteilen (siehe KÄTZEL 2008). Der Bodenwasserhaushalt integriert bereits Einwirkungen einer Reihe von Wetterelementen (Niederschlag, Lufttemperatur, Strahlung, Wind) und bezieht auch Pflanze (Blattfläche, Durchwurzelung), Boden und Standort (Exposition etc.) ein – ein wichtiger Schritt in die richtige Richtung (gemäß KÄTZEL 2008) sollte damit gemacht sein.

Es wurde schon früh erkannt und wird in der Literatur auch vielfach betont, wie entscheidend der Wasserfaktor für die Ausprägung der Grünlandvegetation ist (z. B. KLAPP 1965, KUNZMANN 1989), jedoch ist bereits die Koppelung konkreter Vegetationseinheiten mit Messdaten des Bodenwasserhaushalts ein komplexes Unterfangen (siehe auch ELLENBERG et al. 1991). Messdaten zum Bodenwasserhaushalt unterschiedlicher Grünlandbestände aus ökologischen Untersuchungen sind rar und das vorliegende Material konzentriert sich auf Grünland mittlerer Lagen und die Messung von Grund- bzw. Stauwasserständen im Boden. Aussagen zum Bodenwasserhaushalt grundwasserferner, mehr oder weniger trockener Grünlandbestände beschränken sich auf relative und vergleichende Angaben. Deshalb wird auch im Folgenden versucht, bei-

¹⁸ Weitere Einflüsse, beispielsweise durch erhöhte Lufttemperaturen und verlängerte Vegetationszeit sind nur insoweit Gegenstand der Betrachtung, als sie den Wasserhaushalt beeinflussen. Zu Auswirkungen veränderter Temperaturen auf die Vegetation findet sich bereits eine Reihe von Publikationen.

spielsweise aus dem Vergleich zweier Standorte mit unterschiedlichem Wasserregime, mögliche Trends aufzuzeigen und Zukunftsprojektionen zu entwickeln.

Bei der Betrachtung der Auswirkungen von Wasserhaushaltsänderungen auf die Vegetation ist zwischen ökologischem und physiologischem Verhalten oder Potential von Pflanzen zu differenzieren. Keine Pflanze ist wirklich xerophil, sondern bestenfalls relativ xerotolerant. Nur durch Konkurrenzdruck werden manche Arten auf ungünstigere, beispielsweise trockene und nährstoffarme, Standorte verdrängt. Magerrasen trockener Standorte¹⁹ als Vegetationstyp sind daher Produkte der interspezifischen Konkurrenz und Trockenschäden sind hier durchaus möglich (STMLU/ANL 1994). Da dies in einer überschaubaren Raumeinheit meist regelhaft abläuft, erscheinen uns diese Pflanzen als „typisch“ für ihre Standorte, die ihnen jedoch lediglich von den unter günstigeren Standortbedingungen wuchsstärkeren Konkurrenten nicht streitig gemacht werden können. Die überall wirkende Konkurrenz der Pflanzen führt dazu, dass Pflanzengemeinschaften relativ fein und schnell auf Änderungen der Umweltfaktoren reagieren (ELLENBERG et al. 1991). Sie lässt jedoch Projektionen oder Prognosen für ein verändertes Klima schwierig erscheinen, denn dieses beeinflusst ja großräumig die Standortbedingungen für die gesamte Pflanzenwelt, so dass bis dato übliche Artenkombinationen (Pflanzengesellschaften) sich zukünftig möglicherweise in neuer Zusammensetzung präsentieren könnten und somit - wie während einer Fachtagung des BfN²⁰ formuliert - „die Karten neu gemischt werden“. Ein Vergleich mit Standorten, die bereits heute ein ähnliches Klima aufweisen wie die hier betrachteten möglicherweise in Zukunft, kann ebenfalls nur sehr eingeschränkt Informationen liefern, denn bei unterschiedlichen Floren der weit auseinander liegenden Gebiete ist auch mit anderen Anpassungsreaktionen und Konkurrenzbedingungen der Vegetation zu rechnen (vergleiche z. B. WALTER 1990).

Innerhalb der Halbtrockenrasen wirkt die relative Nährstoffarmut (vor allem N und P, siehe Kap. 6.1) als limitierender Faktor für das Vorkommen anspruchsvollerer Arten, während Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Trocken- und Halbtrockenrasen eher in der Wasserverfügbarkeit zu suchen sind (BEINLICH 2000). In der Theorie (DAVIS et al. 2000) steigert die Verfügbarkeit von Ressourcen wie Nährstoffen oder Wasser, insbesondere die Differenz zwischen „Angebot“ und „Nachfrage“, die Anfälligkeit oder Empfindlichkeit von Pflanzengemeinschaften gegenüber Invasionen. Umgekehrt beschreibt schon GIGON (1968) diesen Sachverhalt mit den Worten, dass in Halbtrockenrasen aufgrund der limitierten Ressourcen ein „mildes Konkurrenzklima“ herrscht, das es einer Reihe wenig konkurrenzstarker Arten (*Orchidacea*, *Gentiana*-Arten, ...) erlaubt, sich auf Dauer zu behaupten - allerdings muss hier einschränkend erwähnt werden, dass die entsprechende Nutzung im Jahr 1968 wohl noch weitgehend vorausgesetzt werden konnte (siehe Kap. 4.3).

Ein neben der interspezifischen Konkurrenz weiterer Aspekt bei der Betrachtung von Klimaauswirkungen ist die Anpassungsfähigkeit von Arten, Populationen und Ökosystemen an Veränderungen (SCHUBERT 1991, KÄTZEL 2008). Sie hängt unter anderem von der Bandbreite des ökologischen Potentials der Pflanzen ab (z. B. RÖDDER 2009), im vorliegenden Fall hinsichtlich des Wasserhaushalts. Trockenere Bedingungen werden nur dann problematisch für eine Art,

¹⁹ Der Begriff „Magerrasen trockener Standorte“ (WILMANN 1998) wird hier als Oberbegriff für die Vegetationstypen unserer grundwasserfernen Standorte verwendet und beinhaltet demnach alle betrachteten Trockenrasen, Halbtrockenrasen, trockenen Salbei-Glatthaferwiesen oder Sandrasen.

²⁰ Biodiversität und Klimawandel - Vernetzung der Akteure in Deutschland V, Insel Vilm, 7. - 10. Dezember 2008

wenn das Ausmaß der Veränderung die physiologischen Möglichkeiten und damit die Anpassungsfähigkeit der Art übersteigt. In diesem Zusammenhang gewinnt die genetische Vielfalt unterhalb der Artebene an Bedeutung. Unterarten, Ökotypen oder Rassen mit möglicherweise spezifischen Eigenschaften können auf Änderungen der Standortbedingungen unterschiedlich gut angepasst sein. Dies ist ein weiteres Argument für den Erhalt der genetischen Vielfalt der einheimischen Pflanzenwelt. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die in Kapitel 5.2.2 und 5.2.3 gezeigten Veränderungen hinsichtlich der Dauer und Intensität von Trocken- oder Dürrezeiten standort- und gebietsabhängig in sehr unterschiedlichem Maß die physiologischen Fähigkeiten der betroffenen Arten fordern und überfordern werden. Damit wird nicht nur eine Verlagerung von Lebensgemeinschaften entlang von Gradienten und aus Schutzgebieten heraus (z. B. VOHLAND 2007) sehr wahrscheinlich, sondern eine Neuordnung vieler Pflanzengemeinschaften. Schnelle Vegetationswechsel sind dabei durchaus möglich, wenn die Vegetation durch Änderung eines Umweltfaktors instabil wird und durch positive Rückkopplung ein neuer stabiler Vegetationszustand erreicht werden kann (vegetation-positive feedback switch, WOHLGEMUTH et al. 2006).

Laut WILMANN (1998) bestimmt bei Wiesen in erster Linie der Wasserhaushalt die floristische Zusammensetzung, umgekehrt zeigen Arten recht genau die Bodenwasserverhältnisse an. Ein entscheidender Faktor für die Vegetation dürfte dabei die Zeitdauer außergewöhnlich langer Trockenperioden im Sommerhalbjahr sein, vor allem in den warmen Monaten Juni bis August (siehe dazu auch WESSOLEK 1996), auf die im Kapitel 5.2.2 ausführlich eingegangen wurde. Allgemein sind Halbtrockenrasen und Trockenrasen keineswegs durch permanenten Wassermangel gekennzeichnet, sondern die Böden sind über längere Zeiträume hinweg - Spätherbst bis Frühling - und auch nach ausgiebigen Regenfällen im Sommer gut mit Wasser versorgt. Allerdings treten mit Regelmäßigkeit vor allem in den Sommermonaten Trockenphasen auf (BRIEMLE et al. 1991). Trockenschäden sind daher durchaus möglich (STMLU/ANL 1994) und gehören als Einflussfaktor zum Gesamt-System dazu. So „leidet“ beispielsweise *Bromus erectus*, die charakteristische und Namen gebende Art der Halbtrockenrasen „besonders stark“ unter sommerlicher Dürre (KLAPP 1965, S. 57). Allerdings fehlen vor allem Langzeituntersuchungen, um die Effekte von Extremereignissen wie Trockenphasen zu belegen und zu quantifizieren (STAMPFLI & ZEITER 2004). Angesichts des Klimawandels gewinnt diese Forderung zunehmend an Bedeutung.

Bislang wurde das Klima als konstanter Faktor bei Betrachtungen zum Wasserhaushalt von Biotopen gesehen, Unterscheidungen wurden anhand der Bodeneigenschaften getroffen, die jedoch in einer relativ weiten Spanne variieren können – was auch die Standorte in unseren Untersuchungsgebieten Schönbuch, Haselschacher Buck, Taubergießen und Buchswald Grenzach zeigen. So werden beispielsweise von GIGON (1968) für zwei Halbtrockenrasentypen recht unterschiedliche Bodeneigenschaften und daraus resultierende Wasserversorgungssituationen genannt: im Colchico-Mesobrometum beträgt die nutzbare Feldkapazität 86 mm, im Teucro-Mesobrometum nur 30 mm. Die bedeutet, dass bei ersterem nach vier und bei letzterem nach bereits zwei Wochen ohne Niederschlag das verfügbare Wasser vollständig aufgebraucht wäre. Dies ist jedoch eine sehr allgemeine Betrachtung, unsere Wasserhaushaltsmodellierungen zeigen, dass oft nur kurze Trockenphasen vorherrschen, weil sommerliche Niederschläge den Boden wieder sättigen. Eine Vorratsspeicherung über längere Zeiträume ist jedoch nur in Böden mit hoher Feldkapazität möglich (siehe Kap. 5.2.2).

Die allgemeinen Aussagen aus der Literatur zum Wasserhaushalt der Magerrasen trockener Standorte werden in vollem Umfang durch die von uns berechneten Bodenwassergänge (siehe Kap. 5.2.2) bestätigt.

In Trockenphasen ist die Vegetation nicht oder nur wenig produktiv, anhaltende Trockenheit führt zum Absterben einzelner Arten. Allerdings kann sich die standortangepasste Vegetation nach solchen Mangelzeiten relativ schnell wieder regenerieren (BRIEMLE et al. 1991), wobei einzelne Arten durchaus unterschiedliche Strategien wie die verbreitete Fähigkeit zur vegetativen Ausbreitung, aber auch das Potential der Diasporenbank einsetzen. Beobachtungen zeigen allerdings, dass diese Regeneration mit einer zumindest über mehrere Jahre anhaltenden Vegetationsveränderung einhergehen kann, wie dies beispielsweise nach dem sehr sommertrockenen Jahr 2003 der Fall war (s. u.). Die längste Trocken- oder Dürreperiode war in vielen Fällen im Jahr 2003 zu verzeichnen, jedoch gab es im Betrachtungszeitraum von 26 Jahren einige weitere Jahre mit ähnlich langen oder 2003 sogar übertreffenden Trockenphasen. Ebenfalls sehr trockene Jahre waren mit regional unterschiedlichen Schwerpunkten beispielsweise 1985, 1989, 1990 und 1991. Somit kann davon ausgegangen werden, dass praktisch pro Dekade ein außergewöhnlich trockenes Jahr vorkommt²¹. Berücksichtigt man neben der Dauer auch die Intensität der Trockenheit, also auch die Anzahl der Dürretage, so nimmt das Jahr 2003 im Betrachtungszeitraum aber tatsächlich eine herausragende Stellung ein. Grundsätzlich ermöglichen uns Beobachtungen an der Vegetation in außergewöhnlichen Trockenjahren quasi einen Blick in die Zukunft, deshalb wird im Folgenden noch darauf eingegangen, soweit das mit der vorhandenen Literatur möglich ist.

Bei der folgenden Betrachtung der Auswirkungen von Wasserhaushaltsänderungen werden die Standorte gruppenweise (siehe Kap. 4.1) zusammengefasst, dies dient einerseits dazu Redundanzen zu vermeiden, andererseits wird ein besserer Überblick vermittelt und die vorhandenen Gemeinsamkeiten können hervorgehoben werden.

6.3.1.1 Gruppe A: extrem trockene Standorte

(HA-1 und -2, SD-1, SB-3, TG-2, HB-2)

Gruppe A beinhaltet die sowohl klimatisch als auch edaphisch bedingt trockensten der untersuchten Standorte mit ihren entsprechend angepassten Vegetationstypen (siehe Kap. 4.2): Sandrasen, Halbtrockenrasen, sowie kleinflächige echte Trockenrasen („Volltrockenrasen“ nach WILMANN 1998, 197). Einige dieser Standorte könnten zumindest kleinflächig von Natur aus waldfrei gewesen sein, die Vegetation wäre dort demnach als natürlich oder zumindest naturnah anzusehen (BEINLICH 2000) und gegenüber Gehölzsukzession weniger vulnerabel als die anthropogenen Halbtrockenrasen (vergleiche Kap. 4.3). Arm an verfügbaren Nährstoffen sind die Standorte, weil ungünstige Bodenarten (Sand) vorliegen, weil wegen Trockenheit nur wenig organische Substanz produziert und deren Abbau und Mineralisierung gehemmt wird oder weil nutzungsbedingt Nährstoffe abgeführt wurden. Flachgründigkeit, ungünstige Bodenarten und/oder hohe Steingehalte im Wurzelraum verursachen eine meist sehr geringe nutzbare Wasserspeicherkapazität von unter 50 mm²². Die Böden können nur für wenige regenlose Tage Wasservorrat bereit stellen. So kann beispielsweise selbst bei dem relativ geringen Wasser-

²¹ Diese Beobachtung deckt sich mit der Aussage ELLENBERGS (1986, S. 645), der für den Zeitraum 1900 bis 1980 insgesamt 11 „Dürrejahre“ nennt.

²² Ausnahme TG-2 mit 70 mm

verbrauch eines Trockenrasens von 2,6 mm/d (PISEK & CARTELLIERI 1932 in STMLU/ANL 1994) der gesamte nutzbare Bodenwasservorrat am Kaiserstuhl-Standort (Haselschacher Buck) HB-2 von 40 mm (siehe Tab. 5) theoretisch innerhalb von zwei Wochen vollständig aufgebraucht werden. Allerdings reicht auch ein ausgiebiges Sommergewitter, um den Boden wieder aufzusättigen. So verwundert es nicht, dass diese Standorte auch heute schon von extremen episodischen Wechseln zwischen Trockenheit und Befeuchtung gekennzeichnet sind. Die Pflanzen müssen sich auf diese Gegebenheiten einstellen und haben hierzu unterschiedliche Strategien entwickelt (WILMANNS 1998), die zum Teil auch Rückschlüsse auf die Reaktionen der Vegetation unter dem Klimawandel zulassen.

- Als „passive“ Xerophyten werden Pflanzen bezeichnet, die ungünstigen, weil trockenheits- oder dürregefährdeten Zeiten ausweichen:
 - Therophyten - kurzlebige Pflanzen - schließen auf Trockenstandorten ihren phänologischen Zyklus früh ab und überdauern ungünstige Phasen als Samen. „Frühlingstherophyten“ (WILMANNS 1998) nutzen die Winterfeuchte zu frühem Blühen und Früchten bereits zwischen Februar und Mai.
 - Geophyten überdauern mit unterirdischen Organen wie Zwiebeln oder Knollen. Auch sie treiben sehr früh im Jahr aus und reifen ab, bevor die sommerliche Trockenheit einsetzt.
- „Aktive“ Xerophyten können aufgrund ihrer Physiologie Trockenheit besser begegnen als andere Pflanzen:
 - Durch Ausbildung eines ausgedehnten Wurzelsystems werden Wasservorräte im Boden besser erschlossen, die Transpiration in Trockenphasen muss erst spät reduziert werden. Durch die zugunsten der Wurzeln verschobene Sproß-Wurzel-Relation entstehen oft oberirdisch lückige Bestände. Erstaunlich ist aber, dass die Mehrzahl der Trockenrasenarten mit relativ flach streichendem Wurzelsystem nur aus den oberen Bodenschichten Wasser zu entnehmen vermag (V. ROCHOW 1951).
 - Sukkulente können Wasser in ihren Blättern (Sedum-Arten, siehe z. B. Kap. 4.2.6) oder Wurzeln (z. B. *Geranium sanguineum*) speichern.
 - Wachsüberzüge oder Behaarung werden als Anpassungsmechanismen zum Schutz vor Sonneneinstrahlung und Austrocknung gesehen.
 - Anpassungen des Wasserleitsystems und Skleromorphie der Blätter dienen dazu, die Wasserversorgung auch unter hohen Saugspannungen aufrecht zu erhalten.

Die Artenzusammensetzung der Trockenrasen ist demnach auch davon abhängig, welche Pflanzenarten mit welchen Strategietypen die lokale Flora beinhaltet und welche dieser Strategien unter den gegebenen Standortbedingungen erfolgreich ist. Sie ist insgesamt eine reine Konkurrenzfrage, denn die meisten Trockenrasenarten leben auf ihren typischen Standorten eher im Bereich ihres physiologischen Minimums (GIGON 1968). Die Standortbedingungen der Trockenrasen selektieren stärker auf Pflanzenarten, die mit ausgeprägten Dürrezeiten auskommen, als die Standortbedingungen der Halbtrockenrasen, was sich auch in unterschiedlichen Lebensformenspektren niederschlägt (Tab. 18). Die Kaiserstühler Trockenrasen sind beispielsweise durch hohe Anteile von Chamaephyten sowie winterannuellen Therophyten geprägt (V. ROCHOW 1951). Letztere überdauern die sommerliche Trockenheit im Samen. Geophyten, die hier eher tief gründige

Böden bevorzugen, finden sich an sehr flachgründigen Trockenrasenstandorten wie HB-1 weniger.

Die große Biodiversität auf Xerothermstandorten wird weiterhin durch eine Vielzahl meist kleiner Störstellen gefördert, die beispielsweise durch Witterungsereignisse (Trockenheit), aber auch durch Tiere oder die Nutzung verursacht werden können. Solche Mikrohabitate entstehen mit großer temporärer Heterogenität und bieten kurzzeitig konkurrenzschwachen und kurzlebigen Pflanzen Regenerationsnischen. Sie sind demnach für deren langfristigen Erhalt essentiell (keyhole-key model nach GIGON & LEUTERT 1996 in WILMANN 1998). Die in manchen – wohl meist feuchteren – Jahren beobachtete Einwanderung eher mesophiler Arten in die Trockenrasen wird in der nächsten ausgeprägten Dürreperiode aufgehalten und wieder rückgängig gemacht (V. ROCHOW 1951).

Tab. 18: Charakteristische Lebensformtypen in Trockenrasen und Halbtrockenrasen (nach STMLU/ANL 1994)

Trockenrasen	Halbtrockenrasen
Chamaephyten	Hemikryptophyten
Frühjahrsannuelle /-ephemere treten vor allem in wintermilden Regionen hervor, weniger in stark dem Frost ausgesetzten Lagen	sind nach Phytomasseproduktion und Artenzahlen dominierend, vor allem Gräser und grasartige Pflanzen
trockenresistente Flechten und Moose	

Auf allen betrachteten Standorten dieser Gruppe nimmt die Trockenheit während der Vegetationsperiode im Zukunftsszenario zu, meist jedoch nur geringfügig (siehe 5.2.2), wie Abbildung 86 beispielhaft zeigt: Die Zahl der Tage mit gesättigtem Bodenwasserspeicher nimmt deutlich ab und Tage mit Wassergehalten am und knapp über dem PWP werden mehr. Somit werden allgemein Vegetationsschäden, wie sie bereits in der Vergangenheit beobachtet wurden (siehe Kap. 4.2), in Zukunft noch wahrscheinlicher und die Intervalle zur Regeneration der Pflanzendecke wohl eher kürzer. Möglicherweise werden auch feuchtere Sommer generell seltener, so dass zusätzlich die „Erholungsphasen“ für manche Arten beschnitten werden. Pflanzen der oben beschriebenen Lebensformen Therophyten und Geophyten, die sommerlichen Trockenphasen ausweichen können, erhalten damit einen Konkurrenzvorteil gegenüber Hemikryptophyten, vor allem Gräsern. Hier ist insbesondere die Aufrechte Trespe zu nennen, die heute vielerorts Halbtrockenrasen-, aber auch Trockenrasenbestände prägt und zukünftig Konkurrenz-Nachteile erleiden dürfte. Sehr trockenresistente Chamaephyten könnten sich weiter ausbreiten. Das in Tabelle 18 skizzierte Lebensformenspektrum könnte sich damit noch weiter zugunsten dieser Lebensformen-Typen verschieben.

Insgesamt werden die verfügbaren Bodenwassermengen tendenziell abnehmen, da ansteigende Winterniederschläge in den flachgründigen Böden dieser Gruppe nicht zwischengespeichert werden können. Wenn weniger Wasser vorhanden ist, wird die Konkurrenz um das Wasser schärfer und es ist auch damit zu rechnen, dass die Vegetationsbedeckung der Trockenrasenstandorte noch lückiger als heute werden könnte. So bieten sich einerseits Chancen für die Neuansiedlung kurzlebiger Arten, andererseits steigt das Risiko von Bodenabtrag an den meist steilen Hängen. Aber auch dieser Prozess – soweit er nicht flächig auftritt – ist unter Naturschutzaspekten nicht in

jedem Fall von Nachteil, weil er Sukzessionsprozesse in Gang bringt und Nischen schafft (s. o.). Ausnahmen hiervon wären aber beispielsweise Standorte wenig regenerationskräftiger Erdflechtengemeinschaften (siehe z. B. WILMANN 1989), die durch Erosion irreparabel geschädigt werden könnten.

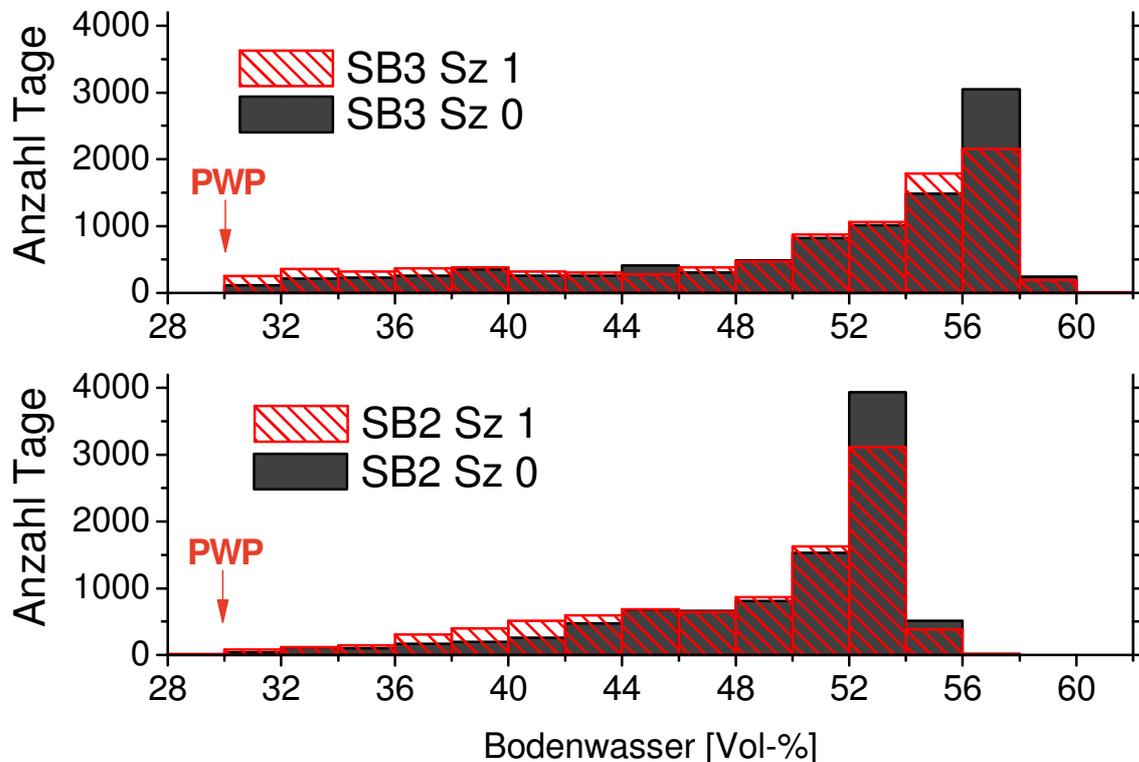


Abb. 86: Bodenfeuchteverteilung an den Standorten SB-2 (unten) und SB-3 (oben) im Betrachtungszeitraum; Histogramm in Klassen mit 2 Vol-%.

Haigergrund (HA-1 und -2)

Eine der Wert gebenden Strukturen im NSG Haigergrund sind gut ausgeprägte Diptam-Säume entlang des Waldrandes mit lückiger Gehölzbedeckung (u. a. aus *Juniperus communis*, *Crataegus laevigata* und *Corylus avellana*). Diptam scheint an tiefer gründigen Stellen besser zu gedeihen (PHILIPPI 1983a), meidet demnach extrem trockene Standorte. Es ist daher zu befürchten, dass bei zukünftig zunehmender Trockenheit der Diptam an einigen seiner heutigen Wuchsplätze zurückgehen oder verschwinden könnte. Andererseits dringt Diptam auch in lichte Wälder ein, wo er allerdings steril bleibt. Vermutlich wurde er durch die frühere Niederwaldwirtschaft gefördert (PHILIPPI 1983a). Oberhänge und Hangkanten sind im Gebiet wie im Umfeld von HA-1 stellenweise mit typischer Steppenheidevegetation bestockt. Hier könnte sich unter trockenerem Klima der Wald zukünftig weiter auflichten und somit mehr innere Ränder entstehen, was grundsätzlich zu einer höheren Diversität an Standorten und damit auch an Wuchsplätzen für Arten führen dürfte. Somit ergäben sich Möglichkeiten für den Diptam, von den heutigen, eventuell zu trocken werdenden auf die neuen Standorte auszuweichen und vom trockenheitsbedingten Auflichten der Wälder an und oberhalb der Hangkanten zu profitieren.

Sandhausener Dünen (SD)

Im Naturschutzgebiet Sandhausener Dünen herrschen Sandböden mit sehr geringer nutzbarer Wasserspeicherkapazität vor, deren Wasserhaushalt im Sommer durch die möglichen Auswirkungen des Klimawandels nur geringfügig trockener werden dürfte (siehe Kap. 5.2.2). Für die an bereits heute extrem trockene und von häufigem Wechsel gekennzeichnete Standortbedingungen angepasste schutzwürdige Flora und Vegetation ist insgesamt wohl eher die Sukzession infolge des Ausbleibens regelmäßiger Bodenstörungen ein Problem. In den letzten Jahrzehnten kam es im Gebiet „Pflege Schönau-Galgenbuckel“ im Umfeld des Standorts SD-1 zu verstärkter Moosbildung (siehe Kap. 4.2.2) und zur weiteren Ausbreitung von Grüner Borstenhirse (*Setaria viridis*), die wohl vor allem von feuchteren Jahren profitiert (SCHACH & BREUNIG 1997). Hier wäre ein zunehmend sommertrockenes Klima eher von Vorteil für die geschützten Arten. Zunehmende Winterniederschläge verändern die Standortbedingungen praktisch nicht, weil sie im Sandboden nicht zwischengespeichert werden können und außerhalb der Vegetationszeit ungenutzt in den Untergrund versickern.

Als großes Problem im Gebiet kann die Robinie angesehen werden (BREUNIG 1994), die auch magere Sandböden konkurrenzstark besiedelt und die Sandrasenarten unterdrückt. Durch Stickstoffbindung werden die Standortbedingungen nachhaltig zu Gunsten nitrophytischer Staudenarten verändert, wie ausgedehnte Nitrophytenfluren in den älteren Robinienbeständen zeigen (Abb. 87). Samenbankuntersuchungen belegen, dass die bewaldeten Dünen auch in der Diasporenbank keine seltenen Arten mehr aufweisen (BOGENRIEDER 2007, mdl.). Die bereits heute ausbreitungsstarke Robinie könnte von zukünftig zunehmender Niederschlagsmenge und Feuchtigkeit im Frühjahr eher profitieren. Sie kann sich mit ihrem Wurzelsystem hervorragend an die verschiedenen Bodenbedingungen anpassen (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 2002) und in den lockeren, gut durchwurzelbaren Sandböden ein sehr weit streichendes und tief reichendes Wurzelsystem ausbilden. So steht ihr ein großes nutzbares Wasserreservoir auch in entsprechend tief liegenden Bodenhorizonten zur Verfügung, mit dem sie auch längere Trockenphasen im Sommer gut überstehen dürfte. Weitere Neophyten, im Naturschutzgebiet treten nach BREUNIG (1994) unter anderen die Späte Traubenkirsche, Armenische Brombeere sowie Goldruten (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*) auf, konnten bislang in den Sandrasen kaum Fuß fassen. Auch dies könnte sich mit zunehmend wärmerem und wintermildem Klima ändern.

Bei Erwärmung, möglicherweise verbunden mit der prognostizierten Zunahme von Extremereignissen, könnte aber auch eventuell wieder mehr Bewegung in die Dünen kommen, was im Hinblick auf die durch moderate Bodenstörungen geförderte Sandrasen-Vegetation erst einmal positiv einzuschätzen wäre (BOGENRIEDER 2007, mdl.).



Abb. 87: Robinienbestand im NSG Sandhausener Dünen mit üppiger Krautschicht aus Springkraut (*Impatiens parviflora*) und Brennessel (*Urtica dioica*).

6.3.1.2 Gruppe B: trockene Standorte

(SB-2, TG-1 und -3, TH-1)

Diese Gruppe umfasst tief gründige Halbtrockenrasenstandorte unter relativ niederschlagsarmem Klima oder flachgründige Standorte in niederschlagsreicheren Regionen, die von Natur aus mit Sicherheit nicht waldfrei waren. Die anthropogene Vegetation der Halbtrockenrasen prägen über die zuvor beschriebenen Xerophyten hinaus weitere, eher mesomorphe oder nur schwach skleromorphe ausdauernde Arten, die nur in Jahren mit günstigem Wasserhaushalt gut gedeihen, ansonsten im Sommer teilweise oberirdisch absterben und in wenig oder nicht aktivem Zustand überdauern müssen. Sie sind auf Standorten mit besserer Wasserversorgung den echten skleromorphen xerophytischen Pflanzen überlegen, da diese einen großen Teil ihrer Assimilate zum Aufbau ihrer Anpassungen (Wurzelsystem, skleromorphe Blätter) verbrauchen und so oberirdisch nur relativ langsam wachsen können (STMLU/ANL 1994).

Aber auch innerhalb der Flora der Halbtrockenrasen bestehen deutliche Unterschiede im Wasserhaushalt der Pflanzen. Nach GIGON (1997) sind die Arten der Halbtrockenrasen unterschiedlich gut an trockenen Bedingungen angepasst, so dass je nach Wasserversorgung die eine oder andere Art intensiver Photosynthese betreiben kann. Jährliche Witterungsschwankungen „verändern somit die Konkurrenzbedingungen zwischen den Arten grundlegend“ (GIGON 1997, S. 278).

Ein Beispiel für eine vom Klima beziehungsweise der Witterung ausgelöste „exogene Fluktuation“ (GIGON 1997) zeigt Abbildung 6-10. In Trockenjahren kann die Grasnarbe von Halbtrockenrasen - im Beispiel v. a. durch *Bromus erectus* gebildet - sehr stark geschädigt werden und deutlich an Flächendeckung einbüßen. Sie erholt sich danach zwar relativ schnell wieder (ELLENBERG 1986), solche Vegetationslücken wie in Abbildung 88 (Jahr 1947) eröffnen damit aber Potenziale zur generativen Ausbreitung.

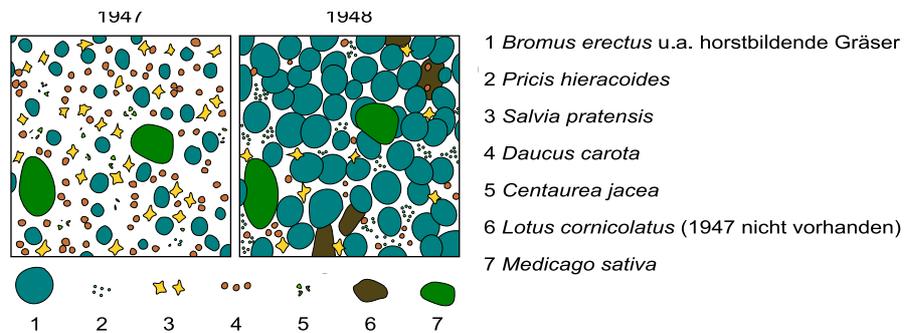


Abb. 88: Auswirkungen des Düngejahres 1947 auf das Vegetationsmuster einer 1 x 1 m großen Halbtrockenrasen-Probefläche, Aufnahme jeweils im August (nach Ellenberg 1986, verändert).

So werden je nach Witterung unterschiedliche Arten begünstigt oder benachteiligt (Tab. 19). Neben der Witterung treten weitere Faktoren als Antrieb von Fluktuationen in Erscheinung, so dass in einem komplexen Zusammenwirken und in unregelmäßiger Abfolge immer wieder andere Arten bessere oder ungünstigere Wachstumsbedingungen vorfinden (GIGON 1997). Letztlich ist dieses Zusammenspiel als einer der maßgeblichen Verursacher der Koexistenz und Artenvielfalt in den Magerrasen trockener Standorte zu sehen. Erst wenn sich die Wachstumsbedingungen anhaltend so stark verändern, dass sie für manche Arten nicht mehr adäquat sind, verändern sich die Konkurrenzbedingungen und damit das Artengefüge dauerhaft. Es stellt sich damit die Frage, ab welcher Schwelle dies beim Klimawandel der Fall sein wird.

Ein Teil der Magerrasenarten entstammt dem submediterranen Gebiet. Diese Arten sind entweder immergrüne Zwergsträucher, Geophyten oder Hemikryptophyten. So sind beispielsweise viele Orchideenarten an (sub)mediterranes Klima mit mildem, regenreichem Winter und trockenem Sommer dahingehend angepasst, dass sie bereits im Herbst Blattrosetten ausbilden, damit bis in den Frühsommer (Mai) Assimilate produzieren und so ihre produktive Phase aus der Hochsommerzeit vorverlagern. Alle diese Arten werden durch den Klimawandel eher gefördert als benachteiligt.

Tab. 19: Arten der Magerrasen trockener Standorte, die im Konkurrenzgefüge durch Sommertrockenheit eher begünstigt oder benachteiligt werden (nach GIGON 1997).

Vorteil für	Nachteil für
<i>Salvia pratensis</i>	<i>Bromus erectus</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Melampyrum arvensis</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Trifolium perfoliatum</i>	<i>Centaurea jacea</i>

STAMPFLI (1995) fand die beste Übereinstimmung der jährlichen Schwankungen der Biomasseproduktion eines Halbtrockenrasens mit der mittleren Bodenfeuchte in der Vegetationszeit und hebt die große Bedeutung des Wassers als limitierenden Faktor für die Biomasseproduktion relativ trockener Standorte hervor. Andere Faktoren, wie Temperatur, Strahlung oder Niederschlag waren weniger eng mit der Vegetationsentwicklung gekoppelt. Er unterscheidet auf Grund ihrer Biomasseproduktion auf die sommertrockene Witterung der Jahre 1989, 1990 und 1991 sowie der Folgejahre drei Reaktionstypen in der Halbtrockenrasenvegetation auf den Faktor Wasser:

- Arten, deren Wachstum direkt von der Wasserverfügbarkeit in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode abhängt²³ u. a. *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Salvia pratensis*, *Trifolium montanum*, *Achillea millefolium*
- Arten, die an Trockenzeiten so gut angepasst sind, dass sie überleben und Lücken in der Bestandesdecke besiedeln können u. a. *Thymus pulegioides*, *Scabiosa columbaria*, *Helianthemum nummularium*, *Dianthus carthusianorum*²⁴, *Silene nutans*, *Sanguisorba minor*, *Clinopodium vulgare*. Diese Arten konnten sich nach den Dürrephasen in den Sommern 1989-91 ausbreiten, nachdem dominante Arten ausgefallen und offene Bodenstellen (gaps) die größte Ausdehnung erreicht hatten.
- Arten, die so trockenheitsempfindlich sind, dass sie in Trockenphasen verschwinden und relativ lange brauchen, bis sich die Bestände wieder erholen können u. a. *Lotus corniculatus*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense*

In einem langjährigen Beobachtungsversuch eines Halbtrockenrasens (Mesobrometum) auf tiefgründigem Standort in den Südalpen stellten STAMPFLI & ZEITER (2004) fest, dass extreme Trockenzeiten, wie sie in den Sommern 1989 bis 1991 vorkamen, die Vegetation nachhaltig beeinflussten. Veränderungen traten vor allem in der Phase nach den Trockenzeiten auf, hier konnten sich Arten mit zuvor geringer Deckung auf Kosten der zurückgehenden dominanten Grasarten ausbreiten. Dies waren vor allem Stauden und Hochstauden mit hoher Samenproduktion und perennierender Diasporenbank im Boden, die so erfolgreicher als die generativ wenig ausbreitungskräftigen Gräser (*Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum* u. a.) frei gewordene Mikrohabitate besiedeln konnten. Demnach war nicht die Trockenzeit selbst die Zeit des „Umbruchs“, denn Grasartige und Stauden litten gleichermaßen unter der Dürre (STAMPFLI & ZEITER 2004), sondern die sich anschließende feuchtere Zeit. Trotz der durch Trockenheit induzierten Veränderungen wanderte aber über die 13 betrachteten Jahre keine neue Art in die Versuchsflächen ein. Auf Grund der erfolgreichen generativen Ausbreitung über Samen wird jedoch davon ausgegangen, dass die Gemeinschaft nach Trockenphasen relativ offen für neu ankommende Arten ist (STAMPFLI & ZEITER 2004). Die zunehmende Wahrscheinlichkeit von extremen Trockenereignissen lässt deshalb Vegetationsveränderungen, beispielsweise durch Sukzessionsprozesse oder Einwanderung, wahrscheinlicher werden.

²³ HENNENBERG & BRUELHEIDE (2003) fanden beispielsweise beim Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*) im Zeitraum Ende Mai bis Mitte Juni eine enge positive Korrelation zwischen Wachstumsraten und Bodenwassergehalten, obwohl STAMPFLI (1995) die Art eher als indifferent gegenüber der Wasserverfügbarkeit im Frühsommer einstufte.

²⁴ Schon BERTSCH (1907, S. 183) stellt fest, dass die Kartäusernelke (*Dianthus carthusianorum*) auf Heiden im Donautal in heißen und trockenen Jahren „völlige Frische inmitten einer halbverdorrten Vegetation“ bewahrt habe.

Fraglich ist jedoch, in welchem Ausmaß diese Mechanismen durch den Klimawandel beeinflusst werden könnten. Die Wasserverfügbarkeit, vor allem bei mittleren Bodenfeuchtegraden, bestimmt maßgeblich den Etablierungserfolg von Sämlingen. So fanden HOVENDEN et al. (2008) in australischem Grünland enge Korrelationen zwischen dem generativen Ausbreitungserfolg perenner Arten und der Bodenfeuchte im Herbst, Frühling und Sommer. Bei den Annuellen war dies völlig anders, hier bestanden keine Relationen zwischen der Bodenfeuchte und dem Überleben der Sämlinge. Allerdings verminderten höhere Temperaturen die Überlebensraten der Sämlinge. Somit kann sowohl die Erwärmung als auch die saisonale Veränderung der Niederschlagsverteilung²⁵ die generative Ausbreitung beeinflussen.

Die tiefgründigen Standorte dieser Gruppe (SB-2, TG) sind von den Auswirkungen des Klimawandels dahin gehend stärker betroffen, als die Unterschiede zwischen Ist- Zustand und Zukunftsszenario ausgeprägter waren als auf sehr flachgründigen Standorten. Die sommerliche Trockenheit nimmt im Zukunftsszenario somit generell stärker zu als auf den Standorten der Gruppe A (siehe Kap. 5.2.2). Es ist für die Zukunft anzunehmen, dass aktuell in Halbtrockenrasen stärker als in Trockenrasen vorherrschende Hemikryptophyten wie beispielsweise Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) oder Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*), die bereits heute in Dürreperioden deutlich geschädigt werden (STMUL/ANL 1994, siehe Abb. 88), temporär noch stärkere Rückschläge erleiden. Dadurch können öfter und auf größeren Flächen Nischen für kurzlebige oder generell weniger wuchskräftige und vegetativ ausbreitungsfähige Arten geschaffen werden. Die Therophyten der Magerrasenstandorte können diese Lücken nutzen, denn sie bauen als r-Strategen eine Samenbank im Boden auf (WILMANNNS 1998).

Sollte zukünftig durch höhere Frühjahrs- und Herbsttemperaturen der Humusabbau verstärkt werden, so wird mehr Stickstoff zur Verfügung gestellt. Dies könnte dazu führen, dass konkurrenzkräftigere Arten aus dem gemäßigt trockenen und mesophilen Grünland einwandern und sich behaupten können („Stickstoff ersetzt Wasser“, GIGON 1968, ELLENBERG 1986)

Klimawandelinduzierte Ausbreitung von Magerrasen(arten)

Die Ausbreitungsfähigkeit der Magerrasenarten ist unterschiedlich, allgemein sind anemochore Arten recht mobil, zoochore Arten sind dies eher weniger (STMLU/ANL 1994). Die Wanderfähigkeit der Magerrasen-Therophyten wird von WILMANNNS (1998) eher gering eingestuft, was auch die oben beschriebenen Ergebnisse von STAMPFLI & ZEITER (2004) belegen. Ausbreitungsschwache, zoochore Arten, beispielsweise *Carex humilis* oder *Sesleria varia*, können sogar als Zeigerarten für alte Magerrasen gelten (STMLU/ANL 1994). Die zoochoren Arten sind auf passiven Transport angewiesen, wenn größere Strecken zum nächsten geeigneten Standort zurückgelegt werden müssen. Deshalb spielt(e) die Transhumanz bei der Artenausbreitung in größeren Landschaftsräumen eine wichtige Rolle und beispielsweise die Züge der Schafherden vom Rheintal auf die Höhen der Mittelgebirge waren früher ein wichtiges Verbreitungsmedium für Pflanzenarten.

Durch den Klimawandel können lokal heute noch mäßig trockene oder mittlere Standorte mit flachgründigen Böden sommertrockener werden sich damit wahrscheinlich zu neuen Wuchs-

²⁵ Eine positive Wirkung erhöhter CO₂-Konzentrationen auf die Überlebensrate von Sämlingen annueller und perenner Arten war dagegen nicht nachzuweisen (HOVENDEN et al. 2008).

plätzen für (Halb-) Trockenrasenarten entwickeln. Die Besiedlung wird dann davon abhängen, welche Entfernungen die „passenden“ Arten zurücklegen müssen. Eine Verlagerung von Magerrasenstandorten entlang eines Gradienten, in den meisten Fällen wohl hangabwärts, wäre hinsichtlich der Ausbreitungsfähigkeit der Arten wenig problematisch, wenn die neu zu besiedelnden Flächen direkt und ohne dazwischen liegende Barrieren an den ursprünglichen Standort angrenzen. Untersuchungen, die bei einer Standortveränderung das Eindringen von xerotoleranteren Magerrasenarten in die meist höherwüchsigen mesophilen Arten dokumentieren, sind uns jedoch nicht bekannt.

Der Faktor Konkurrenz beeinträchtigt aber in jedem Fall die Ausbreitung der Magerrasenarten über größere Distanzen, da nährstoffarme Korridore als „Trittsteine“ in den heutigen Landschaften nur sehr beschränkt oder überhaupt nicht zur Verfügung stehen (STMLU/ANL 1994). Als Möglichkeit zum Diasporenaustausch zwischen disjunkten Magerrasenarealen und zur Übertragung der ausbreitungsschwächeren zoochoren Arten auf neue Standorte könnten demnach Konzepte wie das von BEINLICH (1997) vorgeschlagene einer großflächige Weidelandschaft mit zumindest räumlich begrenzten Wanderzügen von Schafherden in Betracht gezogen werden.

Taubergießen

Die echten Trockenrasen (Volltrockenrasen) des Taubergießengebietes (Standort TG-2, Gruppe A, s. o.) unterliegen relativ mesophilen Bedingungen, sind nicht auf extreme Exposition beschränkt und auch das Klima im Gebiet ist nur moderat trocken (GÖRS 1975). Grund für die kleinflächige Entstehung dieser Trockenrasen auf flachen Erhebungen in den Wiesenflächen sind die Untergründe aus sehr durchlässigen und wenig Wasser speichernden Sanden und Kiesen der ehemaligen Furkationszone des Rheins. So herrschen edaphisch ähnliche Bedingungen wie im Gebiet Sandhausener Dünen und auch die Vegetation zeigt Anklänge in diese Richtung. Bei Düngung entwickeln sich die Trockenrasen zu Trespen- oder Salbei-Glatthaferwiesen (GÖRS 1975). Unter zukünftig sommertrockeneren Bedingungen sind - im Gegensatz zu den Halbtrockenrasen (s. u.) - bei den Trockenrasen keine negativen Entwicklungen zu befürchten. Es ist eher damit zu rechnen, dass sie ihre Flächenanteile geringfügig ausweiten können.

Wie bereits im vorangegangenen Abschnitt erwähnt, ist die Entstehung mehr oder weniger trockener Magerrasen im Taubergießengebiet vor allem auf edaphische Faktoren zurückzuführen. Lediglich die Hochwasserdeiche sind zusätzlich durch ihre Exposition hervorgehoben und als reiche Orchideenstandorte bekannt. In den Wiesenflächen finden sich im NSG Taubergießen aber auch Orchideenarten der eher frischeren Ausbildung der Halbtrockenrasen (BOGENRIEDER 2007, mdl.), die durch eine zukünftig stärkere Austrocknung des Bodens gefährdet werden könnten. Hinzu kommt, dass in tiefer liegenden und damit feuchteren Senken auf den Wiesen die Natternzunge (*Ophioglossum vulgatum*) auftritt. Diese Farnart braucht mindestens wechselfrische Bedingungen, und könnte durch stärkere Trockenheit ebenfalls gefährdet sein (BOGENRIEDER 2007, mdl.).

Die oben beschriebenen Mechanismen der Verschiebungen im Konkurrenzgefüge (siehe Tab. 19) sind auch in den Halbtrockenrasen des Taubergießen zu beobachten. So breitet sich in Trockenjahren der Wiesensalbei (*Salvia pratensis*) stark aus, wenn die Grasdecke durch den Rückgang von *Bromus erectus* lückiger wird (GÖRS 1975).

6.3.1.3 Gruppe C: Haselschacher Buck

Gruppe C mit dem einzigen Standort HB-1 kann als Spezialfall der Gruppe B mit extrem hoher Wasserspeicherkapazität angesehen werden und dürfte im Land relativ selten auftreten, denn solche tief gründigen Böden sind nur bei ungünstigem Relief oder anderen schwerwiegenden Hemmnissen heute nicht intensiv genutzt. Am Haselschacher Buck kann die unterschiedlich große Vulnerabilität von Standorten mit hoher oder sehr hoher (HB-1) und geringer (HB-2) nutzbarer Wasserspeicherkapazität gegenüber Klimaveränderungen exemplarisch aufgezeigt werden. Diese beiden Standorte werden deshalb hier gemeinsam besprochen. Die Unterschiede zwischen dem modellierten Ist-Zustand und dem Zukunftsszenario für die beiden Standorte am Haselschacher Buck können kurz wie folgt zusammengefasst werden: In Abbildung 89 wird deutlich, dass an beiden Standorten die Zeiten voller Wassersättigung des Bodens abnehmen, beide Standorte werden trockener. Jedoch treten am tief gründigen Standort HB-1 Bodenwassergehalte im Bereich des PWP im Zukunftsszenario erheblich öfter auf als im Ist-Zustand. Am flachgründigen Standort HB-2 sind die Unterschiede zwischen den Szenarien viel weniger ausgeprägt. Weiterhin ist erkennbar, dass trotz der stärkeren Zunahme trockener Bodenbedingungen an HB-1 dieser Standort auch zukünftig immer noch viel besser mit Wasser versorgt sein wird als HB-2. Die Vegetationsentwicklung wird neben dem Wasserhaushalt auch davon beeinflusst, ob im Oberboden wegen Trockenheit und starker Temperaturschwankungen (V. ROCHOW 1951) zukünftig mehr Nährstoffe im Humus gebunden oder freigesetzt werden (siehe Kap. 6.1.5.1).

Am Beispiel von Sommern mit ungewöhnlich trockener und warmer Witterung lassen sich Tendenzen einer zukünftigen Vegetationsentwicklung erkennen. So beobachtete HEILIG (1931) im außergewöhnlich trocken-warmen Sommer 1928²⁶ am Badberg im Kaiserstuhl²⁷, dass auf den sehr flachgründigen Standorten (wie HB-2) die Hänge „dürr gebrannt“ (S. 234) waren und nur wenige Pflanzenarten die ungewöhnlich lang andauernde Trockenheit ohne stärkere Schäden aushielten: *Artemisia campestris*, *Euphorbia seguiera*, *Sedum album* und *S. acre*, *Stachys recta* sowie *Teucrium montanum*. *Melilotus officinalis* als Beispiel einer eher mesophilen Art, bedeckte im Frühsommer weite Flächen und verschwand nach der Trockenheit völlig vom flachgründigen Standort. Auf einem ähnlich exponierten tief gründigem Lössstandort (entspricht HB-1) war die Vegetation in einem „besseren Zustand“ und es gab keine „Pflanzen, die an Wassermangel zugrunde gegangen waren“ (HEILIG 1931, S. 235). Leider existieren keine Messungen der Bodenwassergehalte von HEILIG, um die Bedingungen des Jahres 1928 genauer zu quantifizieren.

²⁶ Laut HEILIG (1931) herrschte eine achtwöchige Trockenheit im Juli und August 1928.

²⁷ Das NSG Badberg schließt sich im Westen direkt an das NSG Haselschacher Buck an.

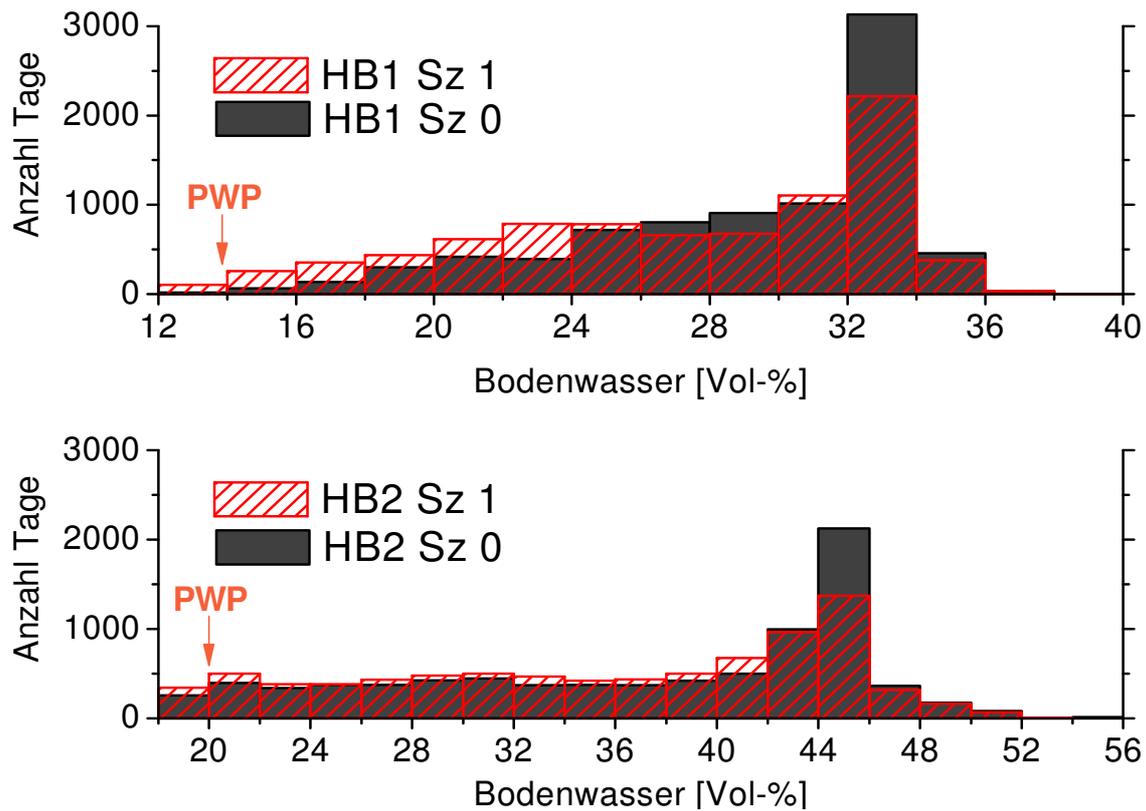


Abb. 89: Bodenfeuchteverteilung an den Standorten HB-1 (unten) und HB-2 (oben) im Betrachtungszeitraum.; Histogramm in Klassen mit 2 Vol-%

Auch nach dem Sommer des Jahres 2003 war eine nachhaltige Wirkung der Trockenheit auf die Vegetation offensichtlich. Einige Arten profitierten vom Rückgang der Konkurrenten und konnten sich ausbreiten (BOGENRIEDER 2007, mdl.). Hierzu gehörten beispielsweise *Echium vulgare* und *Allium sphaerocephalon*. Das Verhalten der beiden letztgenannten Arten wirft Fragen im Zusammenhang mit den ökologischen Zeigerwerten - hier insbesondere der Feuchtezahl - nach ELLENBERG et al. (1991) auf. Die ökologische Feuchtezahl gibt das Vorkommen von Arten im Gefälle der Bodenfeuchte vom flachgründig-trockenen bis zum nassen Standort hin an. Sie bedeuten

- 1) Starktrockniszeiger an oftmals austrocknenden Stellen lebensfähig und auf trockene Böden beschränkt
- 2) zwischen 1 und 3
- 3) Trockniszeiger auf trockenen Böden häufiger vorkommend als auf frischen, auf feuchten Böden fehlend
- 4) zwischen 3 und 5
- 5) Frischezeiger Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden

Allium sphaerocephalon ist die Feuchtezahl 3, *Echium* die 4 zugeordnet. Beide sind damit keine außergewöhnlich xerotoleranten Arten, sondern konnten offensichtlich nur von den Lücken im Bestand nach der Trockenheit profitieren, wie dies - für andere Arten - auch von STAMPFLI & ZEITER (2004) beschrieben wird.

Insgesamt geben die ökologischen Feuchtezahlen die Situation im Vergleich zwischen den Standorten HB-1 und HB-2 recht gut wieder. Der einzige Starktrochniszeiger (F 1, *Teucrium montanum*) kommt im Volltrockenrasen vor, auch die Arten mit F 2 (u. a. *Aster linosyris*, *Teucrium chamaedrys*) haben ebenfalls dort mit Ausnahme von *Euphorbia seguierana* ihre Vorkommen oder Schwerpunkte. Hieraus könnte man allgemein ableiten, dass sich diese Arten mit sehr niedrigen Feuchtezahlen unter zukünftig trockeneren Bedingungen auch in den Halbtrockenrasen ansiedeln oder ausbreiten können.

6.3.1.4 Gruppe D: flachgründige Standorte mit viel Niederschlag

(KF-1, WH-1, BU-1 und BU-2)

Auch bei 1000 mm Jahresniederschlag können noch Trockenrasen auf steilen, flachgründigen und südexponierten Hängen entstehen (WILMANN 1998), jedoch sind auf KF-1 und WH-1 Halbtrockenrasen ausgebildet. Auf solchen niederschlagsreichen Standorten tritt die Nährstoffarmut stärker als der Wassermangel als limitierender Faktor für manche Pflanzenarten in Erscheinung (STMLU/ANL 1994). Diese Standorte sind, ebenso wie die der Gruppe B, auch nicht von Natur aus waldfrei und müssen deshalb immer wieder entbuscht werden (siehe Kap. 4.3).

Buchswald Grenzach

Im NSG Buchswald bei Grenzach (Standorte BU-1 und -2) ist der Buchsbaum (*Buxus sempervirens*) zusammen mit den Flaumeichenbeständen die naturschutzfachlich Wert gebende Pflanzenart. Buchs als Unterwuchs in verschiedenen Waldtypen unterdrückt weitgehend alle Konkurrenz und bildet hier dichte, artenarme Bestände aus. Nach einer Untersuchung auf drei unterschiedlich trockenen Standorten zeigt der Buchs eine deutliche Abhängigkeit vom Wasserangebot: Die gemessenen Stammdurchmesser und Wuchshöhen sowie die Jahrringbreiten nehmen entlang des Gradienten vom besser mit Wasser versorgten Standort zum trockenen Standort hin ab (ANSTETT & BOGENRIEDER 2005). Die Standorte wurden anhand der Gründigkeit eingestuft und bei dieser Untersuchung wurden nur meteorologische Faktoren berücksichtigt und keine Bodenwasserdaten erhoben. Auf sehr trockenen, flachgründigen Standorten, vergleichbar mit unserem Standort BU-1, geraten die Pflanzen unter „größeren sommerlichen Wasserstress“ (ANSTETT & BOGENRIEDER 2005, S. 21). Auch bei unseren Begehungen im nicht außergewöhnlich trockenen Sommer 2007 zeigte *Buxus* auf Standort BU-1 gelbe Blätter, die auf zeitweiligen Wassermangel und Wasserstress hinweisen.

Hohe Zuwächse des Buchses sind korreliert mit Jahren mit hohen Niederschlagsmengen im Frühjahr und Sommer, vor allem ergiebige Niederschlagsereignisse (>5 mm) sind offensichtlich relevant ANSTETT (2002). Lediglich beim trockensten Standort im Flaumeichenwald, der BU-1 entspricht, scheint das Dickenwachstum des Buchses nicht vom Niederschlagsfaktoren abhängig zu sein. Dies wird damit erklärt, dass die Buchsbäume auf diesem Standort bereits an die schlechte, das heißt unregelmäßige, Wasserversorgung angepasst sind und nur langsam wachsen können. Ein weiterer Aspekt, der von ANSTETT nicht berücksichtigt wird, ist hierbei die geringe Bodenwasserspeicherkapazität, die höhere Niederschlagsmengen überhaupt nicht zwischenspeichern kann (siehe Kap. 5.2.2).

Auch eine Korrelation mit der Lufttemperatur, hier mit der Anzahl von Stunden über 12 °C, wurde festgestellt. Warme, lufttrockene Sommer sind korreliert mit geringem Zuwachs. Weiter-

hin nimmt die mittlere Jahrringbreite des Buchses im Zeitraum 1971 bis 2000 deutlich zu, während bei Buchen und Eichen der Baumschicht die Jahrringbreiten seit Mitte der 1980er Jahre zurückgehen (ANSTETT 2002). Beide Aussagen gelten aber ebenfalls nicht für den sehr trockenen, BU-1 entsprechenden, Standort. Nachweisen konnte ANSTETT weiterhin, dass der Buchs auf dem trockeneren Standort stärker skleromorphe Blätter als auf den besser mit Wasser versorgten Standorten produziert. Die Pflanze muss hier mit einem höheren Einsatz von Photosyntheseprodukten auf ungünstigere Standortbedingungen reagieren. ANSTETT & BOGENRIEDER (2005) heben die trotz gleichen Makroklimas recht unterschiedlichen Wachstumsbedingungen im Buchswald hervor.

Auf den von uns betrachteten Standorten BU-1 und BU-2 findet sich Naturverjüngung aktuell fast nur vom Buchs, nicht von Flaumeichen und anderen Gehölzen. Schon HÜGIN (1979) beschreibt dieses Phänomen und vermutet daher, dass der Buchs in bestehende Wälder eingewandert sein muss und dabei auch durch menschliche Aktivitäten gefördert wurde: Seit der Unterschutzstellung 1934 breitet sich der Buchs aus (HÜGIN 1979). Als weiterer Grund kommt wahrscheinlich das günstige Klima der letzten Dekaden infrage, möglicherweise hat aber auch die Aufgabe der Nutzung der Buchspflanzen zu einer Verdichtung der Bestände geführt. Die Vegetation könnte sich daher sehr langfristig in Richtung einer Buchsheide oder „Buchsmacchie“ mit dichter Strauchschicht aus Buchs und nur wenig überstehenden Bäumen verändern, wenn die Naturverjüngung der Baumarten weiterhin ausbleibt und die bestehende Baumschicht aus Überalterung zusammenbricht. ANSTETT (2002) stellt im Hinblick auf den Klimawandel die These auf, dass der Buchs von zunehmenden und häufigeren Niederschlägen auf mittleren Standorten durch besseres Dicken- und Höhenwachstum profitieren könnte und unter wärmerem Klima auch in bislang für ihn zu kühlen Flächen ausbreiten könnte. Für die Zukunft können sich aus unserer Sicht folgende Tendenzen ergeben:

- Auf den extremen, sehr flachgründigen Standorten mit schlechterer Wasserversorgung wie BU-1 dürfte der Buchs bei zunehmend warm-trockenen Sommern zukünftig eher geschwächt, das heißt in seiner Wuchskraft eingeschränkt werden. Hierdurch eröffneten sich bessere Chancen für eine Naturverjüngung der aus Naturschutzsicht ebenfalls wertvollen Flaumeichenbestände.
- Auf mittleren Standorten wie BU-2 ist je nach Bodeneigenschaften mit verbesserten oder geringfügig schlechter werdenden Wuchsbedingungen zu rechnen, günstiger sind höhere Frühjahrs- und Sommertemperaturen, ungünstiger die zunehmende Sommertrockenheit. Wo diese durch einen guten Bodenwasserspeicher abgemildert werden kann, wird Buxus vom Klimawandel tendenziell profitieren.
- Der Buchs könnte sich zukünftig auf besser mit Wasser versorgte und kühlere Standorte ausbreiten, auf denen er heute nur eher lückige Bestände bildet.

Für das Naturschutzgebiet wird kein konkretes Schutzziel genannt (vergleiche Kap. 4.2.10). So ist davon auszugehen, dass alle bestehenden, insbesondere aber die naturschutzfachlich interessanten Vegetationseinheiten erhalten werden sollten. Auf den trockeneren, flachgründigen Standorten könnte demnach durch den Klimawandel die Konkurrenzsituation zwischen Buchs und Flaumeichen durch die oben beschriebenen Veränderungen längerfristig zugunsten der Eichen verschoben werden und ihnen (wieder?) eine Naturverjüngung ermöglichen. Dies wäre zwar ein Verlust für den Buchs, aber sicher eher ein Gewinn für das Naturschutzgebiet. Insgesamt ist nicht damit zu rechnen, dass der Buchs als submediterrane Art in seinem Bestand durch den

Klimawandel gefährdet werden könnte. Hierzu sind die Unterschiede im Wasserhaushalt zu gering, insbesondere wird wohl auch in Zukunft die Anzahl von Dürrephasen auf Standort BU-2 nicht das heutige Niveau von BU-1 erreichen. Zumindest auf mäßig trockenen Standorten wie BU-2 ist daher nicht damit zu rechnen, dass der Buchs an Vitalität erheblich einbüßen könnte.

6.3.1.5 Gruppe E: Feldberggipfel

(FB-1 und -2)

Die vom Klimawandel verursachten größten Änderungen in der Artenzusammensetzung werden allgemein in Bergregionen erwartet, bedingt sowohl durch das Verschwinden als auch das Hinzukommen von Arten (SCHRÖTER et al. 2004, VOHLAND 2007). So nimmt der Feldberg auch in dieser Hinsicht eine besondere Stellung bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels ein. Die Vegetation der beiden Feldberg-Standorte FB-1 und FB-2 ist trotz der unterschiedlichen Bodeneigenschaften hinsichtlich Gründigkeit und Wasserspeicherkapazität und des davon beeinflussten Wasserhaushalts in ihren Grundzügen gleich. Auf beiden sind subalpine Borstgras-Rasen, auch Schweizer-Löwenzahn-Borstgrasrasen (WEDRA 1996) genannt, in allerdings geringfügig unterschiedlicher Ausprägung angesiedelt.

Abbildung 90 zeigt, dass der Wasserhaushalt des tiefer gründigen Standorts FB-1 sehr viel ausgeglichener ist, als der von FB-2. Mittlere Bodenwassergehalte überwiegen und pflanzenverfügbares Bodenwasser ist immer vorhanden. Auch im Klimawandelszenario ändert sich daran wenig, die Verhältnisse werden zwar insgesamt trockener, aber eher noch ausgeglichener. Tage mit Wassergehalten um die Feldkapazität (ca. 39 Vol-%) nehmen sogar zu. Auch Standort FB-2 wird trockener, allerdings verlagert sich ein kleiner Schwerpunkt auf Bodenwassergehalte um den PWP und die Sättigung der Wasser haltenden Poren knapp unterhalb der Feldkapazität von circa 52 Vol-% kann zukünftig seltener erreicht werden.

Die Vegetation des Feldberggipfels und auch die Borstgrasrasen sind unter anderem durch eine Reihe von oft nur sporadisch, meist an besonderen Standorten wie Hangquellen oder Schneeböden, auftretenden Glazialreliktarten gekennzeichnet (BOGENRIEDER & WILMANN 1991). Es kann vermutet werden, dass es sich hierbei um ökologisch eher wenig flexible Arten mit relativ enger Einnischung handelt. Diese enge Einnischung ist wohl auch dadurch zustande gekommen, dass den Glazialrelikten durch konkurrenzkräftigere Arten alle günstigeren Wuchsplätze außer den aktuellen, hochgelegenen und offenen Standorte genommen wurden. Durch die seit über 1000 Jahren ausgeübte Beweidung des Feldberggipfels wurden hier, zumindest immer wieder auf wechselnden Teilflächen, Bedingungen geschaffen oder erhalten, die diesen Arten das Überdauern ermöglichten. Solche Reliktarten können generell von Veränderungen eher gefährdet werden als Arten mit ökologisch weiterer Amplitude. Allerdings muss eine gewisse Flexibilität vorhanden sein, denn die Relikte der Glazialflora konnten zumindest nacheiszeitliche Wärmephasen am Feldberg überstehen (siehe BOGENRIEDER 1982, BOGENRIEDER & WILMANN 1991).

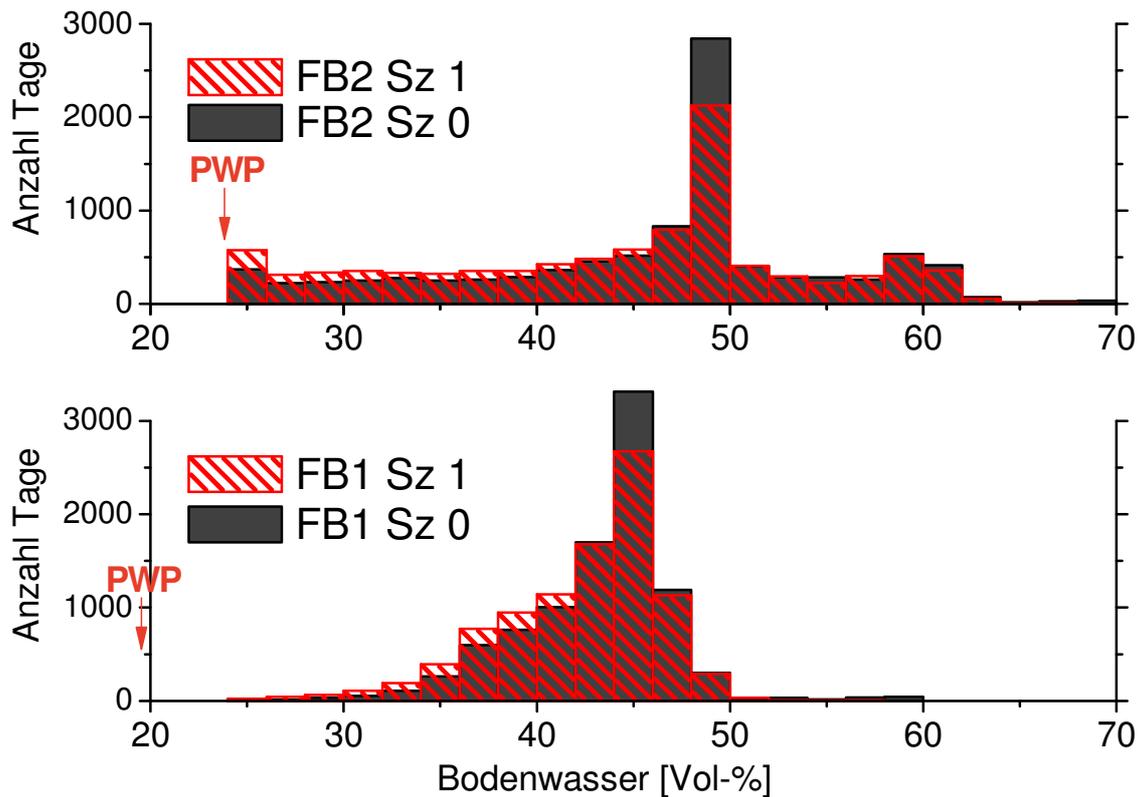


Abb. 90: Bodenfeuchteverteilung an den Standorten FB-1 (unten) und FB-2 (oben) im Betrachtungszeitraum; Klassenbreite 2 Vol-%.

Hinsichtlich des Wasserhaushaltes sind für den Vegetationstyp des alpinen Borstgrasrasens auf den betrachteten Standorten keine gravierenden Veränderungen anzunehmen. Der Vergleich von FB-1 und FB-2 zeigt, dass die Vegetation der beiden Standorte tolerant genug gegenüber kurzzeitiger Austrocknung sein muss, um die recht geringfügigen Änderungen durch den Klimawandel abzapuffern. Wäre sie dies nicht, so müsste sich bereits heute auf FB-2 eine völlig andere Vegetation als auf FB-1 finden.

Es ist jedoch davon auszugehen, dass die allgemeine Temperaturerhöhung nicht folgenlos für die spezielle Vegetation des Feldberges bleiben kann. Einerseits entstehen durch den Wärmezuwachs selbst neue Standortbedingungen. Weiterhin beschleunigen höhere Temperaturen, vor allem im Frühjahr und Herbst, bei gleichzeitig ausreichend vorhandener Feuchtigkeit die Mineralisierung der akkumulierten organischen Substanz und setzt damit verstärkt Stickstoff frei (siehe Kap. 6.1). Höhere Temperaturen und bessere Nährstoffversorgung begünstigt konkurrenzkräftigere Arten, die bislang auf tiefer gelegene Bereiche beschränkt waren. Jedoch sind auch hier standörtliche Unterschiede anzunehmen. Einerseits wurde auf der windgefegten Kuppe des Baldenweger Bucks - Standort FB-2 - weniger Humus als auf FB-1 akkumuliert, weil Streu ständig vom Wind erodiert wird, so dass eine geringere Nährstoffmobilisation erwartet werden kann. Andererseits ist der vom Wind schneefrei gehaltene Standort FB-2 hinsichtlich winterlicher Niedrigstemperaturen und vor allem der Frosttrocknis sehr extrem (siehe BOGENRIEDER 1982) und nur von Spezialisten besiedelbar.

Ein weiterer Aspekt mit Auswirkungen beispielsweise auf die Schneebodenvegetation ist die zukünftige Dauer der Schneebedeckung. Höhere Temperaturen, vor allem im Frühjahr und Frühsommer, könnten die bislang an nordexponierten und vor Sonne geschützten Stellen acht bis neun Monate anhaltende Schneedecke früher abtauen lassen. Andererseits kann bei zukünftig zunehmender winterlicher Niederschlagsmenge zumindest am Feldberg noch lange mit größeren Schneehöhen gerechnet werden. Diese würden dann auch längere Zeit zum Abtauen benötigen und könnten so, wie vermutlich auch in den bisherigen niederschlagsreichen nacheiszeitlichen Wärmephasen (BOGENRIEDER 1982), die spezielle Schneebodenvegetation überdauern lassen.

6.3.2 Grundwasserbeeinflusste Gebiete

Stoff- und Wasserhaushalt von Niedermooren werden durch Speisungszuflüsse aus einem Einzugsgebiet geprägt. Dieser Wasserzustrom erlaubt die Moorbildung auch in Gebieten mit geringem Niederschlagsüberschuss wie beim Erlenbruch Lichtel oder unter günstigen Bedingungen sogar bei negativer klimatischer Wasserbilanz. Die vom Wasser mitgeführten Stoffe werden ausgefällt, beeinflussen die Standorteigenschaften und die Ausprägung der typischen Moorvegetation (QUAST 2001). Niedermoore wirken dadurch als Senken für Stofffrachten aus ihren Einzugsgebieten. Trotz dieser Senkenfunktion waren die meisten Moore bis in die jüngere Vergangenheit durch Nährstoffarmut gekennzeichnet, denn aus den umgebenden Waldstandorten wurden nur wenige Nährstoffe ausgebracht (SUCCOW 2001) und der mit dem Wasserüberschuss verbundene Sauerstoffmangel im Boden hemmte Abbau und Rückführung der Nährstoffe. Insbesondere meso- und oligotrophente Pflanzenarten kennzeichnen deshalb die Moorvegetation. Die Mangelsituation führte zu einer hohen Spezialisierung, beispielsweise zu Pflanzenarten (*Drosera*, *Utricularia* etc.), die ihre Nährstoffsituation durch die Verwertung von Insekten oder kleinen Wassertieren verbessern.

In Abhängigkeit vom Jahresgang des Niederschlags, der Verdunstung und der Zuflüsse sowie des von Geländeform und Wasserspeichervermögen abhängigen Abflusses oszilliert der Wasserstand im Niedermoorgebiet. Typischerweise steigen bei - zumindest in der Vergangenheit - meist nahezu gleichmäßig übers Jahr verteilten Niederschlägen in der verdunstungsschwachen Zeit (Winter) Abflüsse und Wasserspiegel an, während in der verdunstungsintensiven Zeit (Sommer) sinkende Wasserstände mit geringen oder stagnierenden Abflüssen gekoppelt sind. Durch einen in vielen Regionen klimawandelbedingten Rückgang der Grundwasserneubildung in den Einzugsgebieten dürften sich gravierende Auswirkungen auf ökologisch wertvolle Feuchtgebiete ergeben. Damit wäre die ökologische Funktionsfähigkeit vieler grundwasserbeeinflusster Ökosysteme in Frage gestellt (EULENSTEIN & GLEMNITZ 2008).

Die nachfolgend betrachteten kleinen Niedermoore Erlenbruch Lichtel und Birkenweiher sind ausschließlich durch den Zustrom von Grund- oder Bodenwasser geprägt, Oberflächengewässer spielen als Zuflüsse keine Rolle.

6.3.2.1 Erlenbruch Lichteler Landturm

Erlenbruchwälder gehören zu den am stärksten gefährdeten Waldgesellschaften Mitteleuropas, als wichtigste Gefährdungsursache wird die Absenkung des Grundwasserstandes genannt (PRETZELL & REIF 1999). Während in der Vergangenheit vor allem Entwässerungsmaßnahmen, Flussregulierungen oder die großräumige Tieferlegung des Grundwassers in Tagebau-

gebieten (GÜNTHER 1971, DÖRING-MEDERAKE 1992, KAZDA et al. 1992) gefährdend wirkten, könnten Erlenbrüche in naher Zukunft durch Wasserhaushaltsänderungen (siehe Kap. 5.3.2) infolge zunehmend (sommer-)trockenen Klimas bedroht werden.

Die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) stellt hohe Ansprüche an die Wasserversorgung ihres Standortes und ist relativ anfällig gegenüber Trockenheit (GÜNTHER 1971), andererseits erträgt sie Stau- nässe sowie zeitweise Überflutung sehr gut (SEBALD et al. 1993, LFU 2002). Älteren Erlen fehlt anscheinend die Fähigkeit, sich physiologisch auf zunehmend trockenere Standortsbedingungen, beispielsweise durch eine Grundwasserabsenkung, einzustellen (GÜNTHER 1971). Es kommt in diesen Fällen deshalb zum Absterben der Erlen²⁸. Erlenbrüche finden sich in Mitteleuropa typischerweise meist am Rand von Auen, in den Verlandungszonen von Stillgewässern und - wie im Beispiel des Erlenbruchs Lichtel - in Stauwasser führenden Geländesenken. Hier bedingt lateral zuströmendes Grund- und Bodenwasser lang anhaltende staunasse Phasen mit mittleren Grundwasserständen zwischen 0 und 50 cm unter Flur (KAZDA et al. 1992). Die Schwankungen des Wasserspiegels betragen selten mehr als 1 m (ELLENBERG 1986) und Phasen vollständiger Austrocknung fehlen (SCHÖNERT 1994). Kaum eine andere einheimische Baumart erträgt diese Standortbedingungen dauerhaft und auch die Schwarzerle bildet unter solchen Bedingungen meist nur lichte Bestände aus (WILMANN 1998).

Entwässerung, Grundwasserabsenkung und häufige Austrocknung führen zur Mineralisierung des Erlenbruchwaldtorfs, höheren Nährstoffumsätzen und Eutrophierung (siehe Kap. 6.1.5.2), das Moor wandelt sich von der Stoffsenke zur Stoffquelle (SUCCOW 2001), denn es werden nicht nur der zuvor gebundene Stickstoff und Phosphor freigesetzt, sondern verstärkt auch klimarelevante Gase wie Kohlendioxid und Lachgas (FREEMAN et al. 1993). Da im Erlenbruch durch die Wurzelsymbionten der Schwarzerle in erheblichem Maß atmosphärischer Stickstoff im Boden akkumuliert wird, verläuft hier die Torfumsetzung schneller als in weniger nährstoffreichen Niedermooren (KAZDA et al. 1992). Die Mineralisierung löst darüber hinaus auch einen Versauerungsschub aus, weil durch Oxidation von Ammonium und reduziertem Eisen oder Magnesium sowie Eisensulfid H⁺-Ionen in erheblichem Umfang freigesetzt werden (KAZDA et al. 1992). Hierdurch werden die Standortbedingungen zusätzlich verändert. Bei nur einem Zentimeter Torfabbau pro Jahr werden nach KAZDA et al. (1992) in einem Erlenbruchwald circa 700 kg N/ha/a freigesetzt, was auch zu extremen Grundwasserbelastungen durch Nitrat führen kann. Dieser Aspekt ist allerdings im Fall des NSG Lichtel weniger gravierend, weil es sich flächenmäßig nur um eine sehr kleine Emissionsquelle handelt. Schwerer wiegt, dass durch die intensive Torfmineralisation und zunehmende Bioturbation durch einwandernde und sich ausbreitende Bodentiere die ursprüngliche Torflagerung weitgehend zerstört werden könnte und damit ein überregional bedeutendes repräsentatives landschafts- und waldgeschichtliches Dokument (RP STUTTGART 2002) verloren ginge (siehe Kap. 6.1.5.2).

Die mit der Austrocknung verbundenen Prozesse würden die Standortbedingungen im Erlenbruch gravierend verändern, was nicht ohne Auswirkungen auf die Vegetation des Naturschutzgebietes bliebe. KAZDA et al. (1992) und PRETZELL & REIF (1999)²⁹ weisen nach Grundwasserabsenkungen von Nitrophyten wie *Urtica dioica* - Brennessel-Schwarzerlen-Wald (PRET-

²⁸ Die Tatsache, dass Schwarzerlen sehr wohl auf deutlich trockeneren Standorten - wie anthropogen bei der Rekultivierung auf Halden oder Deponien - als in der Natur gedeihen können, führt GÜNTHER (1971) darauf zurück, dass junge Pflanzen sich sehr viel besser an die herrschenden Standortbedingungen anpassen können.

²⁹ Von PRETZELL & REIF (1999) wurde eine Degradationsklassifizierung für Erlenbrüche entwickelt.

ZELL & REIF 1999) - und *Impatiens noli-tangere* charakterisierte Degradationsstadien aus. Später wandern Baumarten, vor allem des Eichen-Hainbuchenwaldes ein.

Auch im NSG Erlenbruch Lichteler Landturm ist damit zu rechnen, dass beim Eintreffen der gravierenden Wasserhaushaltsänderungen (siehe Kap. 5.3.2) der Schwarzerle an Wuchskraft überlegene Baumarten mit geringerer Toleranz gegenüber Staunässe sich zukünftig zumindest in höher gelegenen Bereichen etablieren könnten. Die autochthone Vegetation der Krautschicht des Erlenbruchs aus Seggen und Torfmoosen wäre mit wuchsstärkeren nitrophytischen Konkurrenten wie Brennessel und Springkraut konfrontiert und würde auf lange Sicht von aufkommenden Stauden und Sträuchern verdrängt. Im Fall des NSG Lichtel wären hiervon keine seltenen oder geschützten Pflanzenarten betroffen, denn nach PRETZELL & REIF (1999) standorttypische und naturschutzfachlich wertvolle Arten wie Sumpf-Lappenfarn (*Thelypteris palustris*) oder Königsfarn (*Osmunda regalis*) fehlen im Gebiet. Trotzdem ginge der besondere Charakter des heute noch weitgehend intakten Biotops „Erlenbruch“ und ein wertvoller, in den Gäulandschaften der Hohenloher Ebene äußerst seltener Baustein der Biodiversität gingen verloren.

6.3.2.2 Birkenweiher

Die charakteristische Nasswiesenvegetation im Birkenweiher ist schon heute stellenweise von Austrocknungserscheinungen beeinträchtigt und das Aufkommen hochwüchsiger nitrophytischer Stauden (Brennessel, Indisches Springkraut, Goldrute) bereitet Probleme (siehe Kap. 4.2.12). Mit gezielten Pflegemaßnahmen wird seit Jahren versucht, diese Arten zurückzudrängen (siehe LRA BODENSEEKREIS 1998). Zwar sind die Veränderungen des Wasserhaushalts im NSG Birkenweiher weniger gravierend als in Lichtel, der mittlere Grundwasserstand sinkt im Zukunftsszenario um 16 cm ab. Trotzdem sind zukünftig häufiger und anhaltender niedrigere Grundwasserspiegel und die damit verbundenen niedrigeren Wassergehalte im Boden zu erwarten. Auch im Birkenweiher wäre demnach durch die zeitweise bessere Belüftung mit höheren Mineralisationsraten des Niedermoortorfs und Nährstofffreisetzung zu rechnen. Von diesen Nährstoffen würden allerdings ubiquistische Hochstaudenarten stärker als die angestammte und schützenswerte Vegetation der Streuwiesen und Kleinseggenriede profitieren.

Pfeifengraswiesen sind durch späte Mahd zur Streugewinnung, fehlende Düngung und einen wechselfeuchten Bodenwasserhaushalt gekennzeichnet. Die charakteristischen Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt auf tonigen oder torfigen, also kolloidreichen Böden, für die nach starken Niederschlägen Quellung der Kolloide, Wassersättigung der Poren und geringe Sauerstoffkonzentrationen - also zeitweise reduzierende Bodenbedingungen - typisch sind. In Trockenzeiten kommt es zu scharfer Austrocknung, da der Anteil an pflanzenverfügbarem Wasser gering ist (WILMANNS 1998). Es ist deshalb davon auszugehen, dass die standorttypische Artenkombination durchaus mit zeitweiser Trockenheit leben kann und möglicherweise keine der betreffenden Arten durch die klimawandelinduzierte Austrocknungstendenz direkt gefährdet ist. Die bessere Belüftung des Wurzelraums vor allem höher gelegener Stellen hätte aber zur Folge, dass sich dort vermehrt auch nicht stauwassertolerante und meist höherwüchsige Arten ansiedeln könnten, die auch das vermehrte Stickstoffangebot besser nutzen können. Die Veränderungen des Wasser- und Nährstoffhaushalts könnten somit gleichsinnig eine Verschiebung des Konkurrenzgefüges auslösen, die mit Sicherheit zu Lasten der Streuwiesenarten ginge.

Großseggenriede und Kleinseggenriede sind durch lang anhaltend hohe Grundwasserstände geprägt, die allerdings naturgemäß stark vom jeweiligen Witterungsverlauf beeinflusst werden. Nach EGGELSMANN (1982) können durchschnittliche mittlere Grundwassertiefen von 7 cm beim Klein- und 22 cm beim Großseggenried angenommen werden. In Kleinseggenrieden steigt das Grundwasser regelmäßig in den Wintermonaten über die Bodenoberfläche, wie dies auch im Birkenweiher in Senken der Fall ist. nach Untersuchungen von KLÖTZLI (1969) können nahezu jeder Vegetationseinheit der Nasswiesen mittlere Grundwasserstände zugeordnet werden, jedoch wären bei konkreten Prognosen auch die weiteren Standortbedingungen und die Nutzung, die Konkurrenzverhältnisse sowie die Möglichkeit einer Art, das betreffende Gebiet überhaupt erreichen zu können (regionale Flora) zu berücksichtigen³⁰. Ein Wandel der Vegetation zu trockeneren Vegetationstypen im Allgemeinen, beispielsweise trockeneren Pfeifengraswiesen, nitrophytischen Staudenfluren und höherem Gehölzanteil ist bei fortschreitender Austrocknung des Moores zu erwarten (siehe BRIEMLE 1981, SUCCOW 1988). Durch die Veränderungen des Wasserhaushalts kann sich vermutlich das rezente, vom Mikrorelief (Abb. 91) geprägte Mosaik von Vegetationseinheiten stärker differenzieren (hierzu WHITTINGTON & PRICE 2006). Beim Zutreffen der Klimaprojektionen wären unter trockeneren Bedingungen größere Arealanteile von hochwüchsigen Staudenfluren und Gebüsch zu erwarten, so dass der derzeitige offene Charakter der „Waldwiese“ verloren ginge. Zumindest wären verstärkte Pflegeaufwendungen nötig, um Stauden und Gehölze zu begrenzen. Eine Fragmentierung der „Waldwiese“ und Beschattung der Flächen durch Gehölze hätte sicher auch negative Auswirkungen auf die Fauna des Gebietes, wie beispielsweise die seltenen Schmetterlingsarten (RP TÜBINGEN 2006).

Es ist schwer, auf Grundlage der Wasserhaushaltsänderungen konkrete Aussagen, zum Beispiel auf Artebene, über Veränderungen der Vegetation sowie die Geschwindigkeit der Änderungen zu machen. Erfahrungen mit Entwässerungen zeigen jedoch, dass der Vegetationswechsel von feucht zu trocken bis zu 30 Jahre in Anspruch nehmen kann, während er in umgekehrter Richtung meist schon in wenigen Jahren abgeschlossen ist (WIEDENROTH 1961). Darüber hinaus verläuft der Klimawandel als ein sich über Jahrzehnte hinziehender Prozess, so dass Veränderungen der Vegetation vermutlich sehr langsam voranschreiten (ENDERLE 2008). Allerdings können Extremereignisse wie sehr trockene Sommer möglicherweise auch eine diskontinuierliche sprunghafte Verschiebung des Konkurrenzgefüges auslösen.

Im Birkenweiher kann Austrocknungstendenzen allerdings in gewissem Umfang entgegengesteuert werden, denn auch zukünftig wird die Klimatische Wasserbilanz einen deutlichen Überschuss aufweisen und es wird außer in sehr trockenen Jahren wohl hinreichend Wasser zur Verfügung stehen. Mit einer Anpassung der Entwässerungseinrichtungen (siehe Abb. 71), durch die derzeit sehr viel Wasser schnell aus dem Gebiet abgeführt wird, an die neuen Gegebenheiten kann versucht werden, zukünftig mehr Wasser im Gebiet zurückhalten und die Grundwasserstände zu stabilisieren (DIETRICH et al. 1996). Somit besteht die Chance, in der Zukunft naturschutzfachlich unerwünschte Entwicklungen abzumildern.

³⁰ Bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation von grundwasserbeeinflussten Gebieten sollte sowohl die klimatisch bedingte Arealausdehnung (z. B. als „Klimahülle“ nach KÖLLING et al. 2007) einer Art als auch der standortspezifische Wasserhaushalt betrachtet werden (DAWSON et al. 2003). Von ACREMAN & JOSE (2000) wird generell in Frage gestellt, ob die Zusammenhänge zwischen Wasserstand und dem Vorkommen bestimmter Pflanzenarten soweit verallgemeinerbar sind, dass Angaben ohne Weiteres von einem Standort auf einen anderen übertragen werden können.



Abb. 91: *Blick auf den westlichen Teil des NSG Birkenweiher im Juli 2007.*

Der Erlenbruch Lichtel wird beim Eintreffen der projizierten Klimaänderungen und ihrer Auswirkungen auf den Gebietswasserhaushalt wohl keinen dauerhaften Bestand haben. Im Falle des NSG Birkenweiher sind auf Grund des niederschlagsreichen Klimas die modellierten Auswirkungen auf den Wasserhaushalt weniger drastisch ausgefallen und es bestehen deutlich größere Spielräume, dem Klimawandel zu begegnen. So kann mit einem an das zukünftige Klima angepassten Wasserhaushaltsmanagement unerwünschten Tendenzen begegnet werden, ein gegebenenfalls auf veränderte Bedingungen abgestimmtes Pflegeregime kann Chancen für den Erhalt der wertvollen Flora und Fauna bieten.

7 Fazit

Wasserhaushalt

Der Klimawandel wird nach den regionalisierten Prognosen für Baden-Württemberg (KLIWA 2006a) den Bodenwasserhaushalt durch zwei gegenläufige Prozesse beeinflussen: Höhere Lufttemperaturen lassen die potenzielle Verdunstung ansteigen. Aber auch die Niederschlagsmenge steigt an fast allen Standorten, wobei allerdings im Winter meist mehr und im Sommer meist weniger Wasser zur Verfügung stehen soll. Es war somit zu untersuchen, ob und inwieweit sich durch höhere Temperatur und Niederschlagsmengen sowie verändertes saisonales Niederschlagsregime am Bodenwasserhaushalt der Standorte und an den Wasserbilanzen der Untersuchungsgebiete etwas ändern wird.

Als wichtigstes Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierungen kann festgehalten werden, dass im Vergleich des Ist-Zustandes mit dem von uns generierten Zukunftsszenario alle Standorte beziehungsweise Untersuchungsgebiete im Sommer mehr oder weniger deutlich trockener werden. Die höheren Winterniederschläge haben an den von uns betrachteten Standorten keine nachteiligen Auswirkungen, können aber nur in tiefgründigen Böden und in Feuchtgebieten gespeichert werden.

Die Wasserhaushaltsmodellierungen der **grundwasserfernen Gebiete** haben zusätzlich gezeigt:

- Unterschiedliche Bodeneigenschaften der Standorte bewirken bereits im Ist-Zustand innerhalb der Untersuchungsgebiete deutliche Unterschiede im jeweiligen Wasserhaushalt. Standorte mit flachgründigen Böden mit sehr geringer Wasserspeicherkapazität sind schon jetzt auf den meist südlich exponierten, wärmebegünstigten Lagen durch ausgeprägte episodische Wechsel von Befeuchtung und Austrocknung geprägt. Die von der Verdunstung gesteuerten saisonalen Bodenwassergänge werden hier von Einzelereignissen (Niederschlag, Trockenphasen) stark überprägt. Im Gegensatz dazu puffern Böden mit großem Wasserspeicher Ereignisse stärker ab und der saisonale Bodenwassergang tritt klarer zu Tage.
- Die Modellierungen zeigen, dass diese lokalen, standörtlichen Eigenschaften auch die „Reaktion“ des Wasserhaushalts auf Klimaveränderungen beeinflussen. Die Wahl des Einzelstandorts als Betrachtungsebene war demnach zielführend. An sehr flachgründigen Standorten ist schon heute die Differenz zwischen potenzieller und realer Verdunstung sehr groß. Deshalb können diese Standorte auch bei zukünftig wärmerem und trockenerem Sommer nur noch wenig trockener werden, weil schon im Ist-Zustand oft einfach kein Wasser mehr vorhanden ist. Daher ist auf diesen heute schon sehr trockenen Standorten bei entsprechender Klimaänderung zum Beispiel mit nur geringfügig längeren Trockenphasen zu rechnen.
- An den „besseren“, das heißt tiefgründigen, unserer Magerrasenstandorte sind dagegen die Unterschiede zwischen Ist-Zustand und Zukunftsszenario größer, denn hier wird im Winter viel Wasser gespeichert und zukünftig mehr Wasser verdunstet, da der größere Wasservorrat des Bodens weiter ausgeschöpft werden kann. Allerdings reichen die Veränderungen durch den Klimawandel nicht aus, um diese Halbtrockenrasenstandorte genauso trocken werden zu lassen, wie es heute die sehr flachgründigen Trockenrasenstandorte sind.
- Auch die Untersuchungsgebiete mit kühlerem Klima und hohen Niederschlagsüberschüssen werden tendenziell sommerlich trockener. Allerdings sind ausgedehnte Trockenphasen hier zukünftig nicht anzunehmen, denn infolge des Niederschlagsüberschusses und der relativ gleichmäßig verteilten Niederschläge wird der Bodenwasserspeicher immer wieder aufgesättigt.

Die Untersuchungen des Gebietswasserhaushaltes der beiden grundwasserbeeinflussten Biotop Erlenbruch Lichtel und Birkenweiher zeigen, dass sich die Gebiete in ihrer Ausgangslage und als Konsequenz daraus auch hinsichtlich der Veränderungen im Zukunftsszenario deutlich voneinander unterscheiden:

- Der Birkenweiher im Voralpenland weist heute einen hohen Wasserüberschuss auf, der auch im Zukunftsszenario noch erhalten bleibt.

- Der Erlenbruch Lichtel liegt in der relativ niederschlags- und auch sehr moorarmen Region Tauberland und der heute schon geringe Wasserüberschuss halbiert sich im Zukunftsszenario.

Beide Gebiete werden zwar im Zukunftsszenario trockener, Grundwasserstände und Überstauhöhen sinken ab. In Lichtel ist diese Entwicklung aber deutlich dramatischer als im Birkenweiher. Auf Grund der längeren und tieferen Belüftung ist im Erlenbruch ein massiver Torfabbau zu erwarten. Dadurch dürfte die Bedeutung des Gebietes als Pollenarchiv irreparabel verloren gehen.

Einfluss der Klimaänderung auf Nährstoffhaushalt und Vegetation

Die meisten betrachteten Standorte weisen relativ hohe Humus- und damit auch Nährstoffmengen auf, so dass eine Änderung der Humusgehalte großen Einfluss auf den Nährstoffstatus der Gebiete hätte. Wir erwarten unter dem Einfluss des Klimawandels folgende Entwicklungstendenzen:

- An flachgründigen warmen Standorten sind die Veränderungen der Humusgehalte unklar, möglicherweise fallen sie nur gering aus. Für zukünftige Änderungen in der Vegetation wäre demnach vor allem der Wasserhaushalt maßgebend. Aufgrund zunehmenden Wassermangels erwarten wir eine Ausdehnungstendenz der Volltrockenrasen zu Lasten der Halbtrockenrasen. So hätten typische Xerotherm-Arten nach Trockenphasen in der durch Trockenschäden aufgelichteten Halbtrockenrasenvegetation unter geringerem Konkurrenzdruck bessere Ausbreitungschancen. So ist damit zu rechnen, dass sich nach Trockenphasen kurzlebige Arten zugunsten der Gräser ausbreiten können. Eine Veränderung, die aus Sicht des Naturschutzes eher von Vorteil wäre.
- An kühlen Standorten wie dem Feldberg ist aufgrund von Erwärmung und geringerer Nässe eine stärkere Mineralisierung der akkumulierten organischen Substanz zu erwarten. Aufgrund dieser und der temperaturbedingten Verlängerung der Vegetationsperiode ist von deutlichen Veränderungen der Vegetation auszugehen, seltene Spezialisten werden von Ubiquisten abgelöst, was eine starke Beeinträchtigung der Wertigkeit der Gebiete bedeuten würde.
- In grundwasserbeeinflussten Biotopen wird das Absinken der Wasserstände eine Mineralisierung der organischen Substanz nach sich ziehen. Dies führt zu Stoffverlagerungen aus den Gebieten und zu einer erheblichen Eutrophierung der Standorte selbst, so dass seltene, an nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten durch Nitrophyten und verstärkt aufkommende Gehölze verdrängt würden. Auch hier ist demnach eine erhebliche Beeinträchtigung der Gebiete zu erwarten.

Anpassungsstrategien

Der Wasserhaushalt grundwasserferner Gebiete kann nicht entgegen der sich aus dem Klimawandel ergebenden Tendenz verändert werden, seine Veränderungen sind deshalb hinzunehmen. Die Auswirkungen dieser Wasserhaushaltsänderungen auf die schützenswerte Vegetation können aber in gewissem Umfang beeinflusst werden. Wanderungsbewegungen von Arten sind wahrscheinlich, jedoch sind viele Magerrasenarten relativ ausbreitungsschwach. So sind Artenverschiebungen, beispielsweise von Trockenrasen in heutige Halbtrockenrasen hinein, bei eng benachbarten Gebieten relativ gut möglich. Bedeutend schwieriger dürfte die Besiedlung sich möglicherweise neu entwickelnder Standorte für Magerrasenarten bei größerer räumlicher

Distanz zum nächsten Lieferbiotop für Diasporen werden, denn die traditionellen Ausbreitungsmedien - hier ist in erster Linie die Wanderschäferlei - und oligotrophe „Trittstein“- Biotop in der (Agrar-)Landschaft fehlen heute weitgehend.

Der Wasserhaushalt der grundwasserbeeinflussten Gebiete kann - abhängig von den Gebiets-eigenschaften - in gewissen Grenzen angepasst werden. So kann im NSG Birkenweiher ein an zukünftige Gegebenheiten angepasstes Wasserhaushaltsmanagement, beispielsweise mit Verschließen der Entwässerungsgräben und/oder Aufstau des Gebietsauslasses, den Wasserspiegel im Niedermoor vermutlich soweit anheben, dass der heutige Wasserhaushalt des Torfkörpers annähernd erhalten bliebe. Im Gegensatz dazu kann in Lichtel der Austrocknung durch Maßnahme der Bewirtschaftung oder Bewässerungssteuerung fast nicht entgegengewirkt werden. Zwar ließe sich durch eine vollständige und dichte Sperrung des Abzugsgraben etwas mehr Wasser im Gebiet halten, aber unter wärmeren und sommertrockeneren Bedingungen, dürfte der Erlbruch Lichtel zukünftig über längere Zeiträume austrocknen. Daher sollte zumindest das Pollenarchiv gesichert werden.

Klimawandel und Sukzession

Die Schutzziele des Erhalts von Magerrasen mehr oder weniger trockener Standorte und der hierfür charakteristischen Artenkombination in Naturschutzgebieten werden nachdem die vormals meist intensive Nutzung aufgegeben wurde, meist über Pflegemaßnahmen zum Unterdrücken der Gehölzsukzession verfolgt. Die Gefährdung der Schutzziele durch Eutrophierung und Gehölzaufkommen ist wohl bei den meisten Gebieten bedrohlicher einzustufen als die sich aus unseren Wasserhaushaltsbetrachtungen ergebenden Veränderungen durch den Klimawandel. Im Allgemeinen wird heute davon ausgegangen, dass die aktuelle und mögliche zukünftige Landnutzung die Naturschutzziele und den Erhalt der Biodiversität stärker gefährdet, als der Klimawandel (SOTHMANN 2007, VOHLAND 2007, siehe auch JESSEL 2008).

Überspitzt gesagt, wäre daher für viele Magerrasen-Naturschutzgebiete die Gefährdung durch den Klimawandel mehr oder weniger irrelevant, weil sie bis zum Eintritt massiver Klimaänderungen aus anderen Gründen bereits stark an Wert verloren haben werden. Als besonders gefährdet werden von uns insbesondere Standorte eingeschätzt, die vor allem wegen ihrer Nährstoffarmut naturschutzfachlich wertvoll sind und an keinem ausgewiesenen Trockenstandort liegen.

Eine problemorientierte Naturschutzstrategie, die dem vorhandenen Artbestand „bestmögliche Entwicklungs- und somit Überlebenschancen“ (GEBHARDT 2000, S. 264) geben soll, müsste das Schaffen großflächiger, standörtlich vielfältiger und extensiv genutzter Schutzgebiete mit klimatisch unterschiedlichen Standortkomplexen ins Auge fassen, was auch das Ausweisen von Prozessschutzflächen, den Ausbau wirksamer Biotopverbundstrukturen, die Beseitigung anthropogener Barrieren, die Extensivierung der Land- und Forstwirtschaft sowie die Begrenzung der weiteren Zersiedelung der Landschaft beinhalten sollte (GEBHARDT 2000). Eine solche Strategie erscheint jedoch auch heute und unter dem Eindruck der vielfältigen Auswirkungen des Klimawandels und damit verbundener Anpassungsstrategien kaum einfacher zu realisieren als in der Vergangenheit.

Insgesamt sehen wir bezüglich Maßnahmen zur Minderung der Klimawandelauswirkungen durch ein angepasstes Gebietsmanagement, beispielsweise durch Rückbau von Entwässerungseinrich-

tungen in Feuchtgebieten oder angepasste Pflegemaßnahmen in grundwasserfernen Gebieten, noch einen erheblichen Forschungs- und Dokumentationsbedarf.

8 Literatur

- AG BODEN (2005):** Bodenkundliche Kartieranleitung, Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 5. Auflage, Stuttgart, 438 S.
- ANSTETT, M. & A. BOGENRIEDER (2005):** Dendrologische und ökologische Untersuchungen an *Buxus sempervirens* im Buchswald bei Grenzach, Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Brsg. 95/2: 1 - 25
- ANSTETT, M. (2002):** Dendroökologische Untersuchungen zum sekundären Dickenwachstum von *Buxus sempervirens* in Abhängigkeit von Wasserhaushalt und Klimaeinfluss, unveröff. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Geobotanik, Universität Freiburg, 96 S.
- BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER (1996):** Allgemeine Hydrologie - quantitative Hydrologie, Lehrbuch Hydrologie Band 1, Stuttgart, 694 S.
- BAUR, K. (1965):** Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte 1:25.000, Blatt 6526 Creglingen, Stuttgart: 12 - 13
- BEINLICH, B. & H. PLACHTER (1995):** Nutzungsorientierte Schutz- und Entwicklungsstrategien für die kalkmagerrasen (Mesobromion) der Schwäbischen Alb, Landschaftspflege - Quo Vadis? II: 25 - 55, Karlsruhe
- BEINLICH, B. (1997):** Ein Naturschutzleitbild für die zukünftige Entwicklung der Kalkmagerrasen (Mesobromion) und der mageren Wirtschaftswiesen der Schwäbischen Alb, Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege, Heft 67: 112 - 119
- BEINLICH, B. (2000):** Kalkmagerrasen, in: KONOLD, W., R. BÖCKER & U. HAMPICKE [Hrsg.]: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, Loseblattwerk, Landsberg, XI 2.4, 1 - 10
- BERGER, K. (1999):** Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse, Hrsg.: Umweltbundesamt, 557 S., Berlin
- BERGER, K. (2004):** Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell, Technische Dokumentation zu HELP 3.80 D - Änderungen gegenüber HELP 3.07, Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
- BERTSCH, K. (1907):** Hügel- und Steppenpflanzen im oberschwäbischen Donautal, Jahresh. Verein Vaterl. Naturkunde Württ. 63: 177 - 196
- BfN = BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008):** Where have all the Flowers gone? Grünland im Umbruch, Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN, Bonn, 16 S.
- BIOPLAN (2005):** Bestandsaufnahme des Kreuzenzians im NSG Wonhalde-Spielberg als Grundlage für den Erhalt des Kreuzenzian-Ameisenbläulings (*Maculinea rebeli*), unveröff. Gutachten im Auftrag des RP Tübingen
- BK 7419 (1992):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 7419 Herrenberg, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg
- BK 7521 (1992):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 7521 Reutlingen, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg
- BK 7712 (1995):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 7712 Ettenheim, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg
- BK 7912 (1999):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 7912 Freiburg im Breisgau-NW, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg

- BK 8411/8412 (2000):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 8411 Weil am Rhein / 8412 Rheinfelden (Baden), Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg
- BNL TÜBINGEN = BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1991):** Würdigung des Naturschutzgebietes Birkenweiher, unveröffentlicht, 6 S.
- BNL TÜBINGEN = BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (2004):** Maßnahmenkonzept Naturschutzgebiet „Schönbuch Westhang/Ammerbuch“, unveröffentlicht, Tübingen, 120 S. + Anhang und Karten
- BOGENRIEDER, A. & O. WILMANN (1991):** Der Einfluss von Schaf- und Rinderbeweidung auf die Weidfeldvegetation der Feldbergkuppe, Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 66: 7 - 30, Karlsruhe
- BOGENRIEDER, A. (1982):** Pflanzenwelt - Die Flora der Weidfelder, Moore, Felsen und Gewässer, in Landesanstalt für Umwelt [Hrsg.]: Der Feldberg im Schwarzwald, Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 12: 244 - 364
- BOHLEN, P. J., D. M. PELLETIER, P. M. GROFFMAN, T. J. FAHEY, & M. C. FISK (2004):** Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests, *Ecosystems* 7: 13 - 27
- BORK, H.-R., H. BORK, C. DALCHOW, B. FAUST, H.-P. PIORR & T. SCHATZ (1998):** Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa, Stuttgart, 328 S.
- BOTTNER, P., M. M. COUTEAUX, J. M. ANDERSON, B. BERG, G. BILLES, T. BOLGER, H. CASABIANCA, J. ROMANYA & P. ROVIRA (2000):** Decomposition of ¹³C-labelled plant material in a European 65-40 degrees latitudinal transect of coniferous forest soils: simulation of climate change by translocation of soils, *Soil Biology and Biochemistry* 32: 527 - 543
- BREDA, N., R. HUC, A. GRANIER & E. DREYER (2006):** Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences, *Ann. For. Sci* 63 (2006): 625 - 644
- BREEUWER, A. (2008):** Effects of climate change and nitrogen deposition on vegetation and decomposition in bog ecosystems, Dissertation, Wageningen University, 140 S.
- BREUNIG, T. (1994):** Flora und Vegetation der Sandhausener Dünen „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönau-Galgenbuckel“, Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 80: 29 - 95
- BRIEMLE, G. (1981):** Formen der Verbuschung und Sekundärbewaldung auf gestörten Mooren Südwestdeutschlands, *Telma* 11: 135 - 148
- BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991):** Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht, Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. 60, Karlsruhe, 160 S.
- BUNDESREGIERUNG (2008):** Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, Beschluss des Bundeskabinetts vom 17. Dezember 2008, 78 S.
- BURDICK, B (1994):** Klimaänderung und Landbau, in: Die Agrarwirtschaft als Täter und Opfer, Heidelberg, S. 228 - 229
- COUTEAUX, M. M., P. BOTTNER, J. M. ANDERSON, B. BERG, T. BOLGER, P. CASALS, J. ROMANYA, J. M. THIERY & V. R. VALLEJO (2001):** Decomposition of ¹³C-labelled standard plant material in a latitudinal transect of European coniferous forests: differential impact of climate on the decomposition of soil organic matter compartments, *Biogeochemistry* 54: 147 - 170

- DANIEL, O. (1990):** Life cycle and population dynamics of the earthworm *Lumbricus terrestris* L., Dissertation, ETH Zürich
- DAVIDSON, E. A. & I. A. JANSSENS (2006):** Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change, *Nature London* 440: 165 - 173
- DAVIS, M.A., J.P. GRIME & K. THOMPSON (2000):** Fluctuating Resources in Plant Communities: A General Theory of Invasibility, *Journal of Ecology* 88: 528 - 534
- DAWSON, T.P., P.M. BERRY & E. KAMPA (2003):** Climate change impacts on freshwater wetland habitats, *J. Nat. Conserv.* 11: 25 - 30
- DIERSSEN, K. & M. DIERSSEN (2001):** Moore, Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht, Stuttgart, 230 S.
- DIETRICH, O., R. DANNOWSKI, J. QUAST & R. TAUSCHKE (1996):** Untersuchungen zum Wasserhaushalt nordostdeutscher Niedermoore am Beispiel der Friedländer Großen Wiese und des Oberen Rhinluchs, ZALF-Berichte 25, Müncheberg, 59 S.
- DJUKIC, I., F. ZEHETNER, M. TATZBER & M.H. GERZABEK (2010):** Soil organic-matter stocks and characteristics along an Alpine elevation gradient, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173: 30 - 38
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1992):** Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland, Gliederung - Ökologie - Schutz, *Scripta Geobotanica* 19, 122 S.
- DOTTERWEICH, M. (2008):** The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: Deciphering the long-term interaction between humans and the environment - A review, *Geomorphology* 101: 192 - 208
- DYMOND, P., S. SCHEU & D. PARKINSON (1997):** Density and distribution of *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae) in aspen and pine forests in the Canadian Rocky Mountains (Alberta), *Soil Biol Biochem* 29: 265 - 273
- EGGELSMANN, R. (1982):** Grundwasser und Vegetation von Niedermooren, *Abh. Naturw. Verein Bremen* 39: 313 - 331
- EHRMANN, O. & C. EMMERLING (2007):** Mögliche Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels auf Regenwürmer, *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 110/1: 285 - 286
- EHRMANN, O. & T. VOLLMER (2001):** Einfluss von Regenwürmern auf die Oberbodenstruktur in Wäldern Südwestdeutschlands, *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 96: 321 - 322
- EHRMANN, O. (2005):** Bodenleben: Regenwürmer und Mikroorganismen in: WATTENDORF, P., W. KONOLD & O. EHRMANN [Hrsg.] (2005): *Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren, Herstellung – Eigenschaften – Bodenentwicklung – Funktion*, *Culterra* Band 41, 269 S., Freiburg
- EHRMANN, O. (2008):** Auswirkungen des Klimawandels auf die Regenwürmer Baden-Württembergs, *Vorstudie für die LUBW Baden-Württemberg*, 64 S.
- EHRMANN, O., M. SOMMER & T. VOLLMER (2002):** Regenwürmer in Wäldern Baden-Württembergs: In: SOMMER, M., O. EHRMANN, J.K. FRIEDEL, K. MARTIN, T. VOLLMER & G. TURIAN: *Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs*, *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 63, Stuttgart
- ELLENBERG, H. (1986):** *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, Stuttgart, 989 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISEN, D. (1991):** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, *Scripta Geobotanica* 18: 248 S., Göttingen

- EMDE, F. A. (2010):** BfN-Forschungskonferenz "Biologische Vielfalt und Klimawandel", Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, Pressemitteilung, Bundesamt für Naturschutz, 02.03.2010 [<http://idw-online.de/pages/de/news357928>]
- EMMETT, B. A., C. BEIER, M. ESTIARTE, A. TIETEMA, H. L. KRISTENSEN, D. WILLIAMS, J. PENUELAS, I. SCHMIDT & A. SOWERBY (2004):** The response of soil processes to climate change: results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient, *Ecosystems* 7: 625 - 637
- ENDERLE, R. (2008):** Abschätzung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserhaushalt, Boden, Vegetation und Fauna in süddeutschen Niedermooren, unveröff. Bachelorarbeit an der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Universität Freiburg, 43 S.
- ENKE, W., & A. SPEKAT (1997):** Downscaling climate model outputs into local and regional weather elements by classification and regression, *Climate Research* 8: 195 - 207
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER ERDATMOSPHÄRE" DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1992):** Klimaänderungen gefährdet globale Entwicklungen, Bonn & Karlsruhe, 238 S.
- EULENSTEIN, F. & M. GLEMNITZ (2008):** Einfluss des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt und Erträge landwirtschaftlicher Kulturen und Biozönosen, in: UMWELTAMT MAGDEBURG [Hrsg.]: Auswirkungen des Klimawandels auf Natur und Landschaft: 14 - 31
- FABER, A. (1958):** Vegetationskundliche Karte Reutlingen 1:25.000 - Alb und Albvorland - Staatl. Museum Naturkunde Stuttgart und Schwäb. Albverein [Hrsg.], Stuttgart
- FÖRSTER, H. & F. ULLRICH (2008):** Porenverteilung und Bodenwasser in Böden ostbayerischer Mittelgebirge, *Wasser und Abfall* 11/2008: 44 - 48
- FREEMAN, C., M. A. LOCK & B. REYNOLDS (1993):** Fluxes of CO₂ and N₂O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climate change, *Biogeochemistry* 19(1): 51 - 60
- FRELICH, L. E., C.M. HALE, S. SCHEU, A.R. HOLDSWORTH, L. HENEGHAN, P.J. BOHLEN, & P. B. REICH (2006):** Earthworm invasion into previously earthworm-free temperate and boreal forests, *Biol. Invasions* 8:1235 - 1245
- FRIEDEL, J.K. & M. SOMMER (2002):** Mikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs: In: SOMMER, M., O. EHRMANN, J.K. FRIEDEL, K. MARTIN, T. VOLLMER & G. TURIAN: Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Stuttgart
- GAUGER, T., H.D. HAENEL, C. RÖSEMANN, H.D. NAGEL, R. BECKER, P. KRAFT, A. SCHLUTOW, G. SCHÜTZE, R. WEIGELT-KIRCHNER & F. ANSHELM (2008B):** Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen) Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen - Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion, UBA-Texte 39/08
- GAUGER, T., H.D. HAENEL, C. RÖSEMANN, U. DÄMMGEN, A. BLEEKER, J.W. ERISMAN, A.T. VERMEULEN, M. SCHAAP, R.M.A. TIMMERMANN, P.J.H. BUILTJES & J. H. DUYZER (2008A):** National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects) Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends, UBA-Texte 38/08
- GEBHARDT, H. (2000):** Klimaveränderungen und Auswirkungen auf Ökosysteme, KLIWA-Symposium 29. - 30.11.2000, KLIWA Bericht 1: 255 - 268
- GIGON, A. & A. LEUTERT (1996):** The dynamic keyhole-key model of coexistence to explain diversity of plants in limestone and other grassland, *J. Veg. Sci.* 7: 29 -40

- GIGON, A. (1997):** Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen, *Phytocoenologia* 27(2): 275 - 287
- GÖRGER, A. & F. STAUB (1996):** Die Wiesengesellschaften des Naturschutzgebietes Taubergießen auf der Gemarkung Rhinau - Südteil -, unveröff. Gutachten, Freiburg
- GÖRS, S. & R. SOLLIK (1994):** Bibliographie der Naturschutzgebiete, Materialien und Nachrichten zum Naturschutz in Baden-Württemberg, 651 S., Karlsruhe
- GÖRS, S. (1975):** Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergießen, in: Das Taubergießengebiet - eine Rheinaulandschaft, Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7: 355 - 399
- GRILLITSCH, B. & H. GRILLITSCH (1985):** Zur Verbreitung der Amphibien im westlichen Schilfgürtel des Neusiedler Sees, *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 537 - 550
- GROOTJANS, A.P., P.C. SCHIPPER & H.J. VAN DER WINDT (1985):** Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows, *Acta Ecologica/Ecologica Plantarum* Vol. 6 (20): 403 - 417
- GÜNTHER, K.-H. (1971):** Auswirkungen einer Grundwasserabsenkung auf die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Forschung und Beratung Reihe C, Wissenschaftliche Berichte und Diskussionsbeiträge, Heft 17: 83 - 117
- HAARMANN K. & P. PRETSCHER (1993):** Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 39, 266 S.
- HAD = HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND (2000):** herausgegeben vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn/Berlin
- HAKKENBERG, R., G. CHURKINA, M. RODEGHIERO, A. BORNER, A. STEINHOF & A. CESCATTI (2008):** Temperature sensitivity of the turnover times of soil organic matter in forests, *Ecological Applications* 18: 119 - 131
- HALE, C., L. FRELICH, P. REICH & J. PASTOR (2005):** Effects of European Earthworm Invasion on Soil Characteristics in Northern Hardwood Forests of Minnesota USA, *Ecosystems* 8: 911 - 927
- HEILIG, H. (1931):** Untersuchungen über Klima, Boden und Pflanzenleben des Zentralkaiserstuhls, *Zeitschrift für Botanik* 24, H. 5/6: 225 - 279
- HENNEGRIF, W. & V. KOLOKOTRONIS (2007):** Methodik zur Ableitung von Klimaänderungsfaktoren für Hochwasserkennwerte in Baden-Württemberg, *Wasserwirtschaft* 9/2007: 31 - 35
- HENNENBERG, K. J. & H. BRUELHEIDE (2003):** Ecological investigations on the northern distribution range of *Hippocrepis comosa* L. in Germany, *Plant Ecology* 166: 167 - 188
- HERBST, M. (2000):** Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf den ökosystemaren Kohlenstoff- und Wasserhaushalt, *NNA-Berichte* 2/2000: 83 - 89
- HOLMSTRUP, M. (2003):** Overwintering adaptations in earthworms: The 7th international symposium on earthworm ecology, Cardiff Wales 2002, *Pedobiologia* 47: 504 - 510
- HOOGERKAMP, M., H. ROOGAR & H.J. EIJSACKERS (1983):** Effect of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands, In: J. E. Satchell [Hrsg.]: *Earthworm Ecology*, London: 85 - 105
- HOSTRUP, O. & G. WIEGLEB (1991):** Anatomy of leaves of submerged and emergent forms of *Littorella uniflora*, *Aquatic Botany* 39: 195 - 209

- HOVENDEN, M.J., P.D.C. NEWTON, K.E. WILLMS, J.K. JANES, A.L. WILLIAMS, J.K. VANDER SCHOOR & M.J. NOLAN (2008):** Influence of warming on soil water potential controls seedling mortality in perennial but not annual species in a temperate grassland, *New Phytologist* 180: 143 - 152
- HÜGIN, G. (1979):** Die Wälder im Naturschutzgebiet Buchswald bei Grenzach, in LfU [Hrsg.]: *Der Buchswald bei Grenzach (Grenzacher Horn)*, Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 9: 147 - 199, Karlsruhe
- IPCC = INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2000):** Emission Scenarios, A Special Report of IPCC Working Group III, Summary for Policymakers, 20 S.
- IPCC = INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2001):** Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger, <http://www.ipcc.ch/pdf/climate-changes-2001/scientific-basis/scientific-spm-en.pdf> (Stand: 10.05.07)
- JAMIESON, N., D. BARRACLOUGH, M. UNKOVICH & R. MONAGHAN (1998):** Soil N dynamics in a natural calcareous grassland under a changing climate, *Biology and Fertility of Soils* 27: 267 - 273
- JASTROW, J.D., R.M. MILLER, R. MATAMALA, R.J. NORBY, T.W. BOUTTON, C.W. RICE & C. E. OWENSBY (2005):** Elevated atmospheric carbon dioxide increases soil carbon, *Global Change Biology* 11: 2057–2064
- JESSEL, B. (2008):** Zukunftsaufgabe Klimawandel – der Beitrag der Landschaftsplanung, *Natur und Landschaft* 83, Heft 7: 311 - 317
- JUNG, P. (2003):** Temperaturextreme, In: OCCO, ORGANE CONSULTATIVE SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES [Hrsg.]: *Extremereignisse und Klimaänderung*, Bern: 48 - 50
- KAMMANN, C., L. GRÜNHAGE & H.-J. JÄGER (2000):** Die klimarelevanten atmosphärischen Spurengase: Kenntnisstand und Forschungsbedarf, in: GRÜNHAGE, L., HANEWALD, K., JÄGER, H.-J. & W. OTT [Hrsg.]: *Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen*, Schriftenreihe des Hess. Landesamtes für Umweltschutz: Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 274: 7 - 80
- KÄTZEL, R. (2008):** Klimawandel - Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten, *Archiv f. Forstwesen u. Landsch. ökol.* 42/1: 9 - 15
- KAZDA, M., G. VERBÜCHELN, M. LUWE & S. BRANS (1992):** Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Niederrhein, *Natur und Landschaft* 67 Heft 6: 2283 - 287
- KIEFER, C. (2007):** Artenliste NSG Birkenweiher 31. Mai 2007, schriftliche Mitteilung von C. Kiefer, Landratsamt Bodenseekreis, Umweltschutzamt
- KLAPP, E. (1965):** Grünlandvegetation und Standort, Berlin und Hamburg, 384 S.
- KLIWA (2006a):** Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland, Abschätzungen der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, Herausgegeben von Arbeitskreis KLIWA (LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt BfLU und Deutscher Wetterdienst DWD), KLIWA-Berichte Heft 9, 100 S.
- KLIWA (2006b):** Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern, Herausgegeben von Arbeitskreis KLIWA (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW, Bayerisches Landesamt für Umwelt BfLU und Deutscher Wetterdienst DWD), KLIWA-Berichte Heft 8, 93 S.

- KLIWA (2007):** Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee, Herausgegeben von Arbeitskreis KLIWA (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW, Bayerisches Landesamt für Umwelt BfLU und Deutscher Wetterdienst DWD), KLIWA-Berichte Heft 11, 99 S.
- KLÖTZLI, F. (1969):** Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorzweiden im nördlichen schweizer Mittelland, Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz, Bern, 296 S.
- KÖLLING, C., L. ZIMMERMANN & H. WALENTOWSKI (2007):** Klimawandel: Was geschieht mit Buche und Fichte?, AFZ - Der Wald 11/2007: 584 - 588
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER, F. KLINGENSTEIN, G. LUDWIG, M. TAKLA, U. BOHN & R. MAY (1998):** Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, Schr.-R. f. Vegetationskunde, H. 29: 299 - 444
- KREFT, H. & W. JETZ (2007):** Global Patterns and Determinants of Vascular Plant Diversity, PNAS 104 (14): 5925 - 5930
- KUNZMANN, G. (1989):** Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale, Dissertationes Botanicae Band 134, 254 S.
- KUNZMANN, G., T. HARRACH & H. VOLLRATH (1985):** Artenvielfalt und gefährdete Arten von Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Feuchtegrad des Standortes, Natur und Landschaft 60 H. 12: 490 - 494
- KUTSCHERA, L. & E. LICHTENEGGER (2002):** Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher, Graz und Stuttgart, 604 S.
- LARCHER, W. (1984):** Ökologie der Pflanzen, Stuttgart, 403 S.
- LEISNER, B. & P. WATTENDORF (1992):** Gebietsmonografie für ein geplantes NSG im Bereich der Schönbuchhänge zwischen dem Himbachtal (Stadt Tübingen) und der Fohlensteige bei Entringen (Gemeinde Ammerbuch), unveröff. Gutachten im Auftrag der BNL Tübingen, 91 S. + Anhang, Karten und Tabellen
- LELLEI-KOVACS, E., E. KOVACS-LANG, T. KALAIPOS, Z. BOTTA-DUKAT, S. BARABAS & C. BEIER (2008):** Experimental warming does not enhance soil respiration in a semiarid temperate forest-steppe ecosystem, Community Ecology 9: 29 - 37
- LEUSCHNER, C. & F. SCHIPKA (2004):** Klimawandel und Naturschutz in Deutschland, BfN-Skripten 115, Bonn-Bad Godesberg, 35 S.
- LFU = LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2002):** Gebietsheimische Gehölze in Baden-Württemberg, Fachdienst Naturschutz Landschaftspflege 1, Karlsruhe, 91 S.
- LINDBERG, N., J. B. ENGTSSON & T. PERSSON (2002):** Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand, Journal of Applied Ecology 39: 924 - 936
- LNUV NRW = LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2008):** Wirkung extremer Witterung auf Niedermoore, Natur in NRW 3/08: 8 - 9
- LRA BODENSEEKREIS = LANDRATSAMT BODENSEEKREIS (1983):** Erhebungsbogen Feuchtgebiete im Bodenseekreis: Birkenweiher, unveröffentlicht, Friedrichshafen, 2 S.
- LRA BODENSEEKREIS = LANDRATSAMT BODENSEEKREIS (1983):** Maßnahmenübersicht Gebiet Birkenweiher, unveröff. Gutachten

- LUBW = LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2009):** Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft, 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg, 420 S.
- LUTZ, P. (1999):** Vegetationskundliche Untersuchungen in den Rhinauer Wiesen des Naturschutzgebietes „Taubergießen“, unveröff. Studie im Auftrag der Bezirkstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg, Freiburg
- LYR, H., H.-J. FIEDLER & W. TRANQUILLINI (1992):** Physiologie und Ökologie der Gehölze, Jena & Stuttgart, 620 S.
- MAAS, D. & J. PFADENHAUER (1994):** Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen - fachliche Anforderungen im vegetationskundlichen Bereich, Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz H. 40: 25 - 50, Bonn-Bad Godesberg
- MARHAN, S., E. KANDELER, S. REIN, A. FANGMEIER & P. A. NIKLAUS (2010):** Indirect effects of soil moisture reverse soil C sequestration responses of a spring wheat agroecosystem to elevated CO₂, *Global Change Biology* 16: 469 - 483
- MARINISSEN, J.C.Y. & F. VAN DEN BOSCH (1992):** Colonization of new habitats by earthworms, *Oecologia* 91: 371 - 376
- MARTIN, K., M. SOMMER & J. HUFNAGEL (2002):** Gehäuselandschnecken in Wäldern Baden-Württembergs: In: SOMMER, M., O. EHRMANN, J.K. FRIEDEL, K. MARTIN, T. VOLLMER & G. TURIAN: Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63, Stuttgart
- MENZEL, A. & P. FABIAN (1999):** Growing season extended in Europe, *Nature* 397: 659
- MENZEL, A. (2006):** Zeitliche Verschiebung von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung, *Forum für Wissen*: 47 - 53
- MENZEL, A., H. SPARKS, N. ESTRELLA, E. KOCH, A. AASA, R. AHAS, K. ALM-KÜBLER, P. BISSOLI, O. BRASLAVSKA, A. BRIEDE, F.M. CHMIELEWSKI, Z. CREPINSEK, Y. CURNELL Å. DAHL, C. DEFILA, A. DONNELLY, Y. FILELLA, K. JATCZAK, F. MÅGE, A. MESTRE, Ø. NORDLI, J. PEÑUELAS, P. PIRINEN, V. REMI, K. OVA, H. SCHEIFINGER, M. STRIZ, A. SUSNIK, A. J. H. VAN VLIET, F.-E. WIEGOLASKI, S. ZACH, A. ZUST (2006):** European phenological response to climate change matches the warming pattern, *Glob. Chang. Biol.* 12: 1969 - 1976
- NIKLAUS, P.A. & P. FALLOON (2006):** Estimating soil carbon sequestration under elevated CO₂ by combining carbon isotope labelling with soil carbon cycle modelling, *Global Change Biology* 12: 1 - 13
- OCCC = ORGANE CONSULTATIVE SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES [HRSG.] (2003):** Extremereignisse und Klimaänderung. Bern, 88 S.
http://www.occc.ch/reports/Extremereignisse03/Extrem03_Bericht.html (Stand: 6.05.08)
- OPDAM, P. & D. WASCHER (2003):** Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation, *Biological Conservation* 117: 285 - 297
- OSTERBURG, B., H. NITSCH, B. LAGNER & W. ROGGENDORF (2009):** Auswertung von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Abschätzung von Wirkungen der EU-Agrarreform auf Umwelt und Landschaft, Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 07/2009, Braunschweig, 82 S.

- OVERGAARD J., S. SLOTSBO, M. HOLMSTRUP & M. BAYLEY (2007):** Determining factors for cryoprotectant accumulation in the freeze-tolerant earthworm *Dendrobaena octaedra*, *J. Exp. Zool.* 307A : 578 - 589
- PARMESAN, C. & 12 ANDERE AUTOREN (1999):** Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming, *Nature* 399: 579 - 583
- PARMESAN, C. & G. YOHE (2003):** A globally coherent fingerprint of climatic change impacts across natural systems, *Nature* 421: 37 - 42
- PARRY, M. L. (1990):** *Climate Change and World Agriculture*, Earthscan Publications Limited, London [<http://www.ciesin.columbia.edu/docs/004-038/toc.html>]
- PEINTINGER, M. (1995):** Die Strandschmielen-Gesellschaft (*Deschampsietum rhenanae* Oberdorfer 1957) im westlichen Bodenseegebiet – ein Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1959 und 1993, *Carolina* 53: 67 - 74
- PHILIPPI, G. (1983):** Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karten 1:25.000 Blatt 6323 Tauberbischofsheim-West, Hrsg. Landessammlungen für Naturkunde, Stuttgart, 200 S. + Karte
- PHILIPPI, G. (1983A):** Trockenrasen, Sandfluren und thermophile Saumgesellschaften des Tauber-Main-Gebietes, *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58: 533 - 618
- PISEK, A. & CARTELLIERI A. (1932):** Zur Kenntnis des Wasserhaushaltes der Pflanzen, I Sonnenpflanzen, *Jb. wiss. Botanik* 75: 195 - 251
- POLOMSKI, J. & N. KUHN (1998):** *Wurzelsysteme*, Bern, Stuttgart & Wien, 290 S.
- PRETZEL, D. & A. REIF (1999):** Erlenbruchwälder im Oberrheingraben und ihre Degradationsstadien, *Tuexenia* 19: 179 - 191
- QUAST, J. (2001):** Wasserhaushalt, in: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER [HRSG.]: *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Stuttgart, 31 - 35
- QUINGER, B. (1999):** Sandrasen, offene Sandfluren und Binnendünen, in: KONOLD, W., R. BÖCKER & U. HAMPICKE [Hrsg.]: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, Loseblattwerk, Landsberg, XIII-7.5: 1 - 5
- RASMUSSEN, L. & M. HOLMSTRUP (2002):** Geographic variation of freeze-tolerance in the earthworm *Dendrobaena octaedra*, *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic and Environmental Physiology* 172: 691 - 698
- REICHSTEIN, M. & C. BEER (2008):** Soil respiration across scales: the importance of a model-data integration framework for data interpretation, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 344 - 354
- RENNWALD, E. (2000):** *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Schriftenreihe für Vegetationskunde 35, Bonn, 800 S.
- RESSEL, R. (1996):** Schafbeweidungskonzept 1996 für die Naturschutzgebiete Hohenäcker-Imenberg und Wonhalde-Spielberg, unveröff. Gutachten, Reutlingen
- RIDOLFI, L., P. D'ODORICO, A. PORPORATO & I. RODRIGUEZ-ITURBE (2000):** Duration and frequency of water stress in vegetation: An analytical model, *Water Resources Research*, Vol. 36, No. 8: 2297 - 2307
- RIESER, A. (1979):** Geologie, Morphologie und Hydrologie des Buchswaldes bei Grenzach, in LFU [Hrsg.]: *Der Buchswald bei Grenzach (Grenzacher Horn)*, Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 9: 53 - 85, Karlsruhe
- RIEXINGER, W.-D. (1999):** Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet Haigergrund, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Stuttgart, unveröffentlicht

- RÖDDER, D. (2009):** Was wissen wir über die Anpassungsfähigkeit von Arten an den Klimawandel?, Vortragsmanuskript, 43 S., [www.bfn.info/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2009-Biodiv-Klima-Roedder_Was_wissen_wir_ueber_die_Anpas.pdf]
- ROOT, T.L., J.T. PRICE, K.R. HALL, S.H. SCHNEIDER, C. ROSENZWEIG & J.A. POUNDS (2003):** Fingerprints of global warming on wild animals and plants, *Nature* 421: 57 - 60
- ROSSET, M. O. (1990):** Beziehungen zwischen Vegetation, Bodenwasser, Mikroklima und Energiehaushalt von Feuchtwiesen unter besonderer Berücksichtigung der Evapotranspiration, *Diss. Bot.* 159, Berlin und Stuttgart, 225 S.
- RP FREIBURG [HRSG.] (1998):** Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Freiburg, Ostfildern, 636 S.
- RP KARLSRUHE (2006):** Neuer Platz für seltene Pflanzen und Tiere im Naturschutzgebiet „Sandhausener Düne-Pferdstrieb“, Pressemitteilung des Pressereferenten des RP Karlsruhe vom 1.3.2006
- RP KARLSRUHE [HRSG.] (2004):** Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Karlsruhe, Ostfildern, 654 S.
- RP STUTTGART [HRSG.] (2002):** Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Stuttgart, Ostfildern, 640 S.
- RP TÜBINGEN [HRSG.] (2006):** Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Tübingen, Ostfildern, 599 S.
- RUSTAD, L.E., J.L. CAMPBELL, G.M. MARION, R.J. NORBY, M.J. MITCHELL, A.E. HARTLEY, J.H.C. CORNELISSEN & J. GUREVITCH (2001):** A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming, *Oecologia* 126: 543 - 562
- SABY, N. P. A., P. H. BELLAMY, X. MORVAN, D. ARROUAYS, R. J. A. JONES, F. G. A. VERHEIJEN, M. G. KIBBLEWHITE, A. VERDOODT, J. B. UVEGES, A. FREUDENSCHUSS & C. SIMOTA (2008):** Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Global Change Biology* 14: 2432 - 2442
- SALESKA, S. R., M. R. SHAW, M. L. FISCHER, J. A. DUNNE, C. J. STILL, M. L. HOLMAN & J. HARTE (2002):** Plant community composition mediates both large transient decline and predicted long-term recovery of soil carbon under climate warming, *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1055
- SCHACH, J. & T. BREUNIG (1997):** Vegetationskundliche Dauerbeobachtung Naturschutzgebiet „Sandhausener Dünen“, unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, 29 S.
- SCHÄDLER, B. (1985):** Der Wasserhaushalt der Schweiz, Bundesamt für Umweltschutz, Landeshydrologie und -geologie der Schweiz 6, 47 S.
- SCHÄFFER, N. (2008):** Unsere Vogelwelt am Ende des Jahrhunderts: *Vögel* 2100, *Der Falke* 55: 50 - 57
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2010):** Lehrbuch der Bodenkunde (aktuelle Autoren: BLUME, H.P., G.W. BRÜMMER, R. HORN, E. KANDELER, I. KÖGEL-KNABNER, R. KRETZSCHMAR, K. STAHR & B.M. WILKE), 16. Auflage, Heidelberg, 569 S.
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995):** Bodenkundliches Praktikum, Berlin, 295 S.

- SCHMIDLI, J., C. SCHMUTZ, C. FREI & H. WANNER (2001):** Mesoscale precipitation variability in the Alpine region during the 20th century, *International Journal of Climatology* 21: 1049 - 1074
- SCHMITZ, J.O., E. POST, C.E. BURNS & K.M. JOHNSTON (2003):** Ecosystem responses to global climate change: moving beyond color mapping, *BioScience* 53/12: 1199 – 1205
- SCHÖNERT, T. (1994):** Die Bruchwälder des westlichen Rheinischen Schiefergebirges, Diss. Bot. 228, Berlin und Stuttgart, 143 S.
- SCHROEDER, P.R. & K. BERGER (2004):** Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell, Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3, 4. überarb. Aufl., 90 S., Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
- SCHRÖTER, D., L. ACOSTA-MICHLIK, A.W. ARNELL, M.B. ARAÚJO, F. BADECK, M. BAKKER, A. BONDEAU, H. BUGMANN, T. CARTER, A.C. DE LA VEGA-LEINERT, M. ERHARD, G.Z. ESPÍÑEIRA, F. EWERT, U. FRITSCH, P. FRIEDLINGSTEIN, M. GLENDINING, C.A. GRACIA, T. HICKLER, J. HOUSE, M. HULME, S. KANKAANPÄÄ, R.J.T. KLEIN, B. KRUKENBERG, S. LAVOREL, R. LEEMANS, M. LINDNER, J. LISKI, M.J. METZGER, J. MEYER, T. MITCHELL, F. MOHREN, P. MORALES, J.M. MORENO, I. REGINSTER, P. REIDSMA, M. ROUNSEVELL, E. PLA, J. PLUIMERS, I.C. PRENTICE, A. PUSSINEN, A. SÁNCHEZ, S. SABATÉ, S. SITCH, B. SMITH, J. SMITH, P. SMITH, M.T. SYKES, K. THONICKE, W. THUILLER, G. TUCK, G. VAN DER WERF, J. VAYREDA, M. WATTENBACH, D.W. WILSON, F.I. WOODWARD, S. ZAEHLE, B. ZIERL, S. ZUDIN & W. CRAMER (2004):** ATEAM Final report 2004, Section 5 and 6, Potsdam, 139 S.
- SCHRÖTER, D., W. CRAMER, R. LEMANS ET AL. (2005):** Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe, *Science express*, 10 S., 27. Oktober 2005, [www.sciencemag.org/scienceexpress/recent.shtml]
- SCHUBERT, R. (1991):** Lehrbuch der Ökologie, Jena, 657 S.
- SCHULLA, J. (1997):** Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen, *Züricher Geographische Schriften Heft 69*, 161 S.
- SCHULLA, J. (2006):** Model Description WaSiM-ETH, ETH-Zürich, 181 S.
- SCHWÄRZEL, K., J. ŠIMŮNEK, M. TH. VAN GENUCHTEN & G. WESSOLEK (2006):** Measurement and modeling of soil-water dynamics and evapotranspiration of drained peatland soils, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169: 762 - 774
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (1992):** Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Band 4: Spezieller Teil, Haloragaceae bis Apiaceae, Stuttgart, 362 S.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (1993):** Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Band 1: Spezieller Teil, Lycopodiaceae bis Plumbaginaceae, Stuttgart, 624 S.
- SOLUM (1995):** Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Anlage zum Endbericht 1995, unveröff. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Freiburg
- SOTHMANN, L. (2007):** Biodiversität im ländlichen Raum – Zukunftssicherung unserer Gesellschaft, *Anliegen Natur* 31/2007, Heft 1: 13 - 19
- SOWERBY, A., B. A. EMMETT, A. TIETEMA & C. BEIER (2008):** Contrasting effects of repeated summer drought on soil carbon efflux in hydric and mesic heathland soils, *Global Change Biology* 14: 2388 - 2404
- STADELMAIER, H. (1984):** Untersuchung auf Schutzwürdigkeit des Gebietes „Wonhalde-Spielberg“, unveröff. Gutachten im Auftrag der BNL Tübingen, 63 S. + Anhang

- STAMPFLI, A. & M. ZEITER (2004):** Plant regeneration directs changes in grassland composition after extreme drought: a 13-year study in southern Switzerland, *Journal of Ecology* 92: 568 - 576
- STAMPFLI, A. (1995):** Species composition and standing crop variability in an unfertilized meadow and its relationship to climate variability during six years, *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 117 - 130
- STEIN, S. & A. KRUG (2008):** The boom in biomass production – a challenge for grassland biodiversity? In: *Biodiversity and animal feed – future challenges for grassland production*, Uppsala: 730-732
- STMLU/ANL = BAY. STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN / BAY. AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (1994):** Kalkmagerrasen, Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1, 583 S.
- SUCCOW, M. (1988):** Landschaftsökologische Moorkunde, Berlin und Stuttgart, 340 S.
- SUCCOW, M. (2001):** Genese, Vorkommen und Zustand der Niedermoore Mitteleuropas, in: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER [Hrsg.]: *Ökosystemmanagement für Niedermoore*, Stuttgart, 13 - 19
- TANEVA, L., J. S. PIPPEN, W. H. SCHLESINGER & M. A. GONZALEZ-MELER (2006):** The turnover of carbon pools contributing to soil CO₂ and soil respiration in a temperate forest exposed to elevated CO₂ concentration, *Global Change Biology* 12: 983 - 994
- TEEPE, R., H. DILLING & F. BEESE (2003):** Estimation water retention curves of forest soil texture and bulk density, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166: 111 - 119
- THOMAS, C.D. & J.J. LENNON (1999):** Birds extend their ranges northwards, *Nature* 399: 213
- TIUNOV, A.V., C.M. HALE, A.R. HOLDSWORTH & T. S. VSEVOLODOVA-PEREL (2006):** Invasion patterns of Lumbricidae into the previously earthworm-free areas of north-eastern Europe and the western Great Lakes region of North America, *Biol Invasions* 8: 1223 - 1234
- TRUMBORE, S. E. & C.I. CZIMCZIK (2008):** An uncertain future for soil carbon, *Science* 321: 1455 - 1456
- UM = UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995):** Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Reihe „Luft Boden Abfall“, Heft 31: 1 - 34
- USHER, M. (2007):** Conserving European biodiversity in the context of climatic change, *Nature and environment* No. 149, Strasburg, 61 S.
- UTERMÖHL, H. (1982):** Die Vernichtung von *Phragmites* durch *Cladophora* im Großen Plöner See, *Arch. Hydrobiol.* 95: 487 - 490
- VAN GROENIGEN, K.J. (2007):** Linking soil C and N dynamics in managed ecosystems under elevated CO₂, Ph.D thesis Wageningen Universiteit, Wageningen
- VÖGTLIN, J. (2002):** Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgebiete „Buchswald“ und „Ruschbachtal“, unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Freiburg, 32. S. + Anhang
- VOHLAND, K. (2007):** Naturschutzgebiete im Klimawandel – Risiken für Schutzziele und Handlungsoptionen, *Anliegen Natur* 31/2007, Heft 1:
- WABOA (2001):** Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, herausgegeben vom Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart
- WALTER, H. (1990):** Vegetation und Klimazonen, Stuttgart, 382 S.

- WANNER, M. & W. DUNGER (2002):** Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany, *European Journal of Soil Biology* 38: 137 - 143
- WARD, R. C. & M. ROBINSON (2000):** Principles of Hydrology, McGraw-Hill Publishing Company, London, 450 S.
- WATTENDORF, P. (2006):** The water balance of recultivation layers – results of measurements and water balance modeling, in: *Landfill Workshop Zittau - Liberec 2005*, Wissenschaftliche Berichte der Hochschule Zittau/Görlitz, Heft 86: 207 – 220
- WATTENDORF, P., W. KONOLD & O. EHRMANN [HRSG.] (2005):** Rekultivierungsschichten und Wurzelsperren, *Culterra Band 41*, 268 S., Freiburg
- WEDRA, C. (1996):** Zusammenstellung der Vegetationskarten von Hochweiden im Naturschutzgebiet Feldberg, Gutachten im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg, Freiburg, 48 S. + Anhang
- WEIGEL, H. J. & W. U. KRIEBITZSCH (1995):** Wirkungen von Klimaänderungen auf Agrar- und Ökosysteme, in: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten [Hrsg.], *Klimaforschung im Geschäftsbereich des BML*, Schriftenreihe des BML 442: 43 - 59
- WESSOLEK, G. (1996):** Klimaänderung und Wasserhaushalt: Zukünftige Grundwasserneubildung, in: BECHTELER, W., F.W. GÜNTHER & H.-B. KLEEBERG [Hrsg.]: *Klimaänderung und Wasserwirtschaft*, Tagungsband Internationales Symposium Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz, Institut für Wasserwesen, Heft 56a: 119 - 134
- WIEDENROTH, E.-M. (1961):** Der Aussagewert der pflanzensoziologischen Gebietsanalyse und -Kartierung für die Aufgaben der wasserwirtschaftlichen Praxis, *Mitteilungen Inst. für Wasserwirtschaft* 14: 1 – 19
- WIEDENROTH, E.-M. (1971):** Wechselbeziehungen zwischen Grünlandvegetation und Standort unter besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushaltes, *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.*, Bd. 11 H 1/2: 71 - 97
- WILMANN, O. (1988):** Können Trockenrasen derzeit trotz Immissionen überleben? Eine kritische Analyse des Xerobrometum im Kaiserstuhl, *Carolina* 48: 5 - 16
- WILMANN, O. (1998):** Ökologische Pflanzensoziologie, Wiesbaden, 405 S.
- WILMANN, O., W. WIMMENAUER, G. FUCHS, H. RASBACH, K. RASBACH & E. VETTER (1989):** Der Kaiserstuhl, Gesteine und Pflanzenwelt, Freiburg, 244 S.
- WITSCH, M. (1992):** Gutachten über das geplante Naturschutzgebiet Triebhalde, Stadt Mühlheim an der Donau, Landkreis Tuttlingen, unveröff. Gutachten, 8 S.
- WOHLGEMUTH, T., H. BUGMANN, H. LISCHKE & W. TINNER (2006):** Wie rasch ändert sich die Waldvegetation als Folge von raschen Klimaveränderungen?, *Forum für Wissen*: 7 - 16
- WOHLRAB, B., H. ERNSTBERGER, A. MEUSER & V. SOKOLLEK (1992):** Landschaftswasserhaushalt, Hamburg & Berlin, 352 S.
- ZALLER, J.G. & J. A. ARNONE (1997):** Activity of surface-casting earthworms in a calcareous grassland under elevated atmospheric CO₂, *Oecologia* 111: 249 - 254

9 Anhang

9.1 Eingangsdaten der Wasserhaushaltsmodellierung

Übersicht über die grundwasserfernen Standorte

Gebiet	HA			SD	KF	SB		WH	TG			HB		TH	FB		BU		
	1	2	3			4	1		2	3	1	2	1		2	1	2	1	2
Standort	HA1	HA2	HA3	HA4	SD1	KF1	SB2	SB3	WH1	TG1	TG2	TG3	HB1	HB2	TH1	FB1	FB2	BU1	BU2
Id.-Nr.	11	12	13	14	21	31	42	43	51	61	62	63	71	72	81	91	92	01	02
Anteil O-Abfluss	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Hangneigung	45	45	68	78	0	58	42	58	42	0	0	0	21	49	65	40	18	111	78
Böschungslänge	90	90	90	90	0	200	160	160	340	0	0	0	50	70	180	70	100	125	150
US-Texture f. Ao	11	11	11	11	2	12	29	29	9	9	8	8	9	9	11		9	9	12
Blattflächenindex	3	1	2	1	1	3	3	2	3	3	1	4	3	1	4	3	2	8	8
Modellierung																			
Start Monat	1.1987				1.1980	1.1980	1.1980	1.1980	1.1980	1.1.1980			1.1980		1.1980	1.1980		1.1980	
Ende Monat	12.2003				12.2005	12.2005	12.2005	12.2005	12.2005	12.2005			12.2003		12.2003	12.2005		12.2005	
Wetterdaten																			
von	1.5.86				1.1.80	1.1.80	1.1.80	1.1.80	1.1.80	1.1.80			1.1.80		1.6.81	1.1.80		1.1.80	
bis	30.6.04				31.12.05	31.12.05	31.12.05	31.12.05	31.12.05	31.12.05			31.12.03		31.12.03	31.12.05		31.12.05	

Bodendaten grundwasserferner Standorte

Hor	Tiefe cm	M	Bod.- Art	Humus Stufe	Steine %	Dichte Stufe	Wurzeln /dm ²	Soil No. US	PV	FC	WP
									Vol/Vol		
HA1-1	13	13	Lt2	3	10	1	6	1 14	0,6	0,46	0,24
HA1-2	24	11	Lt2	2	40	1	6	1 14	0,38	0,29	0,16
HA1-3	36	12	Lt2	2	85	1	5	1 14	0,09	0,07	0,04
HA2-1	10	10	Lt2	3	30	1	6	1 14	0,47	0,36	0,19
HA2-2	24	14	Lt2	0	93	3	3	5 14	0,03	0,02	0,01
SD1-1	10	10	Ss	2	0	1	6	1 01	0,44	0,14	0,07
SD1-2	15	5	Ss	1	0	2	3	3 01	0,36	0,1	0,04
KF1-1	13	13	Tu3	4	25	1	6	1 27	0,55	0,44	0,25
KF1-2	25	12	Tu2	2	20	2	4	3 26	0,46	0,42	0,27
KF1-3	45	20	Tu2	1	80	3	2	5 26	0,09	0,08	0,05
SB2-1	13	13	Tu2	4	5	2	6	3 26	0,62	0,54	0,33
SB2-2	75	62	TI	4	10	3	4	5 25	0,54	0,49	0,26
SB2-3	100	25	TI	3	5	2	2	3 25	0,6	0,52	0,29
SB3-1	15	15	TI	4	10	2	5	3 25	0,61	0,54	0,3
SB3-2	45	30	TI	4	10	3	3	5 25	0,54	0,49	0,26
WH1-1	9	9	Lu	4	7	1	6	1 17	0,65	0,47	0,24
WH1-2	18	9	Tu2	3	60	2	6	3 26	0,24	0,21	0,13
WH1-3	31	13	Tu2	3	10	2	5	3 26	0,54	0,48	0,3
WH1-4	55	24	Tu2	2	80	2	4	3 26	0,12	0,1	0,07
TG1-1	18	18	Uls	4	0	1	6	1 19	0,62	0,44	0,21
TG1-2	34	16	Slu	3	0	2	5	3 05	0,46	0,32	0,15
TG1-3	48	14	Su3	1	0	1	3	1 09	0,44	0,24	0,1
TG1-4	76	28	Ss	1	0	1	1	1 01	0,41	0,11	0,05
TG2-1	14	14	Slu	4	0	1	6	1 05	0,58	0,4	0,19
TG2-2	35	21	Ss	1	0	1	2	1 01	0,41	0,11	0,05
TG2-3	52	17	Ss	1	15	1	3	1 01	0,35	0,09	0,04
TG3-1	17	17	Ls3	4	0	1	5	1 12	0,61	0,46	0,16
TG3-2	37	20	Slu	2	0	1	3	1 05	0,48	0,34	0,12
TG3-3	55	18	Su3	1	0	1	2	1 09	0,53	0,24	0,07
TG3-4	120	65	Us	1	0	1	1	1 20	0,46	0,32	0,13
HB1-1	22	22	Ut2	4	0	1	6	1 21	0,61	0,4	0,17
HB1-2	37	15	Uu	2	1	1	5	1 18	0,5	0,36	0,14
HB1-3	68	31	Uu	0	1	2	4	3 18	0,4	0,32	0,12
HB1-4	110	42	Uu	0	1	3	3	5 18	0,38	0,3	0,12
HB2-1	13	13	Ut2	5	5	1	6	1 21	0,65	0,43	0,19
TH1-1	23	23	Lt2	4	63	1	6	1 14	0,27	0,21	0,11
TH1-2	44	21	Lt2	3	60	1	5	1 14	0,27	0,2	0,11
TH1-3	52	8	Lt2	1	75	2	2	3 14	0,11	0,09	0,06
FB1-1	-5	5	Torf		0	1	6	1	0,95	0,7	0,25
FB1-2	5	5	Lu	4	0	1	6	1 17	0,7	0,51	0,26
FB1-3	19	14	Ls3	4	30	2	6	3 12	0,38	0,27	0,16
FB1-4	80	61	Ls3	0	85	2	2	3 12	0,06	0,04	0,03
FB2-1	2	2	Ut3	4	0	1	6	1 22	0,62	0,4	0,19
FB2-2	4	2	Ut3	5	0	1	6	1 22	0,68	0,44	0,21
FB2-3	15	11	Lu	4	50	1	6	1 17	0,35	0,26	0,13
BU1-1	2	2	Lu	5	5	1	6	1 17	0,68	0,49	0,25
BU1-2	19	17	Lu	4	35	1	6	1 17	0,46	0,33	0,17
BU2-1	14	14	Tu3	4	5	1	6	1 27	0,69	0,56	0,31
BU2-2	48	34	Tu3	3	50	1	5	1 27	0,34	0,28	0,16
BU2-3	82	34	Lt3	2	82	3	4	5 15	0,08	0,07	0,05

M = Mächtigkeit, PV = Porenvolumen, FC = US-Feldkapazität,
WP = permanenter Welkepunkt

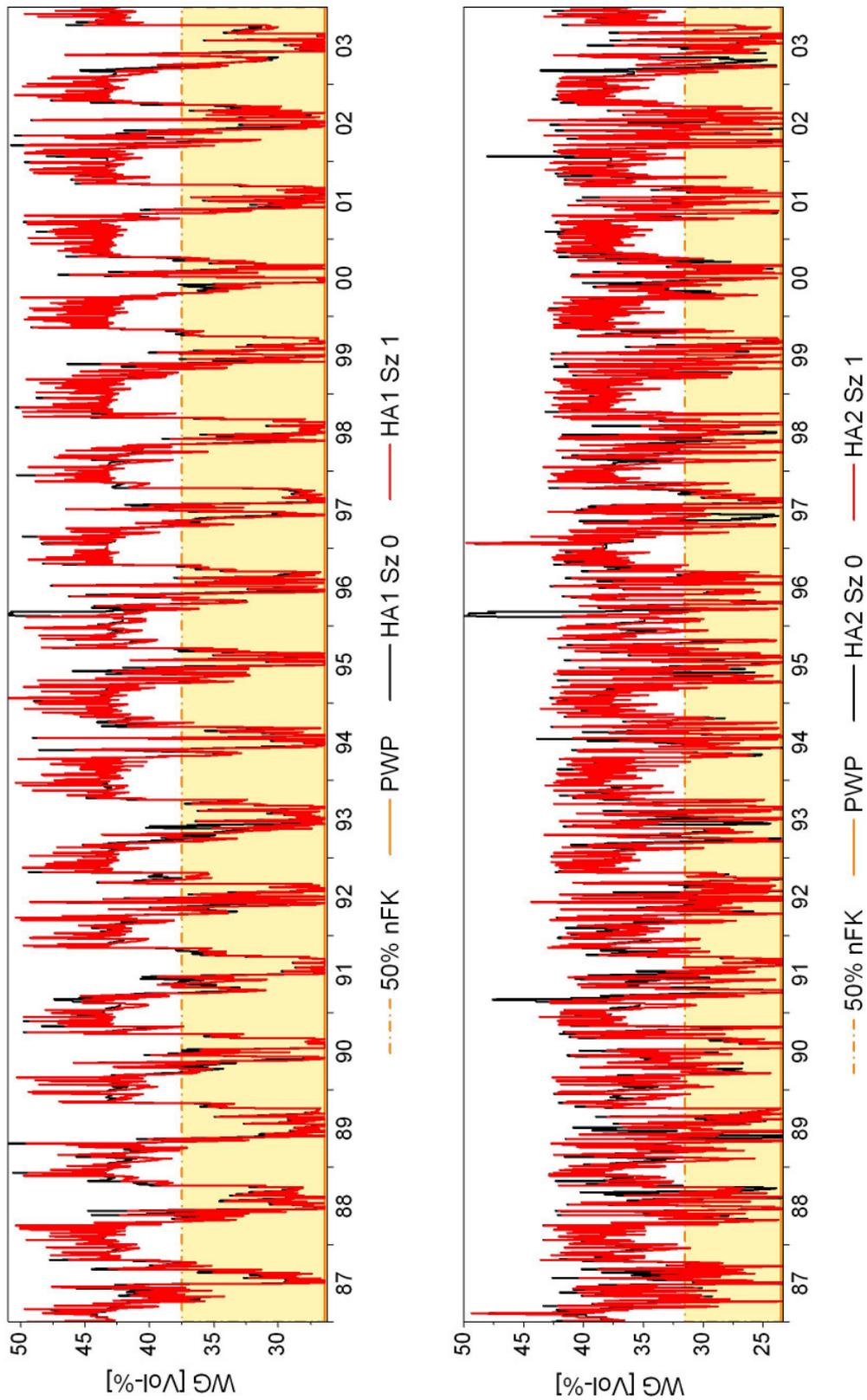
Eingabedaten Evapotranspiration (HELP)

SZ0	HA		SD	KF	SB			WH	TG			HB		TH	FB		BU	
	1	2			1	2	3		1	2	3	1	2		1	2	1	2
Profil/Variante																		
Bezeichnung	HA1	HA2	SD1	KF1	SB2	SB3	WH1	TG1	TG2	TG3	HB1	HB2	TH1	FB1	FB2	BU1	BU2	
Id-Nr.	11	12	21	31	42	43	51	61	62	63	71	72	81	91	92	01	02	
Geogr. Breite	49,38		49,34	48,74	48,57			48,26			48,09		48,04		48,87		47,56	
Höhe ü. NN	320	310	108	620	410	450	690	158	160	160	400	400	695	1470	1455	365	385	
Exposition	SW	SW	0	SO	SW	SW	S	0	0	0	W	SW	SW	n	o	SW	SW	
Tiefe Verd.-zone	36	24	15	45	100	45	55	48	52	55	110	13	52	80	15	19	82	
max. LAI	3	1	1	3	3	2	3	3	1	4	3	1	4	3	2	8	8	
Beginn Vegzeit	120		117	136	122			106			118		139		171		120	
Ende Vegzeit	281		297	267	281			292			283		277		252		290	
Ø Windgeschw.	5,0		5,9	12,1	4,4			6,6			4,0		2,6		20,9		5,1	
RLF 1. Quartal	79,4		73,9	83,2	78,6			79,1			76,7		84,4		81,4		77,5	
RLF 2. Quartal	71,1		65,4	74,7	71,0			70,8			68,4		76,6		83,0		68,8	
RLF 3. Quartal	73,4		67,4	76,2	71,9			74,2			71,6		78,5		82,7		72,2	
RLF 4. Quartal	84,0		79,8	88,0	82,7			84,6			81,5		87,5		81,2		82,1	
Sz1																		
Beginn Vegzeit	110		90	129	111			90			103		120		167		107	
Ende Vegzeit	286		304	279	289			301			296		278		262		297	
Ø Windgeschw.	5,0		3	12,1	4,4			6,6			4,0		2,6		20,9		5,1	
RLF 1. Quartal	66,2		61,9	68,3	65,2			66,1			63,8		69,1		69,7		64,6	
RLF 2. Quartal	63,2		58,7	66,2	63,1			63,0			60,9		68,0		74,1		61,5	
RLF 3. Quartal	67,7		62,2	69,4	65,5			67,6			65,2		71,4		75,0		66,1	
RLF 4. Quartal	72,4		68,8	75,0	70,9			72,9			70,0		74,7		71,0		70,8	

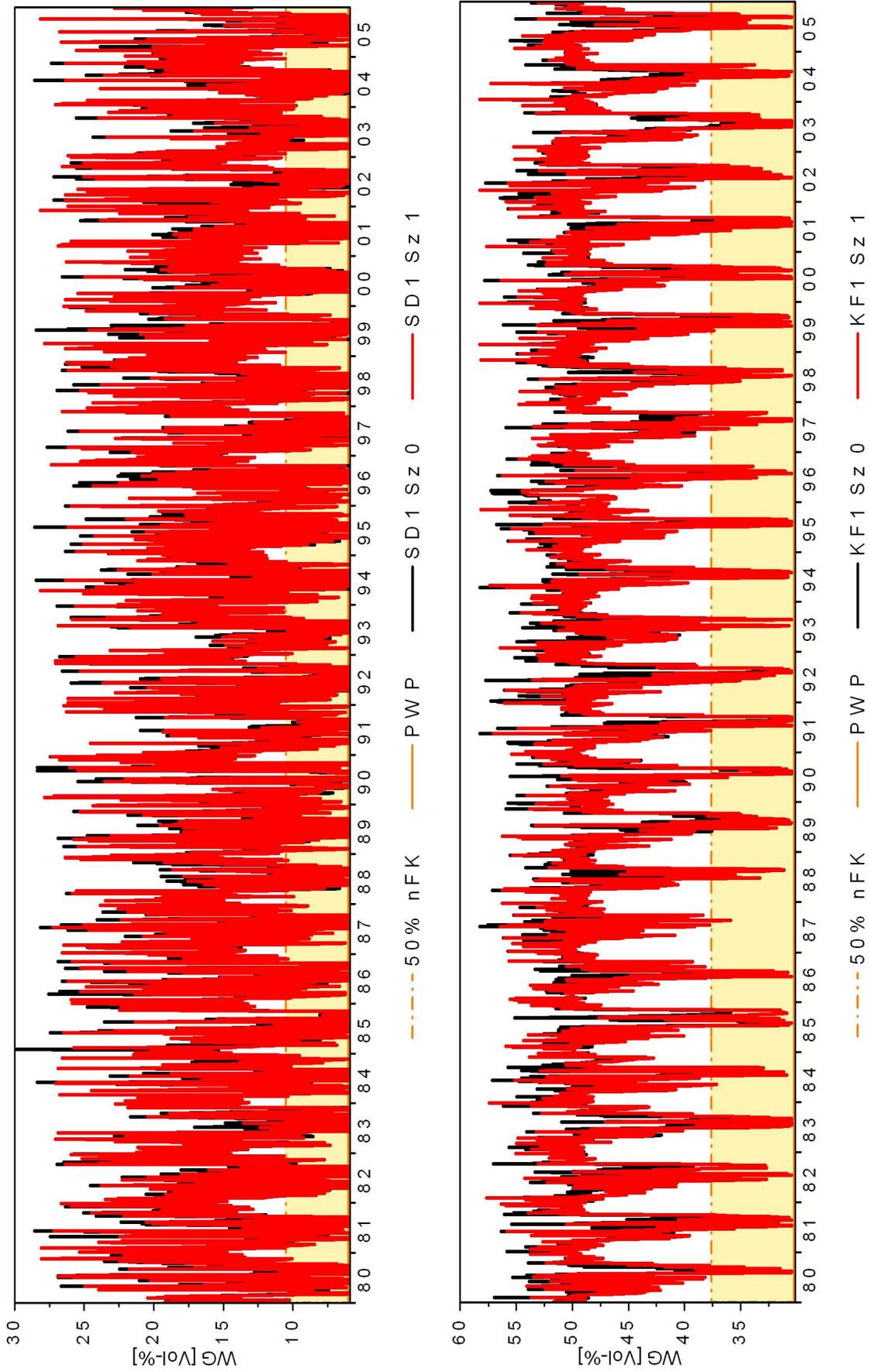
9.2 Ganglinien der Bodenwassergehalte in Sz0 und Sz1

grundwasserferne Standorte im Zeitraum 1980 bis 2005; (Gebiete HA, HB und TH: kürzere Betrachtungszeiträume)

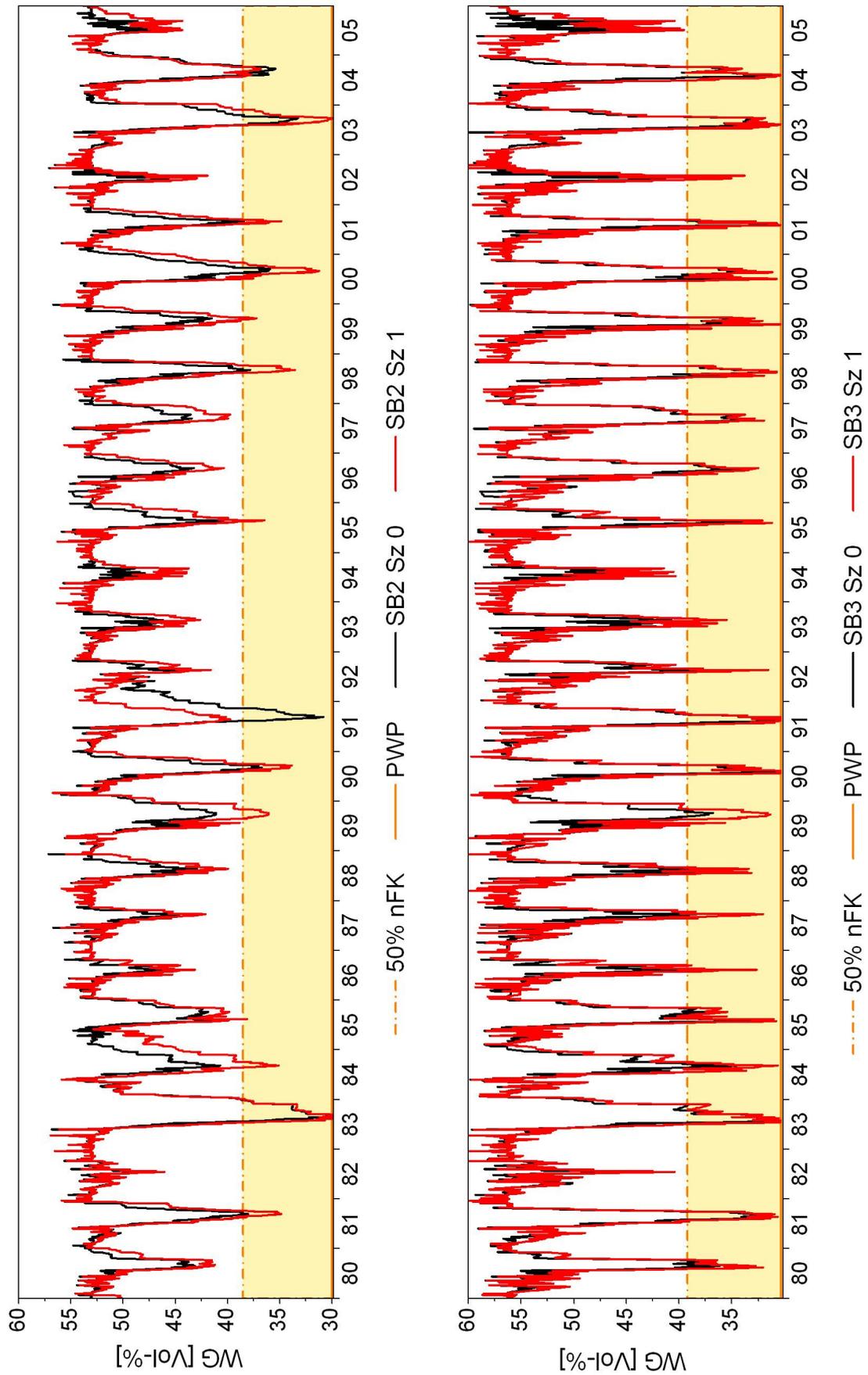
Haigergrund: HA1 und HA2



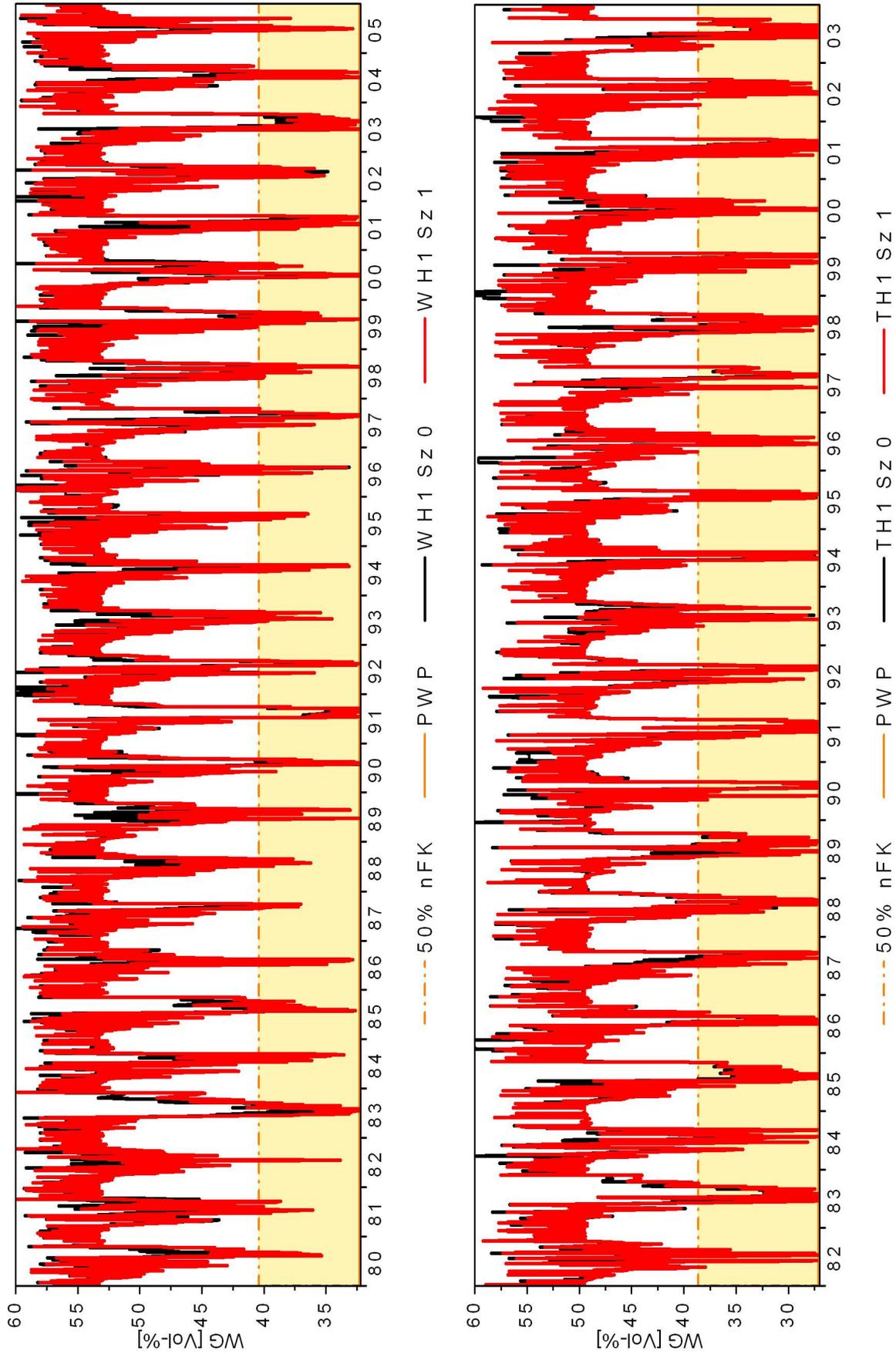
Sandhausener Dünen SD1 und Kaltes Feld KF1



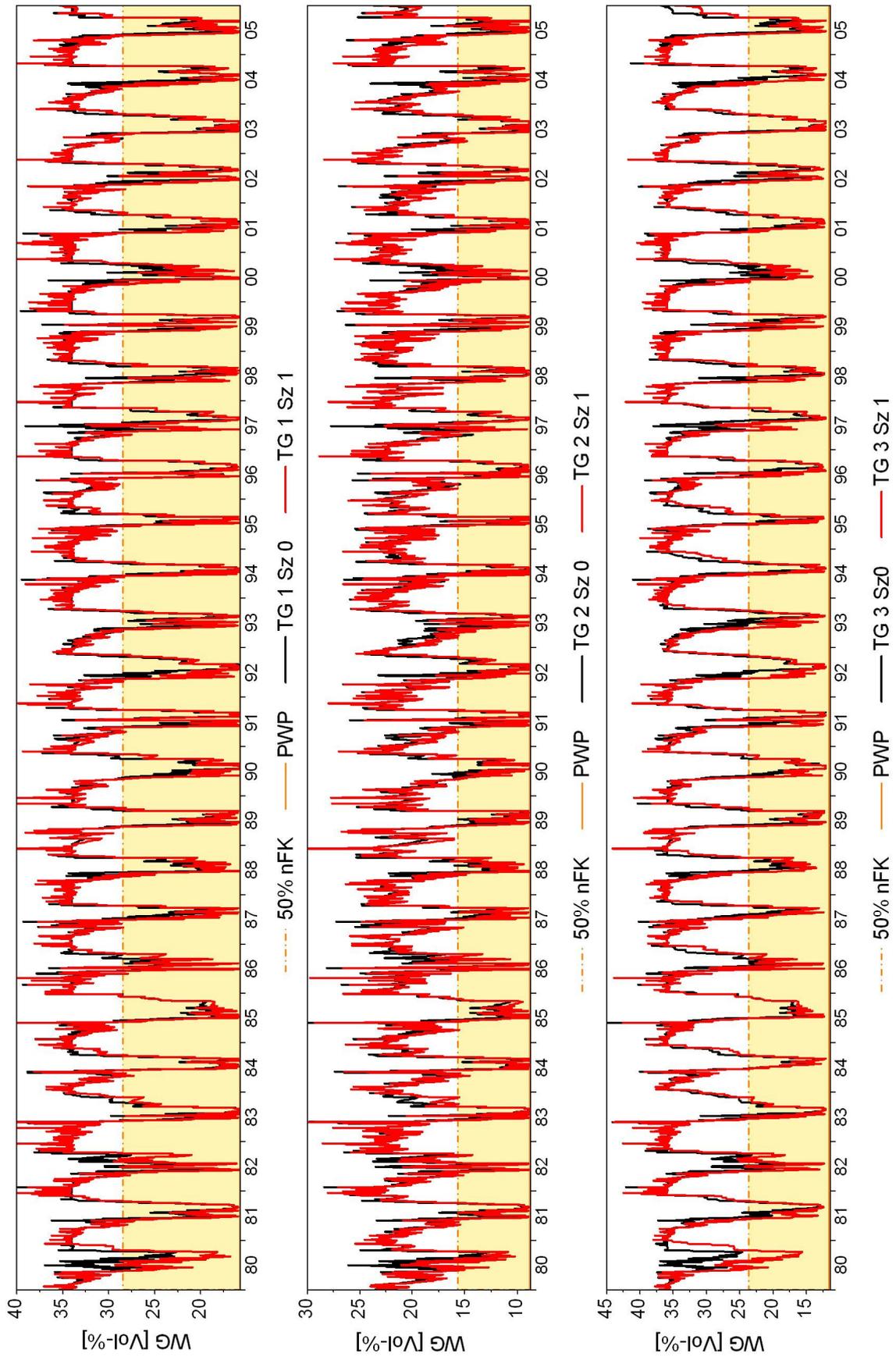
Schönbuch: SB2 und SB3



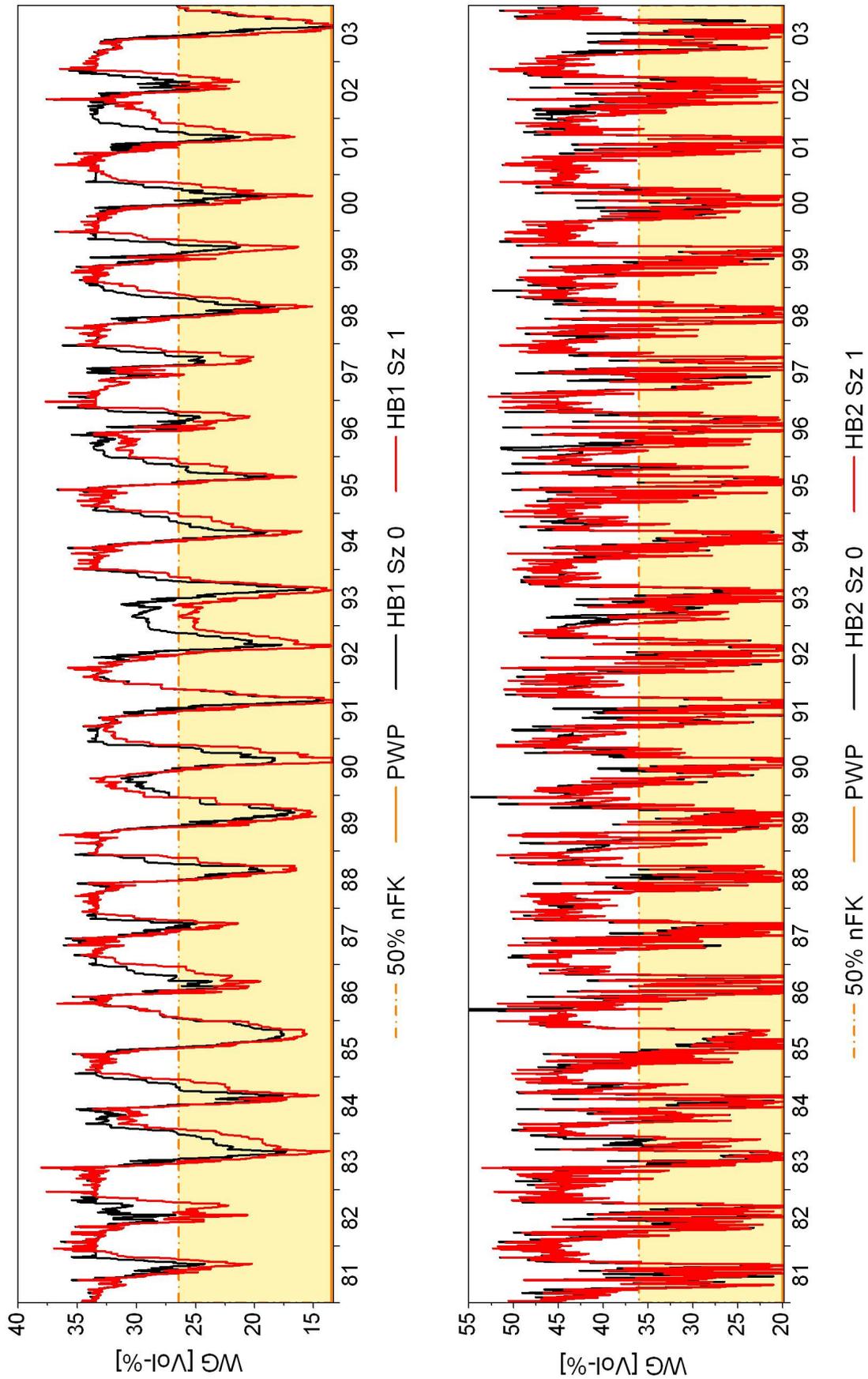
Wohnhalde WH1 und Triebhalde TH1



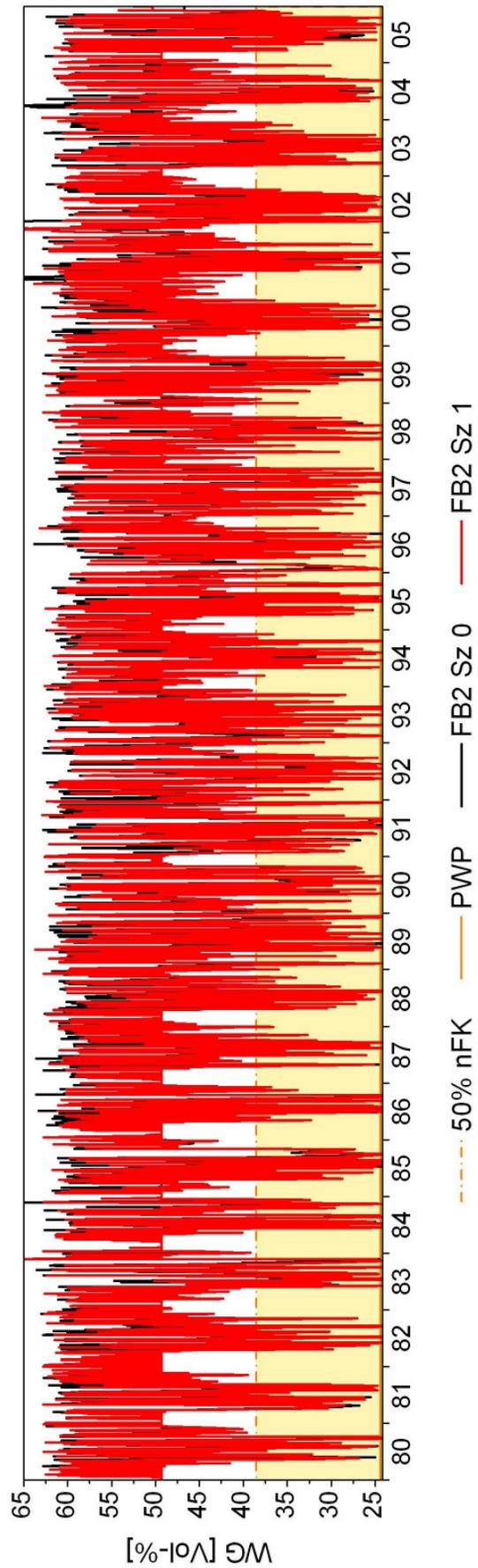
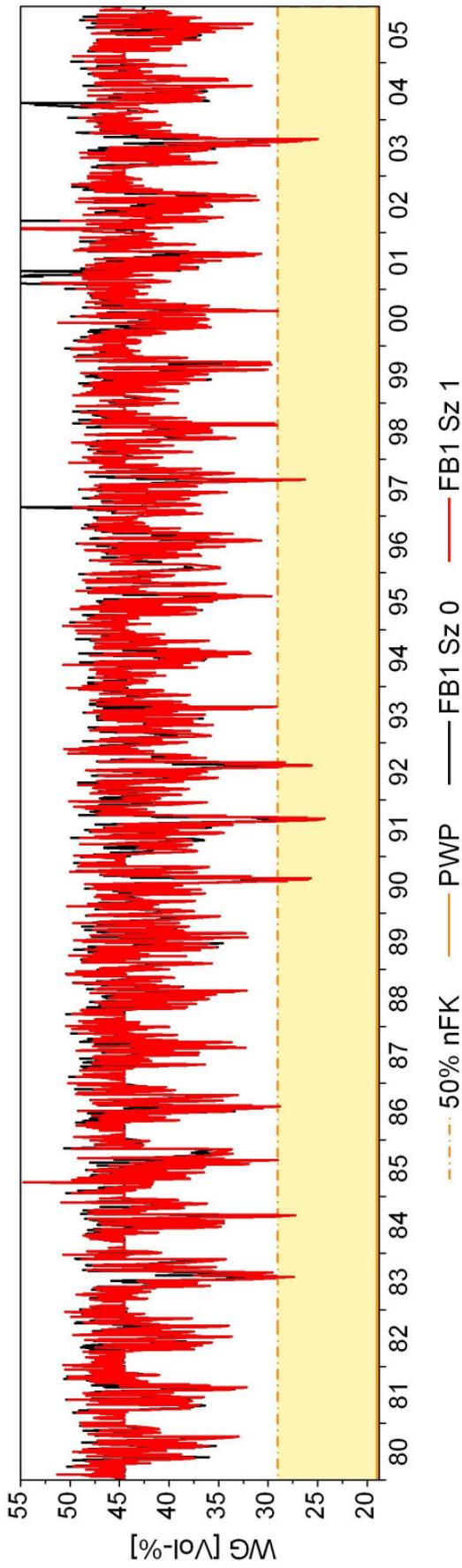
Taubergießen: TG 1, TG2 und TG 3



Haselschacher Buck HB1 und HB2



Feldberg: FB1 und FB2



Buchswald Grenzach: BU1 und BU2

