

Fachbereich Wald und Umwelt  
Alfred-Möller-Str.1  
16225 Eberswalde



**Zustand und Entwicklung  
der Waldökosysteme auf Monitoringflächen  
der ökosystemaren Umweltbeobachtung  
im Biosphärenreservat Spreewald  
(Inventurzeitraum: 2000 – 2012)**

**Prof. Dr. Winfried Riek  
Prof. Dr. Barbara Wolff  
Dr. Falko Hornschuch**

**Eberswalde, März 2014**

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. W. Riek  
Prof. Dr. B. Wolff  
Hochschule für nachhaltige Entwicklung (FH) Eberswalde  
Fachbereich Wald und Umwelt  
Alfred-Möller-Str. 1  
16225 Eberswalde

Dr. F. Hornschuch  
UWEG Umwelt-Forschungs- und Dienstleistungsgesellschaft mbh  
Coppistr.10  
16227 Eberswalde

## Inhaltsverzeichnis:

- 1 Einführung
  - 2 Ergebnisse und Interpretation
    - 2.1 Ausgangssubstrate und Böden
    - 2.2 Dynamik der bodenchemischen Eigenschaften
    - 2.3 Zeitreihen der Grundwasserflurabstände
    - 2.4 Zustand und Veränderung der Vegetation
      - 2.4.1 Einleitung
      - 2.4.2 Vegetationsstruktur
        - 2.4.2.1 Vergleich der Vegetationsstruktur zwischen den Flächen (2012)
        - 2.4.2.2 Veränderung der Vegetationsstruktur (2000-12)
      - 2.4.3 Artenzahlen ( $\alpha$ -Diversität)
        - 2.4.3.1 Vergleich der Artenzahlen zwischen den Flächen und floristische Ähnlichkeit (2012)
          - 2.4.3.1.1 Artenzahlen
          - 2.4.3.1.2 Arten-Areal-Beziehungen
          - 2.4.3.1.3 Floristische Ähnlichkeit zwischen den Flächen
        - 2.4.3.2 Veränderung der Artenzahl und floristische Ähnlichkeit (2000-12)
          - 2.4.3.2.1 Veränderung der Artenzahl
          - 2.4.3.2.2 Floristische Ähnlichkeit zwischen den Terminen
      - 2.4.4 Stetigkeiten
        - 2.4.4.1 Vergleich der Stetigkeiten zwischen den Flächen (2012)
        - 2.4.4.2 Veränderung der Stetigkeiten (2000-12)
      - 2.4.5 Artenverteilung ( $\beta$ -Diversität)
        - 2.4.5.1 Vergleich der kleinräumigen Artenverteilungen zwischen den Flächen (2012)
        - 2.4.5.2 Veränderung der kleinräumigen Artenverteilung (2000-12)
      - 2.4.6 Rote-Liste-Arten
    - 2.5 Vegetation und Standortsveränderungen
      - 2.5.1 Standörtliche Unterschiede zwischen den Flächen (2012)
        - 2.5.1.1 Spektrum soziologisch-ökologischer Artengruppen (Passarge & Hofmann 1964)
        - 2.5.1.2 Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992)
        - 2.5.1.3 Dekadische komplexe Weiserzahlen nach Anders et al. (1985)
      - 2.5.2 Standörtliche Veränderungen (2000-12)
        - 2.5.2.1 Veränderung des Artenanteils der soziologisch-ökologischer Artengruppen
        - 2.5.2.2 Veränderung der mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992)
        - 2.5.2.3 Veränderung der Dekadischen komplexen Weiserzahlen nach Anders et al. (1985)
    - 2.6 Bestandesvitalität und Hochwasserereignisse 2010/2011
  - 3 Folgerungen und Zusammenfassung
  - 4 Literatur
- Anlage

## 1 Einführung

Im Rahmen der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) erfolgt in ausgewählten Ökosystemen eine ganzheitliche Betrachtung von miteinander in Beziehung stehenden Elementen der belebten und unbelebten Natur (Schönthaler et al. 1994). Regionale Besonderheiten unterschiedlicher Ökosysteme, Belastungen oder Nutzungen sollen dabei berücksichtigt werden.

Gemäß dem Vorschlag des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU) findet die ÖUB in Biosphärenreservaten statt (SRU 1990). Diese gelten als besonders geeignet, da sie regionaltypische, repräsentative und vergleichsweise großflächige biogeografische Landschaftsräume mit unterschiedlichen Nutzungskonzepten umfassen und langfristig unter Schutz stehen (AG BR 1995). Biosphärenreservate in Deutschland müssen zudem in einem 10-jährigen Turnus über den Status und die Entwicklung ausgewählter Beurteilungskriterien berichten (Deutsches MAB Nationalkomitee 1996). Die ÖUB kann für die ökologischen Kriterien wesentliche Indikatoren bereitstellen. Das langfristig angelegte Programm soll somit vor dem Hintergrund einer gebietsbezogenen Managementplanung vor allem den regionalen und lokalen Gegebenheiten von Natur und Landschaft Rechnung tragen (Wolff et al. 2008).

Zusammenfassend hat die ökologische Umweltbeobachtung bundesweit folgende übergeordnete Ziele:

- Dokumentation des Status´ und der Entwicklung ausgewählter Ökosysteme
- Erfassung und Bewertung von Einflussfaktoren
- Evaluierung der Befunde aus naturschutzfachlicher Sicht
- Planung und Kontrolle von Maßnahmen für ein gezieltes Ökosystemmanagement
- Bereitstellung von Daten und Informationen für Dritte (Öffentlichkeitsinformation, Politik, Forschung etc.).

Für Wälder in brandenburgischen Biosphärenreservaten wurden diese Beobachtungsziele durch die Landesanstalt für Großschutzgebiete präzisiert. Die ÖUB-Wald soll hier im Anhalt an Luthardt et al. (2004) und Wolff et al. (2008) unter anderem Informationen über die natürliche Sukzession in Totalreservaten liefern und Veränderungen des Arteninventars der Baumschicht, der Bodenvegetation und der Naturverjüngung sowie Änderungen des Bodenzustands von Waldökosystemen unterschiedlichen Hemerobiegrads infolge der forstlichen Nutzung dokumentieren und interpretieren. Rückkopplungen zwischen Standort und Vegetation und Veränderungen wesentlicher Waldökosystemkennwerte (Standort, Artengefüge) infolge von Waldumbaumaßnahmen sind aufzuzeigen. Darüber hinaus sollen Auswirkungen von Klimaveränderungen und Stoffeinträgen aus der Luft auf den Zustand naturnaher Waldökosysteme untersucht werden.

Unter Beachtung der genannten Ziele, der jeweiligen naturräumlichen Ausstattung der Biosphärenreservate sowie der regional wirksamen Einflussfaktoren wurden für jedes Biosphärenreservat in Brandenburg dominante, natürliche und halbnatürliche sowie seltene Waldökosysteme nach dem Biotoptypenschlüssel von Hofmann & Jenssen (2003) bzw. Hofmann et al. (1999) klassifiziert und vorausgewählt (Hofmann 1997). Hinzu kamen Waldökosysteme, in denen regionaltypisch bedeutsame Maßnahmen eingeleitet wurden. Aus diesem Pool wurden nach landesweiter Abstimmung gezielt Flächen in das ÖUB-Monitoringprogramm aufgenommen. Grundsätzlich sieht das Programm die Erhebung wesentlicher strukturbestimmender Merkmale, wuchsbestimmender Faktoren sowie die Charakterisierung typischer Prozessabläufe vor. Die Untersuchungen erfolgen differenziert nach unterschiedlichen Intensitätsstufen und Aufnahmerhythmen mittels standardisierter Verfahren.

Zwischen folgenden Aufnahmeintensitäten wird unterschieden:

M1 = Standardprogramm

M2 = gesteigerte Intensität

M2+ = wie M2, jedoch ergänzt um eine zusätzliche gezäunte Fläche.

Das je nach Intensitätsstufe unterschiedliche Merkmalspektrum ist umfassend im Methodenkatalog der ÖUB-Wald dargelegt (Wolff et al. 2007). Dieser orientiert sich wesentlich an den Standardverfahren, die auch im bundesweiten Forstlichen Umweltmonitoring verwandt werden (Wolff & Riek 1997, Riek & Wolff 2007, BMVEL 2006). Soweit möglich wurden außerdem Methoden berücksichtigt, die entweder identisch mit denjenigen der ÖUB in Offenlandschaften (Acker, Grünland, Moore) sind oder aber vergleichbare Informationen liefern.

Im Biosphärenreservat Spreewald erfolgt die ÖUB auf insgesamt acht unterschiedlichen Waldökosystemflächen. Die Ersterhebungen fanden im Jahr 2000 statt. Der geplante Wiederholungsturnus beträgt grundsätzlich drei Jahre; er wurde aus kapazitären Gründen für verschiedene Erhebungsprogramme auf sechs Jahre erweitert.

Die Flächen SW0801, SW0802, SW0803, SW0804, SW0805 und SW0806 befinden sich im Revier Schützenhaus im Oberspreewald in der Kernzone des Biosphärenreservats (Totalreservat). Es handelt sich um Schwarzerlenwälder (SW0801, SW0802, SW0803) bzw. Rabatten-Schwarzerlen-Halbförste (SW0804, SW0805) auf feuchten bis nassen Niedermoorböden bzw. Moorgley sowie einen auf Anmoor stockenden Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806). Drei der Flächen (SW0801, SW0803 und SW0806) wurden zusätzlich mit einer gezäunten Referenzfläche versehen, um die Vegetationsentwicklung ohne Wildeinfluss vergleichend zu studieren. Die Lage der Flächen im Oberspreewald geht aus Abb.1 hervor. Eine Kurzcharakteristik dieser Flächen findet sich in Tab.1. Darüber hinaus liegen im Unterspreewald zwei Flächen, die mit geringerer Intensität bei nur sechsjährigem Aufnahmeturnus untersucht werden (SW0807, SW0808). Hierbei handelt es sich um Buchenbestände auf grundwassernahen Sandstandorten. Die jüngste Aufnahme erfolgte bei diesen Flächen im Jahr 2009. Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse der Erhebungen auf den sechs Flächen im Oberspreewald bis zum Jahr 2012 synoptisch dargestellt.

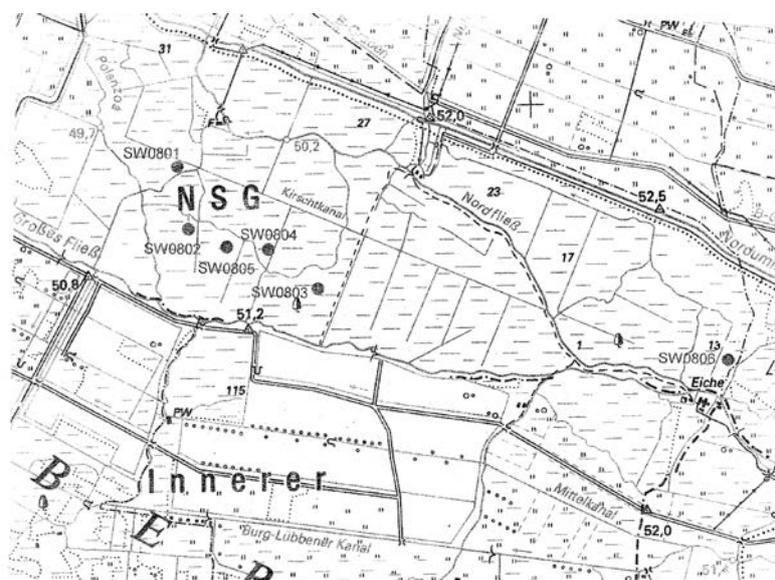


Abb.1: Lage der Untersuchungsflächen SW0801 bis SW0806 im Oberspreewald

Tab.1: Kurzcharakteristik der 2012 inventarisierten ÖUB-Flächen im BR Spreewald

Fläche <sup>1</sup>	Bezeichnung, Charakterisierung	Intensität <sup>2</sup>	Biototyp <sup>3</sup> (i.d.R. identisch mit Ökosystemtyp <sup>2</sup> )	Biototyp-Code <sup>3</sup>	pot.-nat. Vegetation (Ökosystemtyp <sup>4</sup> )	Forstort <sup>5</sup>	Aufnahmetermine	Alter / Wuchsklasse (Stand 2012)
SW0801 <sup>1</sup>	Schwarzerlenwald, nass	M2+	Großseggen-Schwarzerlen-Bruchwald	08103/4	vergleichbar	Revier Schützenhaus, Abt. 1108a4	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 133 Jahre / mittleres Baumholz
SW0802	Schwarzerlenwald, sehr licht, feucht, seggen-dominiert	M1	Großseggen-Schwarzerlen-Bruchwald	08103/4	vergleichbar	Revier Schützenhaus, Abt. 1107a1	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 122 Jahre / mittleres Baumholz
SW0803 <sup>1</sup>	Schwarzerlenwald, trocken	M2+	Brennnessel-Schwarzerlenwald	08103	vergleichbar	Revier Schützenhaus, Abt. 1105a2	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 146 Jahre / mittleres Baumholz
SW0804	Rabatten-Schwarzerlen-Halbforst	M1	Ackerdistel-Schwarzerlen-Rabattenhalbforst	08370	Großseggen-Schwarzerlen-Bruchwald	Revier Schützenhaus, Abt. 1106b1	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 23 Jahre / Stangenholz bis schwaches Baumholz
SW0805	Rabatten-Schwarzerlen-Halbforst	M1	Ackerdistel-Schwarzerlen-Rabattenhalbforst	08370	Großseggen-Schwarzerlen-Bruchwald	Revier Schützenhaus, Abt. 1107c1	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 24 Jahre / Stangenholz
SW0806 <sup>1</sup>	Traubenkirschen-Eschen-Wald, Erle dominiert, Gehölzaufw.	M2+	Traubenkirschen-Eschenwald (Erle dominiert)	08110/3	vergleichbar	Revier Schützenhaus, Abt. 1113a1	2000, 2003, 2007, 2009, 2012	Schwarzerle 118 Jahre / mittleres Baumholz

<sup>1</sup> die nicht gezäunte Außenfläche ohne nähere Kennzeichnung, die gezäunte Innenfläche wird generell mit einem „i“ markiert, also z.B. SW0801i

<sup>2</sup> Aufnahmeparameter und Aufnahmeverfahren, abgestuft nach Intensitätsstufen, werden in Wolff et al. (2008) erläutert, bei M2+-Flächen erfolgt über das M1-Standardprogramm hinaus z.B. auch die Analyse der Lumbricidenfauna und eine parzellengenaue Referenz-Vegetationsanalyse innerhalb eines Wildgatters

<sup>3</sup> Biototyp und Biotopcode nach Biototypenschlüssel von Hofmann & Jenssen (2003), LUA (2004, 2007)

<sup>4</sup> nach Hofmann (1997, 2002)

<sup>5</sup> Gebietsbezeichnung vor der Forstreform 2012

## 2 Ergebnisse und Interpretation

Im Jahr 2012 erfolgte die ÖUB-Wald auf den Monitoringflächen im Oberspreewald je nach Parametergruppe als vierte bzw. fünfte Wiederholungsaufnahme. Vorausgegangene Inventuren wurden in den Jahren 2000, 2003, 2007 und 2009 durchgeführt. In den folgenden Ergebnisdarstellungen wird vor allem auf die Dynamik der Kennwerte in diesem Zeitraum geachtet und der Versuch unternommen, Trends und ökosystemimmanente Fluktuationen zu differenzieren und auf Prozessebene zu interpretieren. Dabei müssen auch mögliche methodische Artefakte durch Bearbeiterwechsel insbesondere zwischen den Erhebungen 2000/2003 einerseits und 2007/2009/2012 andererseits als mögliche Ursachen für zeitliche Unterschiede der Untersuchungsparameter in Erwägung gezogen und kritisch diskutiert werden.

### 2.1 Ausgangssubstrate und Böden

Geologisch gesehen befindet sich die Spreewaldniederung im Bereich des Glogau-Baruther Urstromtales und gehört somit zur südlichsten Ausdehnung des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit. Zur Entstehung des Spreewaldes kam es im Periglazial, als sich die eiszeitlichen Schmelzwasser innerhalb des Urstromtales infolge des geringen Landschaftsgefälles in viele Flussarme verzweigten und ein breites Binnendelta bildeten. Unter nahezu stagnierenden Abflussverhältnissen sedimentierte großflächig eine Mudde – ein Gemenge aus Ton und organischer Substanz – die im regionalen Sprachgebrauch auch als Klockschicht bezeichnet wird. In unterschiedlicher Mächtigkeit und mit unterschiedlichen Ton- und Humusgehalten ist dieser „Klock“ in Wechsellagerung mit Tal- und Schwemmsanden an vielen Stellen im Spreewald zu finden und zusammen mit reinen Auentonablagerungen als Wasserstauer wirksam. Über diesen organo-mineralischen und mineralischen Stauschichten konnten sich holozäne Torfe von 40 - 50 cm (in Ausnahmefällen bis zu 1,5 m) Mächtigkeit bilden. Die Böden der Talaue sind je nach Lage des Grundwasserstandes und Ausprägung des Torfkörpers als Niedermoore, Anmoore oder Gleye und deren Übergangsformen anzusprechen.

Die auf den ÖUB-Flächen vorgefundenen Böden repräsentieren das beschriebene Spektrum der im Spreewald in Abhängigkeit von Feuchteregime und geologischem Ausgangsmaterial verbreiteten Bodentypen und Standortsformen. Die untersuchten Böden sind als Niedermoore (Flächen SW0801 und SW0802), Moorgleye (Flächen SW0803, SW0804 und SW0805) sowie als Anmorgley (Fläche SW0806) anzusprechen (vgl. Tab.2). Die Ansprachen der Substrate bzw. der Zustand des Torfkörpers unterscheiden sich bei der Aufnahme 2012 nicht bedeutsam von denjenigen aus dem Jahr 2009. Es treten Abweichung von maximal einer Zersetzungsstufe auf, was erfahrungsgemäß im Genauigkeitsbereich der Feldansprache von Torfen liegt. Die Torfkörper bzw. vererdeten Torfkörper aller Flächen weisen Mächtigkeiten von ca. 30 – 40 cm auf.

Tab.2: Kurzcharakterisierung der Böden

<i>Fläche</i>	<i>Bodenform</i>	<i>Zustand des Torfkörpers</i>
SW0801	Niedermoor aus Torf über Mudde und Schwemmsand	mittel bis stark zersetzte Torfe (Oberboden H5-H7, Unterboden H9) bis ca. 40 cm Tiefe
SW0802	Niedermoor aus Torf über Mudde und Schwemmsand	stark bis sehr stark zersetzte Torfe (H8-H10) bis ca. 30 cm Tiefe
SW0803	Moorgley aus Torf über Tonmudde (Klock) und Schwemmsand	überwiegend sehr stark zersetzter Torfkörper (H9-H10) bis ca. 40 cm Tiefe
SW0804	Moorgley über Mudde und Schwemmsand	sehr stark zersetzter Torfkörper (H9-H10) mit kleinräumig variierender Mächtigkeit (Rabatten)
SW0805	Moorgley aus Torf über Schwemmsand	sehr stark zersetzter Torfkörper (H10) bis ca. 30 cm Tiefe, kleinräumig variierende Mächtigkeit (Rabatten)
SW0806	Anmoorgley aus Torf über Tonmudde (Klock) und Schwemmsand	vererdeter Torfkörper bis ca. 30 cm Tiefe

Bei den Flächen SW0801, SW0802, SW0803 sowie SW0804 konnte zur Zeit der Bodenprobenahme Mitte August 2012 freies Wasser in einer Tiefe von 15-40 cm unter Geländeoberfläche festgestellt werden. Je nach Ausprägung der kleinräumigen Geländemorphologie variieren die Wasserstände (insbesondere auf der rabattierten Fläche SW0804) jeweils um etwa 15-20 cm. Deutlich tiefer als bei diesen Flächen stand das freie Wasser bei dieser Inventur auf Fläche SW0805 an. Je nach Lage des Bohrstockeinschlags auf oder zwischen den Rabatten wurden Tiefen zwischen 48-80 cm registriert, die damit größer sind als bei der vorausgegangenen Aufnahme im Juli 2009. Auf Fläche SW0806 wurde bei einer Bodenbeprobungstiefe bis 80 cm nur an einem der vier Bodenprofile freies Wasser festgestellt.

Weitere Angaben insbesondere zur Dynamik der Grundwasserstände auf den Monitoringflächen lassen sich aus den Ganglinien der Grundwassermessstellen ableiten, die den Untersuchungsflächen zugeordnet werden können (Kap. 2.3).

Die in Kap. 2.3 aufbereiteten und interpolierten Grundwasserflurabstände variieren im Zeitraum 01/2000-12/2013 auf Monatsbasis auf

- Fläche SW0801 (Pegel 4150-6061) im Bereich von -22 cm bis +8 cm (Median -3 cm),
- Fläche SW0802 (Pegel 4150-6060) im Bereich von -33 cm bis +3 cm (Median -9 cm),
- Fläche SW0803 (Pegel 4150-6059) im Bereich von -25 cm bis +17 cm (Median +3 cm),
- Fläche SW0806 (Pegel 4150-6064) im Bereich von -78 cm bis -38 cm (Median -63 cm).

Diese Spannen beziehen sich jeweils auf die 10 und 90-Perzentile aller monatlichen Werte im Betrachtungszeitraum. Sie geben in etwa die mittleren jährlichen Hoch- bzw. Tiefstände des Grundwassers wieder. Negative Vorzeichen verweisen auf Grundwasserflurabstände unter Geländeoberfläche, positive Werte auf Flurabstände darüber.

Die Zersetzungs- bzw. Mineralisierungsgrade der Torfsubstanz korrespondieren grob mit den langjährigen Grundwasserflurabständen. So liegt der mittlere Flurabstand bei Fläche SW0806 mit -63 cm (Median) deutlich tiefer als bei allen anderen Flächen. Bodengenetisch wurde hier dementsprechend ein Anmoorgley mit einem ca. 30 cm mächtigen Torfkörper angesprochen, der bereits vererdet ist.

Demgegenüber weisen die bodengenetisch als Niedermoore klassifizierten Flächen SW0801 und SW0802 auf feuchtere Standortbedingungen hin. Ganzjährig hoch anstehendes Wasser und Sauerstoffmangel verhindern bzw. reduzieren hier die Mineralisation der Torfschichten. Die Variationsmaße der Grundwasserganglinien zeigen hier, dass das Grundwasser zeitweilig über Flur steht und im Zeitraum 2000-2013 auch in der Vegetationszeit nur um etwa 20-30 cm absinkt. Die geringsten Mineralisierungsgrade der Torfe finden sich auf Fläche SW0801. Im Oberboden sind hier mittlere, im Unterboden starke Zersetzungsgrade zu verzeichnen. Auf Fläche SW0802 sind die Torfzersetzungsgrade stark bis sehr stark.

Bei Fläche SW0803 wurde bodengenetisch ein Moorgley angesprochen und die Zersetzungsgrade sind hier etwas höher als bei den Flächen SW0801 und SW0802. Dieses korrespondiert jedoch nur bedingt mit den dargestellten statistischen Kennwerten der langjährigen Grundwasserflurabstände, bei denen vor allem die winterlichen Hochstände mit +17 cm (90-Perzentil) auffallen. Diese Diskrepanz lässt sich möglicherweise damit erklären, dass sich die deutlich über Geländeoberfläche liegenden Hochwasserstände erst seit etwa 2010 eingestellt haben (vgl. Abb.14, Kap. 2.3) und sich daher in den bodengenetischen Kennwerten noch nicht haben niederschlagen können.

Die nicht mit Grundwassermessstellen ausgestatteten Flächen SW0804 und SW0805 wurden als Moorgleye mit ebenfalls sehr stark zersetzten Torfkörpern und aufgrund der Rabattenkultur gestörtem Profilaufbau angesprochen. Diese Böden nehmen hinsichtlich des Feuchteregimes eine Zwischenstellung ein zwischen den nassen Niedermoorstandorten (SW0801, SW0802) und dem deutlich trockeneren Anmoor (SW0806).

Zeitliche Unterschiede bei den Zersetzungsgraden als Hinweis auf Tendenzen des Moorzustandswandels können anhand der Erhebungen von 2007 bis 2012 nicht nachgewiesen werden. Für die Aufnahme 2000 fehlen diese Angaben.

## 2.2 Dynamik der bodenchemischen Eigenschaften

Auch im Jahr 2012 wurden auf den ÖUB-Flächen Bodenproben aus den Tiefen 0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm entnommen und an diesen laboranalytisch der pH(KCl)-Wert, die C- und N-Gehalte sowie die austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, H) untersucht. Die Bewertung und Interpretation der bodenchemischen Eigenschaften erfolgt anhand gängiger Bewertungsrahmen für Waldböden (Riek & Wolff 2007).

Die pH-Werte der 2012 beprobten ÖUB-Flächen variieren im Oberboden zwischen 3,9 (SW0806) und 5,2 (SW0802) und liegen damit im Bereich von *sehr stark sauer* bis *mittel sauer* (Abb.2). Im Unterboden sind die pH-Werte höher und variieren zwischen 4,7 (SW0806) und 5,4 (SW0801). Die untersuchten Tiefenstufen aller Böden befinden sich im Austausch- oder Silikatpufferbereich mit Ausnahme des Oberbodens von Fläche SW0806, der dem Al-Pufferbereich zuzuordnen ist. Hier kann es durch Aluminiumtoxizität zu Feinwurzelschäden und durch Verdrängung von säureintoleranten Arten zur Einschränkung der Biodiversität

kommen. Zudem induziert die Oberbodenversauerung in zunehmendem Maße eine Nivellierung des Bodenzustandes, die sich auch in den vegetationskundlichen Untersuchungen widerspiegelt. Sowohl der Shannon-Index als auch die Evenness, als Kennwerte der  $\beta$ -Diversität sind aktuell auf dieser Fläche im Vergleich zu allen anderen Untersuchungsflächen am höchsten. Dieses weist im Hinblick auf die Artenverteilung auf eine starke Homogenisierung der Fläche hin. Die starke Zunahme der genannten Indizes zwischen den Inventuren 2003 und 2007 dürfte aber vor allem durch das veränderte (gleichmäßigere) Lichtregime infolge Rückschnitt der Traubenkirsche bedingt sein.

Die zeitlichen Unterschiede der pH-Werte weisen kein einheitliches Muster auf und dürften durch kleinräumige Variabilitäten der Bodeneigenschaften bedingt sein. Der Vergleich mit den Daten aus der Ersterhebung im Jahr 2000 ist aufgrund einheitlicher Beprobung nur für die pH(KCl)-Werte (und C/N-Verhältnisse) im Oberboden möglich. Zudem mussten die Analysedaten von 2000 für die Tiefenstufe 0-10cm aus den vorliegenden Daten der Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm umgerechnet werden. Austauschbare Kationen wurden bei der Ersterhebung nicht untersucht. Somit sind die vorhandenen Analysedaten aus der Ersterhebung insgesamt mit Vorsicht zu interpretieren. Vor diesem Hintergrund erscheint der pH-Wert-Anstieg auf Fläche SW0804 von 1,5 pH-Einheiten zwischen den Erhebungen 2000 und 2007 als eher unrealistisch. Die maximalen Unterschiede der Werte im Zeitraum 2007 bis 2012 liegen bei weniger als 0,5 pH-Einheiten, was der Variabilität infolge kleinräumiger Effekte entsprechen dürfte. Zudem liegen im Betrachtungszeitraum keinerlei gerichtete Veränderungen vor, die auf einen Trend der Bodenazidität hinweisen könnten.

Der Aziditätszustand spiegelt sich auch in den Basensättigungsgraden wider (Abb.3). Diese variieren zwischen 76 % im Oberboden (Bewertungsstufe: *hoch*) von Fläche SW0806 und Werten nahe 100 % (*sehr hoch*) bei allen anderen Flächen. Der im Jahr 2009 auf Fläche SW0806 auftretende gegenüber den anderen Jahren erhöhte Wert (92%) lässt sich vermutlich auf die vorausgegangene Durchforstung mit Rückschnitt der Traubenkirsche zurückführen. Durch diese Maßnahme ist es infolge des erhöhten Lichteinfalls zu Mineralisation und Freisetzung von basischen Kationen gekommen. Die Bewertung der Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung auf der Grundlage der vorhandenen basischen Kationen ist auf allen Flächen als *sehr hoch* zu bewerten.

Die ausgesprochen hohen Basensättigungen bei den Spreewaldstandorten können auf Baseneintrag mit dem Überflutungswasser sowie Basenfreisetzung infolge der Torfmineralisation zurückgeführt werden. Chemische Untersuchungen zur Wasserqualität im Revier Schützenhaus von Riek & Strohbach (2003, 2004) lassen es zudem wahrscheinlich erscheinen, dass akkumulierte Stoffe aus atmosphärischen Flugascheneinträgen, die im Zuge der Torfmineralisierung freigesetzt werden von Bedeutung für das aktuelle Stoffflussgeschehen sind.

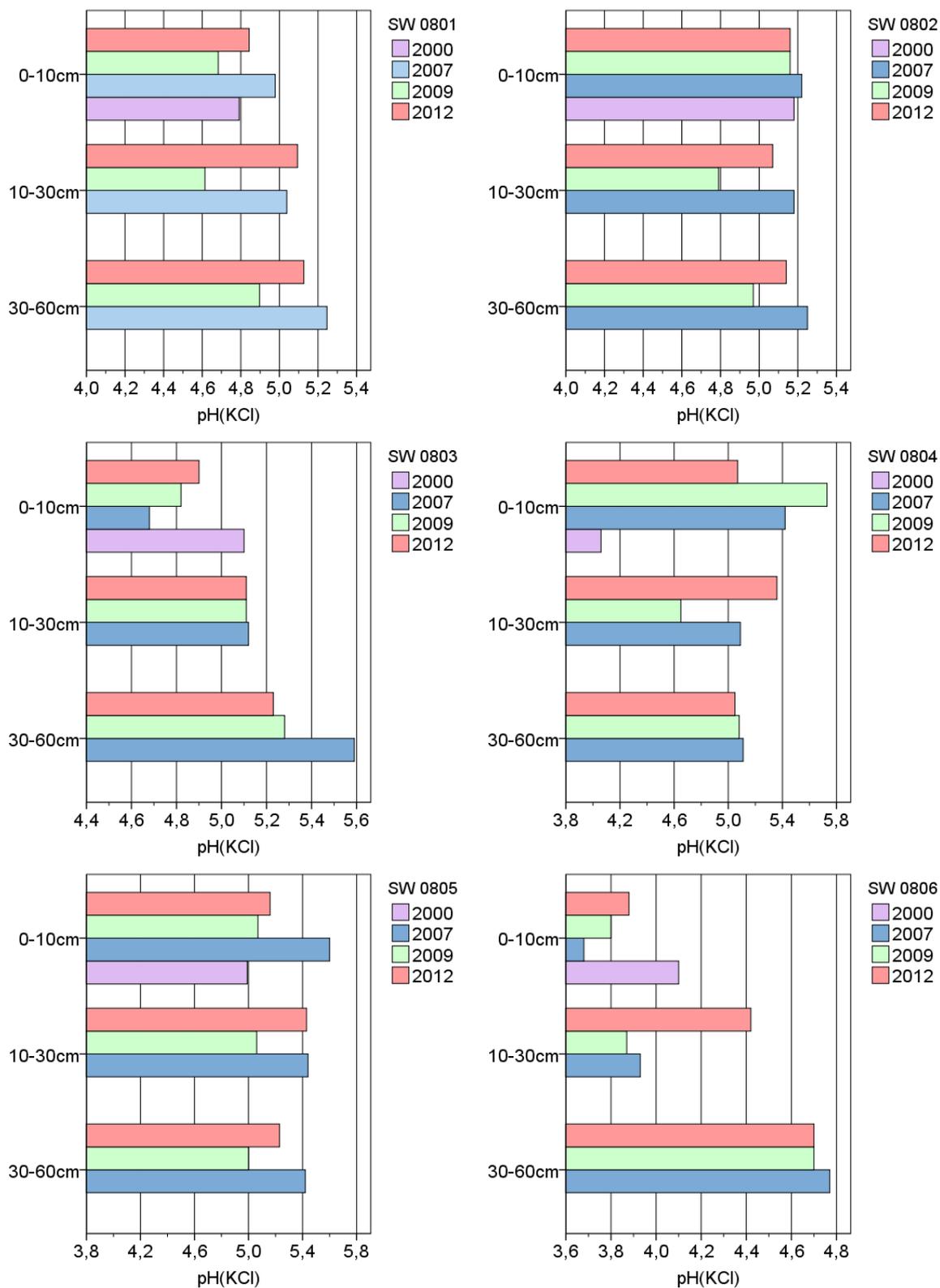


Abb.2: pH(KCl)-Werte der ÖUB-Flächen nach Tiefenstufen und Aufnahmejahren stratifiziert

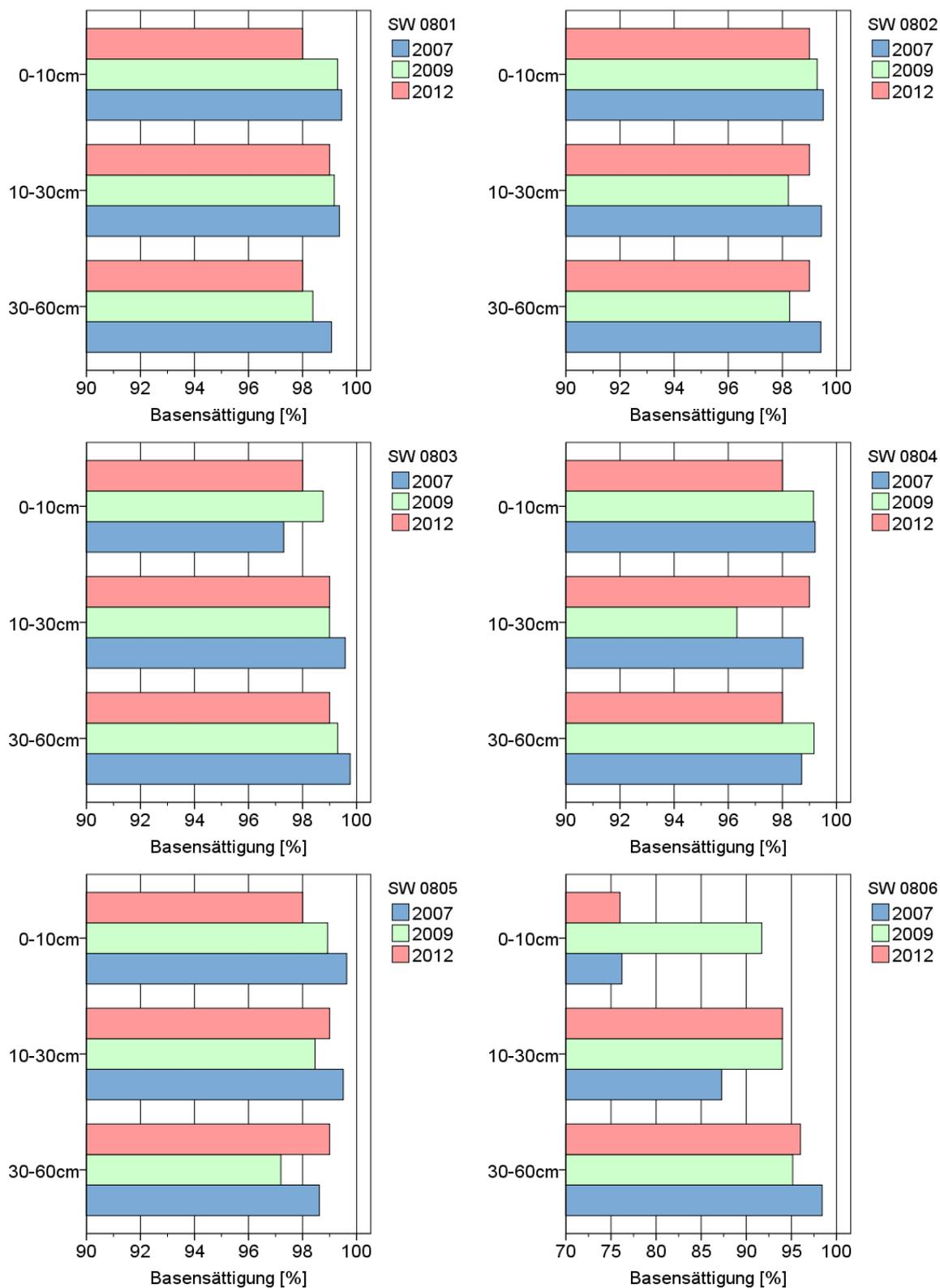


Abb.3: Basensättigungsgrade der ÖÜB-Flächen nach Tiefenstufen und Aufnahmejahren stratifiziert

Das C/N-Verhältnis der Oberböden gibt Auskunft über die biologische Aktivität und die Stickstoffverfügbarkeit der Böden. Auf allen Untersuchungsflächen sind mit Werten zwischen 13,5 bis 15,2 *mäßig enge* C/N-Verhältnisse zu verzeichnen (Abb.4). Auffallend ist der Anmoorgley der Fläche SW0806. Zwischen dem *sehr stark sauren* Aziditätsstatus (pH-Wert) und dem auf gute N-Verfügbarkeit hinweisenden C/N-Verhältnis besteht hier eine Disharmonie. Bei ausgeprägter Oberbodenversauerung wird hier nachhaltig Stickstoff aus dem vererdeten Humuskörper freigesetzt, wodurch es zur Einengung des C/N-Verhältnisses kommt.

Die Zeitreihen der C/N-Verhältnisse zeigen vor allem zwischen den Werten der Erstaufnahme im Jahr 2000 und allen anderen Werten der Folgeventuren teils beträchtliche Unterschiede. Nur bei Fläche SW0806 sind die C/N-Verhältnisse über den gesamten Untersuchungszeitraum nahezu konstant. Insbesondere bei den Flächen SW0804 und SW0805 deutet der ebenfalls erhöhte Wert der Zweiterhebung 2007 einen mehr oder weniger kontinuierlichen Trend im Untersuchungszeitraum an. Insgesamt variieren die C/N-Verhältnisse der drei jüngsten Erhebungen allerdings kaum und nur der Wert von 2000 weicht stark ab. Dieses könnte darauf hindeuten, dass die Messung der Ersterhebung methodisch bedingt von den anderen abweicht. Konkrete Anhaltspunkte hierfür gibt es aber nicht. Zudem spricht der nahezu identische Messwert bei Fläche SW0806 gegen methodische Artefakte. Mit großer Wahrscheinlichkeit kann daher davon ausgegangen werden, dass die Einengung der C/N-Verhältnisse zwischen 2000 und 2007 bei den Niedermoor- und Moorgleystandorten als Folge von Mineralisationsprozessen und Torfabbau mit N-Freisetzung interpretiert werden muss. Bei der trockeneren Fläche SW0806 liegen diese Prozesse schon weiter zurück und das C/N-Verhältnis dementsprechend bereits schon im Jahr 2000 im Bereich der Wertespanne der folgenden Jahre.

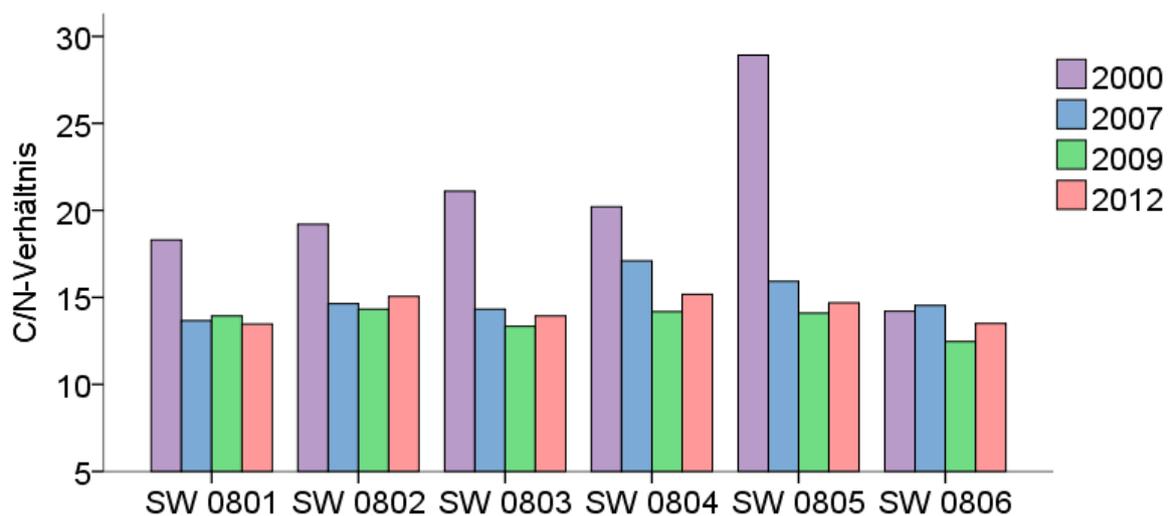


Abb. 4: C/N-Verhältnisse im Oberboden (0-10 cm Tiefe) nach Jahren stratifiziert

Durch die beschriebenen Mineralisationsprozesse, die auf den Flächen in unterschiedlichem Ausmaß von Bedeutung waren und sind, kommt es zum Verlust von organischer Bodensubstanz. Dieses äußert sich in reduzierten Kohlenstoffkonzentrationen und einer reduzierten Kationenaustauschkapazität, da diese vor allem bei silikatarmer Substraten von der Menge der Austauscherplätze an Huminstoffen und damit vom Humusgehalt abhängig ist. Zwar weisen die Spreewaldböden auch zusätzlich als Austauscher wirksame Tonminerale meist in größeren Mengen auf, doch geht aus dem Streudiagramm in Abb.5 die Abhängigkeit der effektiven Kationenaustauschkapazität vom C-Gehalt deutlich hervor.

Im Mittel aller bisherigen Inventuren lassen sich die Flächen im Streudiagramm hinsichtlich der effektiven Kationenaustauschkapazität und dem Kohlenstoffgehalt gut unterscheiden. So fällt Fläche SW0806 durch vergleichsweise geringe C-Gehalte und vor allem reduzierte Kationenaustauschkapazitäten auf. Ganz ähnlich stellen sich aber auch die rabattierten Flächen SW0804 und SW0805 dar (Abb.5). Entsprechend des Feuchtegradienten variieren die beiden Kennwerte bei den Moorgleyen und Niedermooren von minimalen Ausprägungen bei den Flächen SW0804 und SW0805 bis zu maximalen Werten bei den Flächen SW0801 und SW0802. Ganzjährige dauerhafte Nässe hat bei den letztgenannten Flächen (naturnahe Erlenbruchwälder) hohe Gehalte an organischer Substanz zur Folge. Sommertrocknis führt hingegen bei den anderen beiden Flächen (Rabattenhalbförste) zu Humusabbau, der sich auch in den Messdaten der effektiven Kationenaustauschkapazität widerspiegelt. Fläche SW0803 nimmt eine mittlere Stellung ein, neigt aber tendenziell eher zu den Niedermoorflächen.

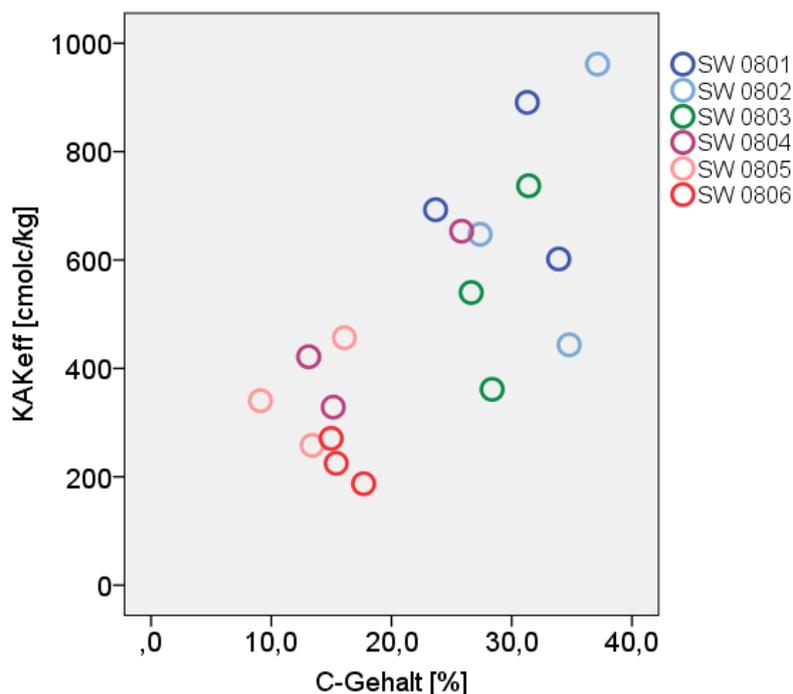


Abb.5: Streudiagramm von C-Gehalt und effektiver Kationenaustauschkapazität im Oberboden (0-10cm Tiefe)

Aus der Veränderung der effektiven Kationenaustauschkapazität lässt sich auf Verlust an organischen Austauschern schließen und damit Humusmineralisierung laboranalytisch gut quantifizieren. Mineralisierungsprozesse spielen demnach in besonderem Maß bei den Flächen SW0804 und SW0805 eine Rolle. Sowohl die C-Gehalte (Abb.6) als auch die effektiven Kationenaustauschkapazitäten (Abb.7) nehmen hier kontinuierlich ab. Bemerkenswert ist ferner, dass bei den Flächen SW0802 und SW0803 tendenziell von einer Zunahme der Menge an organischer Substanz ausgegangen werden kann.

Bei allen Flächen liegen die effektiven Kationenaustauschkapazitäten bei der Inventur 2012 im *mittleren/hohen* (SW0806, SW0805), *hohen* (SW0801, SW0803, SW0804) und *sehr hohen* Wertebereich (SW0802).

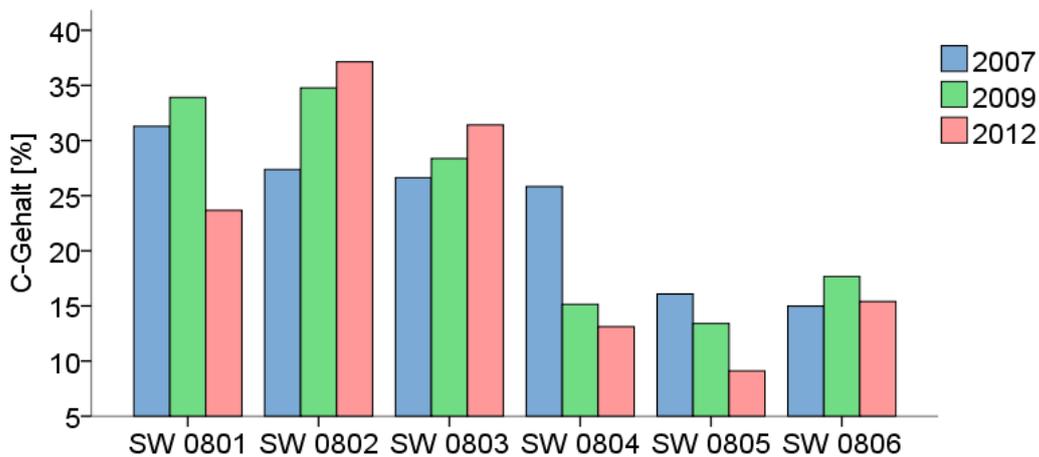


Abb.6: C-Gehalte in 0-10cm Tiefe im Vergleich der Inventuren (für 2000 sind keine Daten verfügbar)

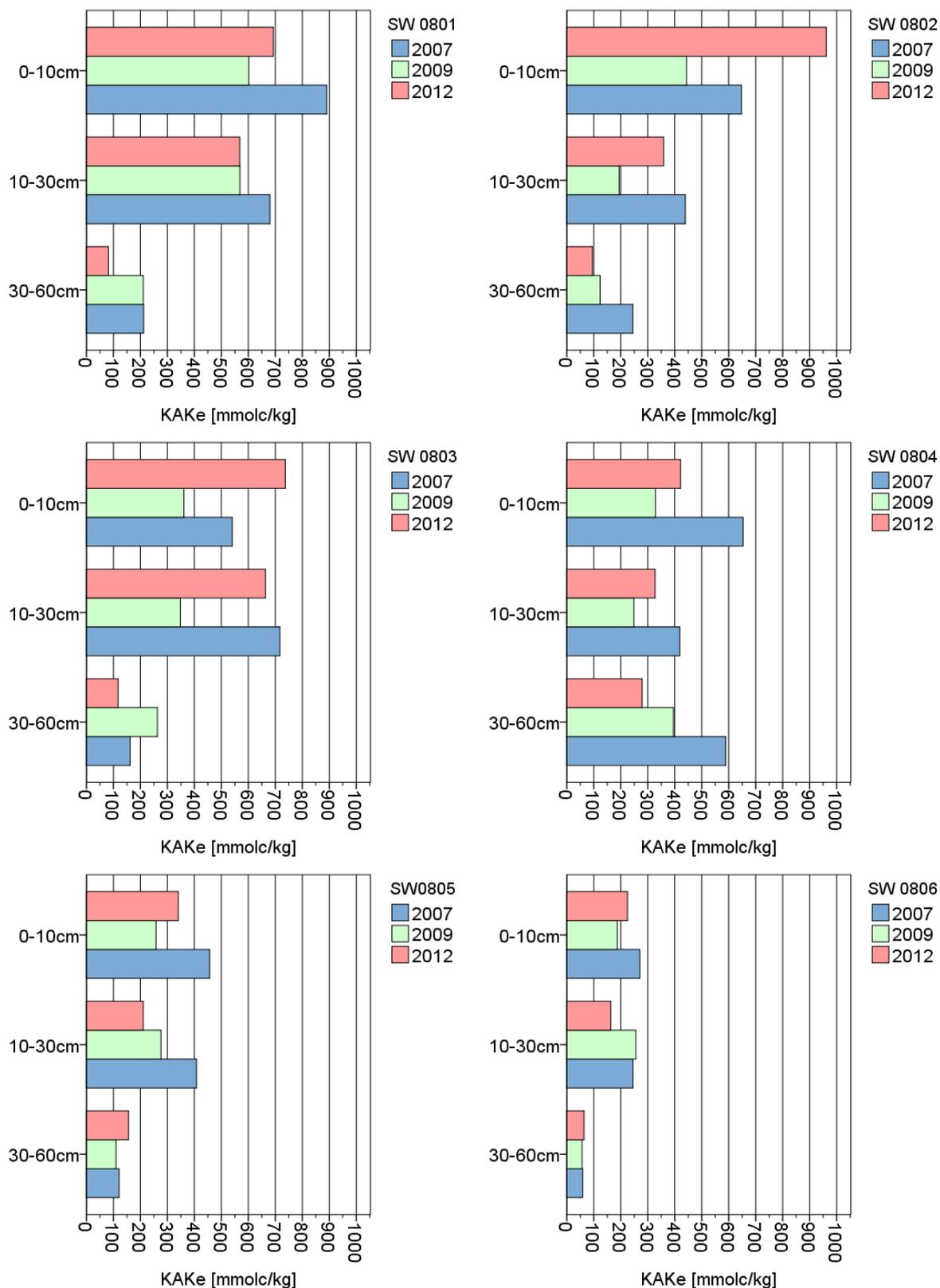


Abb.7: Kationenaustauschkapazität in 0-10cm, 10-30cm und 30-60cm Tiefe im Vergleich der Inventuren

### 2.3 Zeitreihen der Grundwasserflurabstände

Seit 01/2000 werden an vier Messplätzen Grundwasserstände erfasst, die den ÖUB-Flächen wie folgt zuordenbar sind:

Messplatz 4150-6059: SW0803

Messplatz 4150-6060: SW0806

Messplatz 4150-6061: SW0801

Messplatz 4150-6064: SW0806

Die Lage der Messstellen geht aus dem Kartenauszug in Abb.8 hervor.

Aus den durch das LUA/BR zur Verfügung gestellten Angaben zur Gelände- bzw. Messplatzhöhe und den für den Zeitraum 01/2000 – 12/2013 verfügbaren Grundwassermesswerten wurden zunächst für alle Messplätze Grundwasserflurabstände berechnet. Die Zeitreihen der Messwerte sind in Abb.9 dargestellt.

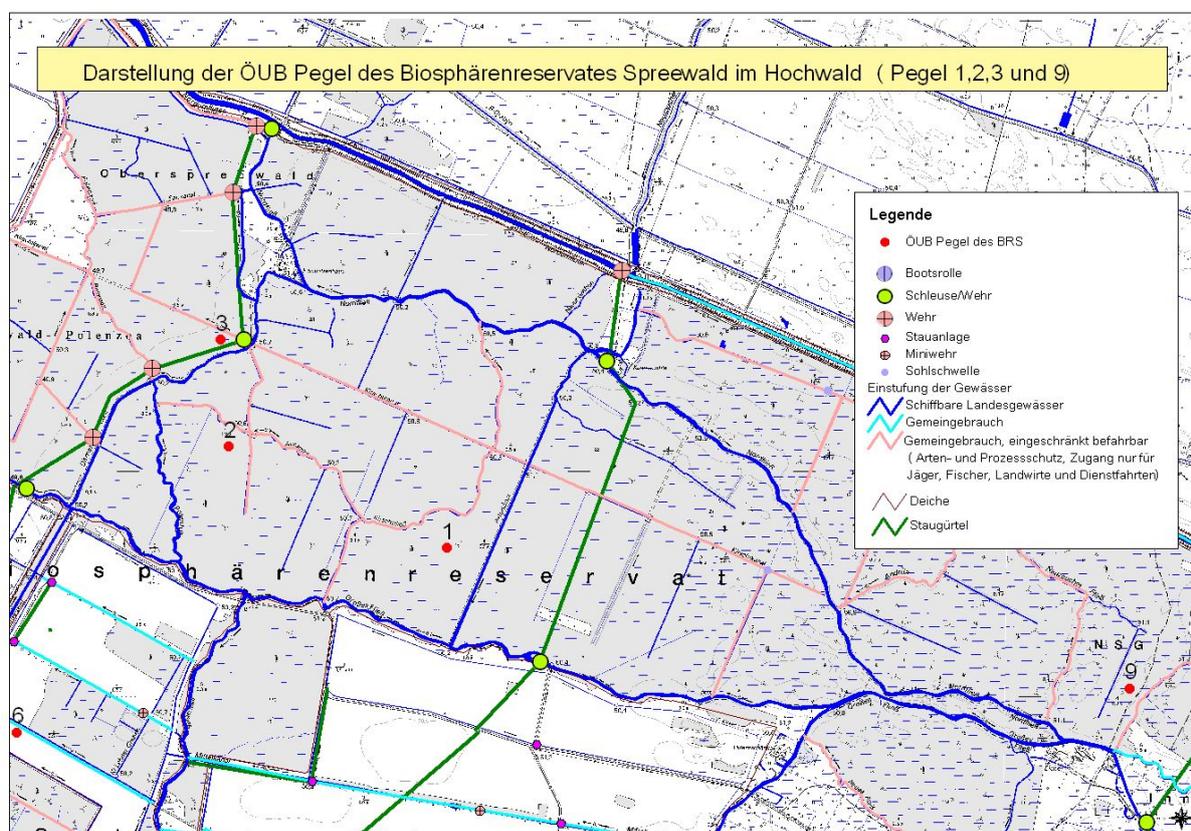


Abb.8: Lage der Grundwassermessstellen (die Pegelkennziffern 1, 2, 3 und 9 entsprechen den neueren Bezeichnungen 4150-6059, 4150-6060, 4150-6061, 4150-6064); Quelle: LUA (2010)

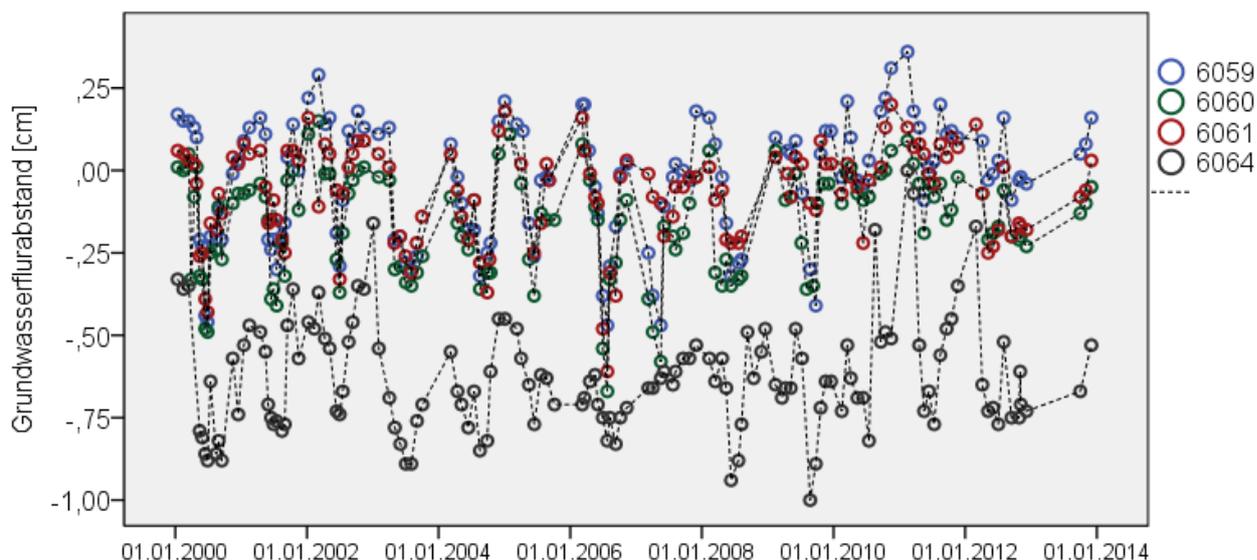


Abb. 9: Originäre Zeitreihe mit linearer Verbindung zwischen den Messzeitpunkten

Die Ablesung der Messpegel erfolgte i.d.R. monatlich bzw. zeitweise im Abstand von 14 Tagen. Alle Einzeldaten sind in der Darstellung in Abb.9 für die jeweiligen Messplätze linear miteinander verbunden. Problematisch erscheint unter dem Aspekt der statistischen Auswertungsmöglichkeiten, dass die Zeitreihen mehr oder weniger große Lücken aufweisen und die Abstände zwischen den Ablesezeitpunkten unterschiedlich sind. Auch wurde nicht immer an allen Messplätzen gleichzeitig abgelesen. Um die Daten zu homogenisieren und Lücken ggf. durch Schätzwerte zu ergänzen kamen Interpolationsmethoden und zeitreihenanalytische Verfahren zum Einsatz.

Die monatlichen Messtermine liegen üblicherweise ca. 14 oder 30 Tage auseinander, wobei um den 15. eines jeden Monats bzw. um den 30./31./01. gemessen wurde. Häufig treten aber auch Abweichungen von mehreren Tagen von diesem Grundmuster auf. Abb.10 zeigt für die Zeitreihe 2000-2013 die Häufigkeitsverteilungen der laufenden Monatstage an denen die Pegelablesungen erfolgten. Aus diesen Daten wurden durch lineare Interpolation zwischen je zwei aufeinander folgenden Terminen äquidistante Messtermine erzeugt. Hierbei wurden alle Werte auf die Termine 01. und 15. eines jeden Monats umgerechnet. Wenn zwischen zwei aufeinander folgenden Messterminen mehr als 30 Tage liegen, wurde keine Interpolation durchgeführt und die Lücke blieb offen.

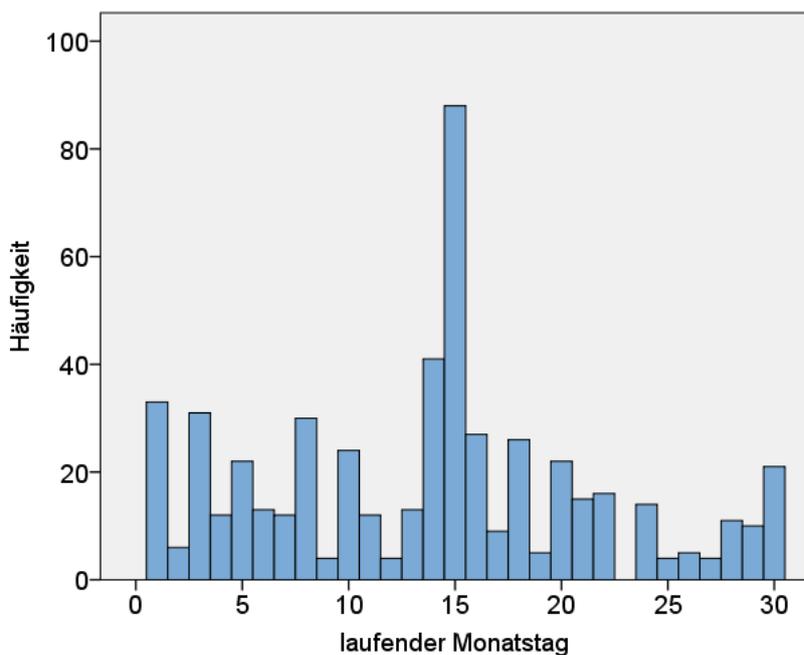


Abb.10: Häufigkeitsverteilung der Messtermine pro Monat (laufender Monatstag)

Die Beziehungen zwischen den Zeitreihen der vier Messstellen wurden sodann regressionsanalytisch untersucht und in linearen Modellen unter Berücksichtigung zusätzlicher Zeitkomponenten (Monat, Quartal, Jahr) als Kovariaten dargestellt. Mit Hilfe dieser Modelle konnten weitere Zeitreihenlücken gefüllt werden, indem die Zeitreihe an jedem Messpunkt als Funktion der jeweils übrigen Zeitreihen und Kovariaten dargestellt wurde. Die Bestimmtheitsmaße der verwendeten Modelle variieren zwischen 0,90 für Messplatz 4150-6059, 0,80 (Messplatz 4150-6060), 0,66 (Messplatz 4150-6061) und 0,62 (Messplatz 4150-6064).

Des Weiteren wurden autokorrelative Komponenten in den Zeitreihen identifiziert, welche mit Hilfe entsprechender Autoregressionsbeziehungen ebenfalls zur Lückenschließung dienten. Die partiellen Autokorrelationskoeffizienten sind für den Verschiebungsschritt (lag) = 1 bei allen Messplätzen signifikant und variieren zwischen 0,81 und 0,85. Für einen Verschiebungsschritt von lag = 2 treten nur bei den Messplätzen 4150-6060 und 4150-6064 signifikante Autokorrelationen auf; die Autokorrelationskoeffizienten liegen hier bei 0,20 bzw. 0,19.

Einige deskriptiv-statistische Kennwerte der ergänzten Zeitreihen gehen aus Tab.3 hervor. Anhand dieser Zahlen zeigt sich deutlich der im Vergleich zu allen anderen Flächen erwartungsgemäß größere Grundwasserflurabstand von Inventurfläche SW0806. Im Mittel des Untersuchungszeitraumes liegt der Grundwasserflurabstand hier bei -0,61 m. Die sommerlichen Tiefstände von im Mittel -0,74 m und die winterlichen Hochstände von -0,50 m weisen auf einen *dauerfeuchten* Standort. Demgegenüber sind die Flächen SW0801, SW0802 und SW0803 als *überflutungssumpfig* bis *dauernass* anzusprechen. Die Hochwasserstände liegen hier knapp über oder unter Flur, die Absenktiefen reichen bis etwa 0,15-0,25 m unter Geländeoberfläche. Die Mittelwerte liegen bei Fläche SW0803 bei ca. 0,0 und sind damit von allen Flächen am höchsten, gefolgt von Fläche SW0801 (Mittelwert: -0,05m) und Fläche SW0802 (Mittelwert: -0,12m). Diese über den gesamten Messzeitraum aggregierten Werte sind jedoch wenig aussagekräftig, wenn die Zeitreihen ausgeprägte Trends und/oder Zyklen aufweisen.

Tab.3: Deskriptiv-statistische Kennwerte der ergänzten Zeitreihen der Grundwasserflurabstände (Angaben in m unter Geländeoberfläche; positive Werte weisen auf Grundwasser über Flur)

	<i>4150-6059</i> ( <i>SW0803</i> )	<i>4150-6060</i> ( <i>SW0802</i> )	<i>4150-6061</i> ( <i>SW0801</i> )	<i>4150-6064</i> ( <i>SW0806</i> )
Mittelwert	,0021	-,1236	-,0531	-,6061
Median	,030	-,090	-,030	-,630
Standardabw.	,167	,138	,126	,167
Spannweite	,83	,73	,68	1,00
Minimum	-,47	-,58	-,48	-1,00
5-Perzentil	-,3010	-,3700	-,2910	-,8500
10-Perzentil	-,2500	-,3300	-,2200	-,7800
25-Perzentil	-,1000	-,2100	-,1350	-,7200
75-Perzentil	,1300	-,0200	,0400	-,5150
90-Perzentil	,1700	,0300	,0800	-,3760
95-Perzentil	,2200	,0600	,1210	-,2900
Maximum	,36	,15	,20	0,00
Mittelwert (Juni/Juli)	-0,153	-0,239	-0,172	-0,738
Mittelwert (Dez./Jan.)	0,108	-0,025	0,028	-0,502

Mit weiteren Verfahren der Zeitreihenanalyse (insbesondere den Verfahren der Tief- und Hochpassfilterung) wurde versucht, aus den vervollständigten Zeitreihen saisonale Schwingungen zu extrahieren und Trendkomponenten zu schätzen. Aufgrund des langen Zeitraums ohne Messungen im Jahr 2013 (01/2013-09/2013) wurden für die Zeitreihenanalysen nur Werte bis zum 31.12.2012 verwendet. Unbedingt sollten die Messungen zukünftig mit größerer Kontinuität erfolgen, um weiterhin interpretierbare Datensets zu generieren.

Bei der Tiefpassfilterung zur Schätzung von Trends und zyklischen Schwingungen werden die höheren Frequenzanteile aus der Zeitreihe eliminiert. Diese können dann ebenfalls isoliert dargestellt werden, was einer Hochpassfilterung gleichkommt. Zugrunde gelegt wurde für die Filterung ein Zeitfenster von einem Jahr, so dass die dargestellten Zeitreihen komplett von saisonalen Komponenten bereinigt sind. Die entsprechenden, in Abb.11 dargestellten Saisonfiguren der Zeitreihen zeigen, dass im Mittel in den Monaten Juni/Juli die maximalen Flurabstände und im Winterhalbjahr (November bis März) die geringsten Flurabstände mit zeitweiliger Überflutung durch Grundwasseranstieg zu verzeichnen sind. Die mittleren Saisonkomponenten der gesamten Zeitreihen zeigen für Messpunkt 4150-6059 die größten Amplituden. Das heißt, dass hier (Fläche SW0803) die größten Schwankungen zwischen winterlichen Hoch- und sommerlichen Tiefwasserständen zu verzeichnen sind. Die anderen Saisonfiguren unterscheiden sich diesbezüglich nur unwesentlich.

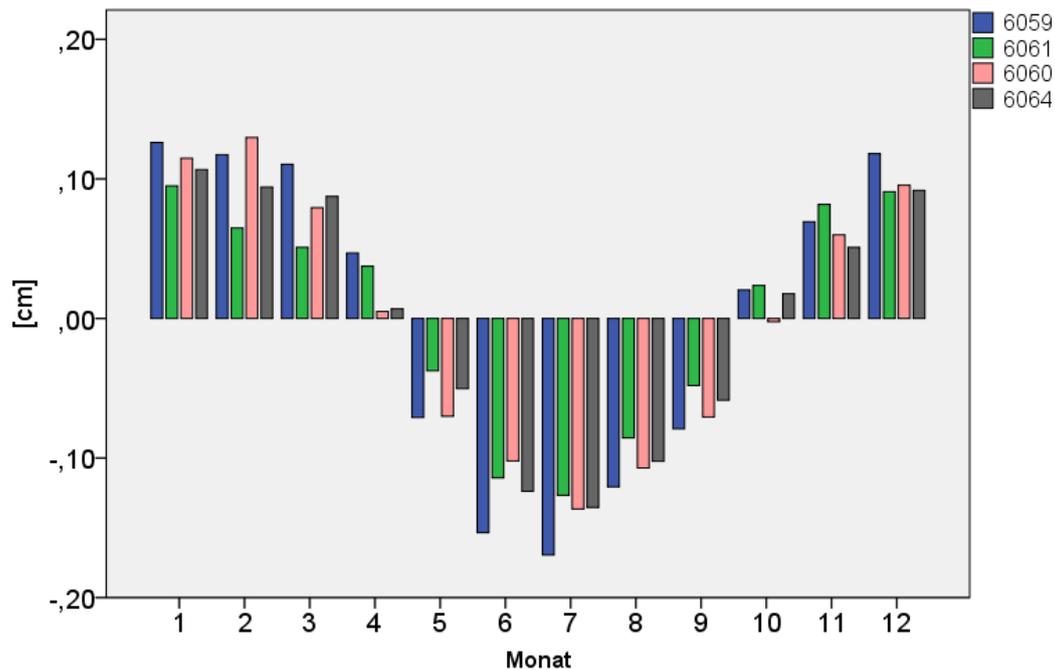


Abb.11: Mittlere Saisonkomponenten der Zeitreihen der Grundwasserflurabstände an den Messpunkten (Nulllinie = Erwartungswert der tiefpassgefilterten Zeitreihe)

Die tiefpassgefilterten Datenreihen sind in Abb.12 dargestellt; die entsprechenden hohen Frequenzanteile gehen aus Abb.13 hervor. An allen vier Messplätzen zeigt sich dasselbe Grundmuster im Verlauf der tiefpassgefilterten und saisonbereinigten Zeitreihen. Beispielsweise deuten alle Daten auf vergleichsweise hohe Grundwasserstände zu Beginn des Jahres 2002. Weitere noch folgende Grundwasserhochstände (z.B. Anfang 2005) waren weniger stark ausgeprägt. Zwischen den Hochständen liegen Grundwassertiefstände, die zur Jahreswende 2006/2007 ein Minimum erreichen. Seit dieser Zeit ist auf allen Flächen von einem kontinuierlichen Anstieg des Grundwassers auszugehen, der in den Jahren 2010 und 2011 zu den - über die Gesamtzeitreihe gesehen - geringsten Flurabständen führt. Auch auf der am geringsten durch Grundwasser beeinflussten Fläche SW0806 treten in diesen beiden Jahren mit wenig mehr als 40 cm Flurabstand die höchsten Grundwasserstände bei den tiefpassgefilterten Daten auf. Bis zum Ende der Zeitreihe gehen die Grundwasserstände bei allen Flächen wieder zurück. Zeitgleich zu den sommerlichen Flächenüberflutungen in den Jahren 2010 und 2011 (Kap. 2.6) lagen also die Grundwasserstände insgesamt sehr hoch.

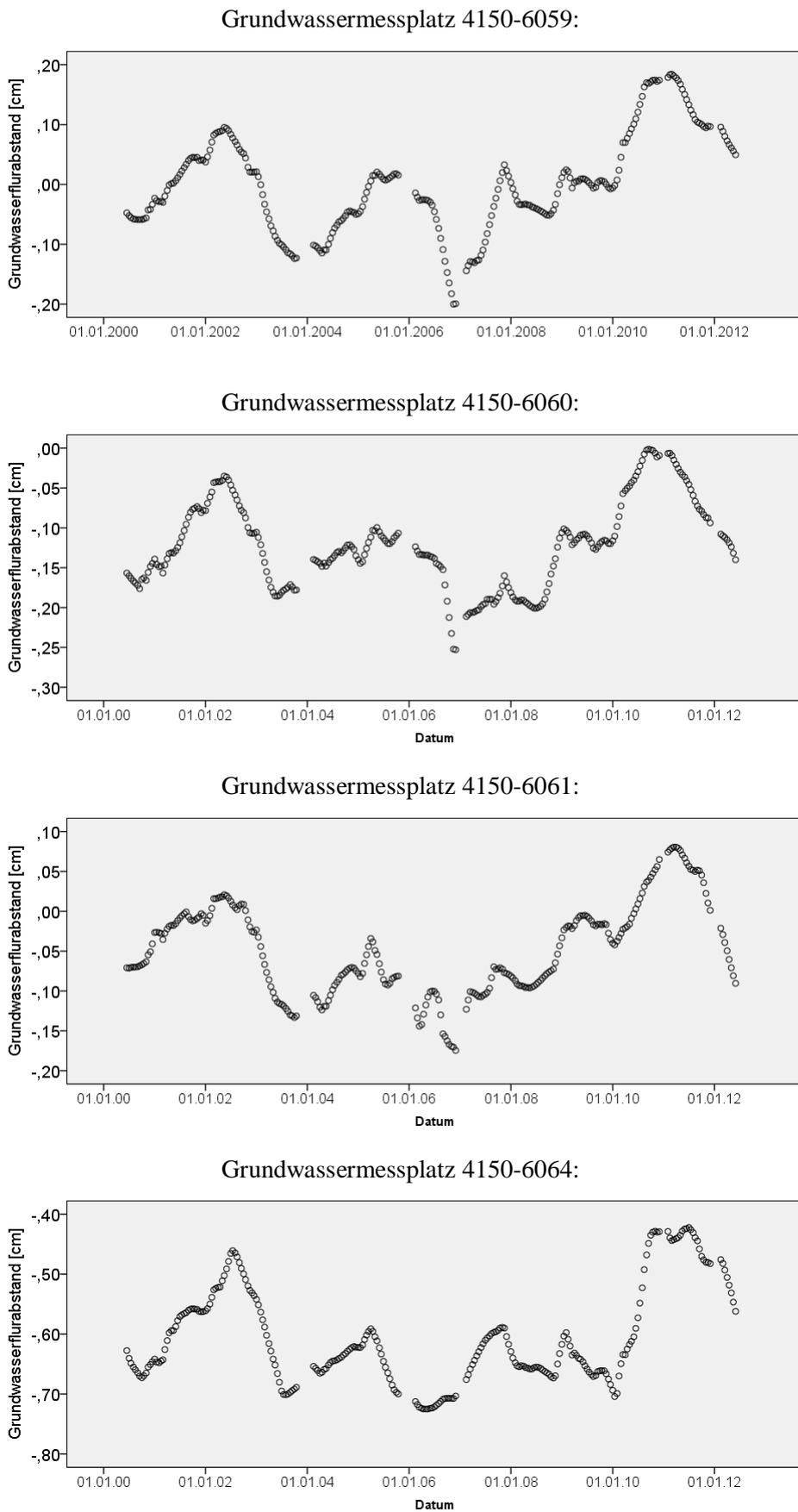


Abb.12: Zeitreihen der Grundwasserflurabstände im Zeitraum 2000-2012 nach Tiefpassfilterung (Nulllinie = Geländeoberfläche)

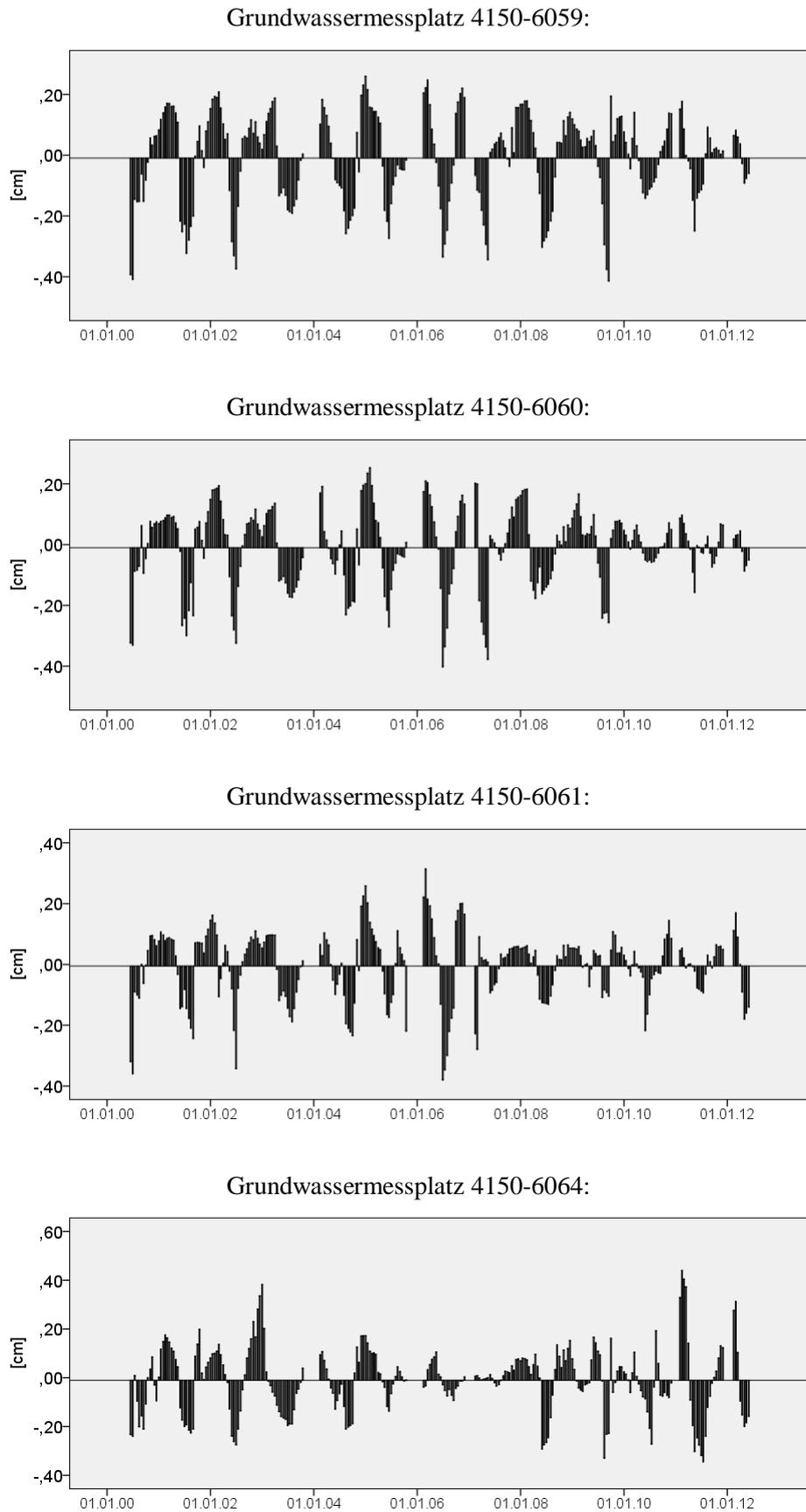


Abb.13: Zeitreihe der Grundwasserflurabstände im Zeitraum 2000-2012 als Hochpass-Prozess (Nulllinie = Erwartungswert der tiefpassgefilterten Zeitreihe)

Die Ganglinien der tiefpassgefilterten Zeitreihen zeigen die langfristige Grundwasserdynamik auf. Die in Abb.13 dargestellten hochpassgefilterten Daten verweisen auf kurzfristige Abweichungen von dieser Dynamik. Das Zusammentreffen beider Komponenten führt dazu, dass die Flächen während des Untersuchungszeitraums in unterschiedlichem Ausmaß und über verschieden lange Zeiträume überstaut waren. Aus Abb.14 gehen die Zeiten der Überstauung auf den betroffenen Flächen SW0801 (Messplatz 4150-6061), SW0802 (Messplatz 4150-6060) und SW0803 (Messplatz 4150-6059) und die Höhe des Überstaus hervor. Am häufigsten treten Überstauungen auf Fläche SW0803 auf und hier ist die Höhe des Überstaus stets am größten. Maximale Werte von mehr als 30 cm Überstauung treten im Herbst 2010 und Frühjahr 2011 auf. In diesem Zeitraum trug das Überflutungswasser der Spree zu dem verstärkten Anstieg des Grundwassers über Flur bei. Ganz ähnlich stellt sich das Muster für Fläche SW0801 dar, wobei hier die maximalen Überstauungshöhen bei 15-20 cm liegen. Die geringste und seltenste Überstauung erfolgt auf Fläche SW0802. Maximalwerte zwischen 10-15 cm traten hier im Frühjahr 2002 auf.

Im Herbst 2010 und Frühjahr 2011 traten somit auf allen drei Flächen vergleichsweise hohe Grundwasserstände auf. In Verbindung mit dem Überflutungswasser der Spree konnte diese Situation über längere Zeit zu Sauerstoffmangel im Wurzelraum der Erlenbestände führen. Auf die in diesem Zusammenhang zu verzeichnenden großflächigen Absterbeerscheinungen der Erlen wird in Kap.2.6 eingegangen.

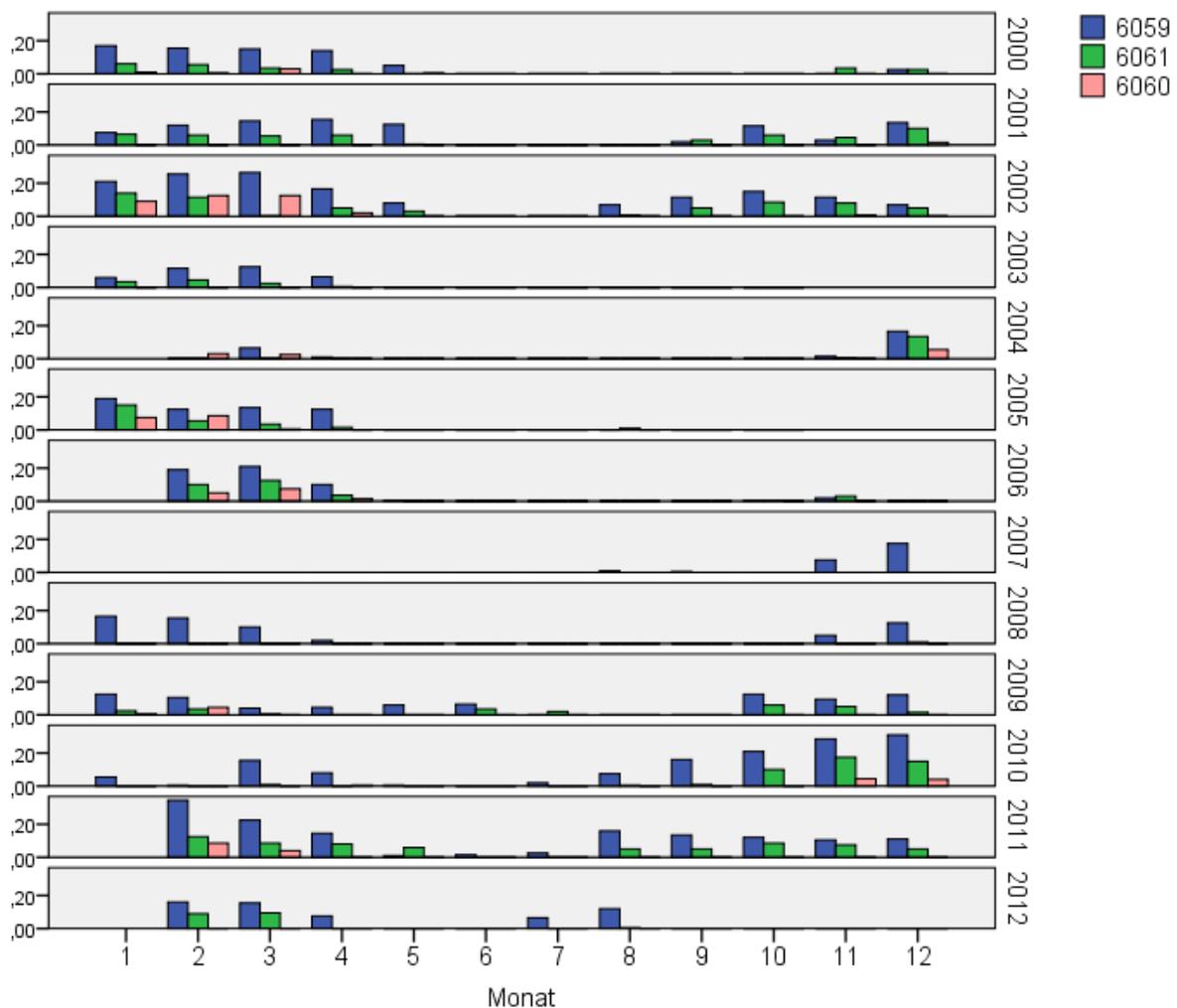


Abb.14: Überstauung der Flächen im Zeitraum 2000-2012 als Mittelwerte der monatlichen Grundwasserstände über Flur (Nulllinie = Geländeoberfläche)

## 2.4 Zustand und Veränderung der Vegetation

### 2.4.1 Einleitung

Weil Pflanzenarten bestimmte Standortsansprüche haben, durch bestimmte Umwelt–einflüsse ausgelesen werden und damit bestimmte „Zeigerwerte“ besitzen, erlauben sie durch ihr Auftreten und ihre Häufigkeit Rückschlüsse auf die am Wuchsort wirksamen biotischen und abiotischen Ökofaktoren (Bioindikation). Durch Dauerbeobachtung über einen längeren Zeitraum hinweg (Biomonitoring) sollen floristische Veränderungen erkannt und interpretiert werden. Bestimmte Fluktuationen (ökotopische F., anthropogene F.) und gerichtete Sukzessionen können bestimmte äußere Umwelteinflüsse und Störfaktoren widerspiegeln, wie Versauerung (Wittig & Werner 1986, Schmidt 1993), Stickstoffimmissionen (Kuhn et al. 1987, Herpel et al. 1995, Hofmann 1995), Schalenwildeinfluss (Guthörl 1994, Nessing & Zerbe 2002, Oheimb et al. 2002), Veränderungen des Grundwasserstandes (Dinter 1986) und technologische Eingriffe. Eine Bioindikation bestimmter Störeinflüsse wird jedoch immer dadurch erschwert, dass sich in der Waldbodenvegetation viele Standortsfaktoren mit ihren zeitlichen Veränderungen widerspiegeln (Schmidt 1991). Außerdem können bestimmte Fluktuationen in der Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur auch populations–biologisch begründet sein (Urbanska 1992) oder durch ökosystemimmanente Prozesse gesteuert werden (photozyklische, zoogene, phytoparasitäre Fluktuationen, Rabotnov 1992). Über Methoden der Erfassung von Vegetationsparametern und Möglichkeiten der Auswertung entsprechender Aufnahmen informieren die Handbücher von Schubert (1991), Dierschke (1994) und Glavac (1996).

Zustand und Dynamik der Waldvegetation im Biosphärenreservat Spreewald wurden seit 2000 regelmäßig erfasst und Beziehungen zu abiotischen Parametern herausgestellt (Bodenchemie, Grundwasserstände), zuletzt in Hornschuch (2010) und LUGV (2011). Die Datenerfassung im Gelände erfolgte handschriftlich. Sie wurden nach jedem Aufnahmeturnus in die ÖUB-Datenbank eingepflegt (zum Konzept der Datenbank siehe: <http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/datenabfrage.html>). Kleinere Abweichungen in Bezug auf bestimmte Jahre können an etwaigen Korrekturen oder Aktualisierungen dieser Datenbank liegen. So wurde nach Möglichkeit immer mit den jeweils aktuellen Roten Listen gearbeitet, was u.U. dazu führt, dass sich der Schutzstatus bestimmter Arten ändert. Abweichungen können auch auftreten, wenn nachträglich bestimmte Arten taxonomisch genauer oder aber allgemeiner gefasst werden konnten bzw. mussten. So wurde *Hypnum cupressiforme* in der Datenbank einheitlich als *H. cupressiforme* agg., *Rubus fruticosus* als *R. fruticosus* agg. und *Rosa canina* als *R. canina* agg. eingegeben bzw. entsprechend korrigiert. In anderen Fällen konnten eindeutige Zuordnungen getroffen werden (*Punus padus* statt *P. spec.* usw.) oder es wurden Eingabefehler bereinigt, die bei früheren Auswertungen noch nicht bemerkt wurden. Eine Liste der aktuellen Korrekturen findet sich als Tabelle in der Anlage des Berichtes.

### 2.4.2 Vegetationsstruktur

#### 2.4.2.1 Vergleich der Vegetationsstruktur zwischen den Flächen (2012)

Einen Eindruck über die vertikale Vegetationsstruktur der fünf Erlen- (SW0801, 02, 03, 04, 05) und des Eschenbestandes (SW0806) im Jahre 2012 vermitteln die Deckungsgrade der einzelnen Vegetationsschichten in Abb.15 a-e. Im Falle der Rabattenhalbforste SW0804 und 05 wurden die mittleren Schichtendeckungsgrade außerdem ohne die 5 „Graben-Parzellen“ mit stehendem Wasser ermittelt, was dann zu höheren Gehölz- und Moosdeckungsgraden führt.

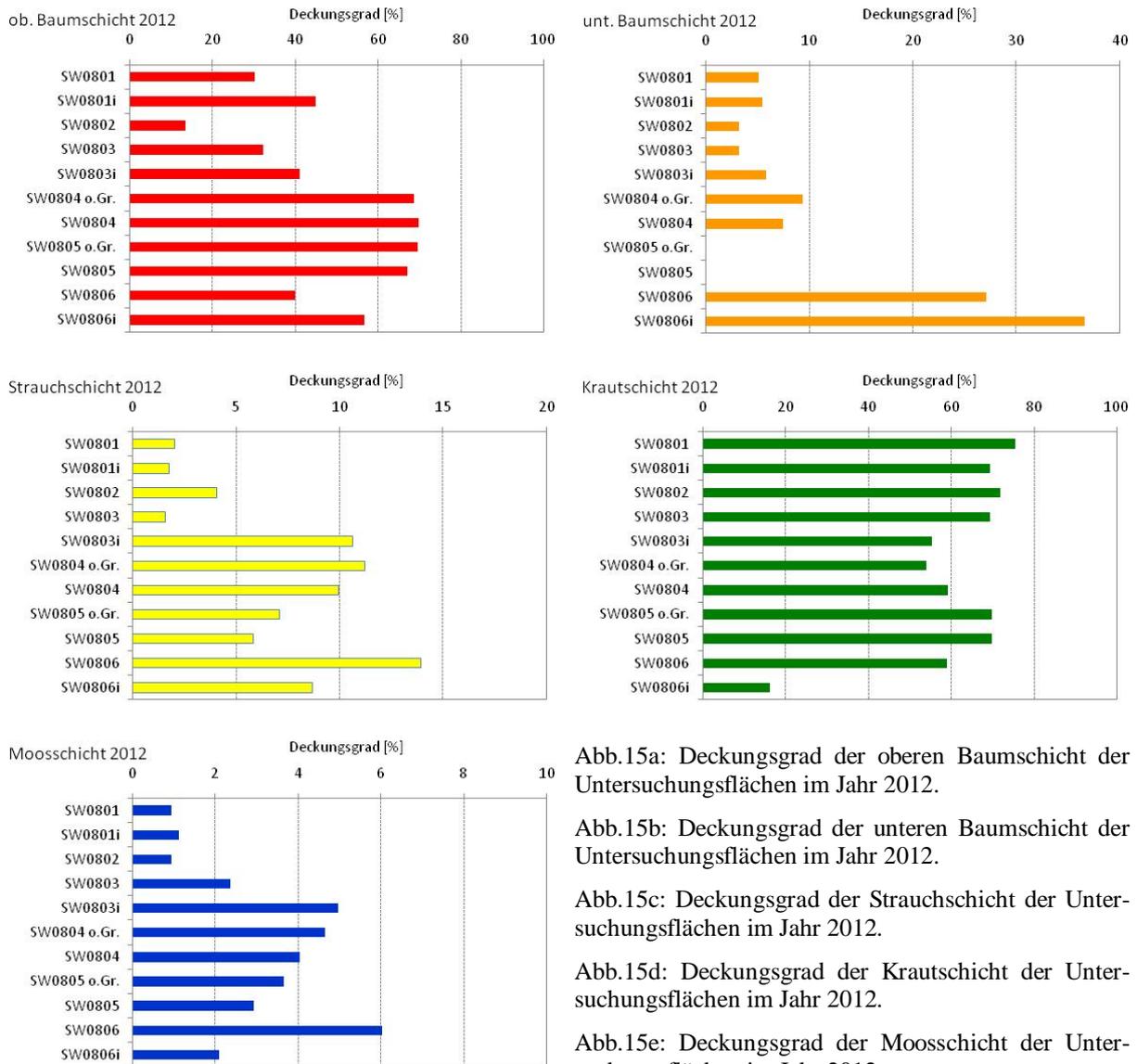


Abb.15a: Deckungsgrad der oberen Baumschicht der Untersuchungsflächen im Jahr 2012.

Abb.15b: Deckungsgrad der unteren Baumschicht der Untersuchungsflächen im Jahr 2012.

Abb.15c: Deckungsgrad der Strauchschicht der Untersuchungsflächen im Jahr 2012.

Abb.15d: Deckungsgrad der Krautschicht der Untersuchungsflächen im Jahr 2012.

Abb.15e: Deckungsgrad der Moosschicht der Untersuchungsflächen im Jahr 2012.

Die **obere Baumschicht** bestimmt durch den Kronenschlussgrad und die Kronentransparenz die bestandesinnere Lichtökologie und hat Einfluss auf die Deckungsgrade der (nächst) niederen Vegetationsschichten. Innerhalb der Erlenbestände (Flächen SW0801-SW0805) weisen die Rabattenforste die höchsten Deckungsgrade auf (SW0804, SW0805, Abb.15a). Die relativ jungen Bestände machen einen vitalen Eindruck. Niedrige Deckungsgrade weisen die Altbestände auf (SW0801-03). Der Bestand SW0802 ist am schlechtesten beschaffen. Nicht nur der Kronenschlussgrad war im Aufnahmejahr 2012 gering, auch die Baumkronen selbst wiesen eine hohe Transparenz auf. Eine Mittelposition zwischen Erlen-Altbeständen und Erlen- Rabattenhalbforsten nimmt der Eschenwald auf Anmoorboden ein (SW0806). In den M2+-Flächen weisen die gezäunten Varianten generell höhere Deckungsgrade der Baumschicht auf. In Kap. 2.4.2.2 wird geprüft, ob dieses Ungleichgewicht bereits bei der Flächenauswahl bestand, methodische Schwierigkeiten bei der Aufnahme (okulare Schätzung) eine Rolle spielen können oder ob der Wildausschluss tatsächlich eine Folge auf die Vitalität der oberen Baumschicht gehabt haben könnte.

Eine ausgeprägte **zweite (untere) Baumschicht** (Abb.15b) ist im Traubenkirschen-Eschenwald ausgebildet (SW0806), insbesondere innerhalb des Zaunes (SW0806i). Hier spielt es eine Rolle, dass gewisse Pflegeingriffe dort unterblieben sind (Kap. 2.4.2.2). Der

Bestand unterscheidet sich damit im Allgemeinen bereits physiognomisch von den eher hochwaldartigen Strukturen der reinen Erlenbestände SW0801-SW0805 der feuchten Niedermoorstandorte auf tiefgründigem Torfsubstrat. Der Erlen-Rabattenhalbforst SW0805 weist keine wesentliche Schichtung innerhalb der Baumkronen auf. Demgegenüber wurde im zweiten Erlen-Rabattenhalbforst SW0804 eine zweite Baumschicht angesprochen. Allerdings ist in diesem jungen Bestand – und das geht aus diesen Grafiken nicht hervor – die vertikale Differenzierung zwischen den beiden Baumschichten nicht so stark ausgeprägt, wie in den Altbeständen SW0801-03.

Im Eschenwald (SW0806) ist außerdem eine charakteristische **Strauchschicht** (Abb.15c) vorhanden. Vor allem in der nicht gezäunten Fläche wurden viele Gehölze dieser Schicht zugeordnet, während sie innerhalb des Zaunes durch die sehr dichte zweite, untere Baumschicht unterdrückt werden (SW0806i). Ähnliche Strukturen findet man im Rabattenhalbforst SW0804 mit viel *Rubus fruticosus* agg. (Brombeere) und in der gezäunten Fläche SW0803i.

In letztgenannter Fläche hat sich der fehlende Wildverbiss offenbar deutlich auf die Entwicklung der Strauchschicht auswirken können. Außerhalb des Zaunes von SW0803 sind Strauchgehölze wesentlich spärlicher. Zwischen SW0801 (ungezäunt) und SW0801i (gezäunt) fallen keine größeren Unterschiede hinsichtlich der Strauchschicht auf. Vor jeder Interpretation ist hier aber festzuhalten, dass der Zaun an der Südseite der Fläche auf großer Länge zerstört ist und nicht mehr seine ihm zugeordnete Funktion erfüllt, äsendes Wild auszuschließen. Auch beim Bestand SW0806/06i ist der Zaun defekt und das Wild hat ungehinderten Zugang auf die Teilfläche. Die Strauchschichtdeckung ist innerhalb des Zaunes aufgrund der sehr geringen Kronentransparenz beider Baumschichten sogar noch geringer als außerhalb des Zaunes. Die deutliche Differenzierung in Bezug auf die untere Baumschicht liegt u.a. am früher erfolgten forstwirtschaftlichen Eingriff des Zurückschneidens der Frühen Traubenkirsche (*Prunus padus*) zur Förderung von Stieleiche (*Quercus robur*) (s. Kap. 2.4.2.2).

In den Flächen SW0801 bis SW0805 einschließlich der gezäunten Varianten fällt die starke Entfaltung der **Krautschicht** (Abb.15d) auf. Besonders gering ist der Deckungsgrad in der gezäunten Variante des Traubenkirschen-Eschenwaldes (SW0806i), wo sie durch die gut entwickelte untere Baumschicht und Strauchschicht ausgedunkelt wird. Die (intakte) Zäunung von Fläche SW0803i hat keinen positiven Einfluss auf die Entfaltung krautiger und grasartiger Gefäßpflanzen (mehr). Auch hier wird sie infolge der Förderung der Strauchschicht letztendlich lichtökologisch gehemmt.

Die **Moosschicht** (Abb.15e) ist in SW0801, 01i, 02 und 06i gering entwickelt. Im nassen Erlenbestand SW0801/01i sind tiefer liegende Bereiche zwischen den Bülten i.d.R. noch während der Hauptvegetationszeit überstaut bzw. unterliegen Wasserstandschwankungen, sodass der Bewuchs mit Moosen erschwert ist. Andererseits ist der Standort für den Bewuchs mit z.B. Torfmoosen (*Sphagnum* spec.) zu nährstoffreich und zwischen der hochwüchsigen Krautschicht zu dunkel. Der Bestand SW0802 innerhalb der Erlenreihe ist ebenfalls als eher nass zu kennzeichnen. Hier gibt es während der Vegetationszeit jedoch keine überstauten Bereiche. Als Ursache für den geringen Bewuchs mit Moosen dürfte die sehr dichte Vegetationsschicht aus sich vegetativ ausbreitenden Seggen (*Carex acutiformis*) auszumachen sein. Im gezäunten Areal von SW0803i wurde durch eine üppige Strauchschicht die Krautschichtentwicklung gehemmt (s.o.). Diese strukturelle Änderung scheint die Moose zu fördern. Mit der Beschattung durch die „höheren“ Vegetationsschichten aus Gehölzen kommen sie offenbar besser zurecht, als Gefäßpflanzen der Krautschicht. Sie können aufgrund ihres niedrigeren Kompensationspunktes der Photosynthese diffuses Licht effektiver nutzen. Bei sehr starker Beschattung geht aber auch der Bewuchs mit Moosen zurück, was an

dem geringen Deckungsgrad der Mooschicht in Fläche SW0806i abgelesen werden kann. Die Oberbodenfeuchte des Standortes wirkt hier nicht limitierend.

#### 2.4.2.2 Veränderung der Vegetationsstruktur (2000-12)

Die vegetationsschichtenbezogenen Strukturveränderungen sind aus den Abb.16 a-i zu ersehen. Quantitativ befriedigende Vergleiche (der nicht-artbezogenen, unspezifischen) Schichtdeckungen zwischen älteren Aufnahmen (2000 und 2003) und den Aufnahmen seit 2007 sind jedoch nicht möglich, da für die Jahre 2000 und 2003 sogenannte „Kopfdaten“ mit den entsprechenden Schichtdeckungen fehlen. Sie wurden für die Abbildungen als Summenwert aus den Deckungsgraden der Einzelarten der jeweiligen Schicht berechnet und sind daher höher, als der unspezifische Deckungsgrad der Vegetationsdecke. Teilweise haben sie daher einen Wert von über 100% (SW0802, Abb.16c). Nur die Vergleiche des Deckungsgrades der Baumschicht sind in Erlenreinbeständen unproblematisch.

Aufgrund der subjektiven okularen Einschätzung der Schichtdeckung durch unterschiedliche Bearbeiter (2000, 2003: Hofmann, 2007ff: Hornschuch u.a.) ist auch ein systematischer Fehler nicht auszuschließen. Differenzen zwischen den Aufnahmetermine – insbesondere über die Zeitmarke 2005 hinweg – dürfen daher nicht überbewertet werden. So kann z.B. für die Fläche SW0803i ein Rückgang der Deckungswerte der B- und S-Schichten aufgrund von Durchforstungsmaßnahmen ausgeschlossen werden. Bei der K-Schicht ist der systematische Schätzfehler vor allem bei SW0802 erkennbar.

Probleme beim Vergleich von alten mit neuen Aufnahmen verursacht auch die Aufteilung der Strauchschicht in S1 und S2 bei den älteren Angaben durch Hofmann (2000, 03). Zur Strauchschicht 2 (S2) wurden hier alle Gehölze mit Ausnahme der Kleinsträucher unmittelbar nach ihrem Keimlingsstadium bis ca. 1,50 m Höhe gezählt, zur Strauchschicht 1 (S1) sogenannte „Großsträucher“ bis ca. 8 m (Pommer, mdl. Mittlg.). Üblicherweise wird jedoch nur eine Strauchschicht aufgenommen, zu der alle Gehölzarten zwischen 0,5 m und 5 m gezählt werden (Dierschke 1994). Dieses standardisierte methodische Vorgehen wurde im Rahmen der ÖUB Wald für alle neueren Aufnahmen festgelegt (Wolff et al. 2008). Für einen Zeitreihen-Vergleich (Abb.16) wurden bei den Altaufnahmen die Deckungsgrade von S1- und S2-Arten zusammengefasst, indem für die „neue“ S-Schicht der jeweils höhere Deckungsgrad gewählt wurde. Diese Neuberechnung wird in der Datenbank automatisiert vorgenommen. Für einen unbekanntem Teil der Aufnahmen wird damit allerdings der tatsächliche S-Deckungsgrad unterschätzt, d.h. die standardisierte Methode hätte für manche der in 2000 und 2003 aufgenommenen Bestände höhere Werte ergeben.

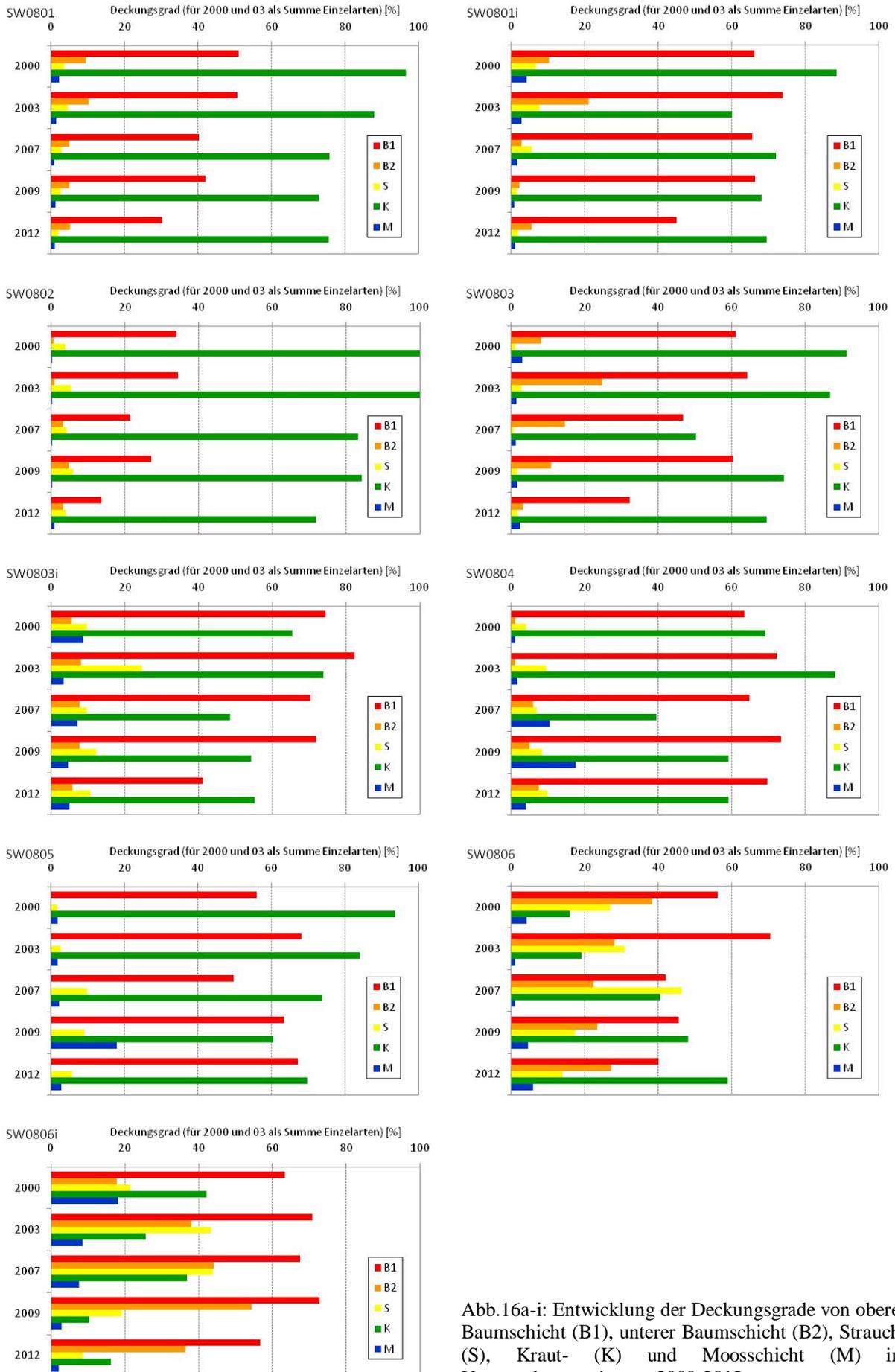


Abb.16a-i: Entwicklung der Deckungsgrade von oberer Baumschicht (B1), unterer Baumschicht (B2), Strauch- (S), Kraut- (K) und Moosschicht (M) im Untersuchungszeitraum 2000-2012.

Ungünstig für Vergleiche wirkte sich außerdem der späte Aufnahmezeitpunkt im Jahr 2007 aus. Da bereits Pflanzenindividuen abgestorben waren, ist bei der Krautschicht der ermittelte Deckungsgrad für die Fläche nicht repräsentativ, denn gewöhnlich wird der Entfaltungszustand während der Hauptvegetationsperiode zugrunde gelegt.

In den älteren Erlenbeständen SW0801-03 (Abb.16 a-e) fällt der tendenzielle Rückgang des Deckungsgrades der oberen (B1) und auch der unteren Baumschicht (B2) auf, der im Jahr 2012 einen Tiefpunkt erreicht. Weil es sich um Reinbestände handelt, spielt der Methodenbruch zwischen 2003 und 2007 (s.o.) keine Rolle. In den (jüngeren) Rabattenhalbforsten (SW0804, 05, Abb.16 f-g) ist der Deckungsgrad der oberen Baumschicht (B1) durchgehend hoch, in SW0804 ist außerdem der Anstieg von B2 erkennbar. Hier kommt die hohe Vitalität zum Ausdruck, die bereits visuell erkennbar war. Ursache für den starken Einbruch im Jahr 2012 waren zweifellos die Überflutungen der Jahre 2010 und 2011. In den niedrigen Bereichen des Oberspreewaldes nahe des Nordumfluters standen Erlenbestände langfristig unter stagnierendem Wasser, sodass es zu massiven Vitalitätsrückgängen und Absterbeereignissen kam. In den höher gelegenen Rabattenhalbforsten war im Frühsommer die Wasserdurchströmung gegeben. Ein Rückgang des Deckungsgrades der oberen Baumschicht (B1) ist nicht erkennbar, in SW0805 nimmt er tendenziell zu. Eine Zunahme wurde in SW0804 auch für die untere Baumschicht (B2) dokumentiert. Innerhalb des negativen Gesamttrends ist für das Jahr 2007 eine Depression erkennbar, die sich aber durch saisonbedingten Laubverlust erklären lässt (später Aufnahmezeitpunkt).

Die höheren Deckungswerte der oberen Baumschicht der jeweiligen Innen- gegenüber den Außenflächen (SW0801/01i, 03/03i, 06/06i) sind eindeutig kein Resultat einer „Erholung“ der Bäume durch Fernhalten des Wildes, da diese Unterschiede schon im Jahr der Flächeneinrichtung (bzw. unmittelbar danach) bestanden haben.

Bei der Kraut- und Moosschicht handelt es sich bei den Jahren 2000 und 2003 um zu hohe Summenwerte aus Deckungsgraden der Einzelarten. Berücksichtigt man den Gesamttrend und den systematischen Schätzfehler durch unterschiedlichen Bearbeiter, könnte der niedrige K-Deckungsgrad 2007 für die Flächen W0803a/i und SW0804 dem innerjährlich späten Aufnahmezeitpunkt zuzuschreiben sein (Abb.16 d-f).

Für SW0806i ist von 2007 auf 09 eine regressive Entwicklung der Krautschicht erkennbar (Abb.16i). Ursache dürfte eine zunehmend dichteren unteren Baumschicht und der dichte Aufwuchs von Früher Traubenkirsche und Holunder (*Prunus padus*, *Sambucus nigra*) in unter Baum- und Strauchsicht sein. Auf der Außenfläche von SW0806 wurde kurz vor der Vegetationsaufnahme 2009 *Prunus padus* zur Förderung der Stieleiche (*Quercus robur*) zurückgeschnitten (Rückgang der S-Deckung). Als Folge des Eingriffs ist ein rascher und seit 2009 kontinuierlicher Anstieg der Krautschichtdeckung erkennbar. Da einerseits die Maßnahme nur außerhalb des Zauns vorgenommen wurde und außerdem der Zaun seine Funktion als Wildgatter nicht mehr erfüllt, kann mit dem Vergleich der Vegetationsanalysen in SW0806 und SW0806i nicht mehr der ausschließliche Einfluss des Wildverbisses bei insgesamt gleicher forstwirtschaftlicher Behandlung analysiert werden. Für diese M2+ - Fläche sollten Untersuchungsziele und Managementmaßnahmen (neu) definiert und entsprechende Maßnahmen ergriffen werden (Zaunreparatur oder -abbau und Aufgabe der Innenfläche).

In Fläche SW0801/01i scheinen sich die hohen bzw. lang anhaltend hohen Wasserstände negativ auf die Moosschicht ausgewirkt zu haben (Abb.16 a-b).

## 2.4.3 Artenzahlen ( $\alpha$ -Diversität)

### 2.4.3.1 Vergleich der Artenzahlen zwischen den Flächen und floristische Ähnlichkeit (2012)

#### 2.4.3.1.1 Artenzahlen

Artenzahlen geben einen ersten Überblick über die Biodiversität eines Bestandes und beim Vergleich über die Ähnlichkeit von Beständen. Nach dem Konzept von Whittaker (1972) werden verschiedene Ebenen von Diversität unterschieden. Bei der Artenzahl handelt es sich um die unterste Ebene zur Beschreibung von Biodiversität ( $\alpha$ -Diversität, vgl. Hornschuch & Riek 2009).

In Tab.4 und Abb.17 sind die Artenzahlen der Untersuchungsflächen im Jahre 2012 angegeben. Zu beachten ist hierbei, dass der Flächenbezug uneinheitlich ist (s. Tab.4).

Tab.4: Artenzahlen ( $\alpha$ -Biodiversität) der Flächen im Jahre 2012

	SW0801/01i	SW0802	SW0803/03i	SW0804	SW0805	SW0806/06i
Flächengröße	180m <sup>2</sup>	180m <sup>2</sup>	180m <sup>2</sup>	250m <sup>2</sup>	250m <sup>2</sup>	180m <sup>2</sup>
Artenzahl 2012	44/52	35	55/52	54	60	52/32

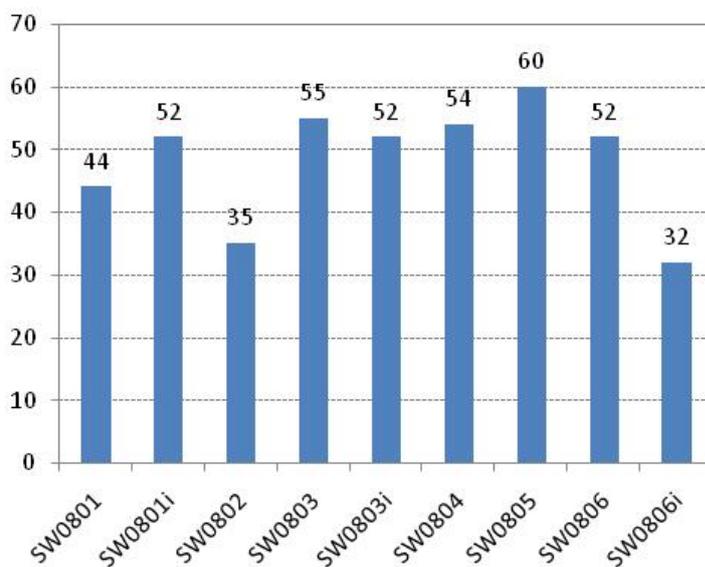


Abb.17: Artenzahlen auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2012

Mit 60 Arten stellt sich der Erlenbestand SW0805 als der artenreichste dar. Ihm folgen die Bestände SW0803 (55 Arten), SW0804 (54 Arten), SW0801i, SW0803i und SW0806 (jeweils 52 Arten). Bei den artenreichen Beständen SW0804 und 05 handelt es sich um Schwarzerlen-Rabattenhalbforste, also um halbnatürliche Waldökosysteme. Die Anlage von Rabatten und Wassergräben, durch die die ursprüngliche Niedermooroberfläche umgestaltet wurde, war ein gravierender Eingriff ins Ökosystem. Offenbar wurden dadurch aber zusätzliche Nischen geschaffen, sodass nun mehr oder weniger mesomorphe Pflanzen auf den höchsten Bereichen der Rabatten neben hydromorphen Nässezeigern und sogar flottierenden Hygrophyten (z.B. *Lemna*) in den Gräben gedeihen können.

Mit 35 bzw. 32 Arten stellen sich die Bestände SW0802 und SW0806i als relativ (!) artenarm dar. Im ersten Fall liegt das an der starken Dominanz der Sumpfschilf (*Carex acutiformis*), die vom hohen Lichtgenuss aufgrund sich auflösender Bestandesstruktur profitiert und die Etablierung anderer Pflanzenarten stark behindert. Im zweiten Fall wurde auf dem Areal der gezäunten Innenfläche der Strauchaufwuchs durch Wildausschluss zunächst gefördert und ein Pflegeeingriff wie auf der Außenfläche unterblieb. So handelt es sich um ein initiiertes Stadium mit starkem Gehölzanteil, was zu einem Ausdunkeln der Bodenvegetationsdecke mit einem Rückgang des Bedeckungsgrades und der Artenvielfalt führte. Der Zustand kann auch als eine lokal begrenzte, artenarme Entwicklungsphase eines Eschenwaldes aufgefasst werden. Fänden sich Lückenbereiche auf einer ausreichend großen Gesamtfläche, würden sich rasch auch weitere Arten einstellen (s. Kap. 2.4.1.2).

### 2.4.3.1.2 Arten-Areal-Beziehungen

Die Anzahl der gefundenen Arten liegt auch an der gewählten Untersuchungsflächengröße. Erweitert man eine kleine Untersuchungsfläche steigt die Artenzahl zunächst rasch an, nähert sich aber irgendwann einem „Sättigungspunkt“. Die Größe dieses „Minimumareals“ ist für jedes Ökosystem spezifisch und wird für Wälder oft mit 200 bis 900 m<sup>2</sup> angegeben (Glavac 1996). Es gibt jedoch noch kein völlig objektives Verfahren zu dessen Bestimmung (Dierschke 1994).

Um die Arten-Areal-Beziehung zu ermitteln, wurden die (mittleren) Artenzahlen für 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180 m<sup>2</sup>, ggf. bis 200 m<sup>2</sup> (SW0804, SW0805 ohne Graben), 240 m<sup>2</sup> (SW0808, SW0808i), 250 m<sup>2</sup> (SW0804, SW0805 mit Graben) oder 300 m<sup>2</sup> (SW0807) für alle Aufnahmetermine bestimmt. Der besseren Übersichtlichkeit wegen werden in Abb.18 a-k jeweils nur die Arten-Areal-Kurven im Aufnahmejahr 2012 dargestellt.

Für die Flächengröße 10 m<sup>2</sup> wurde der Mittelwert aller 18 Einzelparzellen zu Grunde gelegt, für die folgenden Teilflächengrößen erfolgte die Berechnung der jeweiligen Artenzahl aus sechs, möglichst gleichverteilten Parzellenkombinationen entsprechender Fläche.

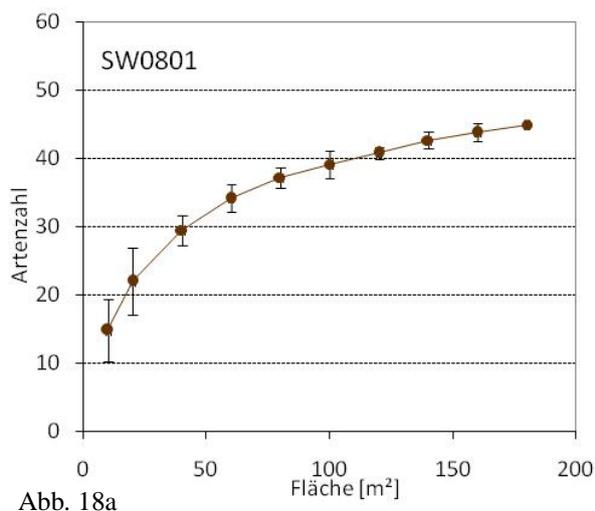


Abb. 18a

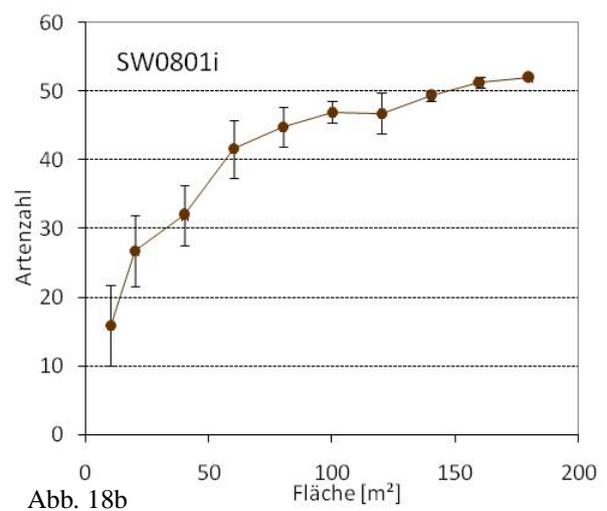


Abb. 18b

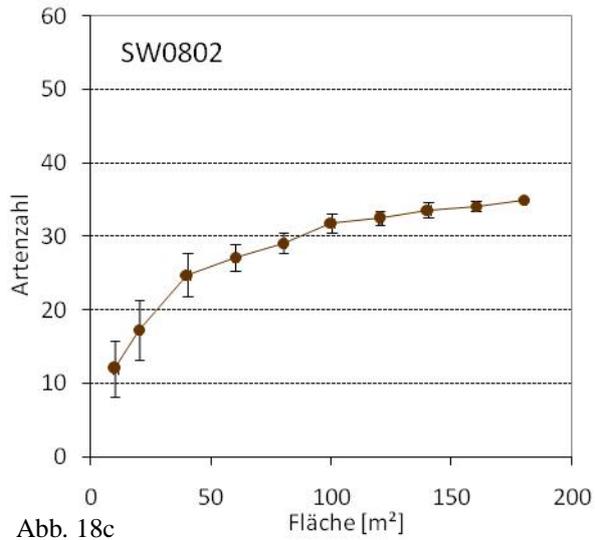


Abb. 18c

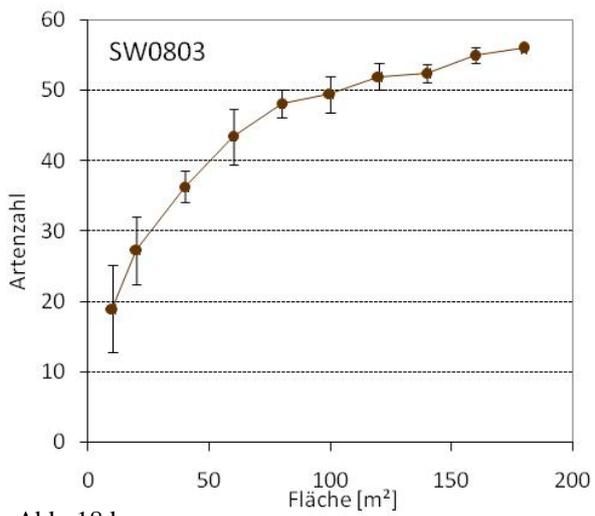


Abb. 18d

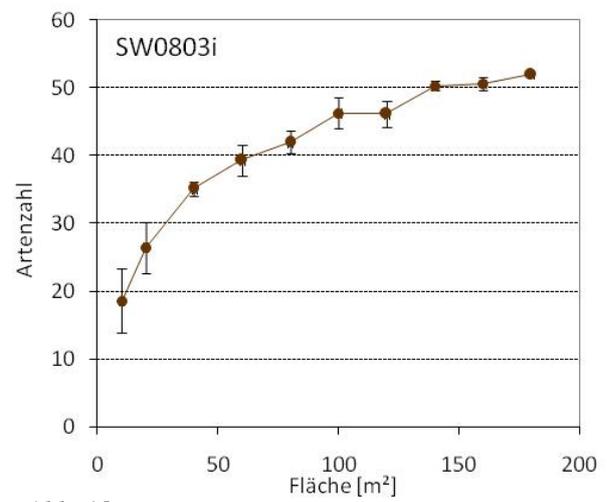


Abb. 18e

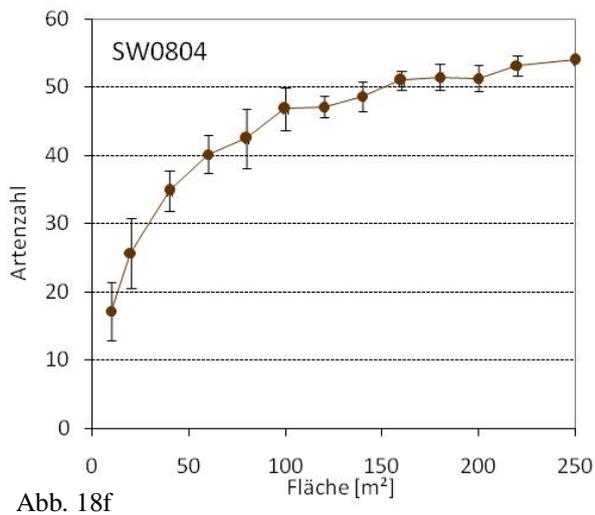


Abb. 18f

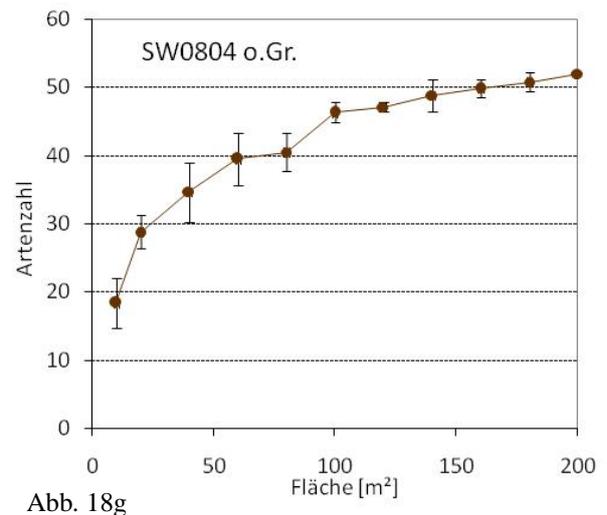


Abb. 18g

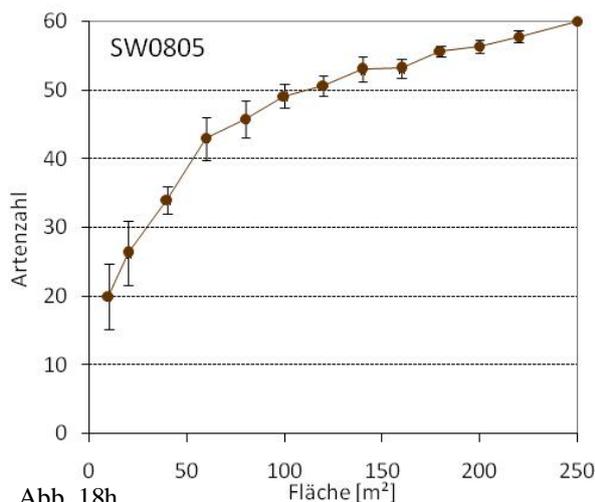


Abb. 18h

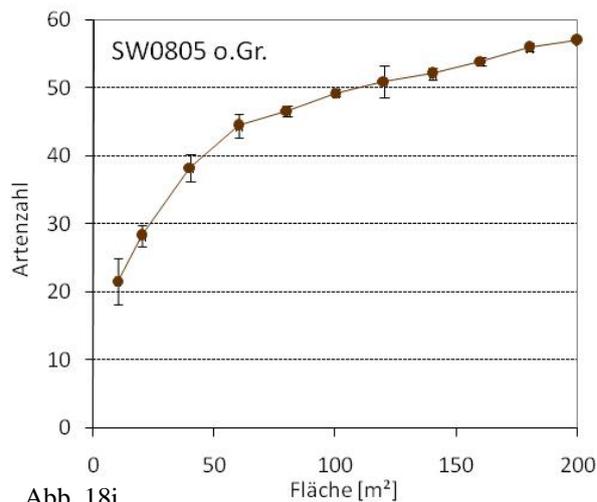


Abb. 18i

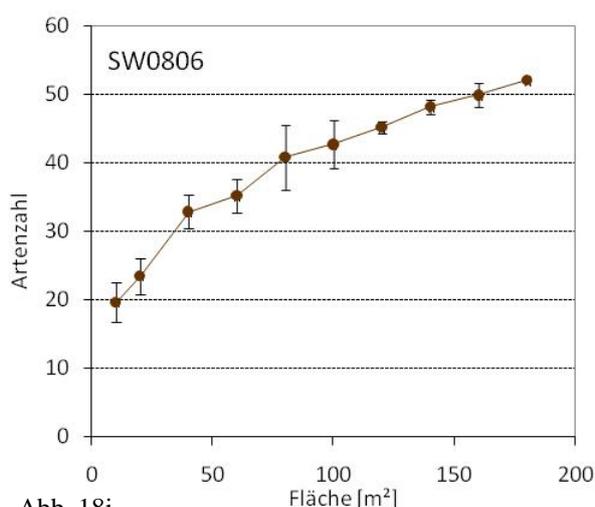


Abb. 18j

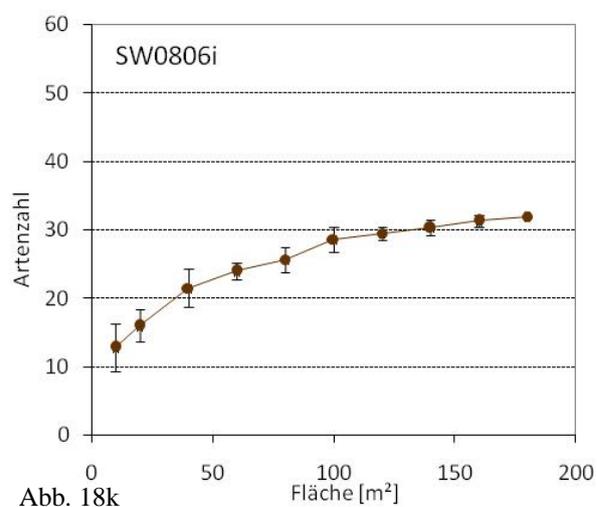


Abb. 18k

Abb.18 a-k: Arten-Areal-Beziehungen im Jahr 2012. Mittelwert u. Standardabweichung bei 10 m<sup>2</sup> aus allen Aufnahmezellen, bei den anderen Teilflächengrößen aus jeweils 6 möglichst gleichverteilten Parzellenkombinationen.

Innerhalb der Erlenbestände erweist sich eine Flächengröße von 180 m<sup>2</sup> auf dem feuchtesten Standort SW0801/01i (Abb.18a-b), für die Typen SW0802 (Abb.18), SW0803/03i (Abb.18d-e) und den Rabattenhalbforst SW0804 (Abb.18f-e) als ausreichend. Auch für das gezäunte Areal des Eschenwaldes SW0806i (Abb.18k) scheint die Flächengröße auf den ersten Blick ein guter Kompromiss zu sein, um einen repräsentativen Ökosystem-Ausschnitt zu untersuchen. Im Rabattenhalbforst SW0805, unabhängig ob mit (Abb.18h) oder ohne Graben (Abb.18i) und im Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806, Abb.18j) scheint das Minimumareal jedoch größer als die maximal erfasste Fläche über 200, 250 bzw. 180 m<sup>2</sup> zu sein.

Wie man aus dem Vergleich der Arten-Areal-Kurven verschiedener Jahre ersehen kann, beeinflusst eine abweichende Artenzahl den Kurvenverlauf bzw. das Minimumareal nicht wesentlich, d.h. die Fluktuationen stehen weniger mit Frequenzverschiebungen bestimmter Arten auf der Skala der Versuchsparzellenanlage in Verbindung (Hornschuch 2010). In SW0806 scheinen in den letzten Jahren allerdings Arten in geringer Stetigkeit einzuwandern und das Gesamtartenspektrum kann erst bei größerer Aufnahme-Fläche erfasst werden, wie der noch steile Kurvenverlauf am Ende anzeigt (Abb.19a). Die Teilfläche SW0806i ist als Bezug für das dunkle und artenarme Gehölz-*Stadium* – wie es sich in den letzten Jahren darstellte – ausreichend groß, als repräsentativer Ausschnitt des Ökosystemtyps „Eschenwald“ war es

aber bereits bei der Flächeneinrichtung zu klein, weil damals bei Flächenerweiterung die Artenkurve noch deutlich angestiegen wäre (Abb.19b). Bei einer Erweiterung würden mit Lückenstrukturen auch die weniger schattentoleranten Arten erfasst werden, die im lichterem Bestand häufiger wären.

Aus der Analyse ergeben sich Anhaltspunkte für eine Modifikation des Aufnahmeareals für eine präzisere floristische Charakterisierung der Bestände bzw. Ökosystemtypen.

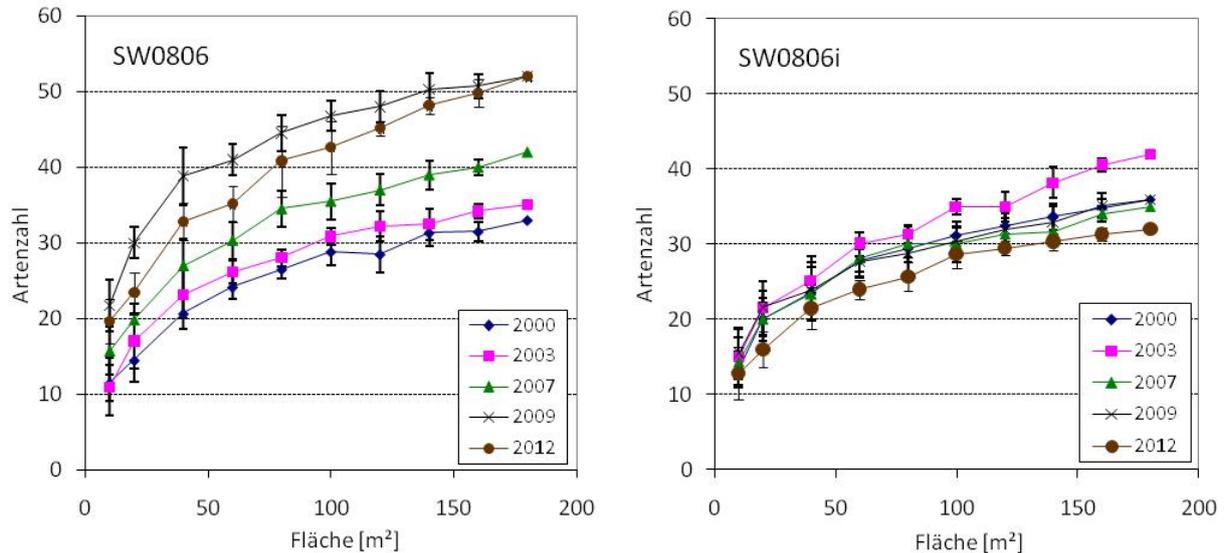


Abb.19a,b: Arten-Areal-Beziehungen der Flächen SW0806 und SW0806i in verschiedenen Jahren. Mittelwert u. Standardabweichung bei 10 m<sup>2</sup> aus allen Aufnahme-parzellen, bei den anderen Teilflächengrößen aus jeweils 6 möglichst gleichverteilten Parzellenkombinationen.

### 2.4.3.1.3 Floristische Ähnlichkeit zwischen den Flächen

Als qualitative Indices eignen sich für den Florenvergleich verschiedener Gebiete bzw. Flächen der Gemeinschaftskoeffizient von Jaccard und der Koeffizient von Sørensen. Es wird das Verhältnis der auf beiden Flächen gemeinsam vorkommenden Arten zu den exklusiv auf den Flächen vorkommenden berechnet. Beim Sørensen-Index werden dabei die gemeinsamen Arten stärker gewichtet. Ellenberg hat einen Massengemeinschaftskoeffizienten vorgeschlagen, bei dem auch ein quantitativer Aspekt der Vegetationsausbildung einfließt.

$$G_J = \frac{c}{a + b + c} \times 100 = \frac{c}{A + B - c} \times 100$$

$$G_S = \frac{c}{1/2 (A + B)} \times 100 = \frac{2c}{A + B} \times 100$$

$$G_E = \frac{1/2 Mc}{Ma + Mb + 1/2 Mc} \times 100$$

$G_J$ : Gemeinschaftskoeffizient nach Jaccard (1901, 1902, s. Dierschke 1994)

$G_S$ : Gemeinschaftskoeffizient nach Sørensen (1948, s. Dierschke 1994)

$G_E$ : Massengemeinschaftskoeffizient nach Ellenberg (1956, s. Dierschke 1994)

$a, b$ : Arten nur in einer Fläche, Aufnahme

$c$ : gemeinsame Arten der beiden Flächen, Aufnahmen

$A, B$ : Gesamtartenzahl einer Fläche, Aufnahme

$Ma, Mb$ : Summe der Mengen (Masse, Deckungsgrad, Frequenz, Stetigkeit) der Arten, die nur in einer Fläche, Aufnahme vorkommen

$Mc$ : Summe der Mengen der gemeinsamen Arten der beiden Flächen, Aufnahmen

In Tab.5 ist die floristische Ähnlichkeit zwischen den untersuchten Flächen aufgeführt. Beim qualitativen Vergleich fanden alle Arten, unabhängig von ihrer Schichtzugehörigkeit (bei Auftreten in verschiedenen Schichten jedoch nur 1x) Berücksichtigung, beim Massengemeinschaftskoeffizienten entweder nur die Arten der Kraut- und Mooschicht oder die Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht. Eine Einbeziehung der Baumschichten ist nicht sinnvoll, da hier eine oder wenige Arten absolut dominieren würden. Ein ähnliches Problem wurde vermutet, wenn man z.B. *Lemna*, die als Schwimmpflanze Pflanze die Wassergräben der Rabattenforsten dominiert, in die deckungsgradgewichtete Berechnung einbeziehen würde. Daher wurden entsprechende Pflanzen einer „flottierenden Vegetationsschicht“ zugeordnet, die wahlweise in die Berechnung einbezogen oder von ihr ausgeschlossen wurden. Die Ergebnisse unterschieden sich allerdings nicht.

Tab.5: Floristische Ähnlichkeit zwischen den Flächen im Jahr 2012, Gemeinschaftskoeffizienten nach Jaccard ( $G_J$ ), Sørensen ( $G_S$ ) und Ellenberg ( $G_E$ ), für verschiedene Schichten aber ohne Schwimmpflanzen, eine Einbeziehung der „flottierenden Schicht“ in die Berechnung modifiziert die Ergebnisse für SW0804 und 05 allerdings nicht) [%]

		SW0802	SW0803	SW0804	SW0805	SW0806
Jaccard-Index ( $G_J$ )	SW0801	59	56	50	52	34
	SW0802		49	41	43	27
	SW0803			54	51	33
	SW0804				58	37
	SW0805					41
Sørensen- Index ( $G_S$ )	SW0801	74	72	67	69	51
	SW0802		66	58	60	43
	SW0803			70	68	50
	SW0804				74	54
	SW0805					58
Ellenberg- Index (K+M- Schicht) ( $G_E$ )	SW0801	99,5	91,5	77,8	75,0	42,0
	SW0802		87,4	75,5	64,2	27,9
	SW0803			71,5	73,2	47,5
	SW0804				91,7	56,1
	SW0805					35,0
Ellenberg- Index (S+K+M- Schicht) ( $G_E$ )	SW0801	99,6	90,5	78,8	75,3	44,2
	SW0802		87,0	74,3	63,4	27,6
	SW0803			72,0	73,1	45,2
	SW0804				92,3	54,6
	SW0805					38,7

Innerhalb der Erlenbestände SW0801 bis SW0805 ergibt sich eine abgestufte floristische Ähnlichkeit nach dem Grundwasserstand und der Naturnähe auf folgende Weise: SW0801 > SW0802 > SW0803 sowie SW0801/02/03 auf der einen und SW0804/05 auf der anderen Seite (Tab.5). Soziologisch untereinander nah verwandt erscheinen die beiden seggenreichen, feuchtesten und nicht meliorierten Flächen SW0801 und SW0802 ( $G_J = 59\%$ ,  $G_S = 74\%$ ) sowie die beiden Rabattenforsten SW0804 und SW0805 (58 %, 74 %). Auch nach dem Massengemeinschaftskoeffizienten besteht die höchste Übereinstimmung innerhalb dieser diesen beiden Paare. Innerhalb der Erlenbestände steht die artenarme Fläche SW0802 relativ isoliert da.

Die größte floristische Distanz herrscht erwartungsgemäß zwischen den, den Schwarzerlen-Niedermoorwäldern zugeordneten Beständen SW0801-05 auf der einen und dem als

Traubenkirschen-Eschenwald bezeichneten Bestand SW0806 auf der anderen Seite. Der artenarme, von Seggen dominierte Erlenbestand SW0802 und der von Kräutern dominierte Eschenbestand teilen hierbei die wenigsten gemeinsamen Arten. Dieser Unterschied zwischen Erlen- und Eschenwäldern spiegelt sich synsystematisch in der Zuordnung zu verschiedenen Vegetationseinheiten innerhalb unterschiedlicher soziologischer Klassifikationssysteme wider. Die Einordnung des Bestandes SW0806 als Eschenwald ist also, obwohl seine Baumschicht hauptsächlich aus Erlen (*Alnus glutinosa*) gebildet wird, durchaus sachgemäß. Die Präsenz- und Dominanzverhältnisse und pflanzensoziologischen Verbindungen sind in der unteren Baum-, Strauch-, Kraut- und Mooschicht qualitativ mehr oder weniger deutlich verschieden. Ellenberg (1956, zit. in Dierschke 1994) gibt für Aufnahmen einer Assoziation  $G_J$  mit 25-50 % an, d.h. dass der Bestand SW0806 nach den Kriterien des Braun-Blanquet-Systems immer noch relativ nah bei den Erlenwäldern steht.

Tab.6: Floristische Ähnlichkeit zwischen der ungezäunten und gezäunten Variante der Flächen mit Aufnahmeintensitätsstufe M2+ im Jahr 2012, Gemeinschaftskoeffizienten nach Jaccard ( $G_J$ ), Sørensen ( $G_S$ ) und Ellenberg ( $G_E$ ) für verschiedene Schichten [%]

	SW0801 a/i	SW0803 a/i	SW0806 a/i
Jaccard-Index ( $G_J$ )	55	60	46
Sørensen-Index ( $G_S$ )	71	75	63
Ellenberg-Index, K+M ( $G_E$ )	99,0	92,9	91,5
Ellenberg-Index, S+ K+ M ( $G_E$ )	98,9	92,2	81,6

In Tab.6 sind für die M2+ -Flächen die Ähnlichkeiten zwischen den Vegetationsaufnahmen der **ungezäunten und gezäunten Variante** angegeben. Während sich bei SW0806 Außen- und „Innen“-Fläche aufgrund der unterschiedlichen Behandlung deutlich unterscheiden, sind die Ähnlichkeiten zwischen den Varianten SW0801/01i sowie SW0803/03i noch sehr hoch.

Aus dem einmaligen Vergleich geht jedoch nicht hervor, ob bereits die Auswahlbestände hinsichtlich der Artenvielfalt/ Artenpräsenz floristische Unterschiede aufwiesen oder ob sich die Differenz aufgrund einer unterbundenen Wildäsung eingestellt hat. Dazu gibt die Zeitreihenanalyse bzw. der Vergleich zu Beginn der Flächeneinrichtung Auskunft (Kap. 2.4.2.2).

Bei SW0803/03i mit intaktem Zaun zeigt sich an diesem Datenmaterial aber bereits, dass der verhinderte Wildeinfluss veränderte *Dominanzstrukturen* zur Folge hat. Zwar ist, rein qualitativ gesehen, die floristische Ähnlichkeit ( $G_J$ ,  $G_S$ ) im Flächenpaar 03/03i größer als bei 01/01i, wo der Zaun defekt ist. Hingegen ist der deckungsgradgewichtete Massengemeinschaftskoeffizient ( $G_E$ ) ist bei 03/03i geringer als bei 01/01i ohne differenzierte Äsungsintensität. Eine plausible Interpretation ist, dass starke Wildäsung nicht zum Verlust oder zu Neubesiedlung von Arten führt, sondern die Dominanzverhältnisse (Häufigkeiten, Deckungsgrade) verschoben werden, weil Äsungspflanzen bevorzugt (aber nicht restlos) aufgenommen und Äsungunkräuter indirekt gefördert werden. Der Äsungseinfluss ließe sich demnach mit dem quantitativen Ellenberg-Index bereits auf relativ kleiner Fläche ermitteln.

### 2.4.3.2 Veränderung der Artenzahl und floristische Ähnlichkeit (2000-12)

#### 2.4.3.2.1 Veränderung der Artenzahl

In Tab.7 sind die Artenzahlen auf den Flächen zu den unterschiedlichen Aufnahmetermen angegeben. Abb.20 verdeutlicht die Fluktuationen bzw. Trends der  $\alpha$ -Diversität. Durch

Anpassungen in der Datenbank können sich Artenzahlen früherer Termine geringfügig geändert haben (s. Tabelle im Anhang).

Tab.7: Artenzahlen der Flächen, Entwicklung der  $\alpha$ -Biodiversität und floristische Ähnlichkeiten zwischen den Aufnahmen verschiedener Jahre

	SW0801/01i	SW0802	SW0803/03i	SW0804	SW0805	SW0806/06i
Flächengröße	180 m <sup>2</sup>	180 m <sup>2</sup>	180 m <sup>2</sup>	250 m <sup>2</sup>	250 m <sup>2</sup>	180 m <sup>2</sup>
Artenzahl 2000	46/59	25	65/78	64	75	33/36
Artenzahl 2003	45/51	26	66/61	70	63	35/42
Artenzahl 2007	37/56	35	59/54	60	60	42/35
Artenzahl 2009	45/52	34	66/66	67	72	50/36
Artenzahl 2012	44/52	35	55/52	54	60	52/32

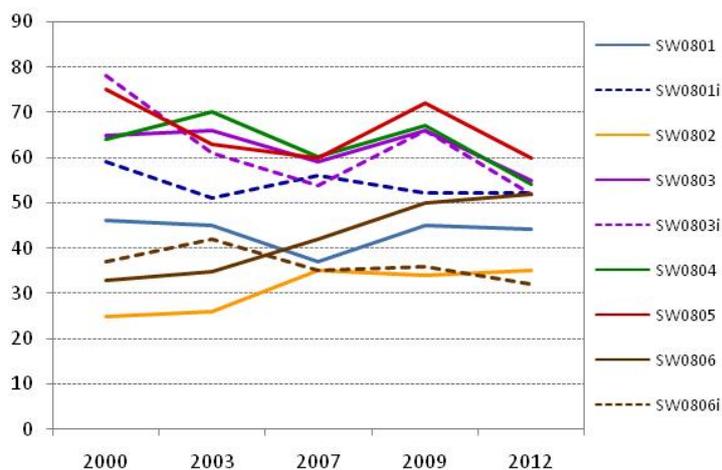


Abb.20: Entwicklung der Artenzahl im Untersuchungszeitraum 2000 bis 2012.

Hinsichtlich der Entwicklung ergibt sich ein differenziertes Bild. Zunächst sollen die Bestände betrachtet werden, ohne bei M2+-Flächen deren Innenflächen einzubeziehen. Auf einigen Flächen zeigt sich im letzten Untersuchungsintervall 2009-2012 eine Abnahme der Artenvielfalt, so im trockenen Erlenwald SW0803 und in den Rabattenhalborsten SW0804 und 05. Einen starken Anstieg verzeichnet die Fläche SW0806. Hier handelt es sich um einen langzeitigen Trend seit Flächeneinrichtung 2000 und es spielen dabei offenbar (auch) die Pflegeeingriffe in die Strauchschicht eine entscheidende Rolle. Infolgedessen hat sich nicht nur der Deckungsgrad der Krautschicht erhöht (s. Kap. 2.4.2.2), sondern auf den Untersuchungsparzellen finden sich neben den alten auch ganz neue Arten ein.

Keine Veränderung zeigt der nasse Bestand SW0801, er scheint in seiner Artenstruktur im Allgemeinen recht stabil zu sein. Für den Bestand SW0802 gilt das für die letzten Aufnahmetermine seit 2007. Zuvor war der Bestand noch artenärmer als er sich jetzt darstellt. Möglicherweise hat die Auflichtung des Kronendaches zunächst zu einer Anhebung der  $\alpha$ -Diversität beigetragen. Nach Ausbildung von Seggen-Dominanzbeständen fehlen aber die

Nischen zur Etablierung weiterer Sumpfpflanzen. Weiterhin könnten Kräuter bei zeitweise niedrigen Wasserstand unter dem offenen Himmel schneller austrocknen als die Sauergräser.

Die Bestände SW03, 04 und 05 weisen eine Depression im Jahr 2007 und einen zeitweiligen Anstieg in 2009 auf. Ohne die Depression in 2007, die ihre Ursache auch im späten Aufnahmezeitpunkt haben könnte, ist der Artenrückgang zum Jahre 2012 noch augenfälliger. Vielleicht spielt der lange Überstau in den Jahren 2010 und 2011 eine Rolle, wodurch die früh entwickelnden Arten benachteiligt wurden.

Bei den M2+ -Beständen lassen sich zwischen Außen- und Innenflächen nicht generell synchrone oder gegenläufige Trends beschreiben. Hierbei ist zu beachten, dass nur beim Flächenpaar SW0803/03i der Zaun seine Funktion im gesamten Untersuchungszeitraum 2000 bis 2012 erfüllt (hat). Hier laufen die Entwicklungen innerhalb und außerhalb des Zaunes etwa ähnlich. Bemerkenswert ist aber, dass innerhalb des Zaunes ein starker Artenverlust eingetreten ist. Hier konnte sich eine Strauchschicht etablieren, durch die offenbar Arten der Kraut- und Mooschicht verdrängt werden (Kap. 2.4.2.2).

Die Fluktuationen zwischen dem Flächenpaar SW0801/01i hingegen sind nicht deckungsgleich. Wie auf der Außenfläche scheint aber auch in der Innenfläche die Artengemeinschaften relativ stabil zu sein und die Schwankungsbreite ist gering. Zu jedem Termin weist die Innenfläche mehr Arten als die Außenfläche auf.

Für das Flächenpaar SW0806/06i ist ein gegenläufiger Trend festzustellen: Während auf der Außenfläche die Artenvielfalt kontinuierlich ansteigt, ist sie im Zaun seit 2003 rückläufig. Die dichter werdenden Kronen der oberen und unteren Baumschicht führten nicht nur zu einem Rückgang des Deckungsgrades von Kraut- und Mooschicht, sondern auch zum Artenverlust auf (vergleichsweise kleinen!) der Fläche der Parzellen.

#### **2.4.3.2.2 Floristische Ähnlichkeit zwischen den Terminen**

Wie für den Vergleich von Flächen (Kap. 2.4.3.1.3) eignen sich zur Beschreibung floristischer Veränderungen zwischen zwei Zeitpunkten Jaccard- und Sørensen-Index sowie der Massengemeinschaftskoeffizient nach Ellenberg. Im vorliegenden Fall wird der Anteil der wieder aufgefundenen Arten mit der Anzahl der ausschließlich an den entsprechenden Terminen vorgekommenen Arten ins Verhältnis gesetzt. Mit dem Sørensen-Index werden die wiedergefundenen „Dauerarten“ stärker gewichtet. Beim Gemeinschaftskoeffizienten nach Ellenberg wurden wieder die Arten der Kraut- und Mooschicht bzw. der Strauch-, Kraut- und Mooschicht berücksichtigt. Für den Zeitvergleich schien darüberhinaus der Ausschluss von Schwimmpflanzen sinnvoll zu sein (betrifft Flächen SW0804 und 05 mit ihren „Graben-Parzellen“), weil die Bedeckung entsprechend der jährlichen Witterung sehr variieren kann und Deckungsunterschiede nicht auf Veränderungen des z.B. Wasserchemismus zurückgeführt werden dürfen.

Prinzipiell muss gesagt werden, dass es bei nur wenigen Vergleichsterminen kaum möglich ist, induzierte, langfristige und gerichtete Trends (Sukzessionen) von natürlichen, ökosystemimmanenten Fluktuationen zu unterscheiden. Trotzdem sollen einige Beobachtungen beschrieben und gedeutet werden (Tab.8).

Tab.8: Floristische Ähnlichkeit zwischen den Terminen. Gemeinschaftskoeffizienten nach Jaccard ( $G_J$ ), Sørensen ( $G_S$ ) und Ellenberg ( $G_E$ ) [%]

		2000/ 03	2003/ 07	2007/ 09	2009/ 12	2000/ 07	2000/ 09	2000/ 12	2003/ 09	2003/ 12	2007/ 12
Jaccard- Index ( $G_J$ )	SW0801	78	66	77	73	71	69	63	70	64	66
	SW0801i	77	68	67	61	72	71	57	69	57	62
	SW0802	70	61	77	75	62	59	61	67	63	82
	SW0803	77	74	76	70	77	70	64	65	57	70
	SW0803i	72	69	74	62	59	69	52	79	58	59
	SW0804	76	65	68	61	70	67	59	64	59	61
	SW0805	73	50	65	65	53	65	57	59	60	64
	SW0806	36	37	68	65	62	53	48	37	33	50
	SW0806i	65	63	67	64	59	59	56	66	60	60
Sørensen- Index ( $G_S$ )	SW0801	88	80	87	84	83	81	77	82	78	80
	SW0801i	87	81	80	75	84	83	73	82	73	77
	SW0802	82	75	87	86	77	76	75	80	77	90
	SW0803	87	85	86	83	87	82	78	79	73	82
	SW0803i	83	82	85	77	74	82	68	88	73	74
	SW0804	87	78	81	75	82	80	75	78	74	75
	SW0805	84	67	79	79	70	79	73	74	75	78
	SW0806	53	54	81	79	76	69	65	53	50	6
	SW0806i	78	77	81	78	74	74	71	79	75	75
Ellenberg- Index (K+M- Schicht) ( $G_E$ )	SW0801	99,7	99,1	99,8	99,9	98,4	99,2	98,8	99,5	99,2	99,4
	SW0801i	99,1	93,4	98,8	99,1	95,7	97,5	90,8	97,2	89,1	97,7
	SW0802	99,1	99,4	99,9	99,8	99,4	99,1	97,1	99,3	96,7	99,8
	SW0803	98,9	97,9	99,6	93,5	98,8	98,1	90,4	96,8	90,5	91,6
	SW0803i	96,6	88,7	99,0	98,8	81,1	86,1	86,9	89,0	89,9	98,8
	SW0804	98,2	96,3	94,1	77,6	95,2	92,8	76,4	92,8	78,8	75,6
	SW0805	97,8	93,3	97,6	81,6	93,8	97,4	76,4	95,2	74,1	76,0
	SW0806	92,8	40,8	96,6	92,8	65,5	72,0	55,0	57,9	45,2	94,9
	SW0806i	98,8	77,2	81,0	81,7	80,8	60,8	90,4	68,7	91,7	91,5
Ellenberg- Index (S+K+M- Schicht) ( $G_E$ )	SW0801	99,7	99,2	99,9	99,5	98,6	99,2	98,7	99,6	99,0	99,2
	SW0801i	98,9	94,6	98,8	99,1	96,5	97,9	91,4	97,7	89,9	97,7
	SW0802	99,0	99,3	99,8	99,7	99,4	99,1	97,7	99,4	97,5	99,6
	SW0803	98,9	98,6	99,5	93,7	99,4	99,5	90,7	98,3	90,6	91,7
	SW0803i	97,3	98,8	99,0	98,7	91,6	96,7	95,1	99,3	98,0	98,9
	SW0804	98,4	97,1	98,9	82,2	96,1	99,0	80,2	98,3	82,7	78,1
	SW0805	97,7	94,1	97,3	82,4	94,9	98,9	79,2	96,8	77,2	77,6
	SW0806	97,0	44,9	93,0	94,2	93,0	91,2	95,3	63,5	59,1	92,0
	SW0806i	99,4	96,9	90,48	89,7	95,8	76,3	95,7	89,1	98,3	95,2

Bei den Erlenbeständen mit dreijährigem Aufnahmerhythmus bestehen die größten Übereinstimmungen in der Tendenz zwischen der Erstaufnahme (2000) und der ersten Wiederholungsaufnahme (2003, Tab.8). Der floristische Abstand ist zwischen 2003 und 2007 am größten. Auch das Zeitintervall ist hier am längsten. Im letzten Untersuchungsintervall 2009-12 waren die Veränderungen ebenfalls relativ groß.

Die stärkste Dynamik fand im Traubenkirschen-Eschenwald, genauer der Außenfläche SW0806 im Zeitraum 2000...2007 statt. Dieser Bestand (Außenfläche) entfernte sich im Laufe der Zeit auch immer mehr von dem floristischen Zustand, den er bei Flächeneinrichtung hatte (2000, s. zweite Zahlenkolonne in Tab.8). Dass das im Hinblick auf die Artenvielfalt kein negativer Befund sein muss, macht die Entwicklung der Artendiversität deutlich (s. Kap.

2.4.3.2.1). Eine immer größer werdende floristische Distanz ist auch in den Beständen SW0801, 01i, 03 und 04 zu beobachten.

Werden quantitative Aspekte hinzugezogen, ist dieser Trend in SW0806 und 06i noch deutlicher erkennbar, und eine Veränderung wird auch in den Rabattenhalbforsten augenfällig. Insbesondere in den letzten beiden Untersuchungsintervallen hat sich die Dominanzstruktur stärker verändert.

## 2.4.4 Stetigkeiten

### 2.4.4.1 Vergleich der Stetigkeiten zwischen den Flächen (2012)

Ein schnelles Einschwenken der Arten-Areal-Kurve auf eine relative Sättigung wird durch eine große Häufigkeit hochsteter gegenüber eher seltenen Arten erreicht. Eine hohe relative Stetigkeit wird durch hohe Individuendichte (z.B. flächiger Wuchs in Herden, oder Kolonien) und eine gleichmäßige Verteilung (z.B. Zufallsverteilung, Unterdispersion) auf der Skala der Parzellengröße erreicht. Geringe Stetigkeiten treten bei geklumpter Wuchsweise mit großen Besiedlungslücken und bei Einzelgängern auf.

Da bei 18 Probequadraten das Vorkommen in einer Parzelle einer Stetigkeit von 6% und das Vorkommen in zwei Parzellen einer Stetigkeit von 11% bedeutet, wurden bei den Flächen SW0801, 01i, 02, 03, 03i, 06 und 06i die Grenzen der unteren Stetigkeitsklassen wie folgt abgegrenzt: r:  $\leq 6\%$ , +:  $>6\dots 11\%$  und I:  $>11\dots 20\%$ . Somit konnten auch bei diesen Flächen diese Stetigkeitsklassen sinnvoll belegt werden. In den Rabattenhalbforsten SW0804 und 05 wurde die Vegetation auf insgesamt 24 Parzellen (mit Graben) aufgenommen und es konnte die konventionelle Klasseneinteilung zugrunde gelegt werden. Die übliche Einteilung geht aus Legende von Abb.21 hervor.

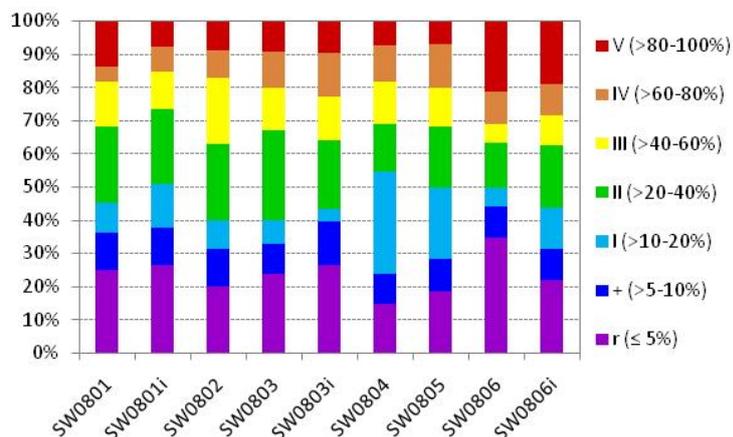


Abb.21: Artenanteile nach Stetigkeitsklassen im Jahr 2012. Bei Flächen mit 18 Probequadraten (SW0801, 01i, 02, 03, 03i, 06, 06i) wurden die unteren Stetigkeitsklassen abweichend wie folgt abgegrenzt: r:  $\leq 6\%$ , +:  $> 6\dots 11\%$ , I:  $> 11\dots 20\%$ )

Die Abb.21 verdeutlicht, wie die Individuen der Arten über die Aufnahme-parzellen verteilt sind. Einen hohen Anteil an hochsteten Arten weist der Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806) auf. Unter den „reinen“ Erlenwäldern treten im Brennessel-Schwarzerlenwald (SW0803) noch relativ viele Arten mit hoher Stetigkeit auf.

Der Anteil seltener Arten ist (außer in SW0806) im nassen Großseggen-Schwarzerlenwald (SW0801) und den Rabatten-Halbforsten (SW0804, SW0805) am höchsten. Gleichzeitig ist die Anzahl hochsteter Arten gering. Das könnte auf eine geringere Standortshomogenität

zwischen den Parzellen und das höhere Angebot von Nischen hindeuten. Im Seggen-dominierten feuchten Erlenbestand SW0802 herrschen mittlere Stetigkeiten vor.

Bei den Flächenpaaren SW0801a/i (nasser Großseggen-Schwarzerlenwald) und SW0806a/i (Traubenkirschen-Eschenwald) ist innerhalb des Zauns der Anteil geringsteter Arten höher, in SW0801i gleichzeitig der Anteil häufiger Arten seltener. Möglicherweise spiegelt sich hier der homogenisierende Einfluss der Äsung wider (allerdings ist bei SW0801i der Zaun defekt). Davon abweichend davon ist auf der Außenfläche von SW0806 der Anteil Arten mit geringer Häufigkeit auffallend hoch. Es handelt sich offenbar um Neankömmlinge (die Artenzahl steigt, gefördert durch den Pflegeeingriff!), die sich noch in Ausbreitung befinden.

#### 2.4.4.2 Veränderung der Stetigkeiten (2000-12)

In Abb.22 ist die Entwicklung der Artanteile der verschiedenen Stetigkeitsklassen über den Untersuchungszeitraum 2000 bis 2012 angegeben.

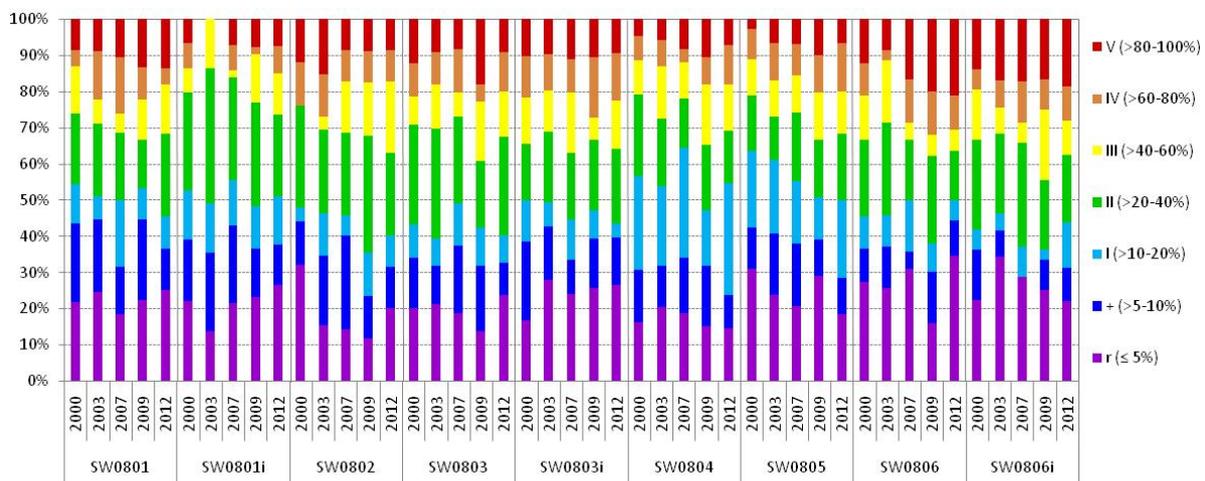


Abb.22: Entwicklung der Artenanteile nach Stetigkeitsklassen im Untersuchungszeitraum 2000-2012. Bei Flächen mit 18 Probequadraten (SW0801, 01i, 02, 03, 03i, 06, 06i) wurden die unteren Stetigkeitsklassen abweichend wie folgt abgegrenzt: r:  $\leq 6\%$ , +:  $> 6 \dots 11\%$ , I:  $> 11 \dots 20\%$

Im Seggen-dominierten feuchten Schwarzerlenbestand (SW0802) ist ein Rückgang der Arten mit geringerer Stetigkeit erkennbar (Abb.22). Auch im Rabattenhalbforst SW0805, wo der Anteil geringsteter Arten ursprünglich ausgesprochen hoch war, ist dieser Rückgang erkennbar. Gleichzeitig steigt hier der Anteil von Arten mit hoher Stetigkeit deutlich an. Ein ähnlicher Verlauf ist im Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806) feststellbar.

In der gezäunten Fläche SW0806i mit sehr dichtem Gehölzaufwuchs ging nicht nur die Gesamtartenzahl (Kap. 2.4.3.2), sondern hier vor allem der Anteil seltener Arten zurück (Abb.22). Zurück bleiben offenbar – mit geringer Deckung – weit verbreitete, schattentolerante Arten, wie z.B. *Moehringia trinervia*, *Glechoma hederacea* und *Impatiens parviflora*. In der Außenfläche hat der Pflegeeingriff zu einer Schließung der Bodenvegetationsdecke geführt (Kap. 2.4.2.2) und ein hoher Anteil von Arten ist in vielen Parzellen gleichzeitig vertreten. Zusätzlich ist im letzten Zeitraum ein Anstieg der seltenen Arten zu verzeichnen, offenbar Neankömmlinge, die sich noch ausbreiten. Die Arten-Areal-Kurve wird bei vorgegebener Flächengröße nicht ideal abgebildet (Kap. 2.4.3.1.2).

Für eine objektive Einschätzung, welche Arten im Beobachtungszeitraum 2000 bis 2012 tendenziell ab- oder zunehmen, wurde wie folgt verfahren: Für die Definition der Häufigkeit wurde nicht der Deckungsgrad der Art zu Grunde gelegt, sondern die Anzahl der Parzellen, in der sie präsent war (Stetigkeit). Die Veränderung wurde zwischen jedem Termin zum vorangegangenen geprüft. Dazu wurden Rangzahlen vergeben (Tab.9). In Tab.11 ist die Artendynamik zwischen den Aufnahmetermen 2000/03, 2003/07, 2007/09 und 2009/12 dokumentiert.

Für den Vergleich mit dem Ausgangszustand 2000 wurden die *Rangzahlen* aus *allen* Vergleichen jeweils aufeinander folgender Termine summiert. Bei dem so erhaltenen Wert handelt es sich demnach nicht um den diskreten Vergleich des Zustandes 2012 mit dem bei Beobachtungsbeginn (2000). Hier werden die gerichteten Tendenzen innerhalb des Untersuchungszeitraumes etwas besser abgebildet. In Tab.10 wird die Analyse am Beispiel der Art *Dryopteris carthusiana* in der Fläche SW0801 demonstriert.

In Tab.11 sind alle Arten aufgeführt, deren Stetigkeiten sich auf den jeweiligen Flächen um mindestens 20% verändert haben.

Veränderung Stetigkeit $\Delta St = St_{t_2} - St_{t_1}$ [%]	Rangzahl
Abnahme > 60	-4
Abnahme > 40-60	-3
Abnahme > 20-40	-2
Abnahme bis 20	-1
Gleich	0
Zunahme bis 20	+1
Zunahme > 20-40	+2
Zunahme > 40-60	+3
Zunahme > 60	+4

Jahr	2000	2003	2007	2009	2012
Stetigkeit [%]	33	39	61	56	72
Vergleichsjahre	00-03	03-07	07-09	09-12	<b>00-12</b>
Zu- od. Abnahme [%]	+6	+22	-5	+16	<b>+39</b>
Zu- od. Abnahme [Rang]	+1	+2	-1	+1	<b>+2</b>

Tab.9 (li.): Zuordnung von Stetigkeitsveränderung und von Rangzahl

Tab.10 (o.): Veränderung der Stetigkeit von *Dryopteris carthusiana* in Fläche SW0801

Im nassen Erlenbestand SW0801/01i sind seit Flächeneinrichtung sowohl außerhalb als auch innerhalb des Zaunes *Ribes nigrum*, *Calliargonella cuspidata* und *Plagimnium affine* zurückgegangen; *Lythrum salicaria*, *Dryopteris carthusiana*, *Brachythecium rivulare*, *Eurhynchium praelongum* und *Plagiomnium cuspidatum* haben zugenommen.

In SW0802 sind *Solanum dulcamara* und *Calystegia sepia* seltener, dafür aber einige Arten häufiger, u.a. auch hier *Lythrum salicaria*. Möglicherweise gingen die zuerst genannten Windenpflanzen aufgrund der üppigen Seggenentwicklung zurück.

Im Bestand SW0803/03i waren außerhalb und innerhalb des Zaunes *Bidens frondosa*, *Deschampsia flexuosa* und *Plagiomnium affine* rückläufig, während *Carex acutiformis*, *Lythrum salicaria*, *Rorippa palustris*, *Calliargon cordifolium* und *Plagiomnium affine* auf dem Vormarsch sind.

In den Rabattenhalbförsten SW0804 und 05 sind *Eupatorium cannabinum* und *Galeopsis bifida* auf dem Rückgang; *Rubus fruticosus* agg., *Impatiens parviflora*, *Moehringia trinervia* und *Brachythecium rutabulum* haben zugewonnen. Es handelt sich um Ruderalarten.

Während sich in der von Strauchaufwuchs befreiten Außenfläche SW0806 z.B. *Urtica dioica* und *Geum urbanum* ausbreiten, gehen die gleichen Arten in der dunklen Innenfläche

SW0806i zurück. Hier konnten sich nur genügsame Schattenpflanzen, wie *Moehringia trinervia*, *Brachythecium rutabulum* und *Ulmus laevis*-Keimlinge halten und sich im Unterholz mehr oder weniger gleichmäßig etablieren.

Genauerer Analyse bedürfen die Fluktuationen zwischen den Einzelterminen. Hier muss noch herausgearbeitet werden, ob es sich um immanente, biologische oder von außen, z.B. durch das Überflutungsregime gesteuerte Fluktuationen handelt.

Im nassen Erlenbestand SW0801/01i nahmen bis 2007 *Ulmus laevis* und *Galium palustre* zu und bis 2009 *Lysimachia thyrsoiflora* und *Eurynchium hians*, während sie im darauffolgenden Zeitraum bis 2012 wieder deutlich abnahmen.

Auch im Bestand SW0802 und SW0803/03i stieg bis 2007 die Stetigkeit von *Ulmus laevis* an (viele Keimlinge) und nahm anschließend z.T. wieder ab (SW0802). Hier sind Samenjahre oft für die Anzahl der Keimlinge ausschlaggebend. Die Fluktuationen haben dann aber keinen großen Bioindikationswert, da die Keimlinge im Allgemeinen rasch wieder verschwinden.

Auch in den Rabattenhalbforsten zeigen sich Fluktuationen. In SW0804 gingen von 2007 zu 2009 die Stetigkeiten von *Phalaris arundinacea* und *Brachythecium rutabulum* zurück und stiegen bis 2012 wieder an. Umgekehrt stiegen bis 2009 die Häufigkeiten von *Galeopsis bifida* und *Lysimachia vulgaris*, um im darauffolgenden Zeitabschnitt wieder abzusinken. Im Bestand SW0805 nahmen bis 2009 *Myosotis scorpioides* zu und *Carex elata* ab; beide Arten kehrten ihren Trend anschließend wieder um. In diesem Fall kann es sein, dass *Myosotis* durch eine starke Entwicklung von *Carex* gehemmt und bei geringem Wuchs gefördert wird.

Tab.11: Ab- und Zunahme der Arthäufigkeit im Beobachtungszeitraum 2000 bis 2012 (Erläuterungen im Text)

Fläche	-/+	2000/03	2003/07	2007/09	2009/12	2000/12
SW0801	-4					
	-3					
	-2		<i>Ribes nigrum, Plagiomnium affine, Humulus lupulus, Carex riparia, Prunus padus</i>	<i>Ulmus laevis, Galium palustre</i>	<i>Oenanthe aquatica, Lysimachia thyrsiflora, Eurhynchium hians</i>	<i>Calliergonella cuspidate, Ribes nigrum, Plagiomnium affine</i>
	+2	<i>Prunus padus</i>	<i>Ulmus laevis, Eurhynchium hians, Galium palustre, Dryopteris carthusiana</i>	<i>Humulus lupulus, Lythrum salicaria, Lysimachia thyrsiflora, Eurhynchium hians</i>	<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>Eurhynchium hians, Lythrum salicaria, Eurhynchium praelongum, Iris pseudacorus, Dryopteris carthusiana, Plagiomnium cuspidatum</i>
	+3					<i>Brachythecium rivulare</i>
+4						
SW0801i	-4					<i>Calliergonella cuspidata</i>
	-3	<i>Calliergonella cuspidate, Thelypteris palustris, Alnus glutinosa, Carex acutiformis, Urtica dioica</i>			<i>Eurhynchium hians</i>	<i>Plagiomnium affine</i>
	-2	<i>Ribes nigrum, Atrichum undulatum, Calystegia sepium, Carex elata, Eurhynchium hians</i>	<i>Plagiomnium affine, Plagiothecium nemorale</i>	<i>Calliergonella cuspidate, Urtica dioica, Eurhynchium praelongum, Ulmus laevis, Plagiothecium curvifolium</i>	<i>Scrophularia nodosa, Lysimachia thyrsiflora, Moehringia trinervia</i>	<i>Ribes nigrum, Atrichum undulatum, Carex elata, Eurhynchium hians, Phalaris arundinacea, Scrophularia nodosa</i>
	+2		<i>Calliergonella cuspidate, Calystegia sepium, Eurhynchium hians, Dryopteris carthusiana, Eurhynchium praelongum, Brachythecium rivulare, Plagiomnium cuspidatum, Ulmus laevis, Plagiothecium curvifolium</i>	<i>Eurhynchium hians, Lysimachia thyrsiflora, Brachythecium rivulare, Plagiomnium cuspidatum, Impatiens noli-tangere</i>	<i>Urtica dioica, Dryopteris carthusiana, Plagiothecium nemorale, Lysimachia vulgaris, Scrophularia umbrosa, Impatiens noli-tangere, Lythrum salicaria</i>	<i>Dryopteris carthusiana, Eurhynchium praelongum, Plagiomnium cuspidatum, Solanum dulcamara, Lysimachia vulgaris, Scrophularia umbrosa, Mniium hornum, Stachys palustris</i>
	+3		<i>Thelypteris palustris, Alnus glutinosa, Carex acutiformis</i>		<i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Brachythecium rivulare, Impatiens noli-tangere, Lythrum salicaria</i>
+4		<i>Urtica dioica</i>				
SW0802	-4					
	-3		<i>Carex elata</i>			
	-2	<i>Scrophularia umbrosa</i>	<i>Prunus padus, Carex riparia</i>	<i>Ulmus laevis, Calliergonella cuspidata</i>	<i>Eurhynchium hians, Brachythecium rivulare, Calystegia sepium, Lysimachia thyrsiflora</i>	<i>Solanum dulcamara, Calystegia sepium</i>
	+2	<i>Carex riparia, Glyceria maxima</i>	<i>Galium palustre, Lycopus europaeus, Frangula alnus, Ulmus laevis, Dryopteris carthusiana, Symphytum officinale, Lythrum salicaria</i>	<i>Eurhynchium hians, Peucedanum palustre</i>	<i>Frangula alnus</i>	<i>Galium palustre, Lycopus europaeus, Frangula alnus, Dryopteris carthusiana, Symphytum officinale, Peucedanum palustre, Impatiens noli-tangere, Glyceria maxima</i>
	+3		<i>Calliergonella cuspidata</i>	<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Brachythecium rivulare</i>
+4	<i>Carex elata</i>				<i>Eurhynchium praelongum, Lythrum salicaria</i>	

Fläche	-/+	2000/03	2003/07	2007/09	2009/12	2000/12
SW0803	-4					<i>Bidens frondosa</i>
	-3	<i>Bidens frondosa</i>			<i>Bidens frondosa, Glyceria fluitans, Lycopus europaeus, Eurhynchium hians, Ulmus laevis, Lysimachia thyrsoflora</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>
	-2	<i>Myosotis scorpioides, Glyceria maxima</i>	<i>Deschampsia cespitosa, Mniun hornum, Calamagrostis canescens, Oenanthe aquatic, Poa trivialis, Stachys palustris, Bidens tripartite, Persicaria hydropiper, Stellaria nemorum, Carex riparia, Moehringia trinervia</i>		<i>Deschampsia cespitosa, Mniun hornum, Calystegia sepium, Iris pseudacorus, Juncus effuses, Rumex obtusifolius, Galium palustre, Stellaria aquatic, Dryopteris carthusiana</i>	<i>Mniun hornum, Phalaris arundinacea, Rosa canina agg., Calystegia sepium, Glyceria fluitans, Iris pseudacorus, Lycopus europaeus, Myosotis scorpioides, Plagiomnium affine, Ranunculus repens</i>
	+2	<i>Poa trivialis, Bidens tripartite, Stellaria nemorum, Carex riparia, Carex elata, Lysimachia thyrsoflora, Moehringia trinervia, Lythrum salicaria</i>	<i>Glyceria maxima, Galium palustre, Stellaria aquatica, Ulmus laevis</i>	<i>Bidens frondosa, Eurhynchium hians, Lysimachia vulgaris, Peucedanum palustre, Impatiens noli-tangere, Ulmus laevis, Brachytheceum rutabulum, Dryopteris carthusiana, Eurhynchium praelongum, Lysimachia thyrsoflora, Moehringia trinervia, Plagiomnium cuspidatum, Thelypteris palustris, Lythrum salicaria</i>	<i>Carex riparia</i>	<i>Galium palustre, Brachytheceum rutabulum, Carex riparia, Carex elata, Lysimachia thyrsoflora, Moehringia trinervia, Calliargon cordifolium, Carex acutiformis</i>
	+3				<i>Persicaria hydropiper, Rorippa palustris</i>	<i>Lythrum salicaria, Rorippa palustris</i>
	+4					
SW0803i	-4	<i>Phalaris arundinacea</i>			<i>Calystegia sepium</i>	<i>Lycopus europaeus, Calystegia sepium, Phalaris arundinacea</i>
	-3	<i>Lycopus europaeus, Bidens frondosa, Plagiomnium affine</i>			<i>Eurhynchium hians</i>	<i>Rubus fruticosus agg., Stachys palustris, Bidens frondosa</i>
	-2	<i>Stachys palustris, Festuca gigantea, Persicaria hydropiper, Poa trivialis, Ranunculus repens, Symphytum officinale, Calamagrostis canescens, Galium palustre, Lythrum salicaria</i>	<i>Rubus fruticosus agg., Deschampsia cespitosa, Juncus effuses, Carex elata, Peucedanum palustre, Moehringia trinervia, Carex riparia, Prunus padus, Scutellaria galericulata, Ulmus laevis</i>	<i>Plagiomnium affine, Lysimachia thyrsoflora</i>	<i>Lycopus europaeus, Geranium robertianum, Lysimachia vulgaris, Peucedanum palustre, Impatiens noli-tangere, Lophocolea bidentata, Solanum dulcamara, Hypnum cupressiforme, Plagiomnium cuspidatum</i>	<i>Deschampsia cespitosa, Geranium robertianum, Juncus effuses, Lysimachia vulgaris, Plagiomnium affine, Carex elata, Festuca gigantea, Persicaria hydropiper, Peucedanum palustre, Poa trivialis, Quercus robur, Ranunculus repens, Symphytum officinale, Carex riparia</i>
	+2	<i>Scutellaria galericulata, Ulmus laevis</i>	<i>Plagiomnium affine, Carex acutiformis, Galium palustre, Lysimachia thyrsoflora, Dryopteris carthusiana, Plagiomnium cuspidatum, Eurhynchium hians</i>	<i>Impatiens noli-tangere, Moehringia trinervia, Lophocolea bidentata, Hypnum cupressiforme, Plagiomnium cuspidatum, Eurhynchium hians</i>		<i>Carex acutiformis, Brachytheceum rutabulum, Calliargon cordifolium, Dryopteris carthusiana, Lythrum salicaria, Plagiomnium cuspidatum, Eurhynchium hians, Impatiens parviflora, Ribes nigrum</i>
	+3			<i>Brachytheceum rutabulum</i>		
	+4			<i>Lythrum salicaria</i>		

Fläche	-/+	2000/03	2003/07	2007/09	2009/12	2000/12
SW0804	-4		<i>Impatiens noli-tangere</i> ,		<i>Juncus effusus</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i>
	-3		<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>Brachythecium rutabulum</i>	<i>Solanum dulcamara</i> , <i>Eurhynchium hians</i>	
	-2	<i>Calamagrostis canescens</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Atrichum undulatum</i> , <i>Galeopsis bifida</i> , <i>Symphytum officinale</i> , <i>Carex elata</i> , <i>Plagiothecium nemorale</i> , <i>Moehringia trinervia</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Lycopus europaeus</i> , <i>Atrichum undulatum</i> , <i>Galeopsis bifida</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Stellaria aquatica</i> , <i>Calamagrostis canescens</i> , <i>Cardamine amara</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Lycopus europaeus</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Solanum dulcamara</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Galeopsis bifida</i>
	+2	<i>Carex elata</i> , <i>Carex riparia</i> , <i>Equisetum fluviatile</i> , <i>Plagiothecium nemorale</i> , <i>Eurhynchium praelongum</i> , <i>Rubus fruticosus</i> agg.	<i>Eurhynchium hians</i> , <i>Brachythecium rutabulum</i>	<i>Atrichum undulatum</i> , <i>Galeopsis bifida</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Equisetum fluviatile</i> , <i>Eurhynchium hians</i> , <i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Lemna minor</i>	<i>Impatiens parviflora</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Rubus fruticosus</i> agg.
	+3		<i>Stellaria aquatica</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Brachythecium rivulare</i> , <i>Lythrum salicaria</i>	<i>Brachythecium rutabulum</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i> , <i>Moehringia trinervia</i> , <i>Prunus padus</i>
	+4			<i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Calamagrostis canescens</i> , <i>Moehringia trinervia</i>		
SW0805	-4				<i>Eurhynchium hians</i>	
	-3		<i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Poa trivialis</i>		<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Galeopsis bifida</i>
	-2	<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Cirsium arvense</i> , <i>Brachythecium rivulare</i> , <i>Myosotis scorpioides</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Calamagrostis canescens</i> , <i>Lythrum salicaria</i>	<i>Galeopsis bifida</i> , <i>Stachys palustris</i> , <i>Moehringia trinervia</i>	<i>Carex elata</i>	<i>Lysimachia thyrsiflora</i> , <i>Myosotis scorpioides</i> , <i>Atrichum undulatum</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Scrophularia nodosa</i> , <i>Juncus effusus</i>	<i>Cirsium arvense</i> , <i>Stachys palustris</i> , <i>Brachythecium rivulare</i> , <i>Myosotis scorpioides</i>
	+2	<i>Atrichum undulatum</i> , <i>Moehringia trinervia</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Lysimachia thyrsiflora</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Eurhynchium hians</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Myosotis scorpioides</i> , <i>Calamagrostis canescens</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Moehringia trinervia</i> , <i>Impatiens parviflora</i>	<i>Carex elata</i> , <i>Galium palustre</i>	<i>Brachythecium plumosum</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Moehringia trinervia</i> , <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Rubus fruticosus</i> agg.
	+3	<i>Poa trivialis</i>	<i>Brachythecium rutabulum</i>	<i>Galeopsis speciosa</i> , <i>Lythrum salicaria</i>	<i>Brachythecium plumosum</i> , <i>Impatiens parviflora</i>	<i>Galium palustre</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i>
	+4			<i>Impatiens noli-tangere</i>		<i>Impatiens parviflora</i>

Fläche	-/+	2000/03	2003/07	2007/09	2009/12	2000/12
SW0806	-4				<i>Eurhynchium hians</i>	
	-3	<i>Eurhynchium praelongum, Glechoma hederacea, Impatiens noli-tangere, Lamium maculatum</i>	<i>Atrichum undulatum</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Elymus caninus</i>	
	-2	<i>Sambucus nigra, Fraxinus excelsior, Festuca gigantea, Brachypodium sylvaticum, Plagiomnium cuspidatum</i>	<i>Lophocolea heterophylla, Plagiothecium cavifolium, Plagiothecium latebricola, Plagiothecium succulentum, Plagiothecium nemorale, Eurhynchium striatum, Impatiens parviflora</i>	<i>Sambucus nigra, Galium palustre</i>	<i>Fraxinus excelsior, Moehringia trinervia, Plagiomnium undulatum, Stellaria nemorum, Galium aparine, Brachythecium rutabulum</i>	<i>Sambucus nigra, Fraxinus excelsior</i>
	+2	<i>Eurhynchium hians, Lophocolea heterophylla, Plagiothecium cavifolium, Plagiothecium denticulatum, Plagiothecium latebricola, Plagiothecium succulentum, Eurhynchium striatum, Atrichum undulatum, Impatiens parviflora</i>	<i>Sambucus nigra, Galium palustre, Eurhynchium praelongum, Brachypodium sylvaticum, Geum urbanum, Circaea lutetiana</i>	<i>Plagiomnium undulatum, Dryopteris carthusiana, Impatiens noli-tangere, Stellaria nemorum, Atrichum undulatum, Impatiens parviflora, Circaea lutetiana</i>	<i>Geum urbanum, Homalia trichomanoides, Plagiomnium cuspidatum, Rubus fruticosus agg., Circaea lutetiana</i>	<i>Dryopteris carthusiana, Atrichum undulatum, Galium aparine, Impatiens parviflora, Homalia trichomanoides</i>
	+3	<i>Plagiothecium nemorale</i>	<i>Glechoma hederacea, Plagiomnium cuspidatum</i>	<i>Elymus caninus, Moehringia trinervia, Eurhynchium hians</i>		<i>Urtica dioica, Lamium maculatum, Plagiomnium cuspidatum</i>
	+4		<i>Urtica dioica, Lamium maculatum, Quercus robur, Rubus fruticosus agg., Rubus idaeus</i>	<i>Galium aparine, Brachythecium rutabulum</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Brachythecium rutabulum, Geum urbanum, Quercus robur, Rubus fruticosus agg., Circaea lutetiana, Rubus idaeus</i>
SW0806i	-4		<i>Sambucus nigra</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i>	<i>Eurhynchium hians</i>	
	-3			<i>Stachys sylvatica</i>	<i>Quercus robur, Stellaria nemorum, Urtica dioica</i>	
	-2	<i>Lamium maculatum, Geum urbanum, Impatiens noli-tangere, Plagiomnium cuspidatum</i>	<i>Lamium maculatum, Plagiomnium affine, Impatiens parviflora, Ulmus laevis, Moehringia trinervia</i>	<i>Sambucus nigra, Rubus idaeus, Climacium dendroides</i>	<i>Plagiomnium affine, Brachypodium sylvaticum, Plagiomnium undulatum, Mnium hornum, Brachythecium rutabulum</i>	<i>Lamium maculatum, Plagiomnium affine, Plagiomnium undulatum, Geum urbanum, Impatiens noli-tangere, Urtica dioica</i>
	+2	<i>Rubus fruticosus agg., Ulmus laevis, Moehringia trinervia</i>	<i>Mnium hornum, Climacium dendroides, Plagiomnium cuspidatum</i>	<i>Plagiomnium affine, Plagiomnium undulatum, Quercus robur, Urtica dioica, Plagiomnium cuspidatum, Brachythecium rutabulum</i>	<i>Plagiothecium laetum</i>	<i>Plagiomnium cuspidatum, Plagiothecium laetum, Ulmus laevis</i>
	+3	<i>Rubus idaeus, Brachythecium rutabulum</i>	<i>Stachys sylvatica</i>	<i>Stellaria nemorum, Moehringia trinervia</i>	<i>Ulmus laevis</i>	<i>Brachythecium rutabulum, Moehringia trinervia</i>
	+4	<i>Sambucus nigra</i>		<i>Eurhynchium hians</i>	<i>Eurhynchium praelongum</i>	

## 2.4.5 Artenverteilung ( $\beta$ -Diversität)

### 2.4.5.1 Vergleich der kleinräumigen Artenverteilungen zwischen den Flächen (2012)

Eine geringe Stetigkeit kann nicht nur durch die artspezifische Wuchsweise oder verbreitungs- und populationsbiologische Prozesse bedingt sein (z.B. dichter stehend oder ausgedünnt vorkommend), sondern auch vom Nischenangebot, also der (abiotischen) Standortsheterogenität abhängen.

Die Dispersion von Arten im Raum ist ein Merkmal von Biodiversität und wird nach dem Konzept von Whittaker (1972) als  $\beta$ -Diversität bezeichnet (syn. „Dominanz-Diversität“, „between habitat diversity“, vgl. Hornschuch & Riek 2009). Die  $\beta$ -Diversität, also der Grad an Heterogenität in Bezug auf die Pflanzenartenverteilung, kann mit dem Shannon-Index quantifiziert werden (Tab.12). Er beschreibt den mittleren Grad der Ungewissheit, eine bestimmte Art bei zufälliger Probenentnahme anzutreffen. Der Index alleine lässt aber noch nicht erkennen, ob der Wert aufgrund einer hohen Artenzahl bei unterschiedlicher Individuenzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist. Um die Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen vergleichen zu können, wurde die Evenness (Ebenmäßigkeit) berechnet (Tab.12). Sie ist das Verhältnis des Diversitätswertes zum maximal möglichen Diversitätswert, der sich bei größtmöglicher Gleichverteilung der Individuen auf die bestehenden Arten ergeben würde (Mühlenberg 1993).

Tab.12:  $\beta$ -Biodiversitätsindices der Flächen in den verschiedenen Aufnahmejahren

	Shannon-Index					Evenness				
	2000	2003	2007	2009	2012	2000	2003	2007	2009	2012
SW0801	1,90	1,80	1,62	1,70	1,63	0,50	0,47	0,45	0,45	0,43
SW0801i	1,92	1,79	1,76	1,28	1,57	0,47	0,46	0,43	0,32	0,39
SW0802	1,55	1,62	1,58	1,60	1,80	0,48	0,50	0,44	0,45	0,50
SW0803	2,28	2,10	1,88	2,13	2,10	0,55	0,50	0,46	0,51	0,52
SW0803i	2,34	2,20	2,09	2,14	2,24	0,54	0,54	0,52	0,51	0,56
SW0804	2,09	2,10	1,80	2,17	1,77	0,50	0,49	0,44	0,51	0,44
SW0805	1,99	1,73	2,04	2,11	2,13	0,46	0,42	0,50	0,49	0,52
SW0806	1,64	1,48	2,39	2,30	2,38	0,47	0,42	0,64	0,58	0,60
SW0806i	1,98	2,02	1,82	1,47	1,56	0,55	0,54	0,51	0,41	0,45

Eine niedrige *Evenness*, d. h. eine hohe *Heterogenität* der Individuenverteilung der Pflanzenarten im Jahr 2012 findet man z.B. im nassen Erlenwald SW0801/01i. Die größte Gleichverteilung der Arten ist in SW0806 (Außenfläche) realisiert. Auch der Bestand SW0803i weist eine hohe floristische Homogenität auf.

Ein Vergleich mit den bestandsspezifischen Artenzahlen macht deutlich, dass kein Zusammenhang zwischen  $\alpha$ - und  $\beta$ -Diversität besteht (vgl. Kap. 2.4.3.1.1). So weist der Bestand SW0803 einen relativ hohen Artenreichtum ( $\alpha$ ), aber nur eine geringe räumliche Heterogenität ( $\beta$ ) auf.

### 2.4.5.2 Veränderung der kleinräumigen Artenverteilung (2000-12)

In Abb.23 ist die Entwicklung der Evenness über die Jahre 2000 bis 2012 dargestellt.

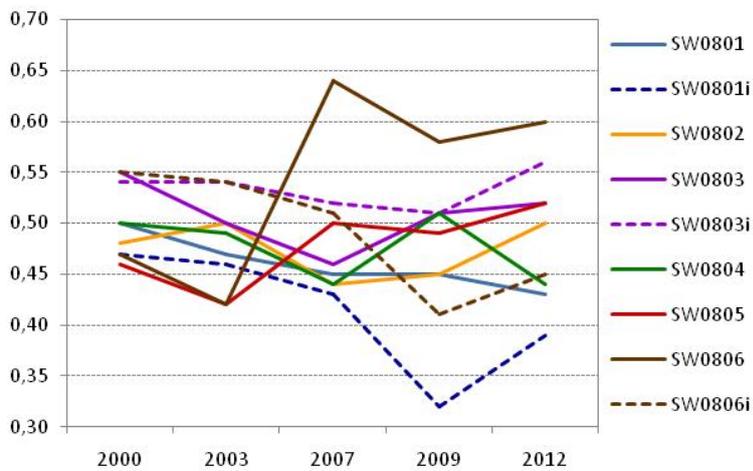


Abb.23: Entwicklung der Evenness in den Erlen-/Eschen-Beständen von 2000 bis 2012

Zwischen allen Flächen gleichgerichtete Veränderungen der Ebenmäßigkeit lassen sich nicht belegen. Im Beobachtungszeitraum unterlag die Außenfläche des Bestandes SW0806 der stärksten Dynamik im Blick auf die Artenverteilung. Von 2003 zu 2007 erfolgte hier eine sehr starke Homogenisierung und der Bestand weist seither das höchste Maß an Gleichverteilung seiner Arten auf (Kap. 2.4.5.1). Möglich bzw. verstärkt wurde diese Entwicklung sehr wahrscheinlich durch die Entnahme der Gehölze der Strauchschicht, wodurch sich ein gleichmäßiges Lichtregime am Boden eingestellt hat.

In SW0801 ist seit Flächeneinrichtung durchgehend eine Tendenz zur Ungleichverteilung gegeben. Hier führen möglicherweise Absterbeereignisse von einzelnen Alterlen und liegendes Totholz in Verbindung mit dem kleinräumigen Wechsel schlenkenartiger Überstaufflächen und erhöhter Seggenbülte zu einer Diversifizierung und Nischenbildung.

Auf den anderen Außenflächen lassen sich keine langzeitigen Trends erkennen. In SW0802, 03 und 05 sind die Pflanzenarten 2012 etwas homogener als 2009 verteilt, in SW0804 lässt sich für diesen Zeitabschnitt eher eine Diversifizierung ausmachen. Auf allen Innenflächen erfolgte bis 2009 ein Trend zur Entmischung, der im letzten Untersuchungsabschnitt bis 2012 aber wieder rückläufig war. Da in SW0801i und 06i das Wildgatter defekt ist, lassen sich die Befunde nicht vor dem Hintergrund des Wildeinflusses deuten. Die Dynamik im tatsächlich vor Wild geschützten Areal SW0803i ist hingegen gering.

### 2.4.6 Rote-Liste-Arten

In Tab.13 und Tab.14 sind alle Gefäßpflanzen mit Fundort und –termin aufgeführt, die in den Roten Listen für Deutschland (Ludwig & Schnittler 1996) und Brandenburg (Ristow et al. 2006) aufgeführt sind. Außerdem wird angegeben, mit welchen Stetigkeiten die Arten in den entsprechenden Jahren aufgetreten sind.

Die meisten geschützten Arten waren in den Vorjahren im Rabattenhalbforst SW0805 anzutreffen. Im Jahr 2012 sind hier allerdings auch nur wenige Arten auffindbar. Nur wenige oder keine Arten sind im Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806a/i) nachweisbar.

Das teilweise Fehlen der entsprechenden Arten in der gezäunten bzw. ungezäunten Variante bei den M2+-Beständen muss nicht unbedingt mit dem Äsungsdruck erklärt werden. Da die Aufnahmeflächen relativ klein sind, kann es sich um „Zufallstreffer“ handeln und die Bestände könnten durchaus mehr Arten resp. geschützte Arten beheimaten.

Tab.13: Anzahl geschützter Arten auf den Flächen in den Jahren 2000/03/07/09/12.

Fläche	Rote Liste BB	Rote Liste BRD	FFH Arten
SW0801	2/2/1/1/1	2/2/2/2/2	0/0/0/0/0
SW0801i	3/1/2/1/3	2/2/2/2/2	0/0/0/0/0
SW0802	0/1/1/1/1	1/2/2/2/2	0/0/0/0/0
SW0803	2/2/1/1/1	3/3/2/2/2	0/0/0/0/0
SW0803i	2/1/2/2/0	3/2/2/2/1	0/0/0/0/0
SW0804	1/1/2/1/0	2/2/2/1/1	0/0/0/0/0
SW0805	5/4/4/5/2	4/3/3/4/2	0/0/0/0/0
SW0806	0/0/1/2/1	0/0/1/1/0	0/0/0/0/0
SW0806i	1/1/0/1/1	1/0/0/0/0	0/0/0/0/0



## 2.5 Vegetation und Standortsveränderungen

### 2.5.1 Standörtliche Unterschiede zwischen den Flächen (2012)

#### 2.5.1.1 Spektrum soziologisch-ökologischer Artengruppen nach Passarge & Hofmann (1964)

Bereits Vorkommen, Anzahl, Stetigkeit und Deckungsgrade von Arten bestimmter (soziologisch-) ökologischer Artengruppen (Dierschke 1994) geben Hinweise auf die ökologischen Standortbedingungen. Ellenberg (1996) hat für die Wälder des mitteleuropäischen Hügel- und unteren Berglandes ökologische Artengruppen aufgestellt. Für das nordostdeutsche Tiefland eignen sich besonders die soziologisch-ökologischen Artengruppen der Waldbodenflora nach Passarge & Hofmann (1964, überarbeitet in Anders et al. 2002). Sie fanden vor allem zur Beschreibung der Wald- und Forstvegetation Nordostdeutschlands Verwendung (Hofmann & Passarge 1968, Anders et al. 2002). Dazu wurden ca. 630 Waldpflanzen, getrennt nach Arten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht 9 standortsökologischen Hauptgruppen zugeordnet, die sich wiederum in Untergruppen aufspalten lassen, zu denen Arten gehören, die nach dem nächst wichtigen Haushaltsfaktor ausgelesen werden und gemeinsam vorkommen. Der Zeigerwert der Hauptgruppen wird in Tab.15 erläutert. In Abb.24 ist dargestellt, in welchen Anteilen sich die Arten der untersuchten Flächen auf die soziologisch-ökologische Artengruppen und verteilen.

Tab.15: Hauptgruppe (Haushaltsfaktor), Haushaltsstufe und Zeigerwert (Passarge & Hofmann 1964, Anders et al. 2002)

Hauptgruppe	Haushaltbeherrschende Faktorenstufe	Zeigerwert für
1.	naß	Dauernässe
2.	feucht	Dauerfeuchte
3.	kühl (-feucht)	kühl-feuchte Lagen
4.	mesophil-nährstoffreich	Mull und Nährstoffreichtum
5.	mesophil-nährkräftig bis mittel	nährkräftige bis mittlere Standorte
6.	mesophil (mittel bis) nährstoffarm	mittlere bis arme Standorte
7.	trocken	trockene Lagen
8.	warm-trocken	warm-trockene Lagen
9.	sehr warm-trocken	sehr warm-trockene Lagen

Erwartungsgemäß ist der Anteil an Nässe- und Feuchtigkeitszeigern (AG 1, AG 2) in den Schwarzerlenwäldern am höchsten (SW0801-SW0805, Abb.24). Beide Artengruppen finden sich zwar auch im Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806), besonders aber der absolute und relative Anteil an nässezeigenden Arten (AG 1) ist hier geringer. Dafür treten hier verstärkt Zeiger für reiche und mittlere Nährstoffverhältnisse, also Mull- und Moderzeiger (AG 4, AG 5) auf. Ein größerer Anteil an „Nichtwaldarten“, die keiner soziologisch-ökologischen Artengruppe angehören, findet sich in den Rabatten-Halbforsten (SW0804, SW0805). Diese weisen mit ihren wassergefüllten Gräben für Wälder „untypische“ oder doch eher seltene Habitatstrukturen auf.

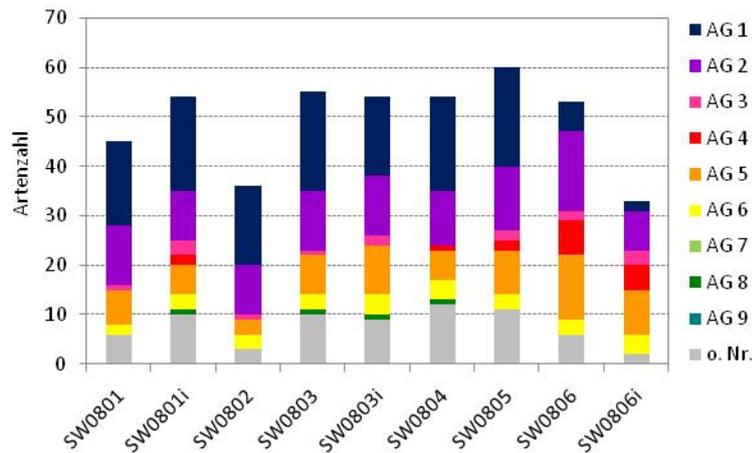


Abb.24: Artenzahlen (Gefäßpflanzen und Moose) im Jahr 2012, aufgeschlüsselt nach soziologisch-ökologischen Gruppen nach Passarge & Hofmann (1964)

### 2.5.1.2 Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992)

Die mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992) sind ein häufig angewandtes Werkzeug, um anhand des Artenvorkommens und ggf. der Wuchsdichte der Pflanzen auf standortökologische Bedingungen zu schließen. Es handelt sich um empirisch gewonnene Kardinalzahlen unterschiedlicher Klassenintervalle ohne eine analytisch-biochemische Fundierung.

Für die Bioindikation in Wäldern und Forsten sind vor allem die Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F), Bodenreaktion (R) und Stickstoff (N) interessant (Tab.16).

Tab.16: Bedeutung der wichtigsten Zeigerwerte von Ellenberg et al. (1992)

Symbol	Bedeutung	Stufen
L	Lichtzahl: Lichtverhältnisse am Waldboden	1 = Tiefschattpflanzen (bis < 1 % rel. Beleuchtung), ... 5 = Halblichtpflanze (nicht unter 10 % rel. Bel.), ... 9 = Volllichtpflanze (nicht unter 50 % rel. Bel.)
F	Feuchtezahl: Oberbodenfeuchte	1 = Starktrockniszeiger, ... 5 = Frischezeiger, ... 9 = Nässezeiger, ... 12 = Unterwasserpflanze; ~ Wechselfeuchtezeiger, = Überschwemmungszeiger
R	Reaktionszahl: Bodenreaktion, Bodensäuregehalt, Basenausstattung, Kalkgehalt	1 = Starksäurezeiger, ... 5 = Mäßigsäurezeiger, ... 9 = Basen- und Kalkzeiger
N	Stickstoffzahl, Nährstoffzahl: Angebot an Mineralstickstoff	1 = Zeiger stickstoffärmster Standorte, ... 5 = mäßig stickstoffreiche Standorte, ... 9 = übermäßig stickstoffreiche Standorte, Verschmutzungs- u. Eutrophierungszeiger

Mittlere Zeigerwerte können auf verschiedene Art gebildet werden. In dieser Untersuchung fiel die Wahl auf die leichter als Mediane oder Modalwerte handhabbaren Mittelwerte. Diese Werte können unter Gleichbehandlung aller vorkommenden Arten arithmetisch oder nach den jeweiligen Deckungsgraden gewichtet ermittelt werden. Im Falle der ÖUB-Flächen lässt sich sodann eine nach Arten und Deckungsgraden „gemittelte Vegetationsaufnahme“ bestimmen und ihr Zeigerwertmittel berechnen oder aber es werden für die einzelnen Kleinparzellen mittlere Zeigerzahlen berechnet und diese Ergebnisse erst in einem zweiten Schritt für die gesamte ÖUB-Fläche gemittelt. Damit lassen sich möglicherweise innerhalb der Fläche auf der Skalenebene der Parzellen standortsökologische Heterogenitäten nachweisen.

Bei der Berechnung mittlerer Zeigerwerte muss darauf geachtet werden, dass jede Art nur einmal berücksichtigt wird, auch wenn sie in mehreren Schichten vorkommt. Bei der deckungsgradgewichteten Berechnung fiel bei mehrfacher Artpräsenz in unterschiedlichen Schichten die Wahl auf die jeweils niedrigste Vegetationsschicht. Damit wurde vermieden, dass einzelne Gehölze das Ergebnis zu stark bestimmen. Im Blick auf die Lichtzahl werden (in Waldbeständen) prinzipiell nur dann Baumarten einbezogen, wenn sie sich unter dem Kronenschirm der eigentlichen Baumschicht(en) befinden.

Auch im Blick auf die anderen Zeigerwerte ist es oft sinnvoll, bei der Mittelwertberechnung die Baumschicht(en) auszuschließen, da ihr Artgefüge oft durch den Menschen beeinflusst wurde. Bei natürlicher Ansamung und erfolgreicher Etablierung (z.B. keine erkennbaren Pflanzreihen) kann der Baumartenjungwuchs der Kraut- und vor allem Strauchschicht jedoch auch Indikatorwert besitzen. Kann man von naturnaher Bestockung ausgehen und will man die Arten der Baumschicht mitverwenden, ist der arithmetische Mittelwert aussagekräftiger, da die dominierende Baumart den deckungsgradgewichteten Mittelwert stark verzerrt. Für die folgende Ergebnisdarstellung und Diskussion wird sich ausschließlich auf die Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht bezogen. Die Zeigerwerte der in den Flächen SW0804 und SW0805 hydrophytisch in den Wassergräben lebenden Arten *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Spirodela polyrhiza* und *Alisma plantago-ranae* („flottierende Schicht“) wurden nicht in die Berechnungen einbezogen.

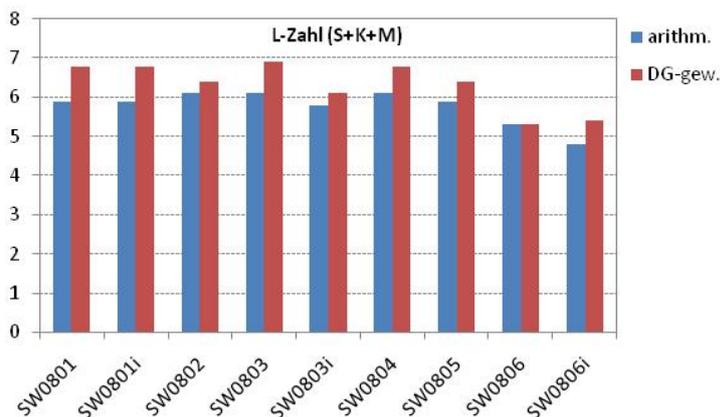


Abb.25: Arithmetische und deckungsgradgewichtete Mittelwerte der **Lichtzahl**, jeweils an der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes berechnet. Arten der **Strauch-, Kraut- und Mooschicht**.

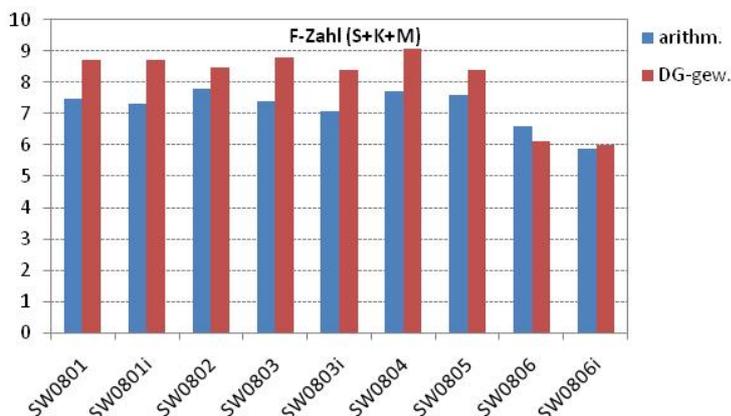


Abb.26: Arithmetische und deckungsgradgewichtete Mittelwerte der **Feuchtezahl**, jeweils an der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes berechnet. Arten der **Strauch-, Kraut- und Mooschicht**.

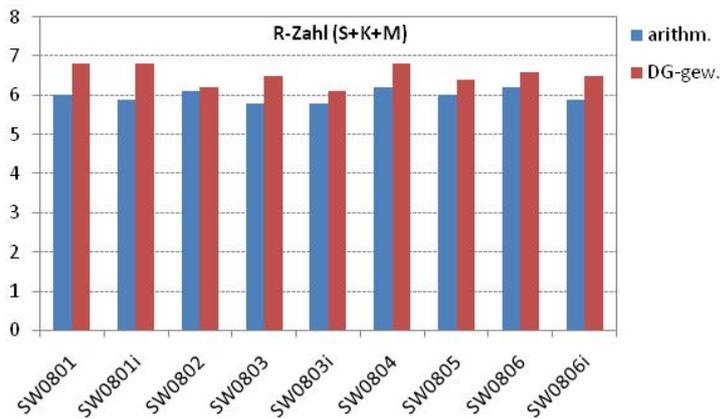


Abb.27: Arithmetische und deckungsgradgewichtete Mittelwerte der **Reaktionszahl**, jeweils an der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes berechnet. Arten der **Strauch-, Kraut- und Moosschicht**.

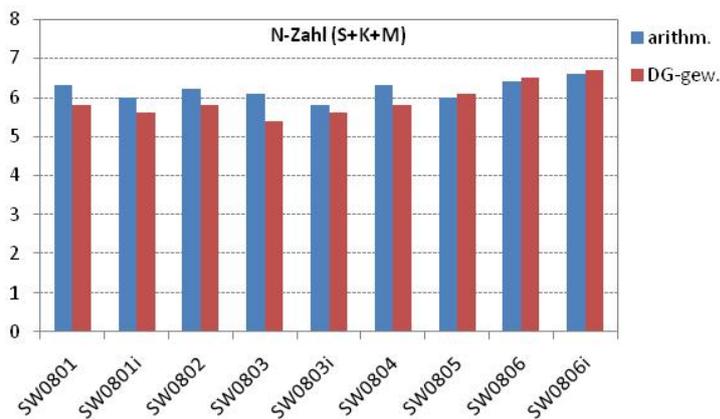


Abb.28: Arithmetische und deckungsgradgewichtete Mittelwerte der **Stickstoffzahl**, jeweils an der mittleren Artenverteilung und Artdeckung des Bestandes berechnet. Arten der **Strauch-, Kraut- und Moosschicht**.

Auf eine für Waldbestände relativ starke Bestrahlung des Waldbodens weisen die **Lichtzahlen** (Abb.25) in den Erlenbeständen hin. Im Traubenkirschen-Eschenwald wird durch die Waldbodenpflanzen ein schwächerer Lichtgenuss indiziert, was sehr gut als Ergebnis einer stark entfalteten unteren Baumschicht und Strauchsicht erklärt werden kann. Die unterschiedliche Behandlung von Innen- und Außenfläche in Bezug auf das Zurückschneiden der Strauchsicht-Gehölze zur Förderung der Stieleiche spiegelt sich darin nieder, dass für SW0806 ein höherer (arithmetischer) Mittelwert berechnet wurde als für die Innenfläche SW0806i, wo diese Maßnahme unterblieb.

Im Blick auf die **Feuchtezahlen** (Abb.26) lassen sich wiederum deutlich Erlenbestände vom Eschenwald abtrennen, der trockenere Verhältnisse anzeigt. Recht feuchte Verhältnisse werden in den Rabattenhalbförsten (SW0804, SW0805) indiziert. Werden hier die Hydrophyten in den Gräben nicht aus der Berechnung ausgeschlossen, würden die Rabattenhalbförsten (SW0804, SW0805) noch deutlich höhere F-Werte anzeigen.

Die mittleren **Reaktionszahlen** (Abb.27) sind relativ hoch, wie das bei basenreichen Niedermoorstandorten zu erwarten ist. Eine deutliche Differenzierung lässt sich nicht ausmachen.

Die **Stickstoffzahl** (Abb.28) weist wie die Reaktionszahl auf nährstoffreiche Niedermoorstandorte hin. Der Stickstoffreichtum wird durch die ständige Stofffracht über die Spree und ihre Fließe ermöglicht und ist ein wesentlicher Unterschied zwischen Durchströmungsmooren und den vorzugsweise niederschlagsernährten Moortypen. Im Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806a/i) auf Anmoorboden sind die Umsätze am größten, hier werden die höchsten Stickstoffzahlen angezeigt.

### 2.5.1.3 Dekadische komplexe Weiserzahlen nach Anders et al. (1985)

Im Gegensatz zu den empirischen Zeigerwerten nach Ellenberg, die die ökologischen Optima der Arten auf einer Ordinalskala abbilden, handelt es sich bei den Dekadischen Komplexwerten für die Trophie ( $DK_T$ ) und die Feuchte ( $DK_F$ ) nach Anders et al. (1985) um die anhand mehrerer Ökofaktoren analytisch ermittelten Wertespanssen der ökologischen Existenzen in einem zehnstufigen, äquidistanten, zweidimensionalen Raster, welche die artspezifischen Ansprüche an die Nährstoff- und Wasserversorgung anzeigen.

Sie wurden von Anders et al. (1985) für die verschiedenen soziologisch-ökologischen Artengruppen nach Passarge & Hofmann (1964) ermittelt. In Tab.17 ist die Bedeutung der Ziffern in allgemeiner Form angegeben.

Wie bei den Zeigerwerten nach Ellenberg wurden die mittleren, arithmetischen und deckungsgradgewichteten Spannen der dekadischen Komplexwerte – also die jeweiligen Unter- und Obergrenzen von  $DK_T$  und  $DK_F$  – berechnet (zur Methodik siehe Kap. 2.5.1.2). Im Folgenden werden die Ergebnisse vorgestellt und diskutiert, die unter Berücksichtigung der Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht anhand der gemittelten Vegetationsaufnahme erzielt wurden.

Tab.17: Verbale Einordnung der dekadischen komplexen Weisergrößen von Anders et al. (1985, vgl. Anders et al. 2002)

Dekadische komplexe Weisergrößen	Oberboden-Trophie ( $DK_T$ )	Oberboden-Feuchte ( $DK_F$ )
0 - 1	extrem arm	extrem trocken
1 - 2	arm	sehr trocken
2 - 3	ziemlich arm	trocken
3 - 4	arm – mittel	mäßig trocken
4 - 5	mittel	mäßig frisch
5 - 6	mittel - kräftig	frisch
6 - 7	kräftig	mäßig feucht
7 - 8	kräftig - reich	feucht
8 - 9	reich	naß
9 -10	sehr reich	sehr naß

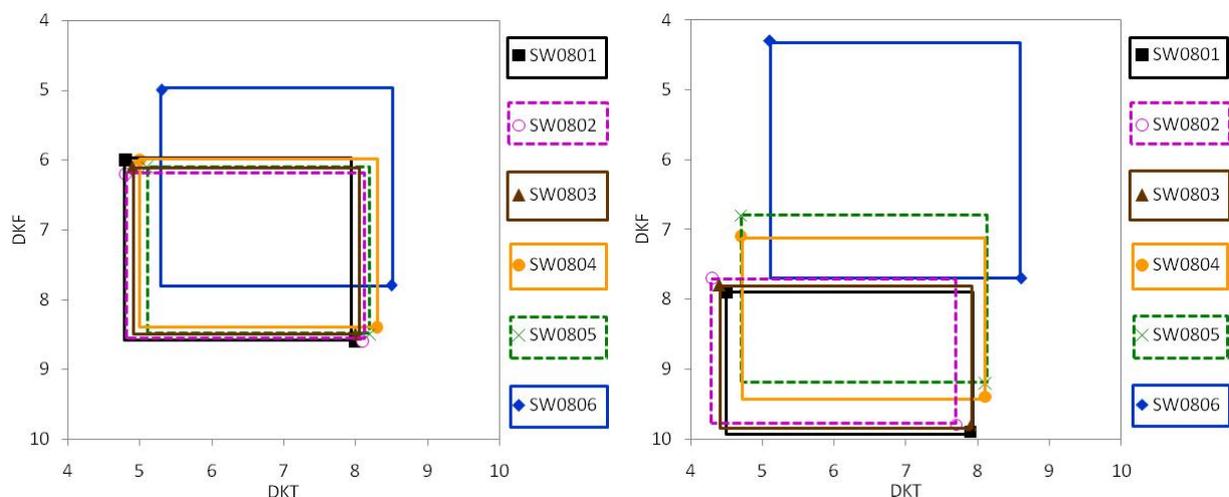


Abb.29a-b: Mittlere arithmetische (links) und deckungsgradgewichtete Spannen (rechts) der dekadischen Komplexwerte für Feuchte ( $DK_F$ ) und Trophie ( $DK_T$ ) (Anders et al. 1985) der Arten der Kraut- und Mooschicht im Aufnahmejahr 2012, dargestellt in Anlehnung an das Ökogramm nach Ellenberg (1996) (als Ausschnitt ohne trockene und arme Standorte)

In Abb.29 a-b sind die arithmetischen und deckungsgradgewichteten mittleren Wertespannen in Anlehnung an die Ökogramme nach Ellenberg (1996) dargestellt. Um etwaige Unterschiede besser erkennen zu können, handelt es sich nur um Ökogramm-Ausschnitte unter Weglassung des trockenen ( $DK_F < 4$ , oben) und des nährstoffarmen Flügels ( $DK_T < 4$ , links).

Die Erlenbestände SW0801-SW0805 weisen beim arithmetischen Mittel nahezu die gleichen Amplituten auf und zeigen feuchte Standorte an. Davon setzt sich der Eschenwald SW0806 durch trockenere und etwas nährstoffreichere Verhältnisse ab. Wenn man die nach dem Deckungsgrad gewichteten Wertespannen berechnet, werden die Standorte als nass bis sehr nass charakterisiert und bei den Erlenbeständen wird eine bessere Differenzierung erreicht. Demnach herrschen die nassesten Bedingungen in den Beständen SW0801, 02 und 03 vor. Für die Rabattenhalbforste SW0804 und SW0805 werden etwas trockenere Verhältnisse und eine leichte Verschiebung hin zu höherer Trophie angezeigt. Es handelt sich jedoch nur um Pflanzen der Rabatten. Hydrophyten finden sich nicht in der Liste der Arten mit soziologisch-ökologischer Gruppierung. Deckungsgradgewichtete mittlere Spannen weisen auch den Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806) noch etwas trockener und reicher aus, als es die arithmetischen Mittelwerte tun.

## 2.5.2 Standörtliche Veränderungen (2000-12)

### 2.5.2.1 Veränderung des Artenanteils der soziologisch-ökologischer Artengruppen nach Passarge & Hofmann (1964)

Die Entwicklung der Artengruppenspektren zwischen den Terminen geht aus Abb.30 hervor.

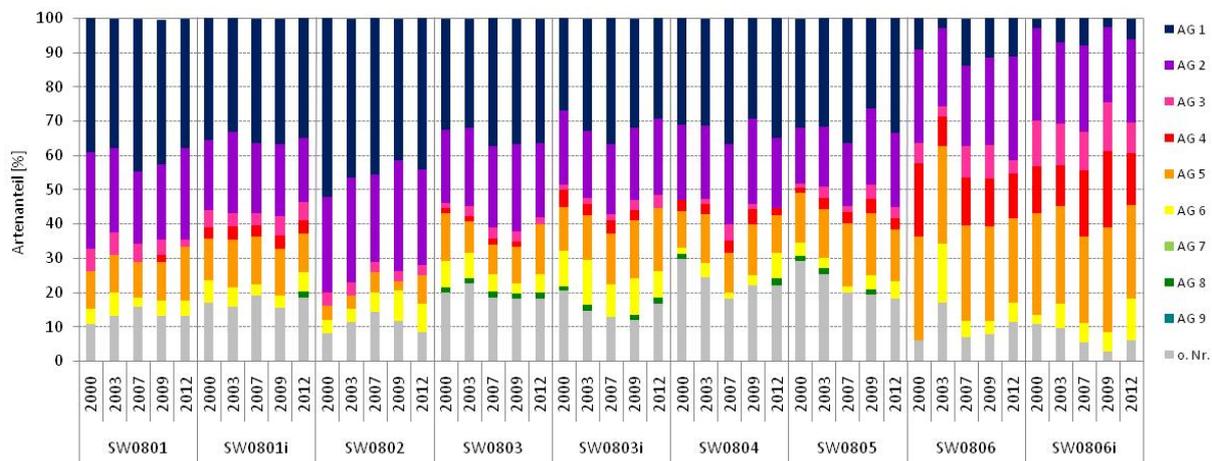


Abb.30: Entwicklung der soziologisch-ökologischen Artengruppenanteile nach Passarge & Hofmann (1964) im Zeitraum 2000 bis 2012.

Die längere Überflutungsdauer bzw. höheren Grundwasserstände durch die Hochwasserjahre 2010 und 2011 spiegeln sich nicht dahingehend wider, dass sich der Anteil an Nässe- und Feuchtezeiger in 2012 deutlich gesteigert hat. Für eine derartige (qualitative) Artenverschiebung müssten solche Ereignisse nacheinander gehäuft vorkommen. Lediglich in den Rabattenhalbforsten SW0804 und SW0805 mit guten Wasserströmungsverhältnissen lässt sich eine Erhöhung der Anteile der AG1 und AG2 im letzten Untersuchungsintervall (2009-

12) ableiten. In den am tiefsten liegenden Arealen im Nordwesten des Reviers, also dem nassen Erlenbestand SW0801/01i, ist keine Dynamik erkennbar.

In einigen Erlenbeständen (SW0801, 01i, 03, 03i, 04) stieg der absolute Anteil an Nässe- (AG 1) und Feuchtigkeitszeigern (AG 2) im Zeitraum 2007 bis 2009 an, ging aber bis 2012 wieder zurück. In Fläche SW0802 ist ein Rückgang über den gesamten Zeitraum festzustellen, im Eschenwald SW0806/06i sind die Verhältnisse in den letzten Jahren stabil.

### 2.5.2.2 Veränderung der mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1992)

Anhand mittlerer Zeigerwerte lassen sich indirekt die Standortbedingungen räumlich getrennter Bestände vergleichen – wie in Kap. 2.5.1.2 geschehen – aber auch eine zeitliche Veränderung der Artenzusammensetzung und –dominanzstruktur am Ort kann auf diese Weise standortsökologisch interpretiert werden. Die fluktionellen Veränderungen betreffen zunächst die Dominanzstruktur, also die Abundanzen und Deckungsgrade bzw. Artmächtigkeiten. Daher lassen sich schwache gerichtete Veränderungen zunächst oft nur durch die Berechnung deckungsgradgewichteter Mittelwerte abbilden. Hierbei war von Vorteil, dass die Deckungsgrade bei der ÖUB Wald in Prozent und nicht nach den Klassen der Braun-Blanquet-Artmächtigkeitskala (Dierschke 1994) erhoben und dokumentiert wurden. In Abb.31-34 sind die deckungsgradgewichteten Mittelwerte der L-, F-, R- und L-Zahlen für die verschiedenen Termine angegeben.

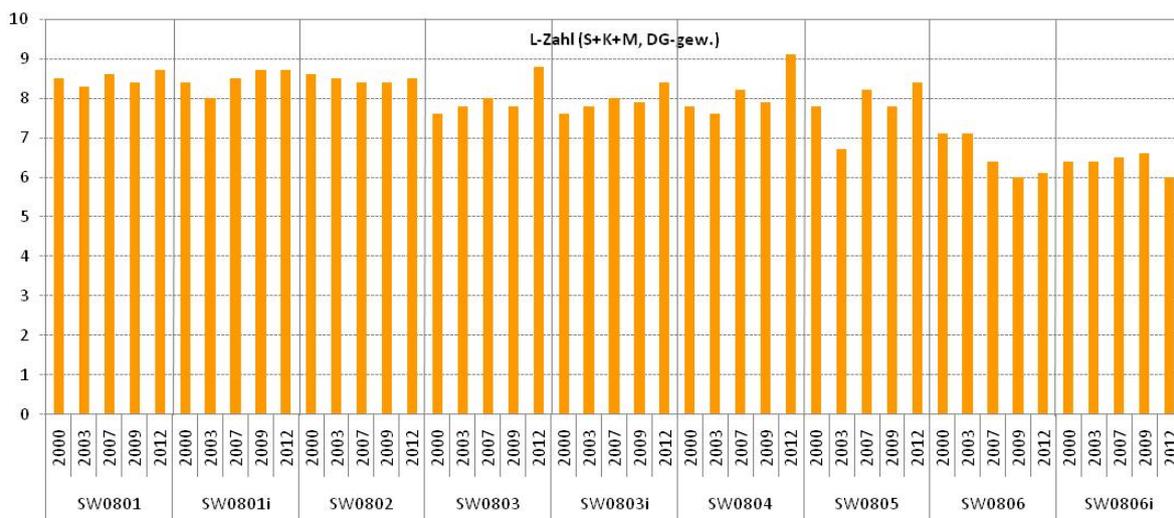


Abb.31: Zeitliche Veränderung der Weiserwerte für die **Lichtverhältnisse**. Arten der Strauch-, Kraut- und Moosschicht, deckungsgradgewichtete Mittelwerte anhand der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes.

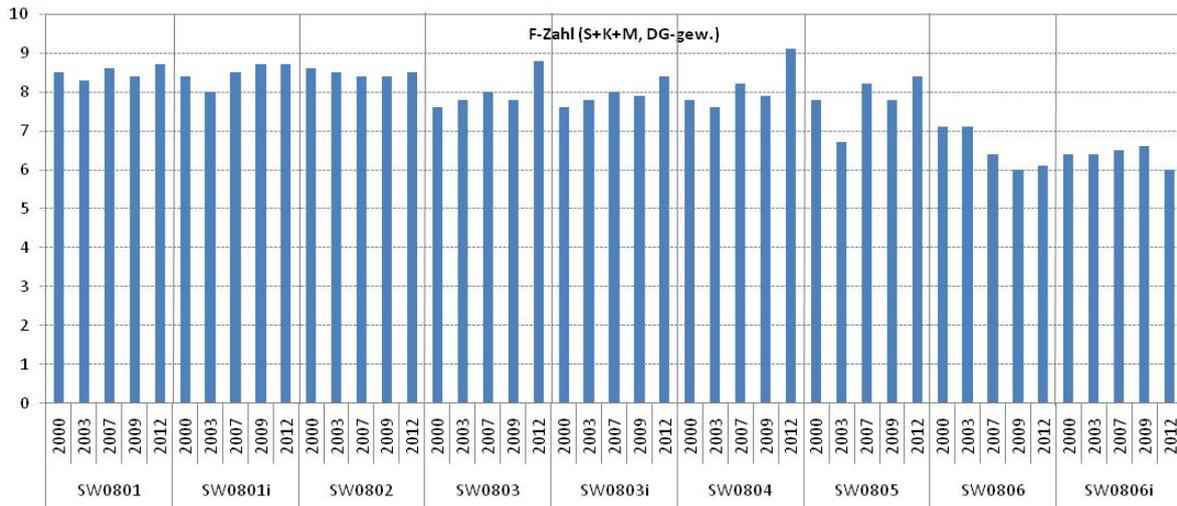


Abb.32: Zeitliche Veränderung der Weiserwerte für die **Oberbodenfeuchte**. Arten der Strauch-, Kraut- und Moosschicht, deckungsgradgewichtete Mittelwerte anhand der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes.

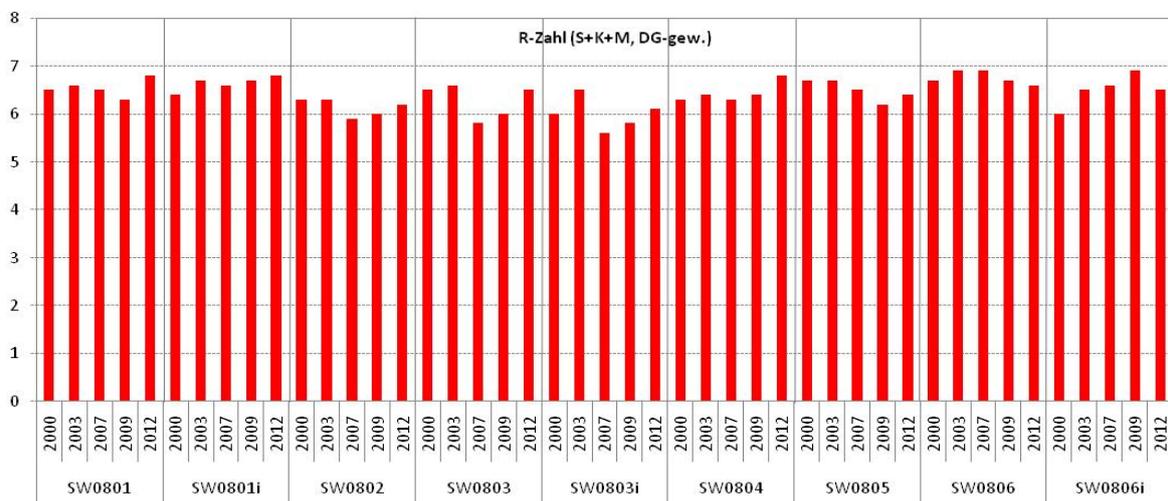


Abb.33: Zeitliche Veränderung der Weiserwerte für die **Bodenreaktion**. Arten der Strauch-, Kraut- und Moosschicht, deckungsgradgewichtete Mittelwerte anhand der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes.

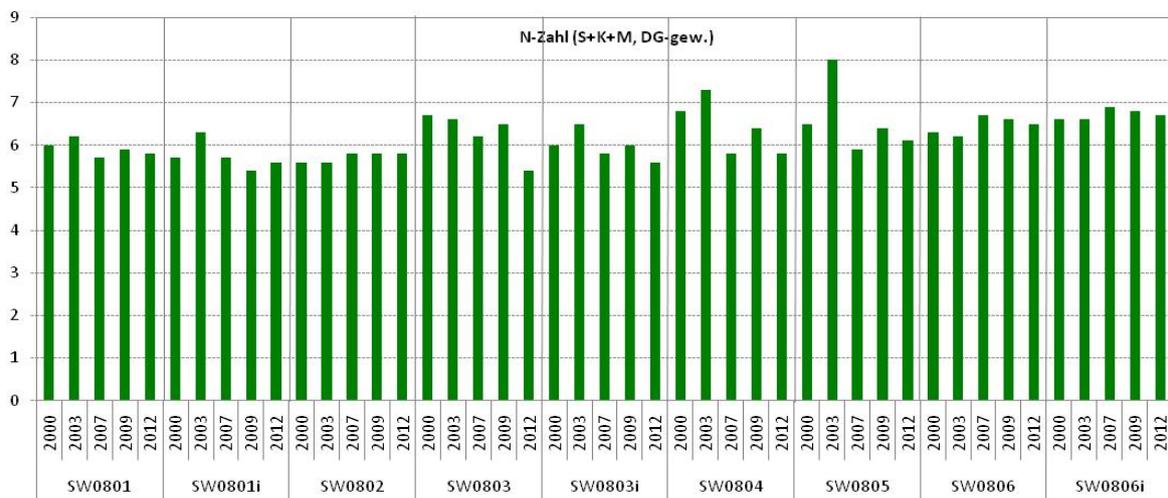


Abb.34: Zeitliche Veränderung der Weiserwerte für die **Stickstoffversorgung**. Arten der Strauch-, Kraut- und Moosschicht, deckungsgradgewichtete Mittelwerte anhand der mittleren Artverteilung und Artdeckung des Bestandes.

Tab.18: Zunahme (rot) oder Abnahme (blau) der deckungsgradgewichteten mittleren Zeigerwerte für Lichtgenuss (L), Oberbodenfeuchte (F), Bodenreaktion (R) und Stickstoffgehalt (N) in Stufen. Berücksichtigt wurden Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht.

S+K+M; DG-gew.		SW0801	SW0801i	SW0802	SW0803	SW0803i	SW0804	SW0805	SW0806	SW0806i
L	2000/03	0,1	0,2	0	0,4	0,4	0,3	0,4	-0,1	0,2
	2003/07	-0,1	0	-0,3	-0,8	-1,1	-0,3	-0,7	0,7	0,1
	2007/09	-0,1	0	0,1	0,2	0	0,1	-0,2	-0,6	-0,4
	2009/12	0,3	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	-0,1	0,1	0
	2000/12	0,2	0,3	0,1	0	-0,5	0,2	-0,6	0,1	-0,1
F	2000/03	-0,2	-0,4	-0,1	0,2	0,2	-0,2	-1,1	0	0
	2003/07	0,3	0,5	-0,1	0,2	0,2	0,6	1,5	-0,7	0,1
	2007/09	-0,2	0,2	0	-0,2	-0,1	-0,3	-0,4	-0,4	0,1
	2009/12	0,3	0	0,1	1	0,5	1,2	0,6	0,1	-0,6
	2000/12	0,2	0,3	-0,1	1,2	0,8	1,3	0,6	-1	-0,4
R	2000/03	0,1	0,3	0	0,1	0,5	0,1	0	0,2	0,5
	2003/07	-0,1	-0,1	-0,4	-0,8	-0,9	-0,1	-0,2	0	0,1
	2007/09	-0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	-0,3	-0,2	0,3
	2009/12	0,5	0,1	0,2	0,5	0,3	0,4	0,2	-0,1	-0,4
	2000/12	0,3	0,4	-0,1	0	0,1	0,5	-0,3	-0,1	0,5
N	2000/03	0,2	0,6	0	-0,1	0,5	0,5	1,5	-0,1	0
	2003/07	-0,5	-0,6	0,2	-0,4	-0,7	-1,5	-2,1	0,5	0,3
	2007/09	0,2	-0,3	0	0,3	0,2	0,6	0,5	-0,1	-0,1
	2009/12	-0,1	0,2	0	-1,1	-0,4	-0,6	-0,3	-0,1	-0,1
	2000/12	-0,2	-0,1	0,2	-1,3	-0,4	-1	-0,4	0,2	0,1

> 0,8
> 0,4...0,8
> 0,2...0,4
> 0,1...0,2
> 0...0,1
0
< 0...-0,1
< -0,1...-0,2
< -0,2...-0,4
< -0,4...-0,8
< -0,8

In den Erlenbeständen (SW0801-04) ist im letzten Untersuchungsintervall ein Anstieg der **Lichtzahl** erkennbar (Abb.31, Tab.18). Ein deutlicher Rückgang ist in der gezäunten Fläche SW0806i mit Gehölzaufwuchs und dichtem Kronendach von B1-, B2- und S-Schicht erkennbar.

In den Erlenbeständen (SW0801-05 außer SW0802) stieg zum Jahr 2012 außerdem der mittlere **Feuchtezeigerwert** an (Abb.32, Tab.18). Insbesondere für die Flächen SW0803, 03i, 04 und 05 ist der Kontrast zum vorherigen Untersuchungstermin erkennbar. Hier könnten sich die längeren Überflutungsereignisse der Jahre 2010 und 2011 in einer Erhöhung des Deckungsgradanteils von Feuchtezeigern niedergeschlagen haben. Diese Veränderung ist in den ohnehin feuchteren, tiefer gelegenen Beständen SW0801/01i und SW0802 weniger bis gar nicht augenfällig. Der Eschenwald SW0806/06i hingegen scheint etwas trockener geworden zu sein.

Das Gleiche gilt für die **Reaktionszahl**, die in den Erlenbeständen im Jahr 2012 höher als für 2007 berechnet wurde (Abb.33, Tab.18). Allerdings war sie zu Beginn der Untersuchungsreihe in den Beständen SW0803, 03i und 05 noch insgesamt höher als 2012. In SW0806 und 06i ist ein Rückgang erkennbar

Bei den **Stickstoffweiserwerten** ist keine starke Veränderung bzw. tendenziell ein Rückgang festzustellen (Abb.34, Tab.18).

### 2.5.2.3 Veränderung der Dekadischen komplexen Weiserzahlen nach Anders et al. (1985)

Wie die Ellenberg'schen Zeigerwerte können die Dekadischen Komplexwerte von Anders et al. (1985) standortsökologische Veränderungen indizieren. Da sie den soziologisch-ökologischen Gruppen von Passarge & Hofmann (1964) zugeordnet werden können, untermauern sie die Interpretationen aus Kap. 2.5.2.1 zur Entwicklung von Oberbodenfeuchte und -trophie, die sich anhand der Dominanzverschiebungen der Hauptgruppen geben lassen, verfeinert auf der Betrachtungsebene von Untergruppen.

Aufgrund der Unübersichtlichkeit einer grafischen Darstellung im Ökogramm erfolgt die Angabe der Veränderung zum Ausgangszustand – also zum jeweils vorherigen Aufnahme-termin – in Tab.19 nach (dekadischen) Abweichstufen von Oberbodenfeuchte und -trophie (Mittel aus Abweichung Ober- und Untergrenze). Entsprechend der Ökogramm-Einteilung von trocken (oben) nach feucht (unten) bzw. sauer / nährstoffarm (links) nach basisch / nährstoffreich (rechts) (vgl. Ellenberg 1996) bedeuten positive  $DK_T$ -Abweichstufen eine Verschiebung nach rechts und positive  $DK_F$ -Abweichstufen eine Verschiebung nach unten und umgekehrt (Abb.35).

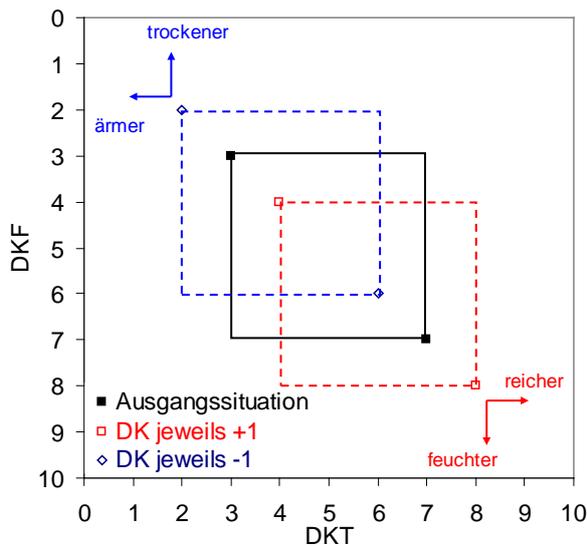


Abb.35: Zunahme (rot) oder Abnahme (blau) der Ober- und Untergrenzen einer hypothetischen Dekadischen Komplexwerte-Spanne für Oberbodenfeuchte ( $DK_F$ ) und Oberbodentrophie ( $DK_T$ ) um jeweils eine Stufe

Tab.19: Zunahme (rot) oder Abnahme (blau) der deckungsgradgewichteten mittleren Dekadischen Komplexwerte-Spannen für Oberbodenfeuchte ( $DK_F$ ) und Oberbodentrophie ( $DK_T$ ) in Stufen (Mittelwert aus Abweichung der Ober- und Untergrenze). Berücksichtigt wurden Arten der Strauch-, Kraut- und Mooschicht.

S+K+M; DG-gew.		SW0801	SW0801i	SW0802	SW0803	SW0803i	SW0804	SW0805	SW0806	SW0806i	
DKT m	2000/03	0,1	0,4	0	-0,05	0,15	0,25	0,6	-0,2	-0,55	> 0,8
	2003/07	-0,05	-0,3	-0,2	-0,65	-0,65	-0,3	-1	-0,05	0,4	> 0,4...0,8
	2007/09	-0,05	-0,1	0,1	0,25	0,1	0,2	0,05	0,1	-0,4	> 0,2...0,4
	2009/12	0,2	0,1	0,15	-0,3	0,05	-0,1	-0,05	-0,05	0,15	> 0,1...0,2
	2000/12	0,2	0,1	0,05	-0,75	-0,35	0,05	-0,4	-0,2	-0,4	> 0...0,1
DKF m	2000/03	0,05	-0,2	-0,05	0,25	0,05	-0,05	-0,1	-0,05	-0,15	0
	2003/07	-0,05	0,1	0	0,05	-0,05	-0,35	-0,1	-0,7	0,3	< 0...-0,1
	2007/09	0,05	0,2	0	-0,05	0,15	0,2	-0,05	-0,2	-0,1	< -0,1...-0,2
	2009/12	0,05	-0,1	-0,1	0,25	0,25	-0,1	-0,3	0	-0,35	< -0,2...-0,4
	2000/12	0,1	0	-0,15	0,5	0,4	-0,3	-0,55	-0,95	-0,3	< -0,4...-0,8
											< -0,8

Wie bei den Ellenberg'schen Zeigerzahlen (Kap. 2.5.2.2) sind selten eindeutige Trends für die jeweiligen Flächen erkennbar. Für die 2012 aufgenommenen Bestände auf Niedermoor bzw. Anmoor sind besonders der Zustand und die Dynamik der Oberbodenfeuchte interessant.

Hier werden vor allem beim Traubenkirschen-Eschenwald (SW0806a/i) aber auch bei den Rabattenhalbförsten (SW0804, 05) Veränderungen hin zu trockeneren Bedingungen indiziert. Dieser Befund unterscheidet sich vom Ergebnis, dass in den Rabattenhalbförsten die F-Zahlen ansteigen (Kap. 2.5.2.2). Wird die Oberbodenfeuchte durch die  $DK_F$ -Weiserwerte besser als durch die F-Zahlen gekennzeichnet, könnte der Befund so erklärt werden, dass durch den guten Aufwuchs der Erlenkultur bei hoher Vitalität und sehr geringen Abgängen das Substrat der Rabattenbeete in den letzten Jahren oberflächennah stärker ausgetrocknet ist.

In SW0806i könnte der starke Aufwuchs von Gehölzen mit seiner zusätzlichen Transpiration zu dieser Austrocknung mit beigetragen haben. Außerdem ist der Anmoorboden etwas anfälliger gegenüber Witterungseinflüssen, wie Austrocknung, als das mächtige Torfsubstrat der Erlenbestände im Durchströmungsmoor mit relativ gleichmäßigen Wasserständen.

Im ohnehin nassen Bestand SW0801/01i hat der langzeitige Überstau der Jahre 2010 und 2011 offenbar wenig Auswirkungen auf die Dominanzstruktur der Waldbodenflora und ihren Bioindikationswert genommen.

Demgegenüber hat sich die Arten- und Dominanzstruktur im als trockensten Schwerzerlenwald eingestuften Bestand SW0803/03i dahingehend verändert, dass feuchtere Oberbodenverhältnisse angezeigt werden. Es handelt sich um einen langzeitigen Trend. Möglicherweise sind die Auswirkungen erhöhter Wasserstände hier spürbarer, gerade weil diese Fläche nicht im unmittelbaren Überstaugebiet liegt und hier ein größerer Anteil nicht ausgesprochener Nässe- und Feuchtezeiger vorkommt.

## 2.6 Bestandesvitalität und Hochwasserereignisse 2010/2011

Insbesondere in den Jahren 2010/2011 und in abgeschwächtem Maße auch in den Folgejahren traten im Spreewald vermehrt sommerliche Hochwasserereignisse auf. Diese führten durch wochenlange Staunässe während der Vegetationszeit und damit verbundenem Sauerstoffmangel im Wurzelraum zu erheblichen Schäden an den Erlenbeständen.

Nach Luftbildauswertungen des Landesbetriebs Forst Brandenburg waren im Sommer 2012 im Landeswald insgesamt 269 ha abgestorbene Waldfläche zu verzeichnen, auf 164 ha waren mehr als 75 % der Bäume tot und auf weiteren 72 ha mehr als 50 % abgestorben (Dunger 2012). Diese Schäden wurden unmittelbar auf die Auswirkungen der Sommerhochwasser zurückgeführt. Auswertungen von CIR-Luftbilddaten durch das Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) dokumentieren Schäden an Erlen, die sich auch in den terrestrischen Vitalitätsaufnahmen im Rahmen der ÖUB widerspiegeln.

Bei der Vitalitätsansprache im Rahmen der ÖUB wird der speziell für die Baumart Erle angepasste Anspracheschlüssel verwendet, der im Methodenleitfaden (Wolff et al. 2007) beschrieben ist.

Die Stufen der Kronenverlichtung sind darin wie folgt definiert:

- 0= gesund
- 1= leicht geschädigt
- 2= stark geschädigt
- 3= sehr stark geschädigt
- 4= tot

Auf den ÖUB-Flächen wird die durch Hochwasserereignisse bedingte Zunahme der Schädigungen vor allem im Zeitvergleich der Aufnahmejahre sichtbar. Die Anteile in den Schadstufen gehen nach Flächen und Inventurjahren stratifiziert aus Tab.20a (absolute Anteile) und Tab.20b (prozentuale Anteile) hervor. Die Ergebnisse sind als Balkendiagramme in Abb.36 visualisiert. In der Erhebung von 2012 – also nach den Sommerhochwassersituationen 2010/11 – sind erstmals bedeutende Anteile der Schadstufe 3 und damit sehr stark geschädigter Bäume zu verzeichnen. Auch die Anteile der Schadstufe 2 (stark geschädigt) sind erhöht, insbesondere auf den Flächen SW0801, SW0802 und SW0803. Es ist zudem erkennbar, dass die Erlen der Flächen SW0804 und SW0805 insgesamt am

geringsten geschädigt sind. Dieses dürfte unmittelbar auf die Rabattierung und damit verbundene Verbesserung des Sauerstoffangebots im Wurzelraum zurückzuführen sein. Bei keinem der Beprobungsbäume dieser rabattierten Flächen treten die Schadstufen 2 oder 3 auf. Dieser Befund betrifft alle Inventurjahre. Am stärksten treten die Unterschiede zwischen diesen und allen anderen Flächen bei der Inventur 2012 zutage.

Das Zusammentreffen von hohen Grundwasserständen und der Überflutung von tiefer gelegenen Flächen durch Spreewasser hat zu den vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde dokumentierten Schäden geführt. Beachtenswert ist, dass die Schäden auch auf der insgesamt trockeneren Fläche SW0806 zugenommen haben, wenn auch in deutlich geringerem Maße als bei den tiefer gelegenen Flächen. Jedoch hat auf Fläche SW0806 auch der Anteil ungeschädigter Bäume gegenüber dem Vorjahr nennenswert zugenommen, so dass hier eher von einer Zunahme der Streuung und nicht von einem Trend zu größeren Schäden ausgegangen werden sollte.

Somit lässt sich im Wesentlichen festhalten, dass die Hochwasserereignisse von 2010 und 2011 zu einer Differenzierung des Vitalitätszustandes zwischen den tiefer liegenden, stärker geschädigten Flächen 0801, 0802 und 0803 einerseits und den rabattierten, nahezu ungeschädigten Flächen 0804 und 0805 andererseits geführt haben.

Tab.20 a,b: Anteile der Erlen in den Schadstufen stratifiziert nach Untersuchungsflächen und Aufnahmejahren (a: absolut, b: prozentual)

Anzahl			Blattverluststufe				Gesamt
Aufnahmejahr			0	1	2	3	
2007	Fläche	SW0801	0	15	0		15
		SW0803	10	16	2		28
		SW0804	11	4	0		15
		SW0805	13	2	0		15
		SW0806	13	30	1		44
	Gesamt		47	67	3		117
2009	Fläche	SW0801	7	15	3		25
		SW0802	2	7	3		12
		SW0803	21	8	1		30
		SW0804	15	0	0		15
		SW0805	13	2	0		15
	SW0806	2	12	1		15	
Gesamt		60	44	8		112	
2012	Fläche	SW0801	0	7	6	2	15
		SW0802	0	6	5	2	13
		SW0803	3	16	14	2	35
		SW0804	14	1	0	0	15
		SW0805	9	6	0	0	15
	SW0806	10	37	10	1	58	
Gesamt		36	73	35	7	151	
Gesamt	Fläche	SW0801	7	37	9	2	55
		SW0802	2	13	8	2	25
		SW0803	34	40	17	2	93
		SW0804	40	5	0	0	45
		SW0805	35	10	0	0	45
	SW0806	25	79	12	1	117	
Gesamt		143	184	46	7	380	

% innerhalb von Fläche

Aufnahmejahr			Blattverluststufe				Gesamt
			0	1	2	3	
2007	Fläche	SW0801		100,0%			100,0%
		SW0803	35,7%	57,1%	7,1%		100,0%
		SW0804	73,3%	26,7%			100,0%
		SW0805	86,7%	13,3%			100,0%
		SW0806	29,5%	68,2%	2,3%		100,0%
		Gesamt	40,2%	57,3%	2,6%		100,0%
2009	Fläche	SW0801	28,0%	60,0%	12,0%		100,0%
		SW0802	16,7%	58,3%	25,0%		100,0%
		SW0803	70,0%	26,7%	3,3%		100,0%
		SW0804	100,0%				100,0%
		SW0805	86,7%	13,3%			100,0%
		SW0806	13,3%	80,0%	6,7%		100,0%
Gesamt	53,6%	39,3%	7,1%		100,0%		
2012	Fläche	SW0801		46,7%	40,0%	13,3%	100,0%
		SW0802		46,2%	38,5%	15,4%	100,0%
		SW0803	8,6%	45,7%	40,0%	5,7%	100,0%
		SW0804	93,3%	6,7%			100,0%
		SW0805	60,0%	40,0%			100,0%
		SW0806	17,2%	63,8%	17,2%	1,7%	100,0%
Gesamt	23,8%	48,3%	23,2%	4,6%	100,0%		
Gesamt	Fläche	SW0801	12,7%	67,3%	16,4%	3,6%	100,0%
		SW0802	8,0%	52,0%	32,0%	8,0%	100,0%
		SW0803	36,6%	43,0%	18,3%	2,2%	100,0%
		SW0804	88,9%	11,1%			100,0%
		SW0805	77,8%	22,2%			100,0%
		SW0806	21,4%	67,5%	10,3%	0,9%	100,0%
Gesamt	37,6%	48,4%	12,1%	1,8%	100,0%		

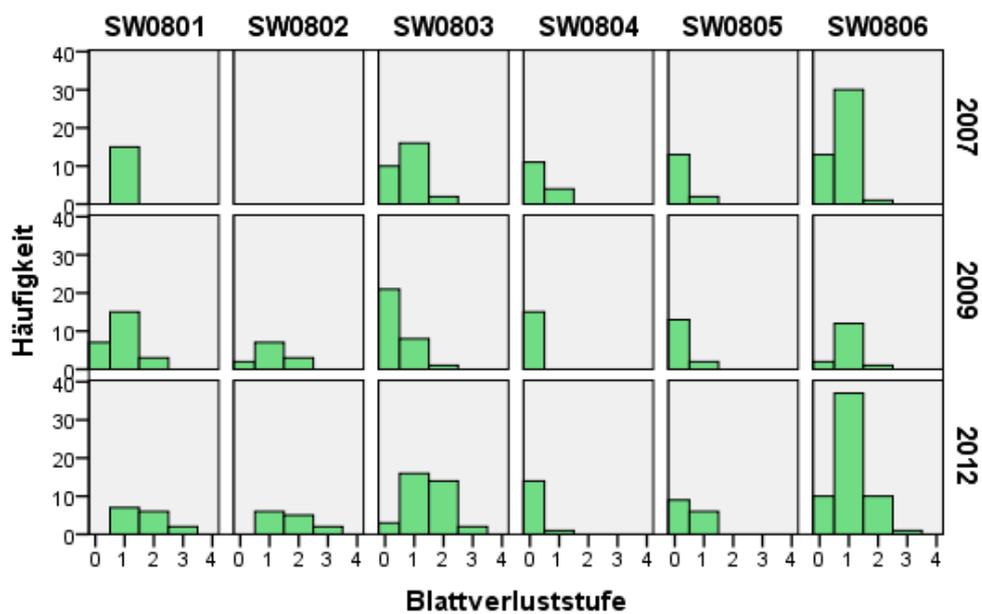


Abb.36: Anteile der Blattverluststufen stratifiziert nach Jahren und Flächen

Die Überstauung der Flächen durch Spreewasser ist neben der Rabattierung von der Höhenlage der Flächen abhängig ist. Unterschiede zwischen den Flächen hinsichtlich der Überstauung und deren zeitliches Ausmaß wurden bereits bei der Auswertung der Grundwasserflurabstände in Kap.2.3 (Abb.14) deutlich. Aus den Auswertungen der Grundwasserganglinien auf den ÖUB-Flächen (Abb.14) geht hervor, dass seit August 2010 von insgesamt zunehmenden Überstauphasen insbesondere zur Vegetationszeit auszugehen ist. Einen visuellen Eindruck der räumlichen Lage potenzieller Überstaufläche im Untersuchungsraum und die Lage der ÖUB-Flächen vermittelt das digitale Höhenmodell in Abb.37 (Rüffer et al., 2012). Die Abbildungen zeigen insbesondere im Bereich der Erlenrabatten kleinräumige Höhenunterschiede, die auf den Abbildungen mit einer dargestellten Höhenauflösung von 25 cm gut sichtbar werden.

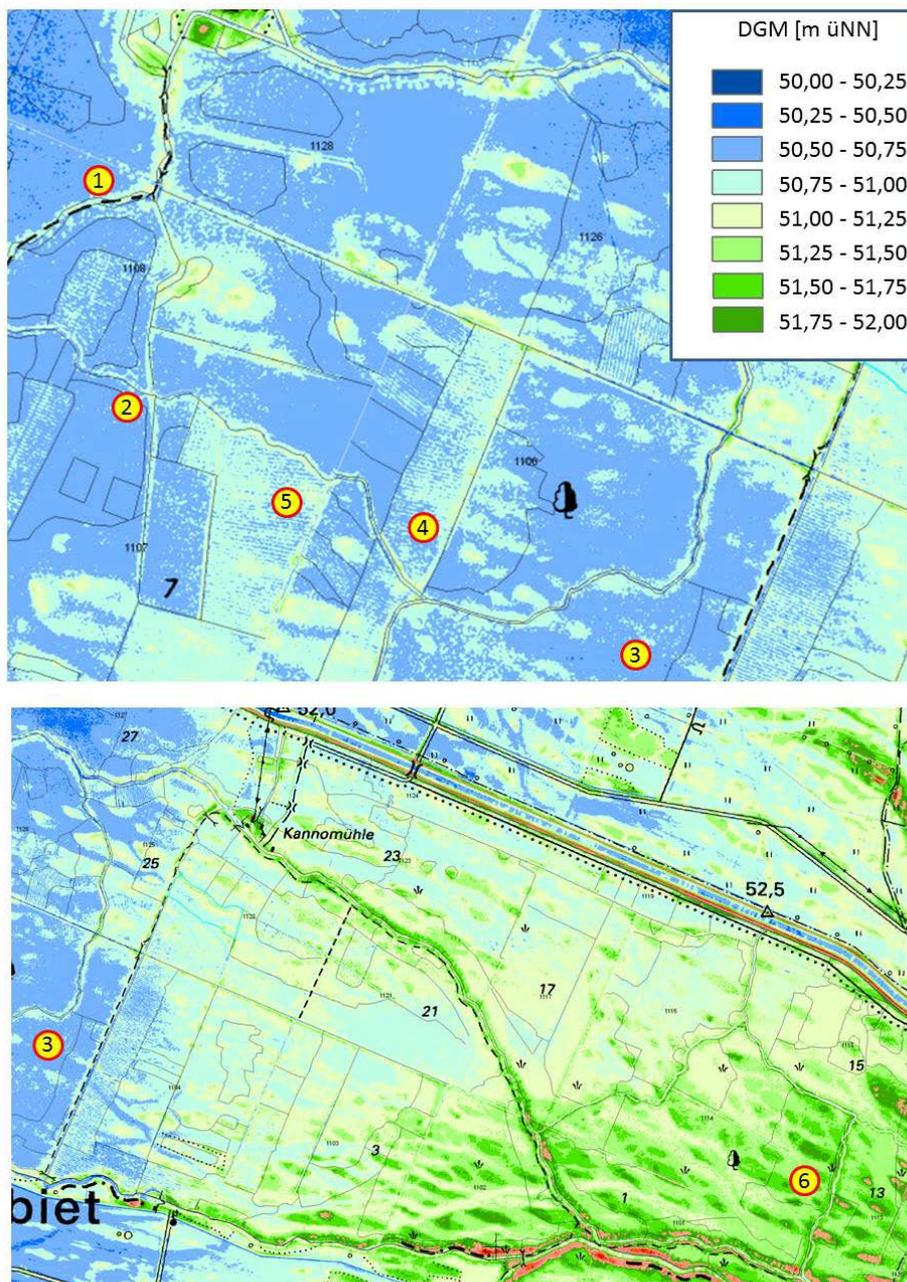


Abb.37: Digitales Geländemodell (verändert nach Rüffer et al. 2012) und Lage der ÖUB-Flächen

Von den Schäden betroffen sind vor allem die tiefer liegenden Teilbereiche und daher nasser Standorte. Aus dem in Abb.38 dargestellten CIR-Luftbild, das den unmittelbaren Bereich der ÖUB-Flächen SW0802 (nicht rabattiert) und SW0805 (rabattiert) wiedergibt, geht des Weiteren hervor, dass die durch farbliche Umrandung markierten Rabattenflächen generell geringere Schäden aufweisen als die nicht rabattierten Flächen. Der Schadensgrad geht aus der Farbe hervor, wobei die dunklere grüne Färbung eine höhere Vitalität der Bestände signalisiert. Die Schadenssprachen auf den ÖUB-Flächen SW0802 und SW0805 belegen dieses (Tab.20).

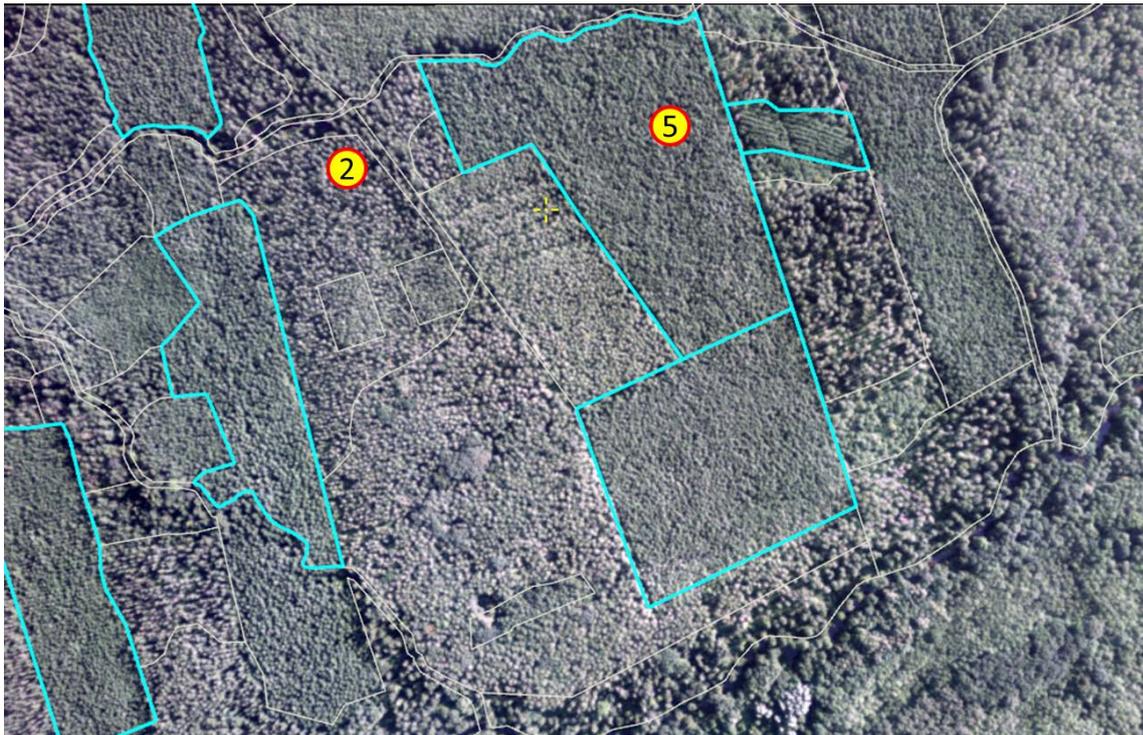


Abb.38: Lage der ÖUB-Flächen SW0802 und SW0805 auf CIR-Aufnahme (umrandete Teilflächen rabattiert); verändert nach Rüffer et al. (2012)

Anhand von CIR-Luftbildaufnahmen schätzten Rüffer et al. (2012) die prozentualen Anteile gesunder, kranker und toter Bäume im Untersuchungsraum und erstellten die in Abb.39 dargestellte Karte zur teilflächenscharfen Einschätzung des Belaubungszustandes der Laubbäume des im Oberstand in 5%-Schritten. Auf den Kartenausschnitten sind die ÖUB-Flächen ebenfalls dargestellt. Die terrestrischen Schadenssprachen auf diesen Flächen decken sich generell sehr gut mit denen der Luftbildauswertung. So finden sich nur im rabattierten Bereich der ÖUB-Flächen SW0804 und SW0805 Teilflächen mit geringem Schadensgrad.

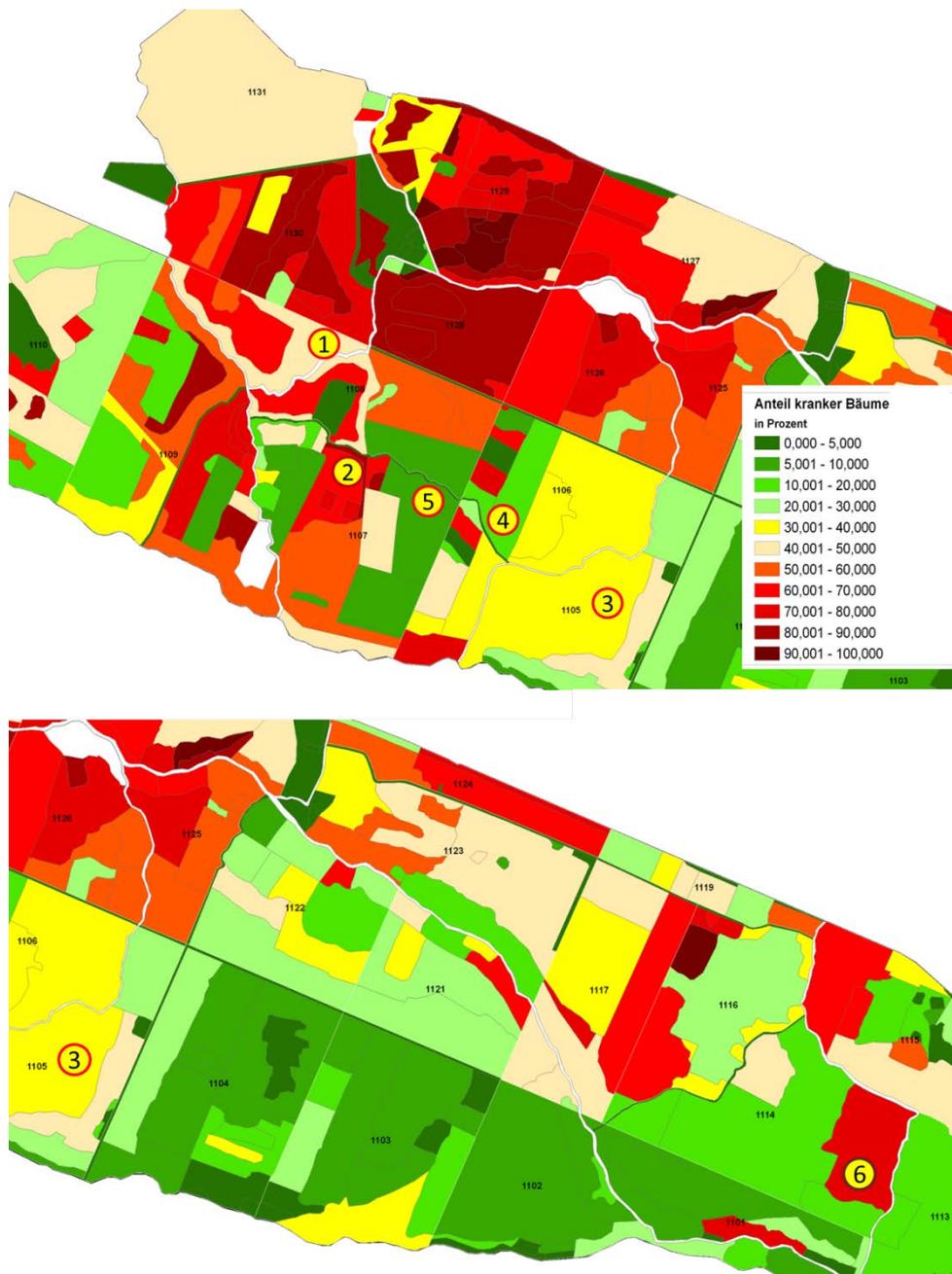


Abb.38: Schadansprache nach Luftbildauswertung (IR-Befliegung 08/2011, Fa. Geofly, Magdeburg im Auftrag des Landesforstbetriebs Brandenburg) und Lage der ÖUB-Flächen (Kartengrundlage und Auswertung: Ruffer et al. 2012)

### 3 Folgerungen und Zusammenfassung

Im Jahr 2012 erfolgte die vierte vegetationskundliche Wiederholungsaufnahme auf sechs Monitoringflächen des Oberspreewaldes. Auf drei Flächen wurde zusätzlich eine gezäunte Vergleichsfläche aufgenommen. Allerdings erfüllt nur im Fall von SW0803i der Zaun seine Funktion als Barriere für Wild. Vergleichende Untersuchungen über den Wildeinfluss auf die Artenstruktur der Wälder sind damit kaum mehr möglich. Im Falle von SW0803i ist der Aufwuchs einer Strauchschicht ermöglicht worden, die aber offenbar zu einem Artenrückgang durch Behinderung von Elementen der Kraut- und Moosschicht führte.

Für die feuchten Erlenbestände stellt die Größe des untersuchten Flächenareals einen guten Kompromiss dar, das repräsentative Arteninventar zu erfassen. Unter anderem im trockenen

Eschenwald wird aber nur ein Teil der relevanten Arten erfasst. Dominanzverschiebungen werden hier stark vom lokalen Lichtgenuss geführt und bestimmte Entwicklungen im Deckungsgrad oder der Präsenz von Arten lassen sich in Zusammenhang mit der Veränderung höherer Vegetationsschichten erklären. Die Innenfläche SW0806i zeichnet sich durch starke Beschattung durch die untere Baumschicht und die Strauchschicht aus, was zu einem Artenrückgang und dem Überdauern einiger genügsamer Schattenpflanzen führte. Auf der Außenfläche SW0806 kam es im Zuge des Pflegeeingriffes (Zurückschneiden von *Prunus padus*-Aufwuchs) zu einer Dynamik in der Strauch-, Kraut- und Mooschicht, die noch anhält.

Mithilfe von Indikatorwerten, wie der Anteilsverteilung von soziologisch-ökologischen Artengruppen (Passarge & Hofmann 1964), den Zeigerzahlen von Gefäß- und Moospflanzen (Ellenberg et al. 1992) und dekadischen komplexen Weiserwerten (Anders et al. 1985) werden die Monitoringflächen mehr oder weniger deutlich voneinander abgegrenzt und charakterisiert.

Schwieriger sind die Veränderungen innerhalb einer Fläche zu erkennen und zu bewerten. In manchen Erlenbeständen deutet sich zwischen 2009 und 2012 eine Erhöhung des Anteils bzw. Deckungsgrades von Nässe- und Feuchtigkeitszeigern an. Das kann in Zusammenhang mit den Überflutungsereignissen der Jahre 2010 und 2011 stehen, bei denen Flusswasser langfristig die tiefer gelegenen Flächen des Spreewaldes überstaut hatte. Dabei wirkte sich das veränderte Wasserregime in den trockeneren Erlenwäldern (SW0803/03i) offenbar stärker aus, als in den ohnehin schon sehr nassen (SW0801/01i, 02). Für die Rabattenhalbforsten SW0804 und SW0805 kommt man allerdings zu unterschiedlichen Ergebnissen, verwendet man F-Zahlen (Feuchteanstieg) oder  $DK_F$ -Weiserwerte (Austrocknung). Eine zunehmende oberflächennahe Austrocknung wird in den Rabattenbeeten durch den Aufwuchs der sehr vitalen Baumvegetation erwartet.

Für jedes Zeitintervall wurden die Arten determiniert, deren Stetigkeiten bedeutend zu- oder abnahmen. Die relativ kurze Beobachtungszeit erlaubt in der Regel noch keine gesicherte Zuordnung von diskreten Veränderungen in der Artenzusammensetzung bzw. der Dominanzstruktur der Vegetation und bestimmten (äußeren) abiotischen Ursachen. Auch ökosystemimmanente Fluktuationen spielen eine Rolle. Arten sowie Artengruppen, die sich möglicherweise antagonistisch zueinander verhalten sowie biologische Zyklen von Ausbreitung, Stagnation und Regression können erst durch langjährige Analysen ermittelt werden.

Die im vorliegenden Bericht präsentierten Auswertungen zu den Böden und Grundwasserverhältnissen können als Tendenz einer im Vergleich zu den Vorjahren veränderten Dynamik des Wasserhaushalts auf den Untersuchungsflächen betrachtet werden. In vergangenen Untersuchungen wurde darauf hingewiesen, dass der Prozess der Überflutung gegenüber dem Einfluss von Grund- und Stauwasser aufgrund der reduzierten Abflussführung der Spree über lange Zeit von untergeordneter pedogener Bedeutung war (Riek & Strohbach 2003, 2004). Die mit Hilfe der Zeitreihenanalyse ausgewerteten langfristigen Muster der Grundwasserganglinien zeigen für die Jahre 2010/2011 die geringsten Grundwasserflurabstände seit Bestehen der ÖUB-Messstellen. Verstärkt auftretende Überflutungen auch während der Vegetationszeit sind in diesem Zusammenhang zu sehen, weil die Pufferleistung der wassergesättigten Böden in den tieferen Lagen herabgesetzt ist und das Hochwasser der Spree so zur Überstauung großer Flächenanteile führen kann.

Nach den bodenkundlichen Untersuchungen weisen die Torfe an den ÖUB-Flächen mittlere bis sehr starke Zersetzungsgrade auf. Infolge lang anhaltender Austrocknungsphasen und Grundwasserabsenkungen entwickelten sich die organogenen Böden in der jüngeren Vergangenheit in vielen Bereichen zu Moorgleyen und Anmoorgleyen. Seit 2007 weisen die

tiefpassgefilterten Grundwasserganglinien auf eine geänderte Dynamik, die sich durch kontinuierlich ansteigende Grundwasserstände bis 2011 auf allen Flächen auszeichnet. Dieser Trend wird sichtbar nach Extraktion kurzfristiger Schwingungen und saisonaler Komponenten aus der Zeitreihe. Die aktuellsten Grundwasserdaten weisen allerdings bereits wieder auf eine Trendwende hin zu größeren Grundwasserflurabständen. Die zukünftigen ÖUB-Auswertungen werden zeigen, ob es sich hierbei um eine anhaltende Tendenz handelt und wie diese sich in die langfristigen zyklischen Schwankungen des Grundwassers einordnen lässt. Sehr bedauerlich ist, dass für das Jahr 2013 zu große Lücken für die statistische Auswertung in den Datenreihen bestehen. Zukünftig sollte hier unbedingt auf regelmäßiges Ablesen der Grundwasserstände (Turnus: ein- bis zweimal pro Monat) geachtet werden.

Für die Vitalität der Erlenbestände waren die Überflutungen während der Vegetationszeit nachweislich abträglich. Auf den nicht rabattierten ÖUB-Flächen sind durch hohe Grundwasserstände in Verbindung mit den Überflutungen durch das Spreewasser erhöhte Schäden zu verzeichnen.

#### 4 Literatur

- AG BR (1995): Biosphärenreservate in Deutschland. Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung. Berlin, 377 S.
- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U.-K., Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Verlag N. Kessel, Oberwinter, 284 S.
- Anders, S., Hofmann, G., Unger, S. (1985): Quantifizierung der Leistungspotenz natürlicher Standortproduktivkräfte für die Rohholzerzeugung anhand ökologischer Ertragsmodelle. Beitr. f. Forstwirtschaft. 19: 97-109.
- BMVEL (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) – Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. 2. Auflage.
- Deutsches MAB Nationalkomitee (1996): Kriterien für die Überprüfung und Anerkennung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 72 S.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer Verlag, Stuttgart, 684 S.
- Dinter, W. (1986): Zum Einfluss anthropogener Standortveränderungen auf die Artenzusammensetzung niederrheinischer Erlenwälder. In: Schubert, R. (Hrsg.) (1986): Internationales Symposium über die Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Teil 3, Halle/Saale, S. 131-1
- Düll, R. (1992): Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18. 2. Aufl., Erich Goltze, Göttingen, S. 175-214.
- Dunger, J. (2012): Exkursionsführer zur Vortrags-/Exkursionsveranstaltung „Hochwasserschäden und weitere Waldbehandlung im Oberspreewald“ am 20.09.2012 in Neu-Zauche. Landesbetrieb Forst Brandenburg und Brandenburgischer Forstverein.
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., UTB, Ulmer Stuttgart, 1096 S.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18. 2. Aufl., Erich Goltze, Göttingen, 258 S.
- Glavac, V. (1996): Vegetationsökologie. Grundfragen, Aufgaben, Methoden. Gustav Fischer, Jena, 358 S.
- Guthörl, V. (1994): Zusammenhänge zwischen der Populationsdichte des Rehwildes (*Capreolus caapreolus*, Linné 1758) und dem Verbissdruck auf die Waldvegetation. Z. Jagdwiss. 40: 122-136.
- Herpel, J., Heinze, M., Fiedler, H.J. (1995): Veränderungen von Boden und Vegetation in Kiefernbeständen der Dübener Heide zwischen 1966 und 1990. Arch. f. Nat.-Lands. Forsch. 34: 17-41.
- Hofmann, G. (1962): Synökologische Untersuchungen im Waldschutzgebiet Gellmersdorfer Forst / Oder. Archiv f. Naturschutz und Landschaftsforschung 2 (1): 3- 52, (2): 105-139.
- Hofmann, G. (1995): Kiefernökosysteme im Wandel. Der Wald 45 (8): 262-267.

- Hofmann, G. (1997): Konzept zur ökosystemaren Umweltbeobachtung für die Ökosystemtypen Wälder und Forsten der Biosphärenreservate Schorfheide-Chorin und Spreewald. unveröffentlichtes Gutachten.
- Hofmann, G. (2002): Entwicklung der Waldvegetation des nordostdeutschen Tieflandes unter den Bedingungen steigender Stickstoffeinträge in Verbindung mit Niederschlagsarmut. In: Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U.-K. & Müller, J.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Kessel, Oberwinter, S. 24-41, 201-269.
- Hofmann, G., Jenssen, M., Anders, S. (1999): Umweltbeobachtung in Wäldern und Forsten auf der Grundlage von Ökosystemtypen. Beitr. Forstw. und Landschaftsök. 33 (1), 5-63.
- Hofmann, G., Jenssen, M. (2003): Konzept der ÖUB – Ökosystemgruppe Wald. unveröffentlicher Kurzbericht.
- Hornschuch, F. (2010): Aktueller und früherer Zustand der Waldvegetation und ihr Bioindikationswert im Rahmen der ÖUB Wald, Biosphärenreservat Spreewald. Schlussbericht zum Werkvertrag, Fachhochschule Eberswalde, 57 S., unveröff.
- Hornschuch, F., Riek, W. (2009): Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe? – 1. Bewertung der Natürlichkeit anhand verschiedener Kompartimente und Diversitätsebenen unter besonderer Berücksichtigung des Bodens (Literaturstudie). Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 7: 35-53. Download: [http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-7-3.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-7-3.pdf)
- Kuhn, N., Amiet, R., Hufschmid, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. J.Ztg. 158 (5/6): 77-84.
- LUA (2004): Biotopkartierung Brandenburg Band 1, Kartierungsanleitung und Anlagen. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, 312 S.
- LUA (2005): Lebensräume im Wandel – Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. Luthardt, V. u.a., LUA-Fachbericht 94, Fachhochschule Eberswalde, Landesumweltamt Brandenburg (LUA) Potsdam, 188 S.
- LUA (2007): Biotopkartierung Brandenburg Band 2, Beschreibung der Biotoptypen Landesumweltamt Brandenburg, 3. Aufl., Potsdam, 512 S.
- LUA (2010): Datenblätter Grundwassermessstellen.
- Ludwig, G., Schnittler, M. (Hrsg.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schr. R. f. Vegetationskunde 28, Bonn-Bad Godesberg, 744 S.
- LUGV (2011): Lebensräume im Wandel. Ergebnisse der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat Spreewald. Fachbeiträge des LUGV, Heft Nr. 122, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Potsdam, 157 S.
- Luthardt, V. et al. (2004): Lebensräume in Wandel – Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. Fachbeiträge LUA BB, H. 94, 188 S.

- Nessing, G., Zerbe, S. (2002): Wild und Waldvegetation – Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. Allg. Forst- u. J.Ztg. 173 (10): 177-185.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., UTB, Quelle, Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden, 514 S.
- Oheimb, G.v., Kriebitzsch, W.U., Ellenberg, H. (2002): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. Allg. Forst- u. J.Ztg. 174 (1): 1-7.
- Passarge, H., Hofmann, G. (1964): Soziologische Artengruppen mitteleuropäischer Wälder Arch. Forstwes. 13 (9): 913-937.
- Passarge, H., Hofmann, G. (1968): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes II. = Pflanzensoziologie Bd. 16, Jena
- Rabotnov, T.A. (1992): Phytozoölogie. Struktur und Dynamik natürlicher Ökosysteme. Eugen Ulmer, Stuttgart, 243 S.
- Riek, W., Strohbach, B. (2003): Bodenkundlich-hydrologische Charakterisierung unterschiedlich bewirtschafteter Erlenbestände im Spreewald. Unveröffentlichter Arbeitsbericht. Landesforstanstalt Eberswalde.
- Riek, W., Strohbach, B. (2004): Einfluss der Forstwirtschaft auf Böden und Wasserhaushalt im Spreewald. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 38, 1. 19-23.
- Riek, W., Wolff, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme Göttingen. Reihe B. Band 74.
- Ristow, M., Herrmann, A., Illig, H., Klemm, G., Kummer, V., Kläge, H.-C., Machatzi, B., Rätzl, S., Schwarz, R., Zimmermann, F. (2006): Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15 (4), Beiheft.
- Rüffer, O., Wuttge, D., Emmrich, G. (2012): Abgrenzung des Schadgebietes und der Schadintensitäten im Oberspreewald. Vortrag im Rahmen des Kolloquiums „Hochwasserschäden und weitere Waldbehandlung im Oberspreewald“ am 20.09.2012 in Neu-Zauche. Landesbetrieb Forst Brandenburg und Brandenburgischer Forstverein. (unveröffentlicht)
- Schmidt, P.A. (1993): Veränderung der Flora und Vegetation von Wäldern unter Immissionseinfluss. Forstwiss. Cbl. 112: 213-224.
- Schmidt, W. (1991): Die Veränderung der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als Pflanzlicher Bioindikator. Schriftenr. Vegetationsk. 21, Bonn-Bad Godesberg, S. 77-96.
- Schönthaler et al. 1994: Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Schubert, R. (Hrg.) (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer, Jena, 2. Aufl., 327 S.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (1990): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. – Deutscher Bundestag, Drucksache 11/8123, Bonn.
- Urbanska, K.M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, 374 S.

- Wittig, R., Werner, W. (1986): Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht - eine Zwischenbilanz. Düsseldorfer Gebot. Kolloq. 3: 33-70.
- Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. 2 Bände, Bonn
- Wolff, B., Riek, W., Hornschuch, F., Bielefeldt, J. (2007): Methodenkatalog zum Monitoringprogramm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs für Waldökosystemtypen (ÖUB-Wald). Wald+Boden Umweltconsult GmbH, 75 S., unveröff.
- Wolff, B., Riek, W., Hornschuch, F. (2008): Neue Ergebnisse der ÖUB Wald in den Biosphärenreservaten Schorfheide-Chorin, Spreewald und Flusslandschaft Elbe-Brandenburg. Monografien und Synopse, Wald + Boden Umweltconsult GmbH, <http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/veroeffentlichungen.html>, unveröff.
- Whittaker, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21 (2/3): 213-251.

## Anhang

Tab.: Änderungen in der Vegetationsdatenbank ÖUB-Wald 2012

Fläche	Wdhl.	Parzelle	Schicht	alt (=falsch)	neu (=richtig)
SW0801	2	9	S, K	<i>Prunus spec.</i>	<i>Prunus padus</i>
SW0801i	0	4	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0801i	1	4	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0801i	2	9, 14	K, B2	<i>Prunus spec.</i>	<i>Prunus padus</i>
SW0801i	2	9	K	<i>Angelica palustris</i>	<i>Angelica sylvestris</i>
SW0801i	2	8	K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0801i	2	8	K	<i>Galeopsis terahit</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0801i	2	16	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0801i	3	4, 8, 15	alle K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0802	3	17	K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0803	0	11	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0803	1	11	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0803	2	11	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Hypnum cupressiforme agg.</i>
SW0803	2	15	K -> M	K: <i>Brachythecium rutabulum</i>	M: <i>Brachythecium rutabulum</i>
SW0803	3	11, 12	alle K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0803i	3	11, 12	alle K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0804	3	1,2,10,12	alle K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0805	3	18	K	<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	<i>Thalictrum flavum</i>
SW0806	2	14	S	<i>Prunus fruticosus</i>	<i>Prunus padus</i>
SW0806	3	17, 18	alle K	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Galeopsis bifida</i>
SW0806i	0	1	M	<i>Rhodiola rosea</i>	<i>Rhodobryum roseum</i>
SW0806i	2	6	K	<i>Prunus spec.</i>	<i>Prunus padus</i>