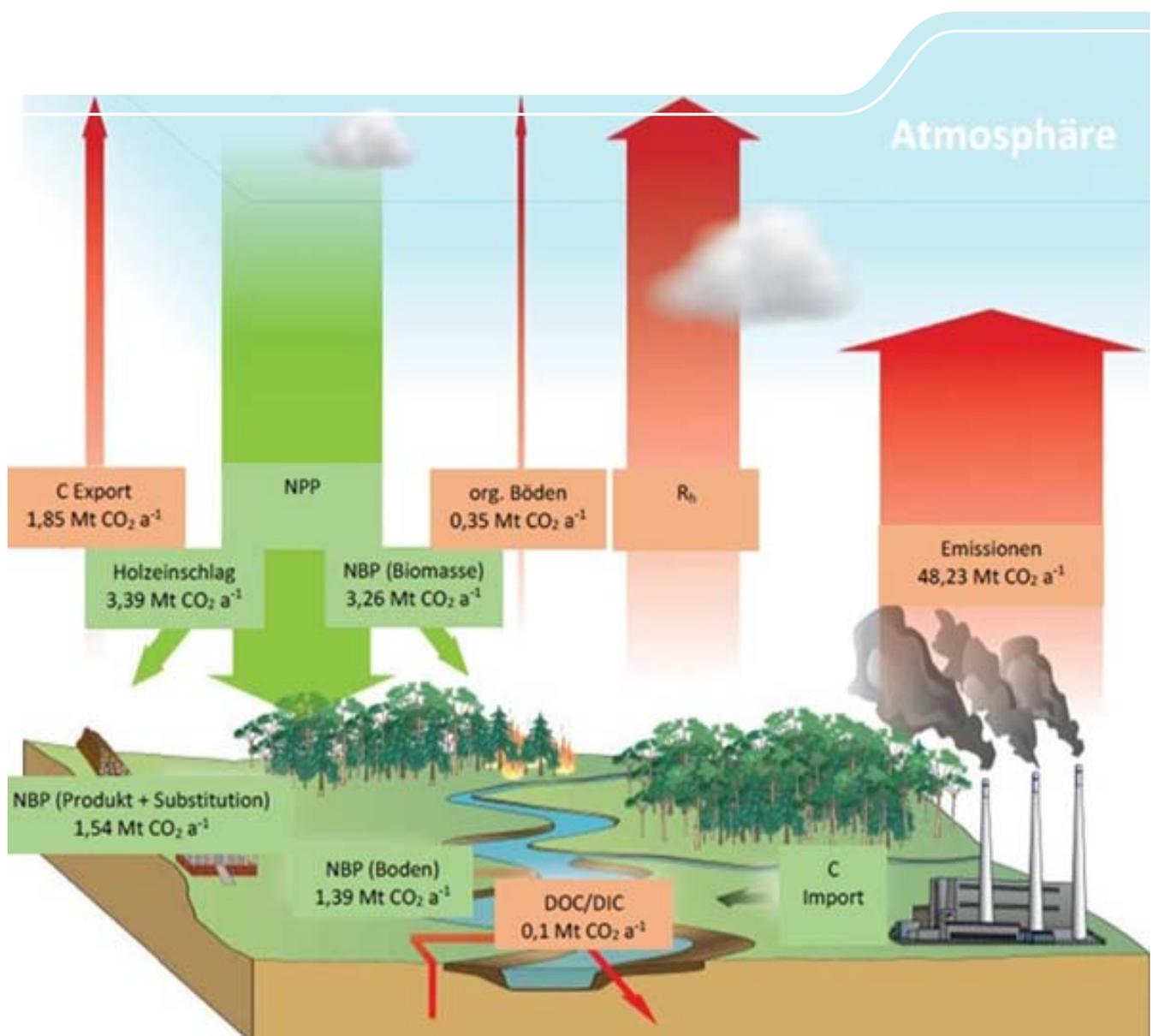


# Istanalyse C-Bindung Sachsen



# Ermittlung der Kohlenstoffbindung von Treibhausgasspeichern und -senken in Sachsen

Thomas Grünwald

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Wesentliche Prozesse der C-Bindung.....</b>	<b>11</b>
2.1	Allgemeine Bilanzierungsansätze.....	11
2.1.1	Nettoökosystemproduktion NEP.....	11
2.1.2	Kohlenstoffbilanz des Ökosystems NBP .....	11
2.1.3	Treibhausgasbilanz des Ökosystems NGB.....	12
2.2	Kohlenstoffbilanz spezifischer Landnutzungen .....	13
2.2.1	Forst.....	13
2.2.2	Grünland .....	14
2.2.3	Acker.....	15
2.2.4	Organische Böden.....	16
2.2.5	Stand- und Fließgewässer.....	17
<b>3</b>	<b>Datengrundlagen und existierendes Monitoring.....</b>	<b>18</b>
3.1	Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS).....	18
3.2	Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (LfULG).....	19
3.2.1	Boden.....	19
3.2.2	Landwirtschaft.....	20
3.2.3	Wasser.....	21
3.2.4	Naturschutz.....	22
3.3	TU Dresden .....	23
3.3.1	ICOS .....	23
3.3.2	TREGATA.....	25
<b>4</b>	<b>Konzepte für das Monitoring von Kohlenstoffflüssen sächsischer Ökosysteme .....</b>	<b>26</b>
4.1	Methoden der Bestimmung von Kohlenstoffflüssen .....	26
4.1.1	Inventuren.....	26
4.1.2	Mikrometeorologische Messungen.....	26
4.1.3	Kammermessungen.....	27
4.1.4	Fernerkundung .....	27
4.2	Anforderungen an Monitoringkonzepte .....	27
4.3	Monitoringoptionen und Abschätzungen der Kohlenstoffsенke Sachsens .....	29
4.3.1	Indirektes Monitoring .....	30
4.3.2	Kohlenstoffinventuren .....	33
4.3.3	Kontinuierliche Direktmessungen .....	34
4.3.4	Diskontinuierliche Direktmessungen .....	34
4.3.5	Kohlenstofftransport in oberirdischen Fließgewässern .....	35
4.3.6	Vorzugsvariante.....	36
4.4	Unsicherheiten und Forschungsbedarf.....	37
4.4.1	Unsicherheit in der Bestimmung des Bodenkohlenstoffvorrats.....	38
4.4.2	Ergänzendes Monitoring.....	38
4.4.3	Organische Böden.....	40
4.4.4	Landnutzungsänderungen und Managementoptionen.....	40
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick .....</b>	<b>42</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>44</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Globale CO <sub>2</sub> -Bilanz (Mittelwerte für den Zeitraum 2007 – 2016, Quelle: Le Quéré et al. 2017).....	9
Abbildung 2:	Atmosphärische CO <sub>2</sub> -Flüsse eines Ökosystems .....	11
Abbildung 3:	C-Bilanz eines Ökosystems unter Berücksichtigung lateraler C-Transporte (inklusive CH <sub>4</sub> -Kohlenstoff).....	12
Abbildung 4:	THG-Bilanz eines Ökosystems inklusive lateraler C-Transporte (die angegebenen Faktoren berücksichtigen das GWP100 bzgl. CO <sub>2</sub> -Äquivalenten).....	13
Abbildung 5:	Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Wälder (EU-25, Fläche: 1,46 Mio. km <sup>2</sup> ) in TgC a <sup>-1</sup> . NPP – Nettoprimärproduktion, Rh – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Luysaert et al. 2010, modifiziert).....	14
Abbildung 6:	Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Grasländer (EU-25, Fläche: 0,57 Mio. km <sup>2</sup> ) in TgC a <sup>-1</sup> . NPP – Nettoprimärproduktion, Rh – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Ciais et al. 2010b, modifiziert).....	15
Abbildung 7:	Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Äcker (EU-25, Fläche: 1,08 Mio. km <sup>2</sup> ) in TgC a <sup>-1</sup> . NPP – Nettoprimärproduktion, Rh – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Ciais et al. 2010a, modifiziert).....	16
Abbildung 8:	Standorte der Level-I und Level-II Flächen im sächsischen Wald (Staatsbetrieb Sachsenforst, 2017).....	19
Abbildung 9:	Standorte der Bodendauerbeobachtungs-flächen und Bodengroß-landschaften in Sachsen (Barth et al. 2001) .....	20
Abbildung 10:	Standorte der Dauertestflächen und Agrarstrukturgebiete in Sachsen (Mönicke et al. 2004) ..	21
Abbildung 11:	Fließgewässer in Sachsen mit Pegelmessnetz und Oberflächenwasserbeschaffenheits-messstellen (interaktive Karte SYNERGIS WebOffice Fachthema Wasser, <a href="http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/weboffice101/synserver?project=wasser-guetemesstellen&amp;language=de&amp;view=owbstellen">http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/weboffice101/synserver?project=wasser-guetemesstellen&amp;language=de&amp;view=owbstellen</a> ).....	22
Abbildung 12:	Verbreitung der Torfe, Moor- und Anmoorböden in Sachsen auf Basis abiotischer Kartengrundlagen (Keßler et al. 2011) .....	23
Abbildung 13:	EC-Stationen der TU Dresden südwestlich von Dresden (Quelle: GoogleEarth) .....	24
Abbildung 14:	C-Bilanz NBP mit Berücksichtigung von Nutzungseinflüssen (z.B. Ernte, Düngung, forstliche Maßnahmen) von drei typischen Landnutzungen in Sachsen (2005 – 2016) .....	24
Abbildung 15:	Interpolation der BZE-Daten (1994, 2010) auf die Stichjahre der BWI (2002, 2012), Quelle: Staatsbetrieb Sachsenforst, 2017.....	28
Abbildung 16:	Verlauf des Corg-Gehalts im Ap-Horizont an zwei BDF (kleine Punkte: jährliche Beprobung, große Punkte: etwa fünfjähriger Beprobungsrhythmus, Quelle: Barth et al. 2011).....	28
Abbildung 17:	Europäische ICOS-Stationen zur kontinuierlichen Messung u.a. des CO <sub>2</sub> -Austauschs verschiedener Ökosysteme (Quelle: ICOS Carbon Portal) .....	30

Abbildung 18:	Kohlenstoff-Export und -Import der grenzüberschreitenden sächsischen Fließgewässer sowie deren Netto-Kohlenstoffverlust für den Bilanzzeitraum 2016.....	36
Abbildung 19:	Nettoökosystemproduktion NEP (negative NEP = CO <sub>2</sub> -Quelle) und Ökosystematmung (TER) am Ackerstandort Klingenberg auf Basis von EC-Messungen (1.6. – 30.9.2009), Ernte Wintergerste am 21.7.2009 (57 dt ha <sup>-2</sup> ), Stallmistdüngung am 10.8.2009 (25 t ha <sup>-2</sup> ) ...	39

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Emissionsfaktoren (EF), Aktivitätsflächen (AF) und Emissionen (EM) von sächsischen Mineralböden und Biomassen ohne Landnutzungsänderungen und ohne Berücksichtigung von N <sub>2</sub> O und CH <sub>4</sub> .....	31
Tabelle 2:	Emissionsfaktoren (EF), Aktivitätsflächen (AF) und Emissionen (EM) von genutzten und drainierten organischen Böden in Sachsen ohne Landnutzungsänderungen und ohne Berücksichtigung von N <sub>2</sub> O und CH <sub>4</sub> .....	32
Tabelle 3:	Zeitpunkte der C-Inventuren im Rahmen der BZE und BWI bzw. an BDF und DTF .....	33
Tabelle 4:	Mittlere jährliche Bilanzen (4-Jahres-Mittelwerte auf Basis von Eddy-Kovarianz-Messungen) von Nettoökosystemproduktion (NEP), Ernteentzug, C-Import (organische Düngung, Saat) und C-Bilanz des Ökosystems (NBP) von 7 europäischen Ackerstandorten .....	40

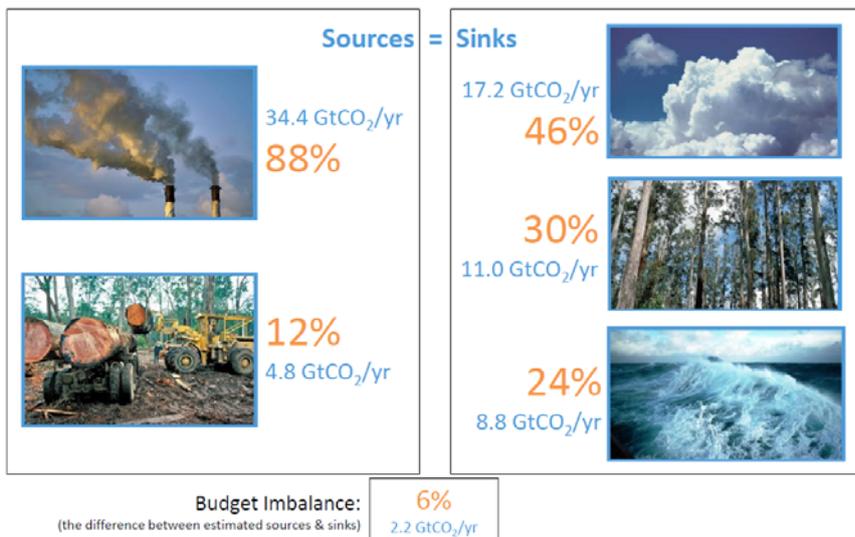
## Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AF	Aktivitätsfläche (ha)
ASG	Agrarstrukturgebiet
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BTLNK	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung
BWI	Bundeswaldinventur
BZE	Bodenzustandserhebung (Wald)
C	Kohlenstoff
C/N	Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis
C <sub>ges</sub>	Gesamtkohlenstoff
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
CO <sub>2</sub> eq.	CO <sub>2</sub> -Äquivalent
C <sub>org</sub>	organischer Kohlenstoffgehalt
DBF	Dauerbeobachtungsfläche
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
DTF	Dauertestfläche (Landwirtschaft)
EC	Eddy-Kovarianz (mikrometeorologisches Messverfahren)
EF	Emissionsfaktor (t THG ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
EKP	Energie- und Klimaprogramm
EM	Emission einer THG-Quelle (t THG a <sup>-1</sup> )
ESFRI	European Strategy Forum on Research Infrastructures
EU	Europäische Union
EU-25	Mitgliedstaaten der Europäischen Union vor der Erweiterung im Jahr 2007 (Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Italien, Irland, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Portugal, Schweden, Spanien, Estland, Lettland, Litauen, Malta, Polen, Slowakei, Slowenien, Tschechische Republik, Ungarn, Zypern)
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GPP	pflanzliche Bruttoprimärproduktion
GWP	Global Warming Potential (Treibhauspotenzial)
GWP100	mittleres GWP für einen Zeitraum von 100 Jahren (abhängig von den Verweilzeiten der THG in der Atmosphäre)
ICOS	Integrated Carbon Observation System
ICP	International Co-operative Programme
K	Kalium
KUP	Kurzumtriebsplantage
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Mg	Magnesium
N <sub>2</sub> O	Lachgas
NBP	C-Bilanz eines Ökosystems inkl. lateraler C-Flüsse
NCB	Netto-Kohlenstoffbilanz
NEP	Nettoökosystemproduktion

NGB	Netto-THG-Bilanz
N <sub>ges</sub>	Gesamtstickstoff
N <sub>min</sub>	mineralisierter Stickstoff
NPP	pflanzliche Nettoprimärproduktion
P	Phosphor
Pg	Petagramm (1 Pg = 1 Gt = 1 Mrd. t)
R <sub>a</sub>	autotrophe Atmung
R <sub>h</sub>	heterotrophe Atmung
SBS	Staatsbetrieb Sachsenforst
t	Masseneinheit: 1 t = 10 <sup>3</sup> kg = 10 <sup>6</sup> Mg
Tg	Teragramm (1 Tg = 1 Mt = 1 Mio. t)
THG	Treibhausgas(e), hier: CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O
TIC	anorganischer Gesamtkohlenstoff
TOC	organischer Gesamtkohlenstoff
TREGATA	Akronym für ‚Treibhausgasemissionen von Talsperren‘
TS	Talsperre
USGS	United States Geological Survey
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen)
WZE	Waldzustandserhebung

# 1 Einleitung

Die Konzentrationen der Treibhausgase (THG) Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) haben ein Niveau erreicht, welches mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit seit 800.000 Jahren nicht vorgekommen ist (Stocker et al. 2013). Ebenso ist der gegenwärtig beobachtete Anstieg der THG sehr wahrscheinlich größer als in den vergangenen 22.000 Jahren (Stocker et al. 2013). Hauptursache ist die anthropogen bedingte Freisetzung von CO<sub>2</sub> durch Nutzung fossiler Energieträger, Zementproduktion und Landnutzungsänderungen in Höhe von 555 PgC zwischen 1750 und 2011. Die Anteile des in der Atmosphäre akkumulierten und im Ozean gespeicherten CO<sub>2</sub> können mit hoher Genauigkeit geschätzt werden und betragen 240 PgC beziehungsweise 155 PgC. Die Differenz in Höhe von 160 PgC (±90 PgC) wird in den nicht von Landnutzungsänderungen betroffenen terrestrischen Ökosystemen vermutet und hat einen relativ großen Unsicherheitsbereich. In diesen Ökosystemen sind erhebliche Mengen an Kohlenstoff sowohl im Boden als auch in der oberirdischen Biomasse gespeichert. Außerdem fungieren Ökosysteme als wichtige Kohlenstoffsinken, wodurch die Störung des globalen Kohlenstoffhaushaltes durch anthropogen verursachte Treibhausgasemissionen teilweise kompensiert wird. Anhand der gegenwärtigen globalen CO<sub>2</sub>-Bilanz (2007 – 2016, Le Quéré et al. 2017) wird deutlich, dass 30 % der Emissionen durch die terrestrischen Ökosysteme gebunden wird (Abbildung 1). Ohne diesen Effekt würde die atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration deutlich stärker ansteigen als beobachtet.



**Abbildung 1: Globale CO<sub>2</sub>-Bilanz (Mittelwerte für den Zeitraum 2007 – 2016, Quelle: Le Quéré et al. 2017)**

Ursachen für diese CO<sub>2</sub>-Senke sind erhöhte photosynthetische Aktivität, Stickstoffdeposition und Ausweitung der Vegetationsperiode in mittleren und hohen Breiten der Nordhemisphäre (Stocker et al. 2013). Die Biomasse wird in verschiedenen kurzlebigen (Blätter, Feinwurzeln) und langlebigen (Boden, Derbholz) Kohlenstoffspeichern festgelegt.

In der genannten Bilanz (Le Quéré et al. 2017) sind die globalen CO<sub>2</sub>-Emissionen von Binnengewässern nicht enthalten. Diese betragen nach verschiedenen Abschätzungen zwischen 2,9 PgCO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (Cole et al. 2007) und 6,6 PgCO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (Raymond et al. 2013).

Die globalen anthropogen induzierten THG-Flüsse der terrestrischen Biosphäre wurden auch unter Berücksichtigung von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O bilanziert (Tian et al. 2016). Demnach stehen der CO<sub>2</sub>-Senke von 5,8 PgCO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> Emissionen von CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O in Höhe von 7,4 PgCO<sub>2</sub>eq. a<sup>-1</sup> bzw. 2,2 PgCO<sub>2</sub>eq. a<sup>-1</sup> gegenüber,

was einer Netto-THG-Emission von  $3,8 \text{ PgCO}_2\text{eq. a}^{-1}$  entspricht (Mittelwerte für den Zeitraum 2001 – 2010 auf Basis des mittleren 100-jährigen Treibhauspotentials GWP100,  $\text{CH}_4 = 28 \text{ CO}_2\text{eq.}$ ,  $\text{N}_2\text{O} = 265 \text{ CO}_2\text{eq.}$ ). Die THG-Bilanz europäischer terrestrischer Ökosysteme wird nach einer Abschätzung von Schulze et al. (2009) bezüglich der  $\text{CO}_2$ -Senke mit  $1,0 \text{ PgCO}_2 \text{ a}^{-1}$  angegeben, welche sich nach Berücksichtigung von  $\text{CH}_4$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen auf  $0,1 \text{ PgCO}_2\text{eq. a}^{-1}$  reduziert (Mittelwerte für den Zeitraum 2000 – 2005 auf Basis des GWP100). Ob die  $\text{CH}_4$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen als negative THG-Senke den Ökosystemen zugerechnet werden oder den anthropogen verursachten THG-Quellen, hängt von der gewählten Bilanzierungsmethode ab. Die doppelte Erfassung solcher THG-Emissionen wie auch von lateralen C-Flüssen in den Bilanzen von THG-Quellen und -Senken muss allerdings vermieden werden.

Als Kohlenstoffsinken können grundsätzlich insbesondere Wälder und naturnahe Moore fungieren. Das sächsische Energie- und Klimaprogramm 2012 (EKP) listet zur Stärkung und Sicherung von THG-Senken sowie der Reduzierung von THG-Quellen schwerpunktmäßig u.a. folgende Maßnahmen auf:

- Entwicklung von Landnutzungsszenarien, welche die Senkenfunktion insgesamt verbessern,
- Senkengerechte Bewirtschaftung landwirtschaftlich genutzter Böden,
- Sicherung und Ausbau des sächsischen Waldes als Kohlenstoffsenke (Erhöhung des Waldanteils in Sachsen auf 30 %),
- Schutz bestehender Kohlenstoffspeicher.

Im Gegensatz zu den gut dokumentierten jährlichen THG-Emissionen in Sachsen (Schreiber 2015) sind die THG-Senken bisher hauptsächlich auf Basis von Inventuren des Kohlenstoffspeichers von Boden und Biomasse abgeschätzt worden. Das Monitoring für die Bereiche Wald, Landwirtschaft, Boden, Wasser und Naturschutz erfolgt auf Basis verschiedener Konzepte und mit unterschiedlicher zeitlicher Auflösung. Die jeweiligen Testflächen wurden unabhängig voneinander und teilweise nach überregionalen Vorgaben eingerichtet. Die Inventurtermine sind unkoordiniert und finden in der Regel nicht jährlich und mit unterschiedlichen Wiederhol frequenzen statt. Zur besseren quantitativen Erfassung von THG-Speichern und -Senken sowie zur Verringerung von Unsicherheiten wird im EKP der Aufbau eines sächsischen Monitorings für Treibhausgasspeicher und -senken für eine belastbare Bewertung des Senkenpotentials verschiedener Ökosysteme empfohlen.

Im Folgenden werden zunächst die wesentlichen Prozesse der C-Bindung von THG-Speichern und -Senken sowie das existierende Monitoring erläutert. Anschließend werden verschiedene Bilanzierungsansätze des Kohlenstoffhaushaltes terrestrischer Ökosysteme vorgestellt, um daraus verschiedene Optionen für ein Monitoringprogramm der THG-Flüsse sächsischer Ökosysteme abzuleiten.

# 2 Wesentliche Prozesse der C-Bindung

## 2.1 Allgemeine Bilanzierungsansätze

Für die Bilanzierung von C- und THG-Flüssen zwischen Ökosystemen und der Atmosphäre gibt es in Abhängigkeit der gewählten Systemgrenzen und der betrachteten THG unterschiedliche Ansätze. Welcher Ansatz gewählt wird, ist abhängig davon, ob laterale C-Flüsse, CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen sowie Transporte von Kohlenstoff in Fließgewässern der Ökosystembilanz zugerechnet oder in anderen Bilanzen (Ernte, Holznutzung, Düngung, THG-Emissionen, Flüsse) berücksichtigt werden. Optional können die Bilanzen auch Substitutionseffekte beinhalten, so dass C-Bilanzen auf Basis unterschiedlicher Bilanzierungsansätze angegeben werden können.

### 2.1.1 Nettoökosystemproduktion NEP

Die atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Flüsse eines Ökosystems (Abbildung 2) setzen sich zusammen aus der Bruttoprimärproduktion GPP (fotosynthetische CO<sub>2</sub>-Bindung), der Gesamtatmung als Summe aus autotropher Atmung durch pflanzlichen Stoffwechsel (R<sub>a</sub>) und heterotropher Atmung durch Zersetzung organischen Materials insbesondere im Boden (R<sub>h</sub>), der Nettoprimärproduktion NPP (pflanzliche Biomasseproduktion) und der Nettoökosystemproduktion NEP. Es gilt:

$$NEP = GPP - R_a - R_h = NPP - R_h \quad (1).$$

In ungestörten Ökosystemen und insbesondere in bewirtschafteten Wäldern ist die NEP i.d.R. positiv (Netto-CO<sub>2</sub>-Senke). Das NEP kann direkt gemessen werden mittels EC-Technik (alle Ökosysteme) und Kammern (nur Ökosysteme mit niedriger Vegetation).

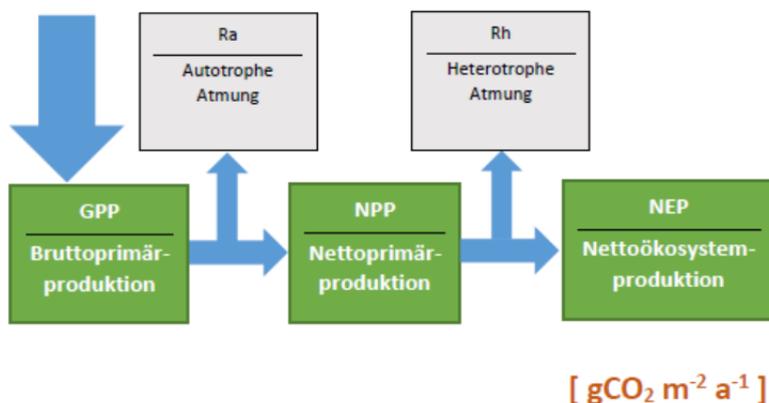


Abbildung 2: Atmosphärische CO<sub>2</sub>-Flüsse eines Ökosystems

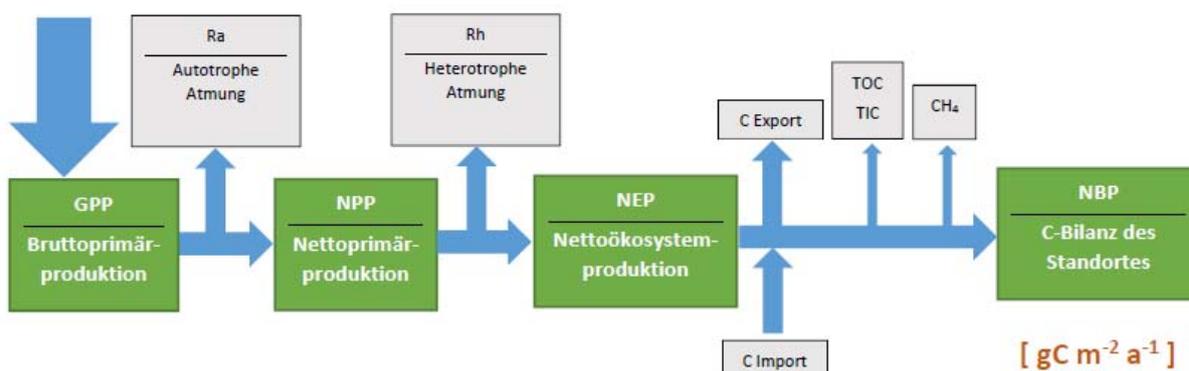
### 2.1.2 Kohlenstoffbilanz des Ökosystems NBP

Die C-Bilanz eines Ökosystems NBP (Abbildung 3) berücksichtigt darüber hinaus weitere C-relevante Flüsse. Dazu gehören durch das Management bedingte C-Flüsse wie C-Exporte aus dem Ökosystem (z. B. Ernte, Durchforstung) und C-Importe in das Ökosystem (z.B. organische Düngung mit Stallmist oder Gülle). Weiterhin gehören dazu Transporte des im Wasser gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), des Gesamtkohlenstoffs inklusive partikulärem Kohlenstoff (TOC) und des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC) sowie das C-Äquivalent der CH<sub>4</sub>-Flüsse. Diese Bilanz entspricht dem langfristig festgelegten Kohlenstoff.

Es gilt:

$$\text{NBP} = \text{NEP} + \text{C Import} - \text{C Export} - \text{TOC/TIC} - \text{CH}_4\text{-C} \quad (2).$$

Dieser Bilanzierungsansatz entspricht weitgehend den forstlichen Inventuren der C-Vorräte in Boden und Biomasse und den Inventuren an den Bodendauerbeobachtungsflächen BDF und Dauertestflächen DTF (bei Äckern und Grünland wird kein Kohlenstoff dauerhaft in der Biomasse gespeichert, so dass das NBP der Kohlenstoffbilanz des Bodens entspricht). Der TOC/TIC-Transport und die CH<sub>4</sub>-Emissionen können hier vernachlässigt werden, wenn davon ausgegangen werden kann, dass TOC/TIC über den Transport in den Fließgewässern und CH<sub>4</sub> in der Emissionsstatistik berücksichtigt werden.



**Abbildung 3: C-Bilanz eines Ökosystems unter Berücksichtigung lateraler C-Transporte (inklusive CH<sub>4</sub>-Kohlenstoff)**

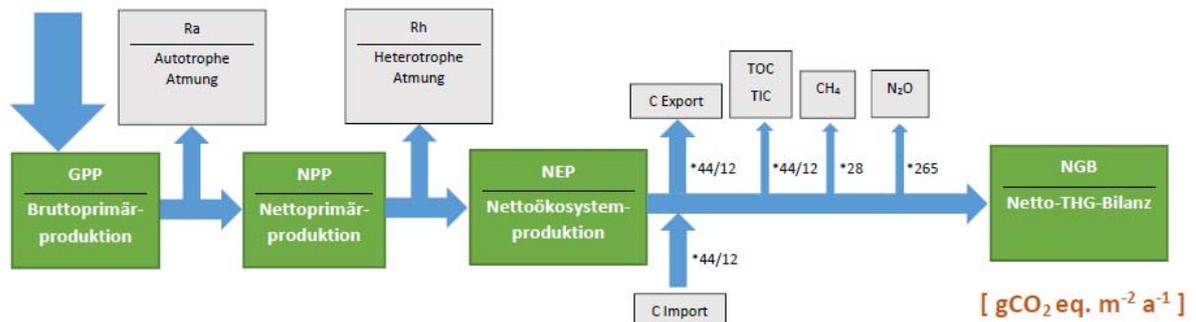
### 2.1.3 Treibhausgasbilanz des Ökosystems NGB

Die THG-Bilanz eines Ökosystems NGB (Abbildung 4) berücksichtigt zusätzlich den N<sub>2</sub>O-Fluss und wird bezüglich des relativen Erwärmungspotentials von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben. Dazu wird einerseits C mit dem Verhältnis der molaren Massen in CO<sub>2</sub> umgerechnet, andererseits werden die THG CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O mit ihrem Erwärmungspotential bezüglich eines 100-jährigen Zeithorizontes GWP100 (berücksichtigt die verschiedenen Aufenthaltszeiten der THG in der Atmosphäre) in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben. Es gilt:

$$\text{NGB} = \frac{44}{12} (\text{NEP} + \text{C-Import} - \text{C-Export} - \text{TOC/TIC}) - 28 \text{CH}_4 - 265 \text{N}_2\text{O} \quad (3).$$

Die hauptsächlich landwirtschaftlich verursachten CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen werden in der Statistik der sächsischen THG-Emissionen erfasst. Zur Vermeidung einer Doppelzählung wird dieser Bilanzierungsansatz auf Ökosystemebene nicht angewendet. Um eine Vergleichbarkeit der Ökosystembilanzen zu gewährleisten, bleiben hier auch für organische Böden (naturnahe und drainierte Moore) die CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen unberücksichtigt. Dieses Vorgehen erfordert aber eine anderweitige Berücksichtigung dieser CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen. Unabhängig davon sollten Ökosysteme auch hinsichtlich ihres NGB betrachtet werden, weil damit das Erwärmungspotential (GWP) verschiedener Landnutzungen angegeben werden kann.

N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> werden hauptsächlich durch chemische Reaktionen in der Atmosphäre zerstört (CH<sub>4</sub>-Oxidation durch OH-Radikale, Zerstörung von N<sub>2</sub>O durch Photolyse). Nettosenken für diese THG in terrestrischen Ökosystemen sind vernachlässigbar, können im Einzelfall (Aufnahme in Böden) aber nicht irrelevant sein (Ciais et al. 2013).



**Abbildung 4: THG-Bilanz eines Ökosystems inklusive lateraler C-Transporte (die angegebenen Faktoren berücksichtigen das GWP100 bzgl. CO<sub>2</sub>-Äquivalenten)**

Diese grundlegenden Bilanzgleichungen der Prozesse der C-Bindung und –Freisetzung werden im Folgenden für die Landnutzungen Wald, Grünland und Ackerbau spezifiziert und beispielhaft für die Europäische Union (EU-25) quantifiziert (Ciais et al. 2010a, Ciais et al. 2010b, Luysaert et al. 2010). Ausgehend von der pflanzlichen Nettoprimärproduktion (NPP), also der C-Senke der Biomasse nach Abzug der autotrophen Atmung, wird das NBP (langfristig gespeicherter Kohlenstoff) ohne Berücksichtigung von CH<sub>4</sub> bilanziert. Darüber hinaus werden organische Böden sowie Stand- und Fließgewässer betrachtet (aus oben genanntem Grund ebenfalls ohne Betrachtung von CH<sub>4</sub>). Unberücksichtigt bleibt der Kohlenstoffverlust durch flüchtige organische Verbindungen (VOC in Form von Isopren und Monoterpen) und Veratmung pflanzlicher Biomasse durch oberirdisch lebende tierische Organismen (u.a. Insekten, Säugetiere), da diese Komponenten mit großen Unsicherheiten behaftet sind und gegenwärtig nicht seriös gemessen oder quantifiziert werden können oder unbedeutend sind.

## 2.2 Kohlenstoffbilanz spezifischer Landnutzungen

### 2.2.1 Forst

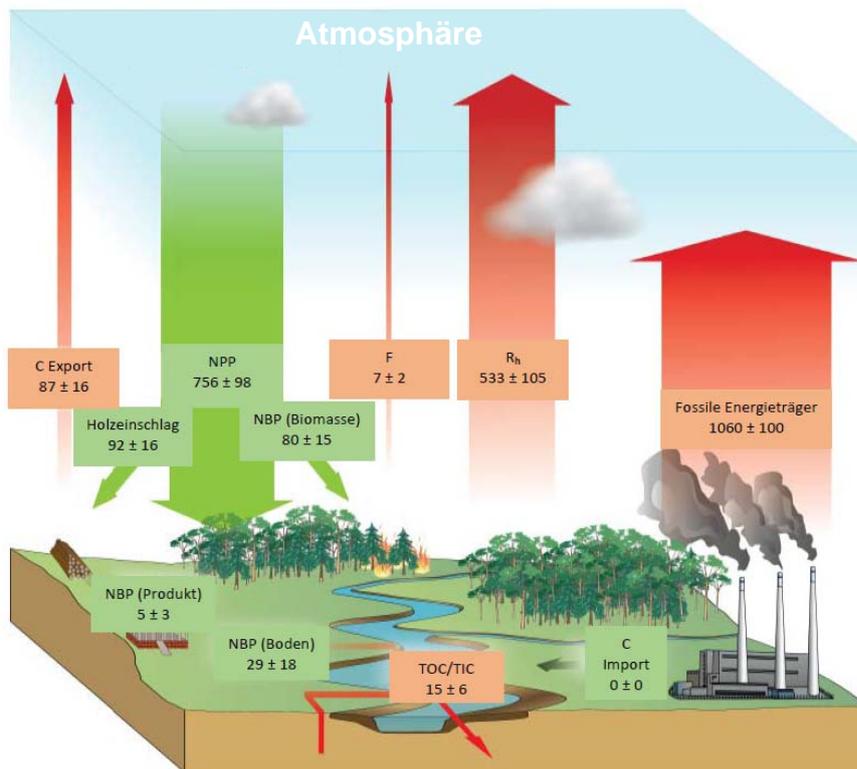
Die Biomasseproduktion im Wald erfolgt als Blatt-, Holz- und Wurzelbiomasse. Diesem primär festgelegten Kohlenstoff (NPP) und dem anorganischen Kohlenstoffimport durch Kalkung (C-Import) stehen kurzfristige Verluste in Form von heterotropher Atmung (R<sub>h</sub>), Feuer (F), kurzlebigen Holzprodukten (C-Export) und Transport von Kohlenstoff in Fließgewässern (TOC/TIC) gegenüber. Der langfristig in Biomasse, Boden und langlebigen Holzprodukten gespeicherte Kohlenstoff (NBP) in forstlichen Ökosystemen ist:

$$\text{NBP}_{\text{Biomasse}} + \text{NBP}_{\text{Boden}} + \text{NBP}_{\text{Produkt}} = \text{NPP}_{\text{Blatt}} + \text{NPP}_{\text{Holz}} + \text{NPP}_{\text{Wurzel}} - R_h - F - \text{TOC/TIC} - \text{C-Export} + \text{C-Import} \quad (4a)$$

oder zusammengefasst:

$$\text{NBP} = \text{NPP} - R_h - F - \text{TOC/TIC} - \text{C-Export} + \text{C-Import} \quad (4b).$$

Für die europäischen Wälder der EU-25 (Abbildung 5) beträgt das jährliche NBP nach einer Abschätzung von Luysaert et al. (2010) 114 TgC a<sup>-1</sup> bzw. 78 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, wovon 80 TgC a<sup>-1</sup> in der Biomasse, 29 TgC a<sup>-1</sup> im Boden und 5 TgC a<sup>-1</sup> in langlebigen Holzprodukten gespeichert sind. Dies entspricht 15 % des NPP oder 11 % des durch Nutzung fossiler Energieträger freigesetzten Kohlenstoffs.



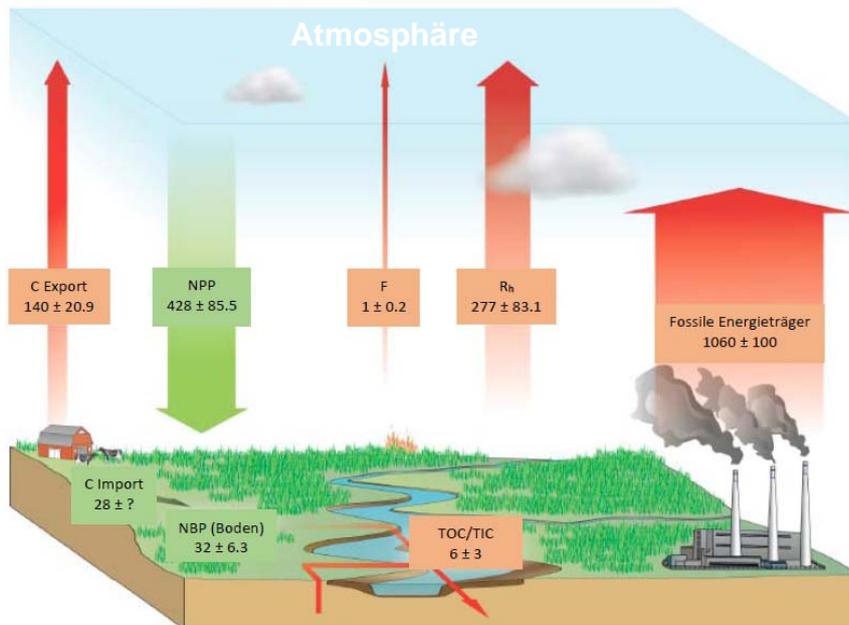
**Abbildung 5: Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Wälder (EU-25, Fläche: 1,46 Mio. km<sup>2</sup>) in TgC a<sup>-1</sup>. NPP – Nettoprimärproduktion, R<sub>h</sub> – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Luysaert et al. 2010, modifiziert)**

### 2.2.2 Grünland

Die Biomasseproduktion im Grasland erfolgt als Blatt- und Wurzelbiomasse. Diesem primär festgelegten Kohlenstoff (NPP) stehen kurzfristige Verluste in Form von heterotropher Atmung (R<sub>h</sub>), Feuer (F), Ernte (C-Export) und Transport von Kohlenstoff in Fließgewässern (TOC/TIC) sowie ein Kohlenstoffgewinn durch Düngung (C-Import) gegenüber. Da es im Grasland keine langfristigen oberirdischen C-Speicher gibt, ist nur der Boden eine langfristige C-Senke (NBP):

$$NBP_{\text{Boden}} = NPP_{\text{Blatt}} + NPP_{\text{Wurzel}} - R_h - F - \text{TOC/TIC} - \text{C-Export} + \text{C-Import} \quad (5).$$

Für die europäischen Grasländer der EU-25 (Abbildung 6) beträgt das jährlich im Boden festgelegte NBP nach einer Abschätzung von Ciais et al. (2010b) 32 TgC a<sup>-1</sup> bzw. 56 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Dies entspricht 7 % des NPP oder 3 % des durch Nutzung fossiler Energieträger freigesetzten Kohlenstoffs.



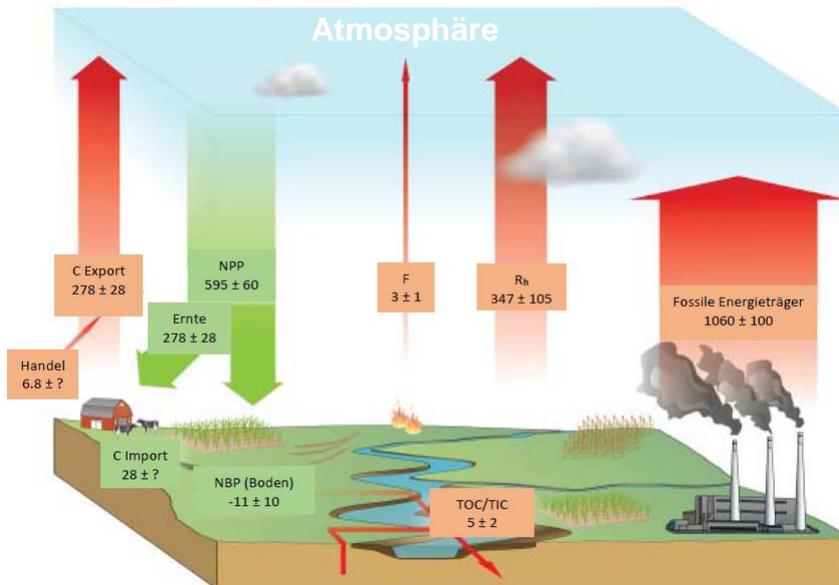
**Abbildung 6: Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Grasländer (EU-25, Fläche: 0,57 Mio. km<sup>2</sup>) in TgC a<sup>-1</sup>. NPP – Nettoprimärproduktion, R<sub>h</sub> – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Ciais et al. 2010b, modifiziert)**

### 2.2.3 Acker

Die Biomasseproduktion im Acker erfolgt als Blatt-, Samen-, Frucht- und Wurzelbiomasse. Diesem primär festgelegten Kohlenstoff (NPP) stehen kurzfristige Verluste in Form von heterotropher Atmung (R<sub>h</sub>), Feuer (F), Ernte (C-Export) und Transport von Kohlenstoff in Fließgewässern (TOC/TIC) sowie ein Kohlenstoffgewinn durch Düngung (C-Import) gegenüber. Da es im Acker wie im Grasland keine langfristigen oberirdischen C-Speicher gibt, ist nur der Boden als langfristige NBP-Komponente zu betrachten, welcher hier eine C-Quelle ist:

$$\text{NBP}_{\text{Boden}} = \text{NPP}_{\text{Blatt}} + \text{NPP}_{\text{Samen}} + \text{NPP}_{\text{Frucht}} + \text{NPP}_{\text{Wurzel}} - R_h - F - \text{TOC/TIC} - \text{C-Export} + \text{C-Import} \quad (6).$$

Für die europäischen Äcker der EU-25 (Abbildung 7) beträgt der jährlich emittierte Kohlenstoff nach einer Abschätzung von Ciais et al. (2010a) 11 TgC a<sup>-1</sup> bzw. 10 gC m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Dies entspricht einer zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Quelle von 1 % des durch Nutzung fossiler Energieträger freigesetzten Kohlenstoffs.



**Abbildung 7: Jährliche Kohlenstoffbilanz europäischer Äcker (EU-25, Fläche: 1,08 Mio. km<sup>2</sup>) in TgC a<sup>-1</sup>. NPP – Nettoprimärproduktion, R<sub>h</sub> – heterotrophe Atmung, NBP – langfristig gespeicherter Kohlenstoff, F – Feuer, TOC/TIC - in Fließgewässern transportierter Kohlenstoff. Zum Vergleich sind die Emissionen durch Nutzung fossiler Energieträger dargestellt (nach Ciais et al. 2010a, modifiziert)**

#### 2.2.4 Organische Böden

Moorböden werden in Deutschland überwiegend landwirtschaftlich als Acker und Grünland (49 %), forstlich (15 %) oder zum Torfabbau (1 %) genutzt. Nur ca. 7 % sind ungenutzt, naturnah oder wiedervernässt (Tiemeyer et al. 2013). Der Nutzungsstatus des vergleichsweise geringen Flächenanteils sächsischer Moorböden (drainiert oder naturnah) sowie C-Vorräte sind derzeit unsicher oder nicht bekannt.

Je nach Nutzung gelten die folgenden Bilanzgleichungen:

Naturnahe Moore/Moorwälder:

$$NBP_{\text{Biomasse}} + NBP_{\text{Boden}} = NPP_{\text{Blatt}} + NPP_{\text{Holz}} + NPP_{\text{Wurzel}} - R_h - CH_4 - TOC/DIC (-F) \quad (7a)$$

Forst:

$$NBP_{\text{Biomasse}} + NBP_{\text{Boden}} + NBP_{\text{Produkt}} = NPP_{\text{Blatt}} + NPP_{\text{Holz}} + NPP_{\text{Wurzel}} - R_h - CH_4 - F - TOC/DIC - C\text{-Export} \quad (7b)$$

Grünland:

$$NBP_{\text{Boden}} = NPP_{\text{Blatt}} + NPP_{\text{Wurzel}} - R_h - CH_4 - F - TOC/DIC - C\text{-Export} (+ C\text{-Import}) \quad (7c)$$

Acker:

$$NBP_{\text{Boden}} = NPP_{\text{Blatt}} + NPP_{\text{Samen}} + NPP_{\text{Frucht}} + NPP_{\text{Wurzel}} - R_h - F - TOC/DIC - C\text{-Export} (-CH_4 + C\text{-Import}) \quad (7d).$$

Genutzte und drainierte Moorböden stellen eine erhebliche THG-Quelle dar, wobei Äcker generell eine größere Quelle für CO<sub>2</sub> sind als Grünland, weil diese meist tiefer entwässert sind (Tiemeyer et al. 2013). Naturnahe und nasse Wälder verhalten sich weitgehend klimaneutral. Drainierte Wälder emittieren dagegen erhebliche Mengen CO<sub>2</sub>, die mit denen von Grünländern vergleichbar sind (Tiemeyer et al. 2013).

Methan wird im Weiteren nicht betrachtet (s. Kap. 2.1.3).

### 2.2.5 Stand- und Fließgewässer

Der in Flüssen transportierte gelöste und an Schwebstoffe gebundene Kohlenstoff (TOC/TIC), der als C-Export eine Verlustkomponente für die terrestrischen Ökosysteme darstellt, wird zunächst nicht unmittelbar klimawirksam. Neben sedimentierten und in die Ozeane transportierten Kohlenstoffanteilen wird nur ein Teil des Kohlenstoffs in Form von CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> über die Wasserflächen freigesetzt. Andererseits werden atmosphärische THG im Wasser gelöst. In der Netto-Kohlenstoffbilanz NCB der Binnengewässer (bzw. der Kohlenstoffänderung im Sediment) entspricht der TOC/TIC-Import in grenzüberschreitenden Zuflüssen, der TOC/TIC-Export aus den terrestrischen Ökosystemen und die Nettoprimärproduktion des Phytoplanktons einem C-Input, dem C-Output-Komponenten als atmosphärische CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Flüsse über Wasserflächen und TOC/TIC-Exporte in grenzüberschreitenden Abflüssen gegenüberstehen.

$$\begin{aligned} \text{NCB}_{\text{Gewässer}} &= \text{NPP}_{\text{Phyto}} + \text{TOC/TIC}_{\text{Import}} + \text{TOC/TIC}_{\text{Ökosysteme}} - \text{CO}_2 - \text{CH}_4 - \text{TOC/TIC}_{\text{Export}} \\ &= \Delta \text{C}_{\text{Sediment}} \end{aligned} \quad (8).$$

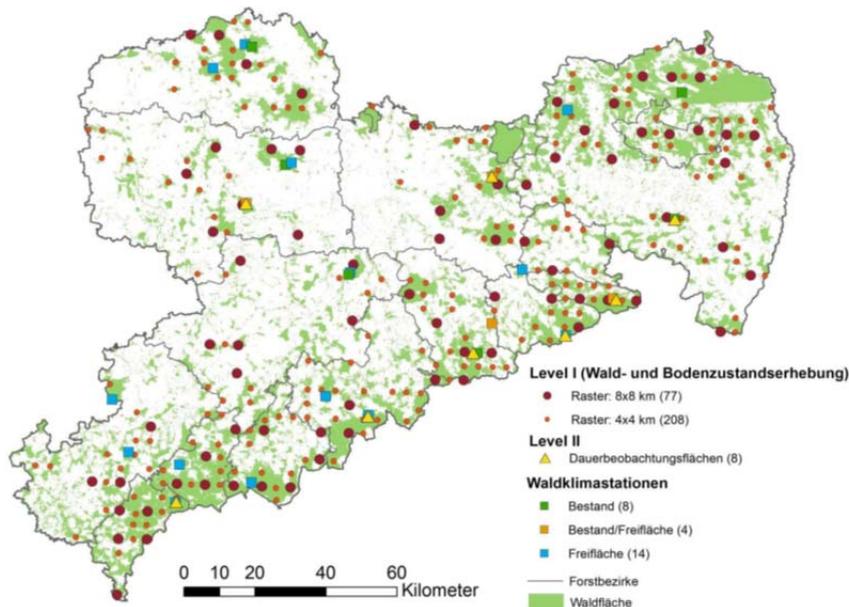
In dieser Bilanz sind insbesondere die atmosphärischen Netto-CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Flüsse über Wasserflächen sowie Änderungen des sedimentierten Kohlenstoffs wenig bekannt. Methan wird im Weiteren ebenso wie für die organischen Böden nicht betrachtet.

# 3 Datengrundlagen und existierendes Monitoring

## 3.1 Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS)

Das forstliche Umweltmonitoring in Sachsen ist Teil eines europäischen Messnetzes (ICP Forests), welches aus regelmäßig beobachteten Level-I Standorten und forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF, Level-II) besteht (Abbildung 8). An ca. 208 Level-I Flächen (systematisches Stichprobenraster von 4x4 km) finden jährlich Waldzustandserhebungen (WZE) und Bodenzustandserhebungen (BZE, BZE1 zwischen 1992 und 1997, BZE2 2006 - 2014, die BZE erfassen den C-Vorrat bis zu einer Tiefe von 90 cm) statt. Bundeswaldinventuren (BWI) erfolgen in einem Raster von 2,83x2,83 km an insgesamt 2675 Stichprobenpunkten (Stichjahr der BWI2 2002, BWI3 2012). Kontinuierliche Messungen an 8 Level-II Standorten umfassen Bestandes- und Bodenmessungen sowie Beobachtungen von Stoffeinträgen und meteorologischer Variablen (Waldzustandsbericht 2009). Die Inventuren der C-Speicher im Wald erfassen die Kompartimente Baumbiomasse, Verjüngung, Bodenvegetation (jeweils ober- und unterirdisch) und Totholz auf Grundlage der BWI sowie C-Gehalte von Humusauflage und Mineralboden auf Grundlage der BZE und beziehen sich auf den Gesamtwald von Sachsen (ohne organische Nassstandorte). Die Kohlenstoffbilanz der sächsischen Wälder wurde auf Basis der BWI 2 und BWI 3 sowie der BZE 1 und BZE 2 erstellt (Staatsbetrieb Sachsenforst, 2017). Demnach erhöhte sich der C-Speicher im sächsischen Wald zwischen 2002 und 2012 jährlich um durchschnittlich  $2,2 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Neben diesen Änderungen in den forstlichen Ökosystemen wurden auch der Holzproduktspeicher und Substitutionseffekte als  $\text{CO}_2$ -Senke in der Bilanz berücksichtigt. Es wird festgestellt, dass neben einer Erhöhung des Totholzanteils eine Ausweitung der Holznutzung ein erhebliches  $\text{CO}_2$ -Senkenpotential darstellt, indem Kohlenstoff in Holzprodukten langfristig festgelegt oder fossile Energieträger und energieintensive Werkstoffe substituiert werden.

Darüber hinaus zeigen Wälder mit stabiler Altersklassenverteilung eine hohe Ökosystemproduktion auch unter sich ändernden Klimabedingungen bis 2100, wie eine Studie für US-amerikanische Wälder zeigte (Zhang et al. 2016).

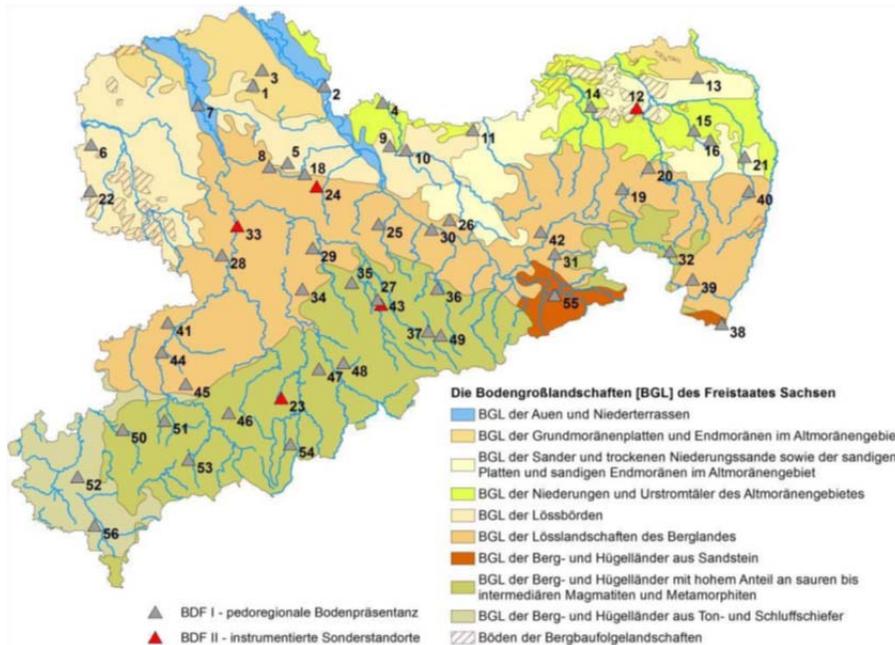


**Abbildung 8: Standorte der Level-I und Level-II Flächen im sächsischen Wald (Staatsbetrieb Sachsenforst, 2017)**

## 3.2 Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

### 3.2.1 Boden

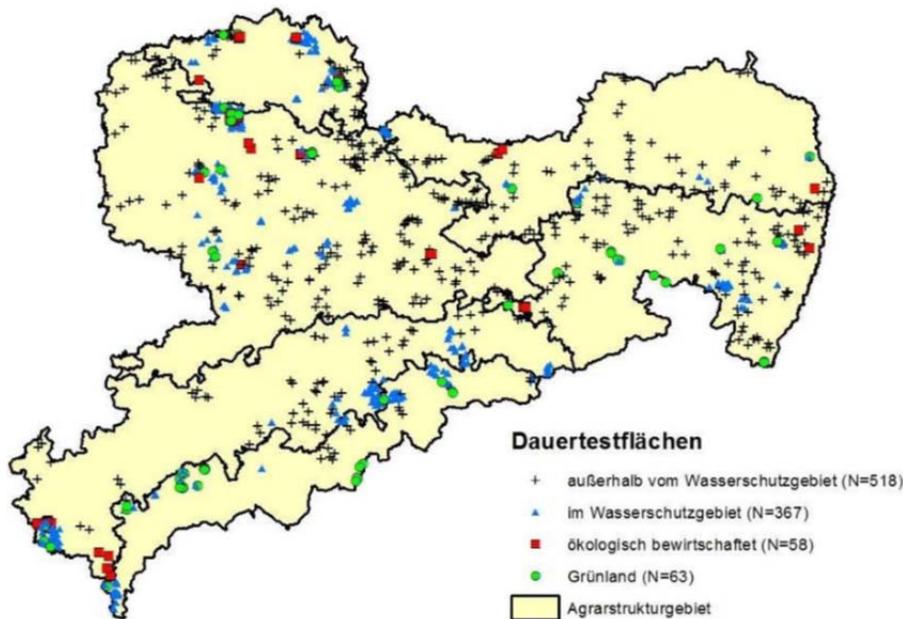
Das Bodenmonitoring des LfULG beruht auf den Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), welche zur regelmäßigen langfristigen Beobachtung wesentlicher Bodenparameter gemäß einer Vorgabe der Bund-/Länder-Unterarbeitsgruppe „Bodendauerbeobachtungsflächen“ eingerichtet wurden. Die BDF sind repräsentativ für die sächsischen Böden (außerhalb von Wäldern und Mooren) und untergliedern sich in 50 BDF-I Standorte, die seit 1995 5-jährlich hinsichtlich bodenphysikalischer und bodenchemischer Eigenschaften (u.a.  $C_{org}$ -Gehalte) beprobt werden, sowie 5 BDF-II Standorte (Intensivmessflächen), an denen jährliche Beprobungen und kontinuierliche Messungen u.a. meteorologischer und Bodenparameter und von Depositionen verschiedener Elemente stattfinden (Barth et al. 2001, Abbildung 9). An fünf Dauerbeobachtungsflächen wurde darüber hinaus von 1997 bis 2005 die Bodenatmung gemessen (Barth 2017). Die ermittelten  $C_{org}$ -Gehalte und daraus berechnete C-Vorräte beziehen sich auf den unterschiedlich mächtig ausgeprägten A-Horizont und nicht auf eine konstante Tiefe (C-Vorräte können aber definierten Tiefen zugeordnet werden, Barth 2017). Weiterhin sind Bewirtschaftungsdaten zu Düngung, Ernte, Anbau (Winterungen, Sommerungen, Kurzumtriebsplantagen, Zwischenfrucht) und Bodenbearbeitung an den BDF verfügbar. Bisher zeigten nur 5 % der BDF eine Abnahme der Kohlenstoffvorräte (Barth et al., 2011).



**Abbildung 9: Standorte der Bodendauerbeobachtungs-flächen und Bodengroß-landschaften in Sachsen (Barth et al. 2001)**

### 3.2.2 Landwirtschaft

Die repräsentativ in Sachsen verteilten ca. 1000 Dauertestflächen (DTF) auf landwirtschaftlich genutzten Böden wurden 1990 insbesondere zur Untersuchung des Nitratstickstoffs im Boden eingerichtet. Sie unterliegen der standortüblichen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und widerspiegeln annähernd die vorherrschenden Anbau- und Bewirtschaftungsverhältnisse in Sachsen, da die DTF unter Beachtung der Produktionsbedingungen, Agrarstrukturgebiete und Bewirtschaftungsformen ausgewählt wurden (Mönicke et al. 2004, Abbildung 10). Informationen zu Fruchtart, Bewirtschafteter und Koordinaten sowie Bewirtschaftungsdaten sind verfügbar. Die Böden der DTF werden im Frühjahr und Herbst getrennt nach zwei Bodenschichten (0-30 und 30-60 cm) hinsichtlich pflanzenverfügbarem Stickstoff  $N_{\min}$  beprobt (Reinicke und Wurbs 2012). An einigen DTF erfolgt dies außerdem nach der Ernte der Hauptfrucht. Grundnährstoffuntersuchungen (P, K, Mg, pH,  $N_{\text{ges}}$ ,  $C_{\text{ges}}$ ) erfolgen 4-jährlich. Das vorliegende Datenmaterial erlaubt Bilanzrechnungen (Nutzung des Modells REPRO) und auf Grund des Stichprobenumfangs statistisch gesicherte Aussagen z.B. zu Veränderungen der Bewirtschaftung. Für den Bilanzzeitraum 1998 – 2003 wurde an den DTF ein mittlerer Humusbilanzsaldo von  $-0,1 \text{ HE ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  festgestellt. Dieser negative Trend der Humusbilanz war insbesondere in den ASG I (Sächsische Heide, Elbtal) und III (Mittelsächsisches Lößgebiet) zu beobachten (Mönicke et al. 2004).



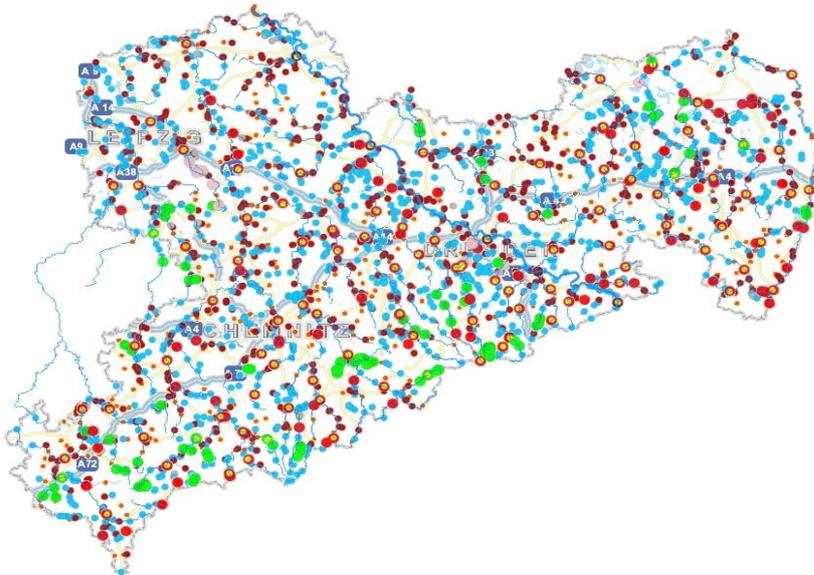
**Abbildung 10: Standorte der Dauertestflächen und Agrarstrukturgebiete in Sachsen (Mönicke et al. 2004)**

### 3.2.3 Wasser

Die aquatischen Ökosysteme (Fließ- und Standgewässer) bilden mit einem Flächenanteil von ca. 2 % eine untergeordnete Rolle in der sächsischen Flächennutzung. Die Fließgewässer Sachsens transportieren gelösten organischen und anorganischen sowie an Schwebstoffe und anorganisch gebundenen Kohlenstoff. Dieser laterale C-Transport als eine (untergeordnete) Komponente im C-Haushalt erfolgt hauptsächlich über die Flüsse als Im- und Export. Voraussetzung für dessen Bestimmung sind Messungen des Gesamtkohlenstoffgehaltes (Oberflächenwasserbeschaffenheitsdaten) und des Durchflusses an den entsprechenden Pegeln (Abbildung 11, an der Elbe sind dies Schmilka für den C-Import und Dommitzsch für den C-Export). Für Elbe, Lausitzer Neiße, Pleiße und Weiße Elster sind Im- und Exporte zu berücksichtigen; für Spree, Schwarze Elster, Pulsnitz, Große Röder, Zwota, Vereinigte Mulde und Göltzsch sind nur Exporte, für untere Pleiße und Wyhra nur Importe relevant. Je nach Datenlage kann auch zwischen TOC- und DOC-Transport differenziert werden. Diese Daten liegen im LfULG vor.

Der TOC/TIC-Transport mit dem Grundwasser ist positiv korreliert mit dem C/N-Verhältnis sowie abhängig von der Landnutzung und findet nur statt, wenn die Bodenfeuchte größer als die Feldkapazität ist (Kindler et al. 2011). Der entsprechende Emissionsfaktor wird mit  $19,4 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  angegeben (Kindler et al. 2011). Der an das Grundwasser gebundene Netto-TOC/TIC-Transport über die sächsische Landesgrenze erscheint – verglichen mit anderen Unsicherheiten – vernachlässigbar, weil unterstellt werden kann, dass der an das Grundwasser gebundene Kohlenstoff letztendlich über die Fließgewässer weiter transportiert wird.

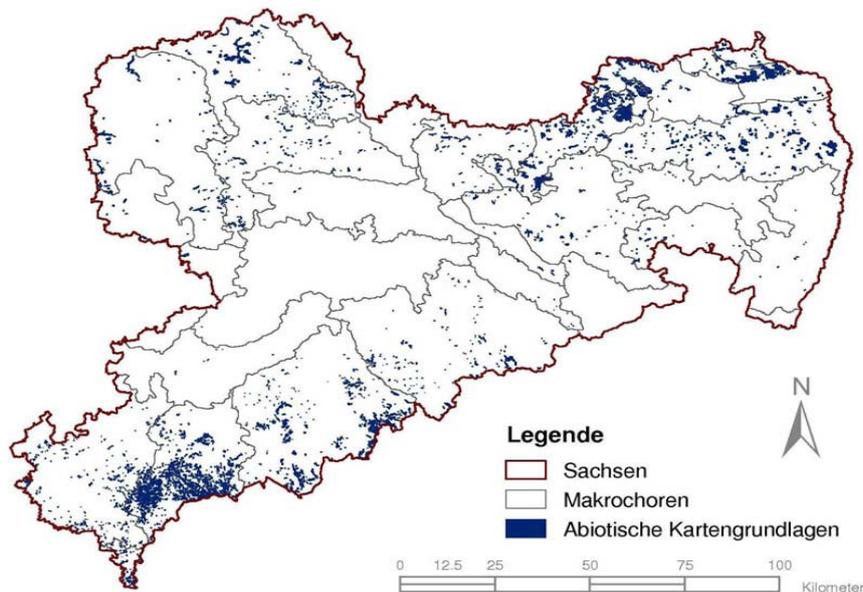
Demgegenüber hat der THG-Austausch zwischen Standgewässern (insbesondere Talsperren und Tagebauseen) und der Atmosphäre die wahrscheinlich größere Bedeutung für den C-Haushalt Sachsens. Kontinuierliche Direktmessungen insbesondere des atmosphärischen  $\text{CO}_2$ - und  $\text{CH}_4$ -Austauschs über Wasserflächen gibt es bisher in Sachsen nicht. An der TU Dresden werden solche Messungen im Rahmen des TREGATA-Projektes (Treibhausgasemissionen von Talsperren) vorbereitet. Eine Messkampagne auf der Talsperre Bautzen ist für 2018 geplant.



**Abbildung 11: Fließgewässer in Sachsen mit Pegelmessnetz und Oberflächenwasserbeschaffenheitsmessstellen (interaktive Karte SYNERGIS WebOffice Fachthema Wasser, <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/weboffice101/synserver?project=wasser-guetemesststellen&language=de&view=owbstellen>)**

### 3.2.4 Naturschutz

Moore und organische Nassstandorte Sachsens werden weder im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings noch durch die Bodendauerbeobachtungsflächen oder Dauertestflächen erfasst. Das FFH Monitoring des LfULG beinhaltet nicht die Bestimmung von C-Gehalten. Die Flächenangaben für sächsische Moore schwanken zwischen 80 km<sup>2</sup> (0,4 % der Landesfläche, Bundesamt für Naturschutz), 165 km<sup>2</sup> (0,9 %, Edom und Wendel 2010) und 468 km<sup>2</sup> (2,5 %, Keßler et al. 2011, Abbildung 12). Eine Unterscheidung in moor- und feuchtgebietstypische Biotoptypen, bewaldete und landwirtschaftlich genutzte organische Böden ist sinnvoll, da letztere erhebliche THG-Emissionen verursachen. Für eine Bewertung der Klimagasrelevanz können Emissionsfaktoren (Höper 2007) genutzt werden, die aus Vegetations- und Nutzungseigenschaften der Moorböden abgeleitet wurden. Neben dem Fachkonzept für ein landesweites Informationssystem zur Lage und Verbreitung von Mooren und anderen organischen Nassstandorten (SIMON) können zur Abschätzung von Emissionsfaktoren auch Ergebnisse des Verbundprojektes ‚Organische Böden‘ des Thünen-Instituts für Agrarklimaschutz Braunschweig (Tiemeyer et al. 2013) genutzt werden.



**Abbildung 12: Verbreitung der Torfe, Moor- und Anmoorböden in Sachsen auf Basis abiotischer Kartengrundlagen (Keßler et al. 2011)**

## 3.3 TU Dresden

### 3.3.1 ICOS

Die TU Dresden und damit Sachsen leistet seit 2011 einen wesentlichen Beitrag zur europäischen Forschungsinfrastruktur ICOS (Integrated Carbon Observation System). ICOS beruht auf einer europäischen Vereinbarung zum Monitoring der Treibhausgasenken auf der Erdoberfläche und nutzt in Sachsen langjährig betriebene Messstandorte aus EU- und BMBF-geförderten Forschungsprogrammen. ICOS ist ein Meilenstein-Projekt der ESFRI (European Strategy Forum on Research Infrastructures) Roadmap 2016. Es wird national durch die Mitgliedsstaaten gefördert und gliedert sich in drei Beobachtungsnetzwerke (Ökosysteme, Atmosphäre, Ozean) und zentrale Einrichtungen (Labore).

Im Bereich Ökosysteme betreibt die TU Dresden vier Eddy-Kovarianz(EC)-Messstationen zur kontinuierlichen Langfristbeobachtung des CO<sub>2</sub>-, Wasser-, Wärme- und Energiehaushaltes verschiedener Landnutzungen. Darunter sind die Ankerstation Tharandter Wald mit der längsten Zeitreihe zur CO<sub>2</sub>-Senke in Deutschland (seit 1996) und weitere langjährig untersuchte typische Landnutzungen wie Acker (5-jährige Fruchtfolge), Dauergrünland, eine Eichenpflanzung nach Windbruch sowie die Forschungsstation Oberbärenburg (Abbildung 13). EC-Messungen sind je nach Messhöhe repräsentativ für die Fläche des sogenannten footprint (i.d.R. mehrere Hektar). Innerhalb des deutschen ICOS-Konsortiums liefern die sächsischen Standorte einen erheblichen Beitrag zur Ökosystembeobachtung und damit zum langfristigen Klimafolgen-Monitoring durch die international vergleichbare Bilanzierung von Treibhausgasenken und -quellen. Ein Alleinstellungsmerkmal der sächsischen Standorte ist ihre räumliche Nähe, so dass Landnutzungseffekte ohne Berücksichtigung klimatischer Unterschiede untersucht werden können.



Abbildung 13: EC-Stationen der TU Dresden südwestlich von Dresden (Quelle: GoogleEarth)

Eine landnutzungsspezifische Betrachtung dokumentiert die hohe jährliche CO<sub>2</sub>-Senke der Fichten im Tharandter Wald mit durchschnittlich 11,9 tCO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Abbildung 14). Das extensiv genutzte, ungedüngte Dauergrünland ist eine leichte CO<sub>2</sub>-Quelle, während die landwirtschaftliche Nutzung im 14 Jahres-Mittel (fast drei 5-jährige Fruchtfolgen) CO<sub>2</sub>-Emissionen von ca. 5,2 tCO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> verursacht (C-Exporte und -Importe basieren auf Schätzungen). Die Auswirkungen unterschiedlicher Feldfrüchte (z. B. Mais oder Wintergetreide) lassen sich deutlich nachweisen.

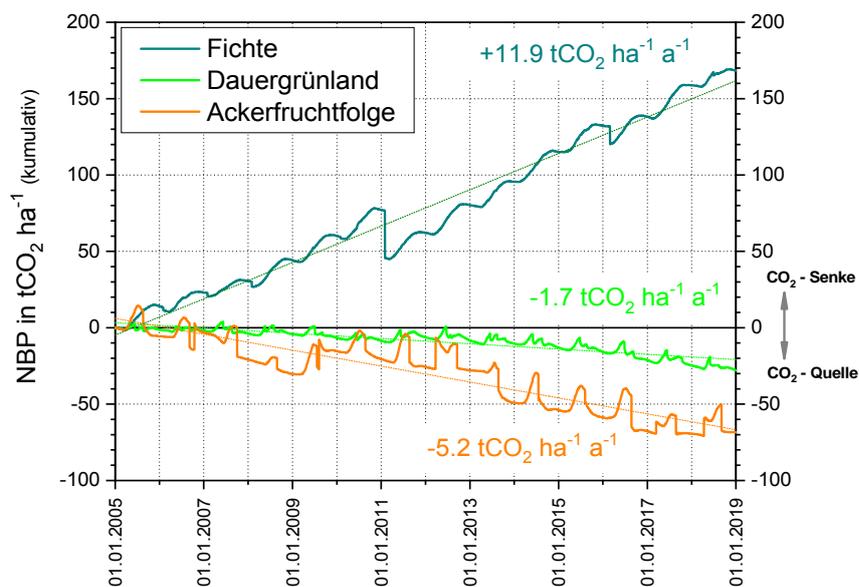


Abbildung 14: C-Bilanz NBP mit Berücksichtigung von Nutzungseinflüssen (z.B. Ernte, Düngung, forstliche Maßnahmen) von drei typischen Landnutzungen in Sachsen (2005 – 2018)

Mit dem sächsischen Beitrag zu ICOS ist es möglich, nicht nur die C-Bilanz typischer sächsischer Ökosysteme kontinuierlich zu beobachten, sondern auch Managementoptionen, Landnutzungsänderungen, Störungen, Höhengradienten und den Einfluss der Wasserverfügbarkeit exemplarisch zu bewerten.

### 3.3.2 TREGATA

Im Rahmen des DFG-Projektes TREGATA (Treibhausgasemissionen von Talsperren) werden 2017 (TS Rappbode) und 2018 (TS Bautzen) Direktmessungen des CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Austauschs über Wasserflächen durchgeführt. Neben dem Einsatz der kontinuierlich messenden EC-Technik sind auch Terminmessungen mit Kammern geplant. Zentrales Anliegen ist es, die Steuerung dieses Austauschs insbesondere in Abhängigkeit von Wasserstand und trophischem Zustand besser zu verstehen. Im Ergebnis sollen Austauschkoefizienten ermittelt werden, die eine bessere Übertragbarkeit auf andere Gewässer erlauben, für die routinemäßig gemessene Wassergüteparameter vorliegen bzw. belastbare Emissionsfaktoren für aquatische Ökosysteme abgeleitet werden können.

# 4 Konzepte für das Monitoring von Kohlenstoffflüssen sächsischer Ökosysteme

## 4.1 Methoden der Bestimmung von Kohlenstoffflüssen

Kohlenstoffbilanzierungen erfordern eine angemessene räumliche und zeitliche Auflösung, um Änderungen des langfristig gespeicherten Kohlenstoffs terrestrischer Ökosysteme feststellen zu können. Methodisch ist eine Kombination verschiedener Erhebungen sinnvoll, um den Kohlenstoffhaushalt mittels unabhängiger Bestimmungen überprüfen und Unsicherheiten abschätzen zu können.

Die Beobachtung zeitlicher Änderungen der Kohlenstoffgehalte und THG-Senken und -Quellen basiert häufig auf Direktmessungen (mikrometeorologische und Kammermessungen, Boden- und Biomasseinventuren), indirekten Erhebungen (Nutzung von Emissionsfaktoren), Landnutzungsdaten, Informationen zum Management (Düngung, Ernte) und Fernerkundungsdaten. Darüber hinaus können andere Werkzeuge wie Modellierungen einbezogen werden. Die Bestimmungsmethoden unterscheiden sich bezüglich Genauigkeit, Repräsentativität, Kosten und Anwendungsbereich.

### 4.1.1 Inventuren

Inventuren sind ein wichtiges Instrument zur langfristigen systematischen Erfassung und Quantifizierung von C-Vorräten und Vorratsänderungen in verschiedenen Ökosystemkompartimenten (Boden, Biomasse). Je nach räumlicher und zeitlicher Auflösung der Stichprobe können Inventuren statistisch gesicherte Aussagen für größere Gebiete ermöglichen. Voraussetzung dafür ist ein standardisiertes und konsistentes Vorgehen hinsichtlich Probenahme (Entnahmestellen, Entnahmeverfahren), Probenanalyse (Genauigkeit) und Berechnungsverfahren. Eine Änderung der C-Gehalte kann nicht bezüglich CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Flüssen partitioniert werden. Mit Ausnahme von organischen Nassstandorten sind jedoch der CO<sub>2</sub>-Austausch und das Management die Hauptursache für C-Vorratsänderungen.

### 4.1.2 Mikrometeorologische Messungen

Die Anwendung mikrometeorologischer Messverfahren ist teilweise sehr aufwändig und erfordert entsprechende Kenntnisse und experimentelle Erfahrung. Dieses Monitoring kann wegen des Investitionsbedarfs und des Betreuungsaufwandes nur an repräsentativen Intensivmessflächen realisiert werden. Weltweit hat sich in den letzten 20 Jahren die Eddy-Kovarianz(EC)-Methode durchgesetzt, da diese Messungen des atmosphärischen Austauschs verschiedener Treibhausgas- und Wärmeflüsse direkt, kontinuierlich, zeitlich hoch aufgelöst, zerstörungsfrei und integrierend über Ökosysteme mit geringer Unsicherheit ermöglicht. Aus den Hochfrequenzmessungen (10 - 20 Hz) von Windgeschwindigkeitskomponenten, Temperatur und Gaskonzentrationen werden atmosphärische Flüsse mit einer zeitlichen Auflösung von 10 bis 60 Minuten berechnet sowie die Speicheränderung bestimmt. Erfasst werden kann nur der dem atmosphärischen Austausch unterliegende Transport. Für eine den Boden- und Biomasseinventuren vergleichbare Bilanz (NBP) müssen externe Daten zum Kohlenstoffimport und -export einbezogen werden.

Ergänzt werden EC-Messungen durch Messungen von Strahlungskomponenten, Temperatur, Feuchte, Niederschlag sowie Boden- und Bestandesmessungen. Oftmals liegen auch Informationen zum Management (z. B. Ernte, Düngung, Holznutzung) vor. Bilanzierungen insbesondere des CO<sub>2</sub>-Haushalts auf verschiedenen Zeitskalen und sind u.a. Grundlage für die Validierung von Modellen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre

und von Fernerkundungsdaten. Im Rahmen des FLUXNET-Programms (Baldocchi et al. 2001) sind inzwischen Daten von weltweit 914 EC-Stationen frei verfügbar, wovon 459 aktiv messen, davon 5 in Sachsen (Stand 2016).

#### 4.1.3 Kammermessungen

Messungen des Gasaustauschs mittels Kammern können als Terminmessung oder automatisiert (quasi-kontinuierlich) an verschiedenen Kompartimenten im Ökosystem (z.B. Boden, Blatt, Pflanze) erfolgen. Da im Gegensatz zur EC-Methode keine Hochfrequenzmessungen der THG-Konzentrationen erforderlich sind, wird dieses Verfahren schon länger auch für die THG  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  eingesetzt. Kammermessungen sind geeignet für kurze Bestände. Sie tragen zum Prozessverständnis bei, da eine Trennung des THG-Austauschs zwischen Boden und Pflanze erfolgen kann. Auch kann zwischen Netto- und Atmungsflüssen unterschieden werden. Schwierig gestaltet sich bei Terminmessungen die zeitliche Interpolation. Die räumliche Repräsentativität ist durch Größe und Anzahl der Kammern beschränkt. Diese Methode wurde in Sachsen bisher nicht regelmäßig und nur im Rahmen von Messkampagnen eingesetzt.

#### 4.1.4 Fernerkundung

Basierend auf Daten von Erdbeobachtungssatelliten der NASA (Satelliten Landsat 7/8) sind Ökosystemvariablen, Vegetationsindizes und Landnutzungen über das United States Geological Survey (USGS, <http://glovis.usgs.gov/>) frei verfügbar. Beispielsweise sind Variablen zur Ökosystemproduktion (GPP, NPP) mit einer räumlichen Auflösung von 500 m als 8-Tage-Mittelwerte seit Februar 2000 verfügbar (Terra MODIS Datensatz, Running et al. 2015). Obwohl die zeitliche und räumliche Dynamik der pflanzlichen Produktion gut darstellbar ist, müssten für die Bestimmung der Nettoökosystemproduktion Annahmen zur heterotrophen Atmung getroffen werden. Diese Datenprodukte eignen sich zur Validierung von Intensivmessungen und können zur Regionalisierung verwendet werden, haben aber hinsichtlich langfristiger Kohlenstoffspeicheränderungen eher den Charakter einer Zusatzinformation.

## 4.2 Anforderungen an Monitoringkonzepte

Das Monitoring von C-Vorräten und -Vorratsänderungen terrestrischer Ökosysteme kann kontinuierlich an ausgewählten/repräsentativen Intensivmessstandorten oder diskontinuierlich an Beobachtungspunkten (Stichprobenraster) erfolgen. Beide Vorgehensweisen erfordern die Anwendung standardisierter Verfahren für Messung, Probenahme und Nachbearbeitung, um Repräsentativität und Vergleichbarkeit der Ergebnisse für die jeweils betrachteten Kompartimente Boden, Biomasse und Ökosystem gewährleisten zu können. Die räumliche Verteilung der Messstandorte sollte sich an der Bedeutung und dem Vorkommen der jeweiligen Landnutzung sowie am messtechnischen Aufwand orientieren. Die zeitliche Auflösung der diskontinuierlichen Beobachtungen ist abhängig von der Dynamik der C-Vorratsänderungen und THG-Flüsse und sollte mindestens dem gewünschten Bilanzierungszeitraum der THG-Senken entsprechen.

Das Monitoring sollte sich weitgehend auf Messergebnisse stützen. Die Anwendung von Lückenfüllungs- und Interpolationsverfahren, Modellierungen und Projektionen sowie Nutzung von Emissionsfaktoren und regionalisierten Datenprodukten kann darauf aufbauend zur Erstellung und Überprüfung von THG-Bilanzen und C-Senken erfolgen. Demzufolge ist zunächst zu unterscheiden zwischen der Erarbeitung und Umsetzung von Monitoringkonzepten und der darauf aufbauenden Erstellung von C-Bilanzen.

Die Trennung in Messnetze von BDF, DTF und BZE sollte wegen der Anforderungen der jeweiligen Monitoringprogramme und zur Sicherung einer konsistenten Langfristbeobachtung beibehalten werden. Die stichprobenartigen Inventuren von SBS (BZE und BWI) und LfULG (BDF und DTF) an insgesamt ca. 1330 Beobachtungspunkten, die für die jeweilige Landnutzung in einem regelmäßigen Raster erfolgen, sind räumlich sehr gut für Bilanzierungen der sächsischen C-Vorräte geeignet (ggf. mit einer Skalierung der

tatsächlichen Landnutzungsverteilung hinsichtlich Baumartenzusammensetzung und landwirtschaftlicher Nutzung).

Standardisierungen sollten insbesondere für das Kompartiment Boden hinsichtlich zeitlicher Abfolge und vertikaler Auflösung der Probenahmen angestrebt werden. Die zeitliche Auflösung der C-Inventuren unterscheidet sich mit einem Wiederkehrintervall von 4 Jahren (DTF) und 15 Jahren (BZE) erheblich. Eine (lineare) zeitliche Interpolation z.B. der  $C_{org}$ -Gehalte bei langen Inventurintervallen und unterschiedlichen Inventurzeitpunkten kann zu einer Zunahme der Unsicherheit führen. Ein Beispiel dafür ist die Interpolation der Boden-C-Vorräte im Forst auf die Zeitpunkte der BWI (Abbildung 15). Die zeitliche Dynamik der  $C_{org}$ -Gehalte an zwei BDF-Standorten (Abbildung 16) zeigt, dass eine Verkürzung der Probenahmeintervalle sinnvoll sein kann, um die tatsächlichen Veränderungen besser zu erfassen.

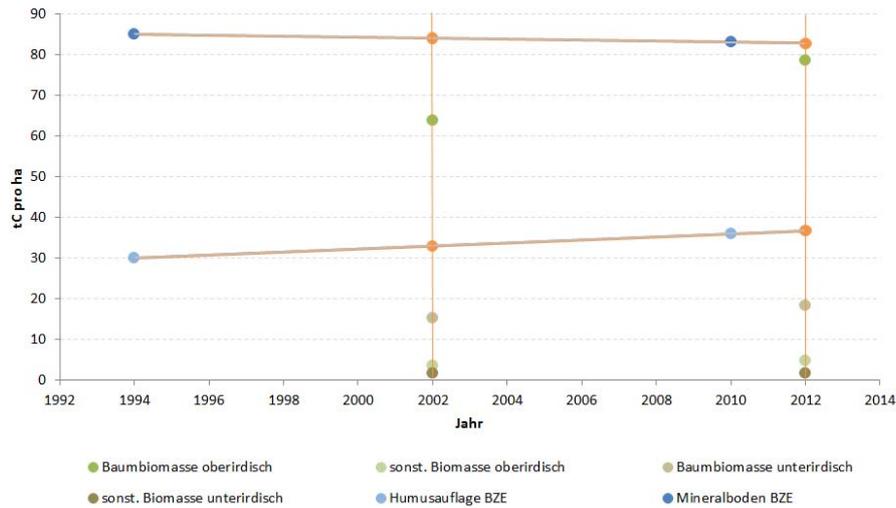


Abbildung 15: Interpolation der BZE-Daten (1994, 2010) auf die Stichjahre der BWI (2002, 2012), Quelle: Staatsbetrieb Sachsenforst, 2017

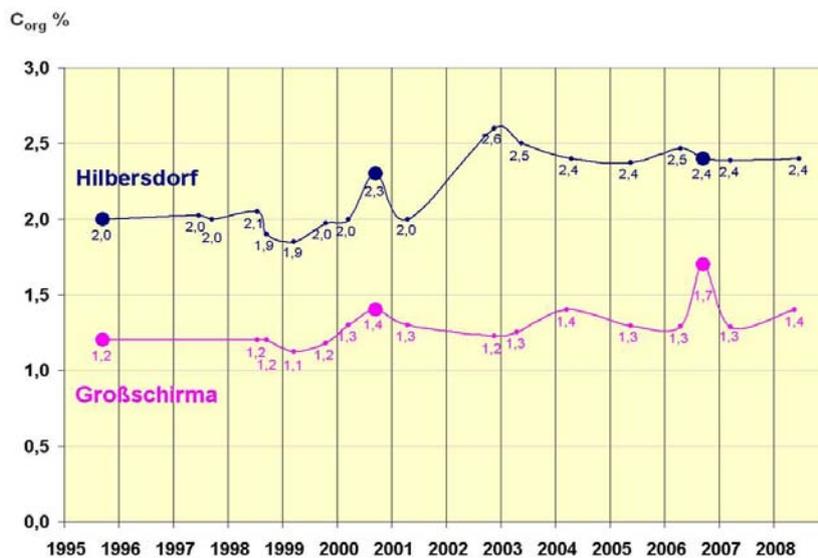


Abbildung 16: Verlauf des  $C_{org}$ -Gehalts im Ap-Horizont an zwei BDF (kleine Punkte: jährliche Beprobung, große Punkte: etwa fünfjähriger Beprobungsrhythmus, Quelle: Barth et al. 2011)

Hinsichtlich einer Harmonisierung von Probenahmetechnik, -dichte, -tiefen, Probenvorbereitung, -behandlung und Analytik sollten die Datenerhebungen so weit wie möglich angeglichen bzw. verdichtet werden. Weiterhin sind (zusätzlich) einheitliche Protokolle und Dokumentationen hinsichtlich physikalischer Einheiten, Umrechnungen und Genauigkeiten anzustreben. Die Nutzung eines Labors für sämtliche C-Analysen ist sinnvoll. Werden verschiedene Labore für C-Analysen beauftragt, sind Ringanalysen von Vergleichsproben durchzuführen, um die entsprechende Unsicherheit zu bestimmen. Eine derartige Anpassung und Ergänzung der bestehenden Inventuren auf Basis eines konsistenten Datensatzes würde die Unsicherheiten in der Bestimmung der Änderungen des Bodenkohlenstoffvorrats für die Bereiche Boden, Landwirtschaft und Wald reduzieren.

Der C-Vorrat der oberirdischen Biomasse als mittelfristiger C-Speicher ist nur für die Landnutzungen Wald und Naturschutz relevant. Änderungen für den Bereich Forstwirtschaft werden durch die BWI erfasst.

Im gegenwärtigen Monitoring zu klären ist die Erfassung von (fachgebietsübergreifenden) Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen. Dies betrifft z.B.:

- Änderungen der Wald- und Dauergrünlandflächen,
- Änderungen der Flächen mit Zwischenfruchtanbau,
- Änderungen des Anteils von konservierender Bodenbearbeitung, Direktsaat, Mulchsaat,
- Änderungen der Flächen mit Kurzumtriebsplantagen (KUP),
- Änderungen der Flächen des ökologischen Landbaus.

Das begleitende Monitoring (Inventuren von C-Vorräten an BDF und DTF, Messkampagnen) sollte Aussagen über die Effekte solcher Änderungen auf die C-Bilanz insbesondere in der Landwirtschaft ermöglichen.

An Dauerbeobachtungsflächen (Level II, BDF II) erfolgen keine regelmäßigen oder kontinuierlichen THG-Messungen. Zudem können sich Kohlenstoffbilanzen auf Basis von Inventuren und kontinuierlichen Direktmessungen des CO<sub>2</sub>-Austauschs deutlich unterscheiden (s. Kap. 4.4.2). Eine Kombination aus standardisierten Inventuren und kontinuierlichen Messungen des THG-Austauschs (Kammer- oder/und EC-Messungen) an Dauerbeobachtungs- und Intensivmessflächen erscheint daher sinnvoll, um eine konsistente Datengrundlage zu schaffen. So könnten exemplarisch auch die mittels Emissionsfaktoren bestimmten N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen überprüft werden.

## 4.3 Monitoringoptionen und Abschätzungen der Kohlenstoffsenke Sachsens

Optionen für ein sächsisches Monitoring terrestrischer und aquatischer C-Senken und -Quellen sollten (unter Berücksichtigung des Mittelbedarfs) belastbare Analysen der Kohlenstoffbindung und Kohlenstofffreisetzung in Sachsen erlauben. Grundsätzlich stehen folgende Monitoringkonzepte zur Verfügung:

- Indirektes Monitoring (Nutzung von Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten),
- Boden- und Biomasseinventuren (auf Basis vorhandener Daten von LfULG und SBS),
- Kontinuierliche Direktmessungen des CO<sub>2</sub>-/THG-Austausches (EC-Messungen),
- Diskontinuierliche Direktmessungen des CO<sub>2</sub>-/THG-Austausches (Kammermessungen, nur Boden und niedrige Vegetation),
- Beschaffenheits- und Durchflussdaten oberirdischer Fließgewässer (TOC-Transport),
- Fernerkundung (nur oberirdische Biomasse).

Auf Betrachtungen modellgestützter Ansätze (z.B. STOFFBILANZ, CCB, CANDY) sowie von Fernerkundungsmethoden wird hier verzichtet.

Inventuren an den Bodendauerbeobachtungsflächen und im Rahmen von Bodenzustandserhebung und Bundeswaldinventur erfolgen gemäß bundesweiter Vorgaben (SAG Bodenschutz 1991, BML 1990) oder europäischer Programme (ICP Forests). Ebenso gibt es bundesweit Durchfluss- und Beschaffenheitsdaten oberirdischer Fließgewässer. Entsprechende Erhebungen sind somit analog in anderen Bundesländern verfügbar.

Kontinuierlich werden THG-Flüsse in Deutschland und Europa standardisiert an repräsentativen Landnutzungen gemessen (ICOS, Abbildung 17). Daraus abgeleitete Datenprodukte wie CO<sub>2</sub>-Quellen und -Senken werden künftig über das ICOS Carbon Portal (<https://www.icos-cp.eu/>) für unterschiedliche räumliche und zeitliche Auflösungen verfügbar sein. ICOS als regionales europäisches Netzwerk ist Teil des globalen FLUXNET, welches auf Basis harmonisierter Auswertungen Daten zum Kohlenstoff-, Wasser-, Strahlungs- und Energiehaushalt in verschiedener zeitlicher Auflösung für weltweite Ökosystemstationen frei zur Verfügung stellt (FLUXNET 2015 Datensatz, <http://fluxnet.fluxdata.org/data/fluxnet2015-dataset/>).



**Abbildung 17: Europäische ICOS-Stationen zur kontinuierlichen Messung u.a. des CO<sub>2</sub>-Austauschs verschiedener Ökosysteme (Quelle: ICOS Carbon Portal)**

Im Folgenden werden erste Abschätzungen zur C-Senke sächsischer Ökosysteme auf Basis verfügbarer Datenquellen gegeben, und es wird eine Vorzugsvariante für ein sächsisches Monitoringprogramm genannt.

#### 4.3.1 Indirektes Monitoring

Die Höhe der sächsischen THG-Emissionen verschiedener Landnutzungen kann unter Verwendung spezifischer Emissionsfaktoren und den zugehörigen Aktivitätsflächen abgeschätzt werden:

$$EM = AF * EF \quad (9).$$

EM – Emission einer THG-Quelle (t THG a<sup>-1</sup>)

AF – Aktivitätsfläche (ha)

EF – Emissionsfaktor (t THG ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)

Messwerte gehen bei dieser Methodik nur indirekt als Emissionsfaktoren in die Berechnungen ein. Die Treibhausgasbilanzen haben daher Berechnungscharakter. Für alle Böden wird der jeweilige EF für CO<sub>2</sub>

angewendet. Für organische Böden werden CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen nicht betrachtet, um eine Vergleichbarkeit mit der Landnutzung Ackerland/Grünland zu ermöglichen (deren CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen sind in der Bilanz sächsischer THG-Emissionen berücksichtigt). Weiterhin wird für Wald der EF für die Vorratsänderung in der Biomasse einbezogen. Die im folgenden genannten EF sind dem Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2015 (Strogies und Gniffke 2017) entnommen und beziehen sich auf Deutschland. Negative EF bedeuten eine THG-Senke.

Tabelle 1 listet für Mineralböden die Emissionsfaktoren, Aktivitätsflächen in Sachsen und sächsische Emissionen für verschiedene Landnutzungen und die Kompartimente Boden und Biomasse auf.

**Tabelle 1: Emissionsfaktoren (EF), Aktivitätsflächen (AF) und Emissionen (EM) von sächsischen Mineralböden und Biomassen ohne Landnutzungsänderungen und ohne Berücksichtigung von N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>**

Landnutzung	EF <sup>1</sup> (tC ha <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	AF <sup>2</sup> (ha)	EM (ktCO <sub>2</sub> a <sup>-1</sup> )
Wald (Boden)	-0,41 (1990-2006)	503664	-757,17
Wald (Biomasse)	-1,03 (2008-2012) <sup>3</sup>		-1902,17
Wald (Totholz)	0,05 (2008-2015)		92,34
Wald (Streu)	0,02 (1990-2006)		36,94
<i>Wald (Kalkung)</i>	<i>0,395 (2015)<sup>4</sup></i>	<i>7570<sup>4</sup></i>	<i>10,96</i>
Ackerland (Boden)	0	1005498	0
Ackerland (Biomasse)	0		
Grünland (Boden)	0		
Grünland (Biomasse)	0		
<i>Landwirtschaft (Kalkung, Harnstoff)</i>	<i>0,055 (2015)<sup>5</sup></i>	<i>1005498</i>	<i>202,8<sup>5</sup></i>
Feuchtgebiete	0	?	0
Siedlungen	0	184536	0
<b>Summe</b>		<b>1693698</b>	<b>-2530,06<sup>6</sup></b>

<sup>1</sup> Quelle: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2015

<sup>2</sup> Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung am 31.12.2016 (Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, Kamenz, Juli 2017)

<sup>3</sup> stark nutzungsabhängig

<sup>4</sup> Quelle: Staatsbetrieb Sachsenforst, Geschäftsbericht 2015

<sup>5</sup> Quelle: Rösemann et al. 2017 (Thünen Report 46)

<sup>6</sup> ohne Kalkung (Erläuterungen im Text)

Für die Kategorie Wald wurde im Rahmen der Bodenzustandserhebungen eine jährliche Kohlenstoffvorratsänderung von  $-0,41 \pm 0,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ermittelt (1990 – 2006). Für die Periode von 2008 bis 2012 beträgt die Vorratsveränderung der Biomasse  $-1,03 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dieser EF ist stark nutzungsabhängig. Die angegebene Waldfläche ist kleiner als in Staatsbetrieb Sachsenforst (2017) mit ca. 520000 ha (2012) angegeben. Substitutionseffekte durch Holznutzung sind ebenso wie Waldbrände in dieser Berechnung nicht enthalten.

Bei Mineralböden der Landnutzungskategorien Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete und Siedlungen wird bei gleichbleibender Nutzung unterstellt, dass die Kohlenstoffeinträge und -austräge in die Böden gleich groß, die Systeme somit im Gleichgewicht sind. Gleiches trifft auf die Biomasse zu. Die entsprechenden EF betragen also  $0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Für die langfristige Kohlenstoffbilanz kann der C-Import von anorganischem Kohlenstoff (Bodenkalkung und Harnstoffanwendung) ebenso wie die Emissionen, die daraus entstehen, unberücksichtigt bleiben, wenn die EF organischen und anorganischen Bodenkohlenstoff erfassen. Wird nur der organische Bodenkohlenstoff

erfasst, müssten für die C-Bilanz sowohl der anorganische C-Import als auch daraus resultierende Emissionen berücksichtigt werden. Die in Tabelle 1 angegebenen Emissionen aus Kalkung und Harnstoffanwendung sind deswegen nicht in die Emissionsbilanz eingegangen. Daten zur Kalkung im Wald sind verfügbar. Angaben zu ausgebrachten Düngermengen (Kalkung, Harnstoff) im Bereich Landwirtschaft gibt es nicht. Stattdessen wurde mit statistisch erfassten Düngerverkaufsmengen gerechnet (Rösemann et al. 2017).

Die Kohlenstoffbilanz organischer Böden ist abhängig von Drainage und Nutzungsgrad. Die entsprechenden Flächenanteile variieren je nach Datengrundlage (I. Müller 2017) wie folgende Auflistung zeigt:

■ Abiotische Datengrundlagen (Boden, Geologie):

u.a. Moorböden, Torfvorkommen, anmoorige Standorte, Teichränder

Nutzung	Acker	Grünland	Forst	Naturschutz	Summe
Fläche (ha)	2537	5580	16198	2756	27071

■ Biotische Datengrundlagen (BTNLK):

moortypische Vegetation/Biotope, Feuchtstandorte, Saumvegetation um Teiche, Schilfröhrichte

Nutzung	Acker	Grünland	Forst	Naturschutz	Summe
Fläche (ha)	269	5140	4500	4143	19197

■ Biotischen und abiotischen Datengrundlagen:

Weitgehend intakte Moore

Nutzung	Acker	Grünland	Forst	Naturschutz	Summe
Fläche (ha)	0,2	186	568	1942	2696

Auf Grund der Unsicherheit der jeweiligen Aktivitätsflächen wird hier nur eine grobe Schätzung für forstlich und landwirtschaftlich genutzte organische Böden angegeben, die sich aus genanntem Grund nur auf CO<sub>2</sub> bezieht (Tabelle 2).

**Tabelle 2: Emissionsfaktoren (EF), Aktivitätsflächen (AF) und Emissionen (EM) von genutzten und drainierten organischen Böden in Sachsen ohne Landnutzungsänderungen und ohne Berücksichtigung von N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>**

Landnutzung	EF <sup>1</sup> (tCO <sub>2</sub> -C ha <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	AF <sup>2</sup> (ha)	EM (ktCO <sub>2</sub> a <sup>-1</sup> )
Wald	2,23	16198	132,45
Ackerland	8,10	2537	75,35
Grünland	6,83	5580	139,74
Siedlungen	7,40	0 <sup>3</sup>	0
Torfabbauflächen	29,99	0 <sup>3</sup>	0
<b>Summe</b>		<b>24315</b>	<b>347,54</b>

<sup>1</sup> Quelle: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2015

<sup>2</sup> Quelle: Dr. I. Müller (LfULG), pers. Mitteilung (Basis: abiotische Datengrundlagen)

<sup>3</sup> Annahme

Emissionsfaktoren für Oberflächengewässer werden mit 0 angegeben (Strogies und Gniffke 2017).

Auf Basis der Summenangaben in Tabelle 1 und 2 können implizite EF abgeleitet werden. Für die Ökosysteme auf Mineralböden und genutzten organischen Böden Sachsens beträgt dieser -0,41 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 3,90 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Dies bedeutet, dass trotz ihres geringen Flächenanteils von 1,3 % (bezogen auf die

sächsische Landesfläche von 1844999 ha, Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, Kamenz, Juli 2017) die zur Nutzung entwässerten organischen Böden 13,7 % des in sächsischen Wäldern gespeicherten CO<sub>2</sub> freisetzen. In Summe speichern die sächsischen Ökosysteme auf genutzten organischen und Mineralböden 2183,5 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (2015). Bezogen auf die sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen in Höhe von 48227 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (2012, Schreiber 2015) sind dies 4,5%. Betrachtet man nur die CO<sub>2</sub>-Senke des sächsischen Waldes (2530 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup>), bindet dieser 5,2% der sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen. In dieser Bilanzierung sind Methan und Lachgas nicht enthalten. Würde man die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden als Teil der Ökosystembilanz betrachten und nicht in der sächsischen Emissionsstatistik berücksichtigen, würde sich die THG-Senke der Ökosysteme um 971,5 kt CO<sub>2</sub>eq. a<sup>-1</sup> (2012, Rösemann et al. 2017) verringern. Unsicherheiten bestehen hinsichtlich EF (allein für den Waldboden beträgt die Unsicherheit des EF 0,11 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und AF (insbesondere für organische Böden). Landnutzungsänderungen wurden nicht betrachtet, da hierzu keine Flächenangaben vorlagen. Die entsprechenden mittleren EF über einen Zeitraum von 20 Jahren betragen nach Strogies und Gniffke (2017) z.B.:

- Änderung von Acker zu Grünland: -0,87 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>,
- Änderung von Grünland zu Siedlungen: 0,94 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>,
- Änderung von Feuchtgebieten zu Wald: 0,43 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Die Anwendung von EF ist vorteilhaft für die Beurteilung der THG-Bilanz unbeobachteter Flächen, größerer administrativer Einheiten (Sachsen, Deutschland) oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand messbarer Kompartimente (z.B. CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Tierhaltung). Nachteilig ist die teilweise große Unsicherheit der EF, ihre pauschalisierte Anwendung und Unkenntnis des tatsächlichen Verhaltens verschiedener Landnutzungen hinsichtlich ihrer THG-Bilanz.

#### 4.3.2 Kohlenstoffinventuren

Das LfULG und der SBS führen Bestimmungen des C-Vorrates an den BDF und DTF sowie im Rahmen von BZE und BWI mit unterschiedlichen Wiederholfrquenzen durch. Die Zeitpunkte der Inventuren sind in Tabelle 3 aufgelistet.

**Tabelle 3: Zeitpunkte der C-Inventuren im Rahmen der BZE und BWI bzw. an BDF und DTF**

Jahr	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
BZE					☆																☆								
BWI													☆										☆						
BDF						☆					☆						☆					☆						☆	
DTF											☆				☆						☆						☆		

Eine Bilanzierung der Kohlenstoffvorräte im sächsischen Wald liegt für die Zeitpunkte der BWI 2002 und 2012 vor (Staatsbetrieb Sachsenforst 2017). Demnach hat sich der ober- und unterirdische C-Speicher in Biomasse und Boden von 201,3 tC ha<sup>-1</sup> (2002) auf 223,0 tC ha<sup>-1</sup> (2012) bzw. um 2,17 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> erhöht. Die CO<sub>2</sub>-Senke des sächsischen Waldes (520000 ha, Staatsbetrieb Sachsenforst 2017) beträgt 4137,5 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (8,6 % der sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen 2012). Diese Werte liegen deutlich über denen aus Tabelle 1, deren EF sich allerdings auf Deutschland beziehen.

Eine konsistente Bilanzierung für die sächsischen Böden außerhalb des Waldes auf Basis der Inventuren an BDF und DTF liegt bislang nicht vor. Nach Barth et al. (2011) sind in den sächsischen Böden auf Basis von BDF und BZE 152 Mt C (Wald: 79,3 Mt C, Acker: 56,6 Mt C, Grünland: 16,1 Mt C) gespeichert. An den BDF wurde innerhalb von 5 Jahren tendenziell eine leichte Zunahme der Kohlenstoffvorräte verzeichnet (Barth et al. 2011). Gegenüber dem EF aus Tabelle 1 kann von einer geringen zusätzlichen C-Speicherung ausgegangen werden.

Analog zum Stickstoffmonitoring sächsischer Böden (Barth et al. 2016) besteht die Notwendigkeit einer harmonisierten Auswertung der sächsischen Bodenkohlenstoffvorräte und deren zeitlicher Änderungen insbesondere an den räumlich sehr gut repräsentierten DTF.

Von Vorteil ist die langfristige Konsistenz der jeweiligen Inventuren, ihre sehr gute räumliche Repräsentativität sowie ihr Charakter einer Direktmessung. Nachteilig ist der fehlende einheitliche Standard für die Inventuren des Bodenkohlenstoffs sowie unterschiedliche Probenahmezeitpunkte und -tiefen. Weiterhin sind genutzte und ungenutzte organische Böden nicht repräsentiert durch BZE, BDF und DTF. Es ist zu klären, wie durch Anpassungen des Stichprobenrasters Landnutzungsänderungen (z.B. zwischen Wald und Landwirtschaft) berücksichtigt werden können.

#### 4.3.3 Kontinuierliche Direktmessungen

Langfristige Messungen des CO<sub>2</sub>-Austausches in Sachsen liegen an einigen Messstationen vor, die im Rahmen von EU-Forschungsprojekten durch die TU Dresden seit 1996 eingerichtet wurden und ab 2013 im Rahmen der europäischen Forschungsinfrastruktur ICOS betrieben werden. Die für Sachsen nicht repräsentativen EF auf Basis von Eddy-Kovarianz-Messungen (ohne Berücksichtigung von Methan und Lachgas) und Abschätzungen von C-Exporten und -Importen der beobachteten Ökosysteme sind:

Landnutzung	Fichte <sup>1</sup> (1997 – 2018)	Grünland <sup>2</sup> (2005 – 2018)	Acker <sup>3</sup> (2005 – 2018)
EF	-3,25 tC ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	0,46 tC ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	1,42 tC ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>

<sup>1</sup> 130-jähriger Fichtenbestand im Tharandter Wald (50,96235°N, 13,56516°E, 385 mNN)

<sup>2</sup> extensiv genutztes (Mahd, Beweidung), ungedüngtes Grasland bei Grillenburg (50,95004°N, 13,51259°E, 385 mNN)

<sup>3</sup> Acker bei Colmnitz (50,89306°N, 13,52238°E, 478 mNN) mit 5-jähriger Ackerfruchtfolge (Raps, Winterweizen, Mais, Sommergerste, Wintergerste)

Der EF des Fichtenbestandes liegt unter dem für den sächsischen Gesamtwald (-2,17 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, Kap. 4.3.2), entsprechend einer um 24% größeren C-Senke. Die EF von Grünland und Acker erscheinen vergleichsweise hoch, allerdings basieren die C-Exporte und -Importe nicht auf Inventuren von Biomasse und organischem Dünger (Stallmist, Gülle), sondern auf Angaben der Agrargenossenschaft und angenommenen Wasser- und Kohlenstoffgehalten. Ohne Berücksichtigung von C-Exporten und -Importen sind die Ökosysteme CO<sub>2</sub>-Senken mit EF von -4,10 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Fichte), -0,73 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Grünland) und -0,51 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Acker).

Die EC-Methode hat den Charakter langfristiger und kontinuierlicher Direktmessungen, die repräsentativ für Ökosysteme sind und neben der CO<sub>2</sub>-Bilanz auch Betrachtungen des Energie-, Strahlungs- und Wasserhaushaltes (z.B. Verdunstung) erlauben. Nachdem diese Methode Anfang der 1990er Jahre für CO<sub>2</sub> etabliert wurde, sind inzwischen auch Messungen des CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Austauschs möglich. Wegen des erforderlichen Aufwandes (Investitionen) kann diese Messtechnik nicht flächendeckend, sondern nur an repräsentativen Punkten eingesetzt werden.

#### 4.3.4 Diskontinuierliche Direktmessungen

Messungen des Gasaustausches eines Ökosystems (Boden und Vegetation) können auch mittels Kammern erfolgen, beschränken sich aber auf unbewachsene Böden und Böden mit niedriger Vegetation. Mittels automatisierter Systeme sind quasi-kontinuierliche Messungen des Gasaustauschs möglich. Typischerweise

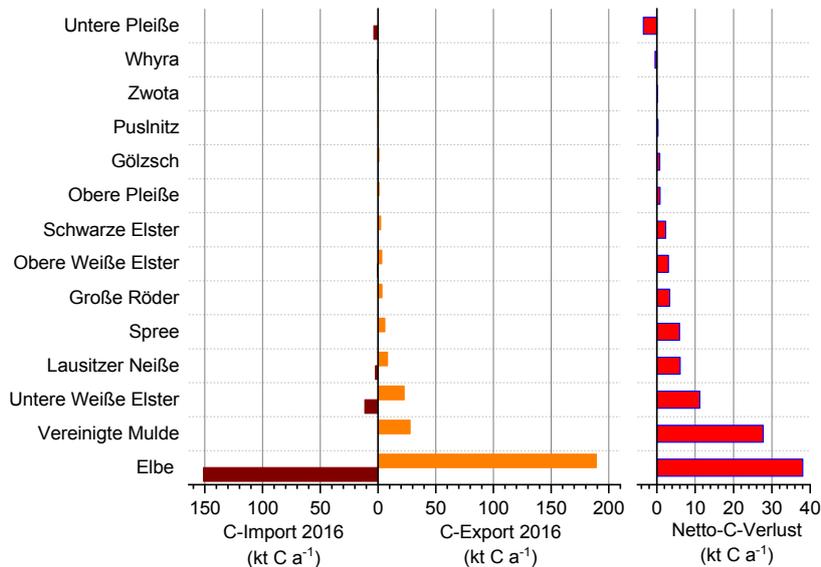
beschränken sich Kammermessungen auf das Kompartiment Boden. Vorteilhaft ist die parallele Erfassung der Treibhausgase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O. Dies ist insbesondere für landwirtschaftlich genutzte Flächen und Moorböden von Interesse. Wiederkehrende bzw. langfristige oder repräsentative Messungen liegen für Sachsen nicht vor. Eine Messkampagne von März bis November 2012 an 9 BDF ist in Oertel (2017) dokumentiert. Demnach betrug die auf ein Jahr (Januar bis Dezember) hochgerechnete mittlere Bodenatmungsrate 3,79 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> bzw. 14,33 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (hochgerechnet auf die sächsische Bodenfläche sind dies 3,25 μmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> bzw. 12,32 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, Oertel 2017). Als Vergleichswert können die Gesamtatmungsraten (Atmung von Boden und Vegetation) aus EC-Messungen herangezogen werden. Diese betragen am Ackerstandort Klingenberg durchschnittlich 12,12 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (2005 – 2016) und am Grünlandstandort Grillenburg 15,09 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (2005 – 2016). Neben diesem C-Verlust müssten die C-Gewinne aus photosynthetischer Aktivität und organischer Düngung und der C-Verlust durch Ernteentzug bekannt sein, um den C-Inventuren des Bodens vergleichbare C-Bilanzen erstellen zu können.

Kammermessungen sind flexibel hinsichtlich verschiedener THG und mit wenig Aufwand an verschiedenen Messpunkten einsetzbar. Hinsichtlich ihres Investitionsbedarfs ist diese Methode günstiger als die EC-Technik, aber personalintensiv. Kammermessungen sind auf das Kompartiment Boden beschränkt, haben den Charakter von Punktmessungen und sind i.d.R. diskontinuierlich, was die Unsicherheit der THG-Bilanzierung durch die Notwendigkeit der zeitlichen Interpolation erhöht. Oft wird nur ein Teilaspekt des C-Haushaltes (z. B. Bodenatmung) betrachtet.

#### 4.3.5 Kohlenstofftransport in oberirdischen Fließgewässern

Untersuchungen zum Transport von gelöstem und Gesamtkohlenstoff über die sächsischen Landesgrenzen werden gegenwärtig an der TU Dresden durchgeführt. Neben Daten zur Oberflächenwasserbeschaffenheit sind Ergebnisse von Durchflussmessungen an grenznahen Pegeln erforderlich. In Zusammenarbeit mit dem Referat 44 des LfULG liegen erste Ergebnisse der grenzüberschreitenden sächsischen Fließgewässer für den Bilanzzeitraum 2016 vor. Für die Elbe steht dem Import am Pegel Schöna von 151 kt C a<sup>-1</sup> ein Export am Pegel Dommitzsch von 189 kt C a<sup>-1</sup> gegenüber, was einem Netto-Kohlenstoffverlust von 38 kt C a<sup>-1</sup> entspricht. Die Vereinigte Mulde exportiert 28 kt C a<sup>-1</sup> (Sassor 2017, Abbildung 18). Für Sachsen beträgt der Netto-Kohlenstoffverlust des Jahres 2016 96 kt C a<sup>-1</sup> (C-Import: 168,8 kt C a<sup>-1</sup>, C-Export: 264,8 kt C a<sup>-1</sup>). Wie groß dessen jährliche Variabilität ist und welche Einflussgrößen (z.B. Niederschlagssummen, Niederschlagsverteilung) maßgeblich sind, ist zu untersuchen.

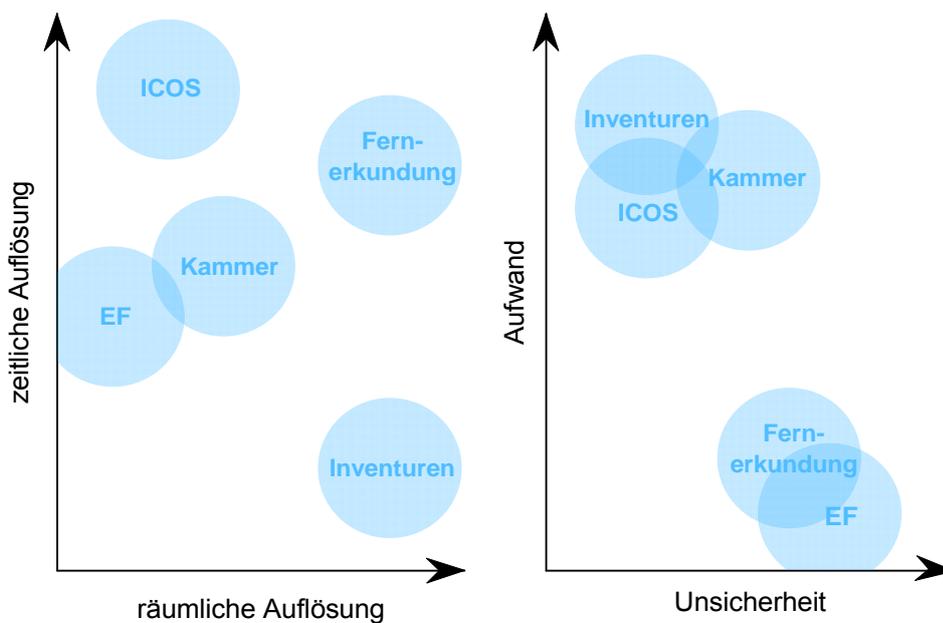
Abschätzungen dieser Transportkomponente sind relativ einfach auf Basis vorhandener Daten möglich. Zum Teil wäre es vorteilhaft, wenn Pegel und Probenahmestellen einen geringeren Abstand haben (insbesondere C-Export Weiße Elster).



**Abbildung 18: Kohlenstoff-Export und -Import der grenzüberschreitenden sächsischen Fließgewässer sowie deren Netto-Kohlenstoffverlust für den Bilanzzeitraum 2016**

#### 4.3.6 Vorzugsvariante

Anhand der Einordnung verschiedener Monitoringoptionen hinsichtlich Aufwand (für das LfULG) und Unsicherheit sowie räumlicher und zeitlicher Auflösung von Kohlenstoffflüssen und Vorratsänderungen (Abbildung 19) ergibt sich keine eindeutige Vorzugsvariante. Zwei Methoden (Fernerkundung, Kammermessungen) sind zudem nur eingeschränkt in der Lage, die langfristige Netto-C-Bilanz eines Ökosystems zu erfassen. Eine Kombination aus (u.U. zeitlich verdichteten und methodisch angeglichenen) Inventuren und kontinuierlichen Beobachtungen an Sonderstandorten (BDF-II, level-II, ICOS) erscheint daher sinnvoll, um die langfristige Konsistenz laufender Erhebungen (BZE, BDF, DTF) zu bereichern um ein besseres Verständnis der Auswirkungen von Managementoptionen auf den Kohlenstoffhaushalt. Dies kann bei Erfordernis durch die Anwendung von Emissionsfaktoren und Szenarienbetrachtungen ergänzt werden.



**Abbildung 19: Schematische Darstellung von Vor- und Nachteilen verschiedener Monitoringoptionen**

## 4.4 Unsicherheiten und Forschungsbedarf

Die Methodenunsicherheit verschiedener Monitoringkonzepte zur Bestimmung der Kohlenstoffbindung in Sachsen wird deutlich beim Vergleich der (inversen) Emissionsfaktoren der jeweiligen Landnutzungen. Für den Wald schwanken diese zwischen  $-1,36 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (EF des Nationalen Inventarberichts) und  $-2,69 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (EC-Messungen an einem sächsischen Fichtenstandort). Grünland und Acker sind auf Basis der vorliegenden Daten entweder  $\text{CO}_2$ -neutral (EF des Nationalen Inventarberichts), eine geringe  $\text{CO}_2$ -Senke (BDF, DTF) oder eine  $\text{CO}_2$ -Quelle von  $0,67 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $1,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (EC-Messungen an einem Grasland- bzw. Ackerstandort). Das Verhalten von organischen Böden kann bisher nur auf Basis von EF des Nationalen Inventarberichts abgeschätzt werden.

Eine weitere Unsicherheit resultiert aus den Bestimmungen von bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften an den BDF und DTF bzw. im Rahmen der BZE, die verschiedenen Anleitungen folgen und hinsichtlich Probenahmebedingungen (u.a. Tiefen, Wiederholungen, Korngrößen, Erfassung von organischem oder Gesamt-C) und Analytik nicht standardisiert sind. Inventuren der Bodenkohlenstoffgehalte erfordern konsistente Probenahmen und Analysen, um die Unsicherheiten im Änderungssignal des C-Vorrates trotz räumlicher Heterogenität und geringer Absolutgehalte des Bodenkohlenstoffs zu reduzieren.

Vor dem Hintergrund, dass der Boden der bedeutendste langfristige Kohlenstoffspeicher im Kohlenstoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme ist, sollten die verfügbaren Daten zu C-Gehalten, Bodendichten, Feinbodenanteil und C-Vorräten (BDF, DTF, BZE) so zusammengeführt werden, dass eine konsistente und hinsichtlich Bodentiefe und Zeitintervallen differenzierte Berechnung des sächsischen Bodenkohlenstoffvorrats möglich wird.

Problematisch sind teilweise fehlende Statistiken zum Düngereinsatz. Für die C-Bilanz von Interesse sind organische Dünger wie Stallmist und Gülle und anorganische Dünger (Kalk).

Abgeleitete Forschungsfragen sind z.B.:

- Wie groß ist die Unsicherheit in der Bestimmung des Bodenkohlenstoffvorrats und lassen sich Ursachen von Vorratsänderungen ermitteln?
- Können ergänzende Monitoringoptionen zu einer besseren Erfassung der zeitlichen Dynamik der C- bzw. THG-Bilanz terrestrischer Ökosysteme bzw. typischer Landnutzungen beitragen?
- Wie verhalten sich organische Böden in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität?
- Wie können Landnutzungsänderungen und Managementoptionen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die C-Bilanz beurteilt und berücksichtigt werden?

Zur Beantwortung dieser Fragen könnten im Rahmen eines Forschungsprojektes „Kohlenstoffbindung Sachsen“ folgende Teilaufgaben bearbeitet werden:

1. Bestimmung des organischen, anorganischen bzw. Gesamtkohlenstoffvorrats auf Basis einer gemeinsamen Auswertung vorliegender Inventuren (BDF, DTF, BZE) mit dem Ziel, Vorratsänderungen für verschiedene Zeitpunkte und Tiefen konsistent zu bestimmen (Kap. 4.4.1).
2. Durchführung der Bodenkohlenstoffinventuren nach der Systematik von BZE, BDF, BZE und ICOS an mehreren Intensivmessstandorten, Ringanalysen von Bodenproben in verschiedenen Laboren und Ermittlung von Unsicherheiten der Bodenkohlenstoffgehalte und Nachweisgrenzen von Vorratsänderungen (Kap. 4.4.1).
3. Paralleles Monitoring der Kohlenstoffvorräte (diskontinuierliche Inventuren) und der  $\text{CO}_2$ -/THG-Flüsse (kontinuierliche ICOS-Messungen) im Rahmen von Messkampagnen an Level-II, BDF-II und/oder ICOS Standorten zur Bestimmung methodischer Unsicherheiten (Kap. 4.4.2).

4. Integration naturnaher und bewirtschafteter organischer Böden in die Bodenkohlenstoffinventuren und exemplarische Bestimmung des CH<sub>4</sub>-Austauschs intakter sächsischer Moore (Kap. 4.4.3).
5. Analyse der Auswirkung von Landnutzungsänderungen und Managementoptionen auf Kohlenstoffflüsse und THG-Austausch auf Basis existierender Informationen in Wald und Landwirtschaft Sachsens (z.B. Waldumbau, Ökolandbau, KUP, Störungen) und Durchführung von Messkampagnen an benachbarten Standorten unterschiedlicher Nutzung (Kap. 4.4.4).

#### 4.4.1 Unsicherheit in der Bestimmung des Bodenkohlenstoffvorrats

Die Vorratsänderungen des Bodenkohlenstoffs wurden bisher für den sächsischen Waldboden zwischen 1994 und 2010 bilanziert (Staatsbetrieb Sachsenforst 2017). Entsprechende Berechnungen für die Messnetze von BDF und DTF liegen nicht vor (für DTF liegen entsprechende Bilanzierungen mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen vor, die sich im Ergebnis jedoch stark voneinander unterscheiden, Kurzer 2017). Diese Bilanzierungen sollten auch Angaben zum Unsicherheitsbereich der sächsischen Bodenkohlenstoffvorräte der verschiedenen Messnetze enthalten, denn Vorratsänderungen des Kohlenstoffs im Boden sind typischerweise wesentlich geringer als die Kohlenstoffvorräte. Die Unsicherheiten resultieren nicht nur aus den Messtoleranzen, sondern auch aus unterschiedlichen Messtiefen bzw. Horizonten, auf die sich die Inventuren beziehen, den Zeitpunkten der Probenahmen oder den analysierten Kohlenstoffgehalten (organischer, anorganischer, Gesamtkohlenstoff). Ebenso sollte die räumliche und zeitliche Repräsentativität der Bodenkohlenstoffvorräte vor dem Hintergrund möglicher Störungen und des Klimawandels betrachtet werden können.

Eine Zusammenführung der existierenden Daten zumindest für die BDF und DTF erscheint daher sinnvoll trotz der unterschiedlichen Aufgabenstellungen, Untersuchungsprogramme und Beobachtungszeiträume. Nach Möglichkeit sollte dabei hinsichtlich Grünlandanteil, Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftung differenziert werden. So könnten analog zum Boden-Stickstoffmonitoring (Barth et al. 2016) Antworten gefunden werden auf Fragen wie z.B.:

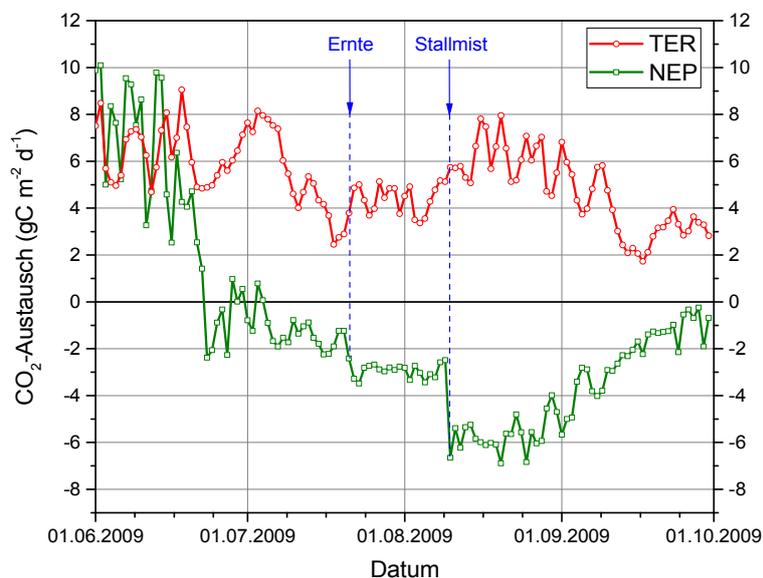
- Welche Situation und Tendenzen in Bezug auf Kohlenstoff lassen sich aus den gewonnenen Messreihen (BDF, DTF, BZE) ableiten?
- Lassen sich die Ursachen von Vorratsänderungen ermitteln?
- Sollten die Standortverhältnisse bei der Bewertung von Vorratsänderungen (auch hinsichtlich C<sub>org</sub> und Humus) und bei der Festlegung von geeigneten Bewirtschaftungsmaßnahmen Berücksichtigung finden?
- Welche Maßnahmen oder Instrumente zur Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte sind in der Praxis zielführend?

Unterschiede bestehen auch hinsichtlich der jeweiligen Vorschriften für Probenahme, Aufbereitung und Analyse. Eine gemeinsame Untersuchung des Bodenkohlenstoffvorrates an einem ausgewählten Standort nach der Systematik von BZE (Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald, Wellbrock 2006), BDF (Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungflächen, Barth et al. 2000), DTF und ICOS (ICOS instructions for soil sampling and preparation for monitoring the soil organic carbon and nitrogen, ICOS Ecosystem Instructions) ist ebenso erstrebenswert wie Ringanalysen von Bodenproben in den jeweils beauftragten Laboren. Ziel dieser Untersuchung sollte es u.a. sein, die jeweilige Nachweisgrenze für Kohlenstoffkonzentrations- und Kohlenstoffgehaltsänderungen zu bestimmen (minimal mögliche Auflösung der Konzentrations- und Gehaltsmessung).

#### 4.4.2 Ergänzendes Monitoring

Kohlenstoffvorräte in den Kompartimenten Boden und Waldbiomasse verändern sich im Allgemeinen langsam. Entsprechende Inventuren sollen zudem für den sächsischen Wald und die Bodengroßlandschaften

in Sachsen räumlich sowohl repräsentativ als auch ausreichend aufgelöst sein, was mit erheblichem Aufwand verbunden ist. Aus diesen Gründen erfolgen Inventuren sinnvollerweise nur im Abstand von einigen Jahren. Änderungen der Landnutzung und Bewirtschaftungsmaßnahmen können aber eine größere zeitliche Dynamik der Kohlenstoffvorräte zur Folge haben. So wirkt sich beispielsweise ein Kohlenstoffimport in ein Ökosystem durch organische und anorganische Düngung (Stallmist, Gülle, Kalkung) nur teilweise in einer Erhöhung des Bodenkohlenstoffvorrats aus. Ein Teil wird am Standort veratmet und ist somit klimawirksam. Die hohe zeitliche Dynamik dieses Prozesses erfassen die Inventuren des Bodenkohlenstoffvorrats naturgemäß nicht. Ein Beispiel für Atmungszunahme und Produktivitätsrückgang nach Stallmistdüngung zeigen die EC-Messungen am Standort Klingenberg (Abbildung 20).



**Abbildung 19: Nettoökosystemproduktion NEP (negative NEP = CO<sub>2</sub>-Quelle) und Ökosystematmung (TER) am Ackerstandort Klingenberg auf Basis von EC-Messungen (1.6. – 30.9.2009), Ernte Wintergerste am 21.7.2009 (57 dt ha<sup>-2</sup>), Stallmistdüngung am 10.8.2009 (25 t ha<sup>-2</sup>)**

Die Erfassung des C-Inputs aus externen Quellen ist jedoch keine Erklärung für die beobachteten Differenzen in der C-Bilanz auf Basis von EC-Messungen (C-Verlust an europäischen Ackerstandorten, Kutsch et al. 2010, Tabelle 4) und von Inventuren des Bodenkohlenstoffs in Sachsen (nur 5% der BDF zeigen Abnahme des C-Vorrats, Barth et al. 2011). Der Bruttokohlenstoffimport durch organische und anorganische Düngung wirkt sich nach Abzug der durch den Import verursachten Atmungszunahme in einer Nettozunahme des Bodenkohlenstoffgehalts bzw. einer Dämpfung des Kohlenstoffverlustes eines Standortes aus. Hinsichtlich der Erfassung der Komponenten der C-Bilanz entspricht die Standortbilanz (NBP) aus EC-Messungen qualitativ den langfristigen Vorratsänderungen des Bodenkohlenstoffs. Die Ursache der systematischen Differenzen zwischen dem C-Verlust europäischer Ackerstandorte auf Basis von EC-Messungen und dem C-Gewinn sächsischer Ackerstandorte auf Basis von Inventuren ist unklar.

Kontinuierliche Messungen des THG-Austauschs können Boden- und Biomasseinventuren sinnvoll ergänzen, um methodische Unsicherheiten in der C-Bilanzierung zu reduzieren und Auswirkungen der Bewirtschaftung auf THG-Flüsse (zumindest exemplarisch) bewerten zu können. Dazu könnten parallele EC-Messungen an Level-II und BDF-II Standorten und/oder Inventuren an EC-Standorten erwogen werden.

**Tabelle 4: Mittlere jährliche Bilanzen (4-Jahres-Mittelwerte auf Basis von Eddy-Kovarianz-Messungen) von Nettoökosystemproduktion (NEP), Ernteentzug, C-Import (organische Düngung, Saat) und C-Bilanz des Ökosystems (NBP) von 7 europäischen Ackerstandorten**

Standort	NEP (gC m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	Ernteentzug (gC m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	C-Import (gC m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	NBP (gC m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )
Avignon (FR)	157	272	5	-110
Klingenberg (DE)	147	511	113	-251
Gebesee (DE)	287	465	122	-56
Lonzée (BE)	461	483	23	+1
Oensingen (CH)	189	261	54	-18
Carlow (IE)	163	246	5	-78
Risbyholm (DK)	273	437	5	-159
<b>Mittelwert ± SD</b>	<b>240 ± 113</b>	<b>382 ± 117</b>	<b>47 ± 51</b>	<b>-95 ± 87</b>

#### 4.4.3 Organische Böden

Genutzte organische Böden können trotz ihrer flächenhaft geringen Bedeutung erhebliche THG-Emissionen verursachen, deren Bedeutung für die sächsische THG-Bilanz gegenwärtig nur grob geschätzt werden kann. Nur bezüglich CO<sub>2</sub> (Tabelle 2) setzten drainierte organische Böden 347,5 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (0,7 % der sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen 2012) frei. Naturnahe und wiedervernässte Moore sind insbesondere bei Überstau potentielle CH<sub>4</sub>-Quellen, während ackerbaulich genutzte (entwässerte) Moorböden erhebliche CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Quellen darstellen (Tiemeyer et al. 2013, Drösler et al. 2011). Unsicherheiten bestehen hinsichtlich der Fläche von Mooren und organischen Nassstandorten, der Nutzungskategorie und den Emissionsfaktoren. Zusätzlich werden die THG-Emissionen durch die Variabilität des Wasserstandes dynamisiert.

Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Ermittlung spezifisch sächsischer Kenngrößen. Diese könnten im Rahmen eines befristeten Projekts erhoben werden. Andererseits ist die Option zu prüfen, organische Böden im Rahmen der Inventuren des Bodenkohlenstoffs an BDF, DTF und BZE u.U. außerhalb der jeweiligen Stichprobenraster zu untersuchen bzw. zu prüfen, inwieweit organische Waldböden und landwirtschaftlich genutzte organische Böden in den langfristigen Erhebungen der Bodenkohlenstoffvorräte bereits repräsentiert sind. Lage und Verbreitung naturnaher sächsischer Moore sind im Projekt SIMON untersucht worden (Keßler et al. 2011). Das existierende Monitoring (FFH-Feinmonitoring) sollte erweitert werden um Inventuren des C-Vorrats in Boden und Biomasse und exemplarische Messungen des CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Austauschs.

#### 4.4.4 Landnutzungsänderungen und Managementoptionen

Im Bereich der sächsischen Landwirtschaft sind Landnutzungsänderungen in den Emissionsberichten enthalten (von Buttlar et al. 2014). Langfristige Änderungen der C-Senke im Bereich Forstwirtschaft durch Bewirtschaftungsänderungen (Waldumbau) und Folgen des Klimawandels werden durch BWI und BZE erfasst. Änderungen der Flächenanteile zwischen Wald, Grünland, Acker, Feuchtgebieten und Siedlungen (Landnutzungsänderungen) sind ebenso wie Managementänderungen (z.B. Zunahme des Flächenanteils des ökologischen Landbaus in Sachsen) zu quantifizieren. Mit diesen Aktivitätsdaten und spezifischer Emissionsfaktoren kann deren Bedeutung für die sächsische THG-Bilanz abgeschätzt werden, sofern diese nicht durch Inventuren (BDF, DTF, BZE) bestimmbar sind. Insbesondere sollte geklärt werden, ob die Messnetze der Inventuren des C-Vorrats in Boden und Biomasse an Änderungen der Waldfläche angepasst und wie damit einhergehende langfristige Vorratsänderungen erfasst werden können. Darüber hinaus sollten Auswirkungen von Landnutzungs- und Managementänderungen auf die C-Bilanz mittels Messkampagnen (kontinuierliche Direktmessungen der Komponenten des Kohlenstoffhaushalts sowie Parallelmessungen an benachbarten Standorten) untersucht werden. Die Erfassung bisher nicht beobachteter Landnutzungen (z. B.

THG-Austausch von Binnengewässern und Bergbaufolgelandschaften, Siedlungen) könnte im Rahmen von Forschungsprojekten erfolgen.

Aus fachlicher Sicht ist die Ermittlung spezifischer Emissionsfaktoren für sächsische Ökosysteme anzustreben. Diese sollten differenziert für verschiedene Böden, Landnutzungen, Baumarten und unterschiedliches landwirtschaftliches Management (z.B. Art der Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau, Anteil von Sommerungen und Winterungen in der Fruchtfolge, Ökolandbau) angegeben werden können. Dazu ist das existierende Monitoring (LfULG, SBS, ICOS) konsistent zu analysieren und gegebenenfalls durch Messkampagnen zu ergänzen.

# 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die sächsische Treibhausgasbilanz setzt sich zusammen aus Quellen und Senken insbesondere von Kohlendioxid, Methan und Lachgas in verschiedenen Sektoren (Industrie und Energiegewinnung, Verkehr, Landwirtschaft, Wald, Im- und Export). Die vorliegende Analyse betrachtet die Kohlenstoffbindung bzw. CO<sub>2</sub>-Senke sächsischer Ökosysteme auf Basis direkter und indirekter Messungen (Monitoring). Um Doppelzählungen zu vermeiden und eine Vergleichbarkeit der Landnutzungen zu gewährleisten, werden CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen hier nicht berücksichtigt. Monitoringoptionen werden bewertet hinsichtlich ihrer Eignung, sowohl langfristige Änderungen von Kohlenstoffvorräten als auch deren zeitliche Dynamik und räumliche Repräsentativität zu erfassen. Auf Betrachtungen modellgestützter Ansätze sowie von Fernerkundungsmethoden wurde bewusst verzichtet.

Die Darstellung wesentlicher Prozesse der Kohlenstoffbindung und der Kohlenstoffbilanzierung der Landnutzungen Wald, Grünland, Acker auf Mineralböden, organische Böden sowie Binnengewässer zeigt, dass die relevanten Komponenten der Kohlenstoffbilanz grundsätzlich in langfristigen Änderungen der Kohlenstoffvorräte des Bodens und der Biomasse (Wald) zum Ausdruck kommen und mittels entsprechender Inventuren integral erfassbar sind. Das existierende Monitoring in den Abteilungen des LfULG und des SBS beruht weitestgehend auf solchen Inventuren an Punkten regelmäßiger Stichprobenraster. Ergänzt wird dies durch kontinuierliche Direktmessungen des CO<sub>2</sub>-Austauschs typischer sächsischer Landnutzungen im Rahmen der europäischen Forschungsinfrastruktur ICOS (Integrated Carbon Observation System). Emissionsfaktoren haben den Charakter einer indirekten Messung und sind insbesondere im Bereich Landwirtschaft und für organische Böden unsicher.

Auf Basis vorliegender Datengrundlagen ist der sächsische Wald eine Kohlenstoffsenke im Bereich von 1,37 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Anwendung nationaler Emissionsfaktoren), 2,17 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Inventuren des Kohlenstoffgehalts in Boden und Biomasse) und 2,69 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (nicht repräsentative ICOS-Messungen an einem Standort im Tharandter Wald). Der sächsische Wald speicherte zwischen den Inventurzeitpunkten 2002 und 2012 durchschnittlich 4137,5 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> und kompensierte dadurch 8,6% der sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen in Höhe von 48227 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (2012). Der Bereich Landwirtschaft (Ackerland und Grünland) ist in der nationalen Emissionsberichterstattung hinsichtlich der Kompartimente Boden und Biomasse bezüglich des Treibhausgases CO<sub>2</sub> klimaneutral. Inventuren an Dauerbeobachtungs- und Dauertestflächen deuten tendenziell eine leichte Zunahme der Kohlenstoffvorräte an, während ICOS-Messungen an Einzelstandorten einen Kohlenstoffverlust von 1,50 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Acker) und 0,67 tC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Grünland) bilanzieren. Problematisch sind teilweise fehlende Statistiken zum Düngereinsatz in der Landwirtschaft (Kalkung, organische Düngung).

Organische Böden können bisher nur auf Basis von Emissionsfaktoren beurteilt werden, da diese in den Stichprobenrastern der Bodeninventuren und im ICOS-Stationsnetz nicht vertreten sind. Wegen Unsicherheiten bezüglich der Größe der jeweiligen Aktivitätsflächen kann für forstlich und landwirtschaftlich genutzte organische Böden nur eine grobe Schätzung der CO<sub>2</sub>-Emissionen angegeben werden. Diese betragen 3,9 t C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 347,5 kt CO<sub>2</sub> a<sup>-1</sup> (0,7% der sächsischen CO<sub>2</sub>-Emissionen 2012).

Die Bilanzierung des Kohlenstofftransports in den Fließgewässern Sachsens ist noch nicht abgeschlossen. Vorläufige Berechnungen für das Jahr 2016 zeigen, dass der Nettokohlenstoffverlust Sachsens 96 kt C a<sup>-1</sup> beträgt. Kohlenstoffimporten von 168,8 kt C a<sup>-1</sup> (davon Elbe: 151,2 kt C a<sup>-1</sup>) stehen Kohlenstoffexporte von 264,8 kt C a<sup>-1</sup> (189,3 kt C a<sup>-1</sup>) gegenüber.

Unsicherheiten in der Bestimmung der Kohlenstoffbilanz sächsischer Ökosysteme resultieren aus den jeweiligen Vorschriften für Probenahme, Aufbereitung und Analyse an den Testflächen (BDF, DTF, BZE). Eine Zusammenführung der existierenden Daten hinsichtlich einer konsistenten Berechnung der Kohlenstoffvorräte in sächsischen Böden erscheint sinnvoll.

Die Methodenunsicherheit verschiedener Monitoringkonzepte zur Bestimmung der Kohlenstoffbindung in Sachsen wird deutlich beim Vergleich der Emissionsfaktoren der jeweiligen Landnutzungen. Diese resultieren aus unterschiedlicher räumlicher Repräsentativität, dem Stichprobencharakter der Inventuren der C-Vorräte und Dauerbeobachtungen des CO<sub>2</sub>-Austauschs an Intensivmesspunkten. Anhand der Einordnung verschiedener Monitoringoptionen hinsichtlich Aufwand und Unsicherheit sowie räumlicher und zeitlicher Auflösung von Kohlenstoffflüssen und Vorratsänderungen ergibt sich keine eindeutige Vorzugsvariante. Eine Kombination flächenrepräsentativer diskontinuierlicher Messungen der C-Vorräte und kontinuierlicher Messungen des Treibhausgas austausches an Intensivmessstellen typischer sächsischer Landnutzungen erscheint sinnvoll, um spezifische Emissionsfaktoren für Sachsen ableiten und folgende Fragen beantworten zu können:

- Wie groß ist die Unsicherheit in der Bestimmung des Bodenkohlenstoffvorrats und lassen sich Ursachen von Vorratsänderungen ermitteln?
- Kann eine bessere Erfassung der zeitlichen Dynamik von Atmung und pflanzlicher Kohlenstoff festlegung zu einer Reduzierung der Unsicherheit der Kohlenstoff- bzw. Treibhausgasbilanz terrestrischer Ökosysteme typischer Landnutzungen beitragen?
- Wie verhält sich die Treibhausgasbilanz organischer Böden in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität?
- Wie können Landnutzungsänderungen und Managementoptionen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Kohlenstoffbilanz beurteilt und berücksichtigt werden?

Vor dem Hintergrund der sächsischen Bemühungen, die Treibhausgasbilanz verschiedener Landnutzung positiv zu beeinflussen (z.B. Direktsaat, Waldbewirtschaftung) kann ein begleitendes mehrstufiges Monitoring auf Basis der existierenden Messnetze die quantitative Beurteilung der Auswirkung von Managementoptionen auf den Kohlenstoffhaushalt sowie eine mit weniger Unsicherheiten behaftete Bestimmung der Kohlenstoffbindung in Sachsen ermöglichen.

Vor dem Hintergrund der sächsischen Bemühungen, die Treibhausgasbilanz verschiedener Landnutzung positiv zu beeinflussen (z.B. Direktsaat, Waldbewirtschaftung) kann ein begleitendes mehrstufiges Monitoring auf Basis der existierenden Messnetze die quantitative Beurteilung der Auswirkung von Managementoptionen auf den Kohlenstoffhaushalt sowie eine mit weniger Unsicherheiten behaftete Bestimmung der Kohlenstoffbindung in Sachsen ermöglichen.

# Literaturverzeichnis

- D. BALDOCCHI, E. FALGE, L. GU, R. OLSON, D. HOLLINGER, S. RUNNING, P. ANTHONI, CH. BERNHOFER, K. DAVIS, R. EVANS, J. FUENTES, A. GOLDSTEIN, G. KATUL, B. LAW, X. LEE, Y. MALHI, T. MEYERS, W. MUNGER, W. OECHEL, K. T. PAW U, K. PILEGAARD, H. P. SCHMID, R. VALENTINI, S. VERMA, T. VESALA, K. WILSON, S. WOFYSY, 2001: FLUXNET: A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor and Energy Flux Densities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82 (11), 2415 - 2434.
- N. BARTH, 2017: Persönliche Mitteilungen.
- N. BARTH, W. BRANDTNER, E. CORDSEN, T. DANN, K.-H. EMMERICH, D. FELDHAUS, B. KLEEFISCH, B. SCHILLING, J. UTERMANN, 2000: Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungflächen. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: *Handbuch Bodenschutz*, Band 3, KennNr: 9152.
- N. BARTH, D. DEGERING, D. HAASE, U. HAFERKORN, H. HEILMANN, R. KLOSE, S. KNAPPE, H. J. KURZER, G. MACHULLA, J. MATTUSCH, K. H. NEUBERT, W. PÄLCHEN, G. H. RABEN, G. RANK, S. SCHLENKER, B. SCHNEIDER, L. SUNTHEIM, R. WENNRICH, 2001: Bodenmonitoring in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- N. BARTH, K. KARDEL, H. FORBERG, 2011: Bodendauerbeobachtung – Stoffvorratsänderungen im Boden am Beispiel des organischen Kohlenstoffs. In: *Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Schriftenreihe, Heft 45/2011.
- N. Barth, R. Tannert, H.-J. Kurzer, H. Kolbe, H. Andreae, F. Jacob, U. Haferkorn, M. Rust, M. Grunert, 2016: Stickstoffmonitoring sächsischer Böden. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Staatsbetrieb Sachsenforst, Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft.
- BML BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1990: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) – Arbeitsanleitung, Bonn.
- P. CIAIS, M. WATTENBACH, N. VUICHARD, P. SMITH, S. L. PIAO, A. DON, S. LUYSSAERT, I. A. JANSSENS, A. BONDEAU, R. DECHOW, A. LEIP, P. SMITH, C. BEER, G. R. VAN DER WERF, S. GERVOIS, K. VAN OOST, E. TOMELLERI, A. FREIBAUER, E. D. SCHULZE, 2010a: The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology*, 16, 1409-1428.
- P. CIAIS, J. F. SOUSSANA, N. VUICHARD, S. LUYSSAERT, A. DON, I. A. JANSSENS, S. L. PIAO, R. DECHOW, J. LATHIERE, F. MIGNAN, M. WATTENBACH, P. SMITH, C. AMMANN, A. FREIBAUER, E. D. SCHULZE, G. ABRIL, O. BOURIAUD, C. BEER, G. CHURKINA, J. GRACE, M. JUNG, I. LEVIN, G.-J. NABUURS, J.-D. PARIS, D. PAPALE, P. PEYLIN, M. REICHSTEIN, M.-J. SCHELLHAAS, M. VETTER, G.-R. VAN DER WERF, K. VAN OOST, N. VIOVY, S. ZAEHLE, 2010b: The greenhouse gas balance of European grasslands. *Biogeosciences Discuss.*, 7, 5997-6050.
- P. CIAIS, C. SABINE, G. BALA, L. BOPP, V. BROVKIN, J. CANADELL, A. CHHABRA, R. DEFRIES, J. GALLOWAY, M. HEIMANN, C. JONES, C. LE QUÉRE, R.B. MYNENI, S. PIAO, P. THORNTON, 2013: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- J. J. COLE, Y. T. PRAIRIE, N. F. CARACO, W. H. MCDOWELL, L. J. TRANVIK, R. G. STRIEGL, C. M. DUARTE, P. KORTELAINEN, J. A. DOWNING, J. J. MIDDELBURG, J. MELACK, 2007: Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*, 10, 171-184.

- M. DRÖSLER, A. FREIBAUER, W. ADELMANN, J. AUGUSTIN, L. BERGMAN, C. BEYER, B. CHOJNICKI, C. FÖRSTER, M. GIEBELS, S. GÖRLITZ, H. HÖPER, J. KANTELHARDT, H. LIEBERSBACH, M. HAHN-SCHÖFL, M. MINKE, U. PETSCHOW, J. PFADENHAUER, L. SCHALLER, P. SCHÄGNER, M. SOMMER, A. THUILLE, M. WEHRHAN, 2011: Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis, Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung.
- F. EDM, D. WENDEL, 2010: Moore in Sachsen. In: Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.): Naturschutzgebiete in Sachsen. Dresden, S. 49-58.
- H. HÖPER, 2007: Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. TELMA 37, Hannover, S. 85-116.
- ICOS ECOSYSTEM THEMATIC CENTRE, 2017: ICOS instructions for soil sampling and preparation for monitoring the soil organic carbon and nitrogen (ICOS Ecosystem Instructions). Unveröffentlichtes Dokument.
- K. KEßLER, F. EDM, I. DITTRICH, 2011: Informationssystem Moore. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Schriftenreihe, Heft 14/2011.
- R. KINDLER, J. SIEMENS, K. KAISER, D. C. WALMSLEY, C. BERNHOFER, N. BUCHMANN, P. CELLIER, W. EUGSTER, G. GLEIXNER, T. GRÜNWALD, A. HEIM, A. IBROM, S. K. JONES, M. JONES, K. KLUMPP, W. KUTSCH, K. STEENBERG LARSEN, S. LEHUGER, B. LOUBET, R. MCKENZIE, E. MOORS, B. OSBORNE, K. PILEGAARD, C. REBMANN, M. SAUNDERS, M. W.I. SCHMIDT, M. SCHRUMPF, J. SEYFFERTH, U. SKIBA, J.-F. SOUSSANA, M. A. SUTTON, C. TEFS, B. VOWINCKEL, M. J. ZEEMAN, M. KAUPENJOHANN, 2011: Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology* (2011), 17, 1167–1185.
- H.-J. KURZER, 2017: Persönliche Mitteilungen.
- W. L. Kutsch, M. Aubinet, N. Buchmann, P. Smith, B. Osborne, W. Eugster, M. Wattenbach, M. Schrumpf, E. D. Schulze, E. Temelleri, E. Ceschia, C. Bernhofer, P. Béziat, A. Carrara, P. Di Tommasi, T. Grünwald, M. Jones, V. Magliulo, O. Márloie, C. Moureaux, A. Olioso, M. J. Sanz, M. Saunders, H. Sögaard, W. Ziegler, 2010: The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 3, 336-345.
- C. LE QUÉRÉ, R. M. ANDREW, P. FRIEDLINGSTEIN, S. SITCH, J. PONGRATZ, A. C. MANNING, J. I. KORSBAKKEN, G. P. PETERS, J. G. CANADELL, T. R. B. JACKSON, A. BODEN, P. P. TANS, O. D. ANDREWS, V. K. ARORA, D. C. E. BAKKER, L. BARBERO, M. BECKER, R. A. BETTS, L. BOPP, F. CHEVALLIER, L. P. CHINI, P. CIAIS, C. E. COSCA, J. CROSS, K. CURRIE, T. GASSER, I. HARRIS, J. HAUCK, V. HAVERD, R. A. HOUGHTON, C. W. HUNT, G. HURTT, T. ILYINA, A. K. JAIN, E. KATO, M. KAUTZ, R. F. KEELING, K. K. GOLDEWIJK, A. KÖRTZINGER, P. LANDSCHÜTZER, N. LEFÉVRE, A. LENTON, S. LIENERT, I. LIMA, D. LOMBARDOZZI, N. METZL, F. MILLERO, P. M. S. MONTEIRO, D. R. MUNRO, J. E. M. S. NABEL, S. NAKAOKA, Y. NOJIRI, X. A. PADÍN, A. PEREGON, B. PFEIL, D. PIERROT, B. POULTER, G. REHDER, J. REIMER, C. RÖDENBECK, J. SCHWINGER, R. SÉFÉRIAN, I. SKJELVAN, B. D. STOCKER, H. TIAN, B. TILBROOK, I. T. VAN DER LAAN-LUIJKX, G. R. VAN DER WERF, S. VAN HEUVEN, N. VIOVY, N. VUICHARD, A. P. WALKER, A. J. WATSON, A. J. WILTSHIRE, S. ZAEHLE, D. ZHU, 2017: Global Carbon Budget 2017. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/essd-2017-123>.
- S. LUYSSAERT, P. CIAIS, S. L. PIAO, E.-D. SCHULZE, M. JUNG, S. ZAEHLE, M. J. SCHELHAAS, M. REICHSTEIN, G. CHURKINA, D. PAPALE, G. ABRIL, C. BEER, J. GRACE, D. LOUSTAU, G. MATTEUCCI, F. MAGNANI, G. J. NABUURS, H. VERBEECK, M. SULKAVA, G. R. VAN DER WERF, I. A. JANSSENS, 2010: The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology*, 16: 1429-1450.
- R. MÖNICKE, V. BEER, H.-J. KURZER, 2004: Ergebnisse der Humusbilanzrechnung im Freistaat Sachsen dargestellt an 1000 repräsentativ verteilten Dauertestflächen. In: Qualitätssicherung in landwirtschaftlichen Produktionssystemen, Kongressband 2004, Rostock, VDLUFA.
- I. MÜLLER, 2017: persönliche Mitteilung.

- C. OERTEL, 2017: Analyse von Bodenentgasungen in Sachsen mit Kammersystemen. Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg.
- P. A. Raymond, J. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, D. Butman, R. Striegl, E. Mayorga, C. Humborg, P. Kortelainen, H. Dürr, M. Meybeck, P. Ciais, P. Guth, 2013: Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503, 355-359.
- F. REINICKE, D. WURBS, 2012: Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Schriftenreihe, Heft 40/2012.
- C. Rösemann, H.-D. Haenel, U. Dämmgen, A. Freibauer, U. Döring, S. Wulf, B. Eurich-Menden, H. Döhler, C. Schreiner, B. Osterburg, 2017: Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2015: Report on methods and data (RMD) Submission 2017. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 424 p, Thünen Rep 46.
- S. Running, Q. Mu, M. Zhao, 2015: MOD17A3H MODIS/Terra Net Primary Production Yearly L4 Global 500m SIN Grid V006. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Available: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD17A3H.006>.
- SAG, 1991: Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen – Bericht der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ – München.
- G. SASSOR, 2017: Bestimmung des Transports gelösten Kohlenstoffs in sächsischen Fließgewässern als Teil der Kohlenstoffbilanz aquatischer Ökosysteme. Bachelorarbeit, TU Dresden.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2013: Energie- und Klimaprogramm Sachsen 2012.
- U. SCHREIBER, 2015: Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen in Sachsen, Jahresbericht 2012. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- E. D. SCHULZE, S. LUYSSAERT, P. CIAIS, A. FREIBAUER, I. A. JANSSENS, J. F. SOUSSANA, P. SMITH, J. GRACE, I. LEVIN, B. THIRUCHITTAMPALAM, M. HEIMANN, A. J. DOLMAN, R. VALENTINI, P. BOUSQUET, P. PEYLIN, W. PETERS, C. RÖDENBECK, G. ETIOPE, N. VUICHARD, M. WATTENBACH, G. J. NABUURS, Z. POUSSI, J. NIESCHULZE, J. H. GASH, 2009: Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience*, 2, 842–850.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST, 2009: Waldzustandsbericht 2009. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST, 2016: Geschäftsbericht 2015. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- STAATSBETRIEB SACHSENFORST, 2017: Die Kohlenstoffbilanz sächsischer Wälder von 2002 – 2012. Entwurf.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN, 2017: Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung am 31. Dezember 2016. Kamenz, Juli 2017.
- W. STEFFEN, I. NOBLE, J. CANADELL, M. APPS, E.-D. SCHULZE, P. G. JARVIS, 1998: The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto protocol. *Science*, 280 (5368), 1393-1394.
- T.F. STOCKER, D. QIN, G.-K. PLATTNER, L.V. ALEXANDER, S.K. ALLEN, N.L. BINDOFF, F.-M. BRÉON, J.A. CHURCH, U. CUBASCH, S. EMORI, P. FORSTER, P. FRIEDLINGSTEIN, N. GILLET, J.M. GREGORY, D.L. HARTMANN, E. JANSEN, B. KIRTMAN, R. KNUTTI, K. KRISHNA KUMAR, P. LEMKE, J. MAROTZKE, V. MASSON-DELMOTTE, G.A. MEEHL, I.I. MOKHOV, S. PIAO, V. RAMASWAMY, D. RANDALL, M. RHEIN, M. ROJAS, C. SABINE, D. SHINDELL, L.D. TALLEY, D.G. VAUGHAN, S.-P. XIE, 2013: Technical Summary. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A.

Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.]). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- M. STROGIES, P. GNIFFKE, 2017: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2015. Umweltbundesamt – UNFCCC-Submission.
- H. TIAN, C. LU, P. CIAIS, A. M. MICHALAK, J. G. CANADELL, E. SAIKAWA, D. N. HUNTZINGER, K. R. GURNEY, S. SITCH, B. ZHANG, J. YANG, P. BOUSQUET, L. BRUHWILER, G. CHEN, E. DLUGOKENCKY, P. FRIEDLINGSTEIN, J. MELILLO, S. PAN, B. POULTER, R. PRINN, M. SAUNOIS, C. R. SCHWALM, S. C. WOFSY, 2016: The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere. *Nature*, 531, 225-228.
- B. TIEMEYER, A. FREIBAUER, M. DRÖSLER, E. ALBIAC-BORRAZ, J. AUGUSTIN, M. BECHTOLD, S. BEETZ, S. BELTING, M. BERNRIEDER, C. BEYER, J. EBERL, T. EICKENSCHIEDT, H. FELL, S. FIEDLER, C. FÖRSTER, E. FRAHM, S. FRANK, M. GIEBELS, S. GLATZEL, T. GRÜNWARD, J. HEINICHEN, M. HOFFMANN, J. HOMMELTENBERG, H. HÖPER, A. LAGGNER, K. LEIBER-SAUHEITL, T. LEPELT, C. METZGER, M. PEICHL-BRAK, S. RÖHLING, N. ROSSKOPF, T. RÖTZER, M. SOMMER, M. WEHRHAN, P. WERLE, J. ZEITZ, 2013: Klimarelevanz von Mooren und Anmooren in Deutschland: Ergebnisse aus dem Verbundprojekt „Organische Böden in der Emissionsberichterstattung“. Thünen Working Paper 15, Braunschweig.
- C. VON BUTTLAR, T. FREITAG, F. REBBE, S. ZORN, 2014: Treibhausgas-Emissionen der sächsischen Landwirtschaft und ihre Minderungspotenziale. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe, Heft 31/2014.
- N. Wellbrock, 2006: Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), 2. Auflage.
- F. WITING, U. FRANKO, M. GEBEL, 2016: Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Schriftenreihe, Heft 20/2016.
- F. ZHANG, Y. PAN, R. A. BIRDSEY, J. M. CHEN, A. DUGAN, 2016: Seeking potential contributions to future carbon budget in conterminous US forests considering disturbances. *Theor. Appl. Climatol.*, DOI 10.1007/s00704-016-1936-1.

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)  
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
Telefon: +49 351 2612-0  
Telefax: +49 351 2612-1099  
E-Mail: [lfulg@smul.sachsen.de](mailto:lfulg@smul.sachsen.de)  
[www.smul.sachsen.de/lfulg](http://www.smul.sachsen.de/lfulg)

**Autor:**

Thomas Grünwald  
TU Dresden, LS Meteorologie  
Pienner Str. 23, 01737 Tharandt  
Telefon: +49 351 463-31298  
Telefax: +49 351 463-31302  
E-Mail: [thomas.gruenwald@tu-dresden.de](mailto:thomas.gruenwald@tu-dresden.de)

**Redaktion:**

Dr. Andrea Hausmann  
LfULG, Abteilung 5, Referat 51  
Telefon: +49 351 2612 5100  
Telefax: +49 351 2612 5099  
E-Mail: [andrea.hausmann@smul.sachsen.de](mailto:andrea.hausmann@smul.sachsen.de)

**Redaktionsschluss:**

22.10.2018

**Hinweis:**

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/32640> heruntergeladen werden.

**Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für  
ein gutes Leben.*

[www.lfulg.sachsen.de](http://www.lfulg.sachsen.de)