

**“Auswirkungen von ENSO-Trockenperioden und Landnutzungspraktiken auf die  
Dynamik von C, N und P in einem tropischen Regenwald und in Agroforst-Systemen in  
Zentral-Sulawesi, Indonesien”**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten  
der Georg-August-Universität zu Göttingen

vorgelegt von  
Daniela Leitner

aus Karl-Marx-Stadt  
(Chemnitz)

Göttingen, 2009

D 7

1. Referentin: Prof. Dr. Beate Michalzik
2. Koreferent: PD Dr. Hermann Jungkunst

Tag der mündlichen Prüfung: 25. Januar 2010

## Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen	I
Verzeichnis der Tabellen	III
Liste der Abkürzungen	V
1 Einleitung	1
2 Hintergrund und Motivation	3
2.1 Prognostizierte Klimaveränderungen in Südost-Asien und ihre Effekte auf Ökosystemprozesse	3
2.1.1 ENSO-Ereignis korrelierte Veränderungen in der Untersuchungsregion	3
2.1.2 Auswirkungen verstärkter Trockenperioden auf feucht-tropische Ökosysteme	4
2.2 Bodennährstoffkreisläufe und ihre Manipulation durch Veränderungen der Landnutzungsverfahren	6
2.2.1 Bodennährstoffkreisläufe in den immerfeuchten Tropen	6
2.2.2 Die Bedeutung der gelösten organischen Substanz	8
2.2.3 Kontrollfaktoren der Nährstofffreisetzung und des Nährstofftransports	9
2.2.4 Auswirkungen der Landnutzungsverfahren auf Nährstoffumsatz und Verfügbarkeit	10
2.3 Ziele und Hypothesen	11
2.3.1 Ziele	11
2.3.2 Hypothesen und Überprüfungsansätze	12
3 Beschreibung der Untersuchungsstandorte	14
3.1 Wetter und Klima	14
3.1.1 Wetter und Klima in Südostasien	14
3.1.2 Niederschlags- und Temperaturjahresgänge der Untersuchungsstandorte	15
3.2 Geologie	16
3.3 Böden in der Untersuchungsregion	18
3.4 Beschreibung des Regenwald- und des Kakao-Agroforst-Standortes (Fokus 3)	18
3.4.1 Der Regenwaldstandort bei Pono	18
3.4.2 Der Kakao-Agroforst in Marena	21

4	Methoden	25
4.1	Plotdesign der Untersuchungsflächen für das replizierte Austrocknungsexperiment (Fokus 3)	25
4.1.1	Dachkonstruktion	25
4.1.2	Erfassung vertikaler Stoffflüsse und Nährstoffvorräte	26
4.2	Probennahme und Probenaufbereitung	30
4.3	Plotdesign für das Bewirtschaftungsexperiment (Fokus 2)	31
4.4	Laboranalytik	31
4.5	Datenbearbeitung und Statistik	33
4.6	Fehlerquellen	34
5	Nährstoffkonzentrationen und -flüsse, Streueinträge und Bodenvorräte der Regenwaldplots	36
5.1	Freiland- und Bestandesniederschlag	36
5.1.1	DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> - und K <sup>+</sup> -Konzentrationen in Lösungen des Freiland- und Bestandesniederschlags	37
5.1.2	Jahresflüsse von DOC, DNb, P <sub>tot</sub> und K <sup>+</sup> mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag	40
5.2	Einträge und Vorräte von C, N, P sowie von Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> und Na <sup>+</sup> in der Blattstreu	43
5.3	Vorräte von C, N, P sowie von Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> und Na <sup>+</sup> in den Ah- und Bv- Horizonten	46
5.4	Lösungskonzentrationen und Stoffflüsse der O-, Ah- und Bv-Horizonte	49
5.4.1	DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> - und K <sup>+</sup> -Lösungskonzentrationen der O-, Ah- und Bv-Horizonte	50
5.4.2	Jahresflüsse von DOC, DNb, P <sub>tot</sub> und K <sup>+</sup> aus der organischen Auflage und dem Mineralboden	56
6	Nährstoffkonzentrationen und -flüsse, Streueinträge und Bodenvorräte des Kakaobestandes	62
6.1	Freiland- und Bestandesniederschlag	62
6.1.1	DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> - und K <sup>+</sup> -Konzentrationen in Lösungen des Freiland- und Bestandesniederschlags	63
6.1.2	Jahresflüsse von DOC, DNb, P <sub>tot</sub> und K <sup>+</sup> mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag	67
6.2	Einträge und Vorräte von C, N, P, Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> und Na <sup>+</sup> mit der Blattstreu	70
6.3	Vorräte von C, N, P sowie von Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> im Mineralboden	74



6.4	Lösungskonzentrationen und Stoffflüsse der O-, Ah- und Bv-Horizonte	78
6.4.1	DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> - und K <sup>+</sup> -Lösungskonzentrationen im O-, Ah- und Bv-Horizont	78
6.4.2	Jahresflüsse von DOC, DNb, P <sub>tot</sub> und Kalium aus der organischen Auflage und dem Mineralboden	85
7	Diskussion zum replizierten Regenausschlussexperiment (Fokus 3)	92
7.1	Vergleichende DOC-Stoffdynamik und Kohlenstoff-Vorräte im replizierten Austrocknungsversuch auf den Regenwald- und Agroforstflächen	92
7.1.1	DOC im Freiland- und Bestandesniederschlag	92
7.1.2	Streueinträge und Streuvorräte der Streutrockenmasse und von Gesamt-Kohlenstoff sowie DOC-Stoffausträge aus der organischen Auflage	96
7.1.3	Vorräte des Gesamt-Kohlenstoffs und DOC-Austräge aus den Mineralbodenhorizonten	102
7.2	Vergleichende Stoffdynamik und -vorräte der Stickstofffraktionen im replizierten Regenausschlussexperiment auf den Regenwald- und Agroforstflächen	107
7.2.1	Die Stickstofffraktionen im Freiland- und Bestandesniederschlag	107
7.2.2	Streueinträge und Streuvorräte des Gesamt-Stickstoffs und Stickstoffausträge aus der organischen Auflage	112
7.2.3	Stickstoffvorräte von und Austräge der Stickstofffraktionen aus den Mineralbodenhorizonten	117
7.3	Vergleichende Stoffdynamik und -vorräte der Phosphorfraktionen im replizierten Austrocknungsversuch auf den Regenwald- und Agroforstflächen	124
7.3.1	Die Phosphorfraktionen im Freiland- und Bestandesniederschlag	124
7.3.2	Streueinträge und Streuvorräte von Phosphor sowie Austräge der Phosphorfraktionen aus der organischen Auflage	128
7.3.3	Phosphorvorräte von und Phosphorausträge aus den Mineralbodenhorizonten	134
7.4	Vergleichende Stoffdynamik und -Vorräte von K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> und Na <sup>+</sup> mit Schwerpunkt K <sup>+</sup> im replizierten Regenausschlussexperiment in Regenwald- und Agroforst	139
7.4.1	K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> im Freiland- und Bestandesniederschlag	139
7.4.2	Streueinträge und Streuvorräte von K <sup>+</sup> sowie Kationen-Konzentrationen und Flüsse (K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> und Na <sup>+</sup> ) aus der organischen Auflage	143
7.4.3	Vorräte von K <sup>+</sup> und Stoffausträge von K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> aus den Mineralbodenhorizonten	147
8	Ergebnisse und Diskussion des Bewirtschaftungsexperimentes	155

9	Überprüfung der Hypothesen	162
10	Zusammenfassung / Summary	166
11	Literatur	175

Dank

Anhänge

A.1	Karten und Abbildungen zur Standortbeschreibung der Untersuchungsflächen
A.2	Textur und bodenchemische Parameter der Bodenprofile
A.3	Diagramme zum monatlichen Verlauf der Nährstoffkonzentrationen, -Flüsse und -Einträge und -Vorräte auf den Regenwaldflächen
A.4	Diagramme zum monatlichen Verlauf der Nährstoffkonzentrationen, -Flüsse und -Einträge und -Vorräte auf den Kakao-Agroforstflächen
A.5	Vergleich zwischen gemessenen DOC-Konzentrationen und -Flüssen anhand ausgewählter Literaturangaben aus tropischen und temperaten Waldbeständen

Lebenslauf

## Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1	Durchschnittliche Niederschlagsanomalien während eines Sommer El Niño Ereignisses	3
Abb. 2	Prozentuale Menge des gemessenen Niederschlags während El Niño und La Niña Jahren im Vergleich zu Jahren ohne ENSO (IMPENSO)	4
Abb. 3	Nährstofffraktionen und steuernde Prozesse	7
Abb. 4	Die drei Klimaregionen Südostasiens	14
Abb. 5 a+b	Klimadiagramm für das Dorf Toro (5a) und das Dorf Gimpu (5b)	15
Abb. 6	Darstellung der Haupttektonik-Provinzen von Sulawesi	17
Abb. 7	Seitenansicht der Dachkonstruktion auf dem Regenwald-Standort	25
Abb. 8	Seitenansicht der Dachkonstruktion auf dem Kakao-Agroforst-Standort	25
Abb. 9	Streifänger und Regensammler (BN) auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes	27
Abb. 10	Streifänger und Regensammler (BN) auf den Dach- und Kontrollflächen im Kakao-Agroforst	27
Abb. 11	Innenansicht eines Ah- bzw. Bv-Lysimeters	28
Abb. 12	Schläuche für Perkolatgewinnung und Belüftung	28
Abb. 13 a+b	Aufbau eines O-Lysimeters und Feldinstallation im Kakao-Agroforst	28
Abb. 14	Transekt auf dem Regenwaldstandort	28
Abb. 15	Transekt auf dem Kakao-Agroforst	28
Abb. 16	Generalisiertes Plotdesign der B5 Instrumente für die Regenwald- und Agroforst- Subplots	29
Abb. 17 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNB-, $P_{tot}$ -, $K^+$ -Konzentrationen ( $mg\ l^{-1}$ ) im Freiland- und Bestandesniederschlag der Regenwaldflächen	39
Abb. 18 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNB-, $P_{tot}$ -, $K^+$ -Flüsse ( $kg\ ha^{-1}$ ) des Freiland- und Bestandesniederschlags der Regenwaldflächen	42
Abb. 19 a+b	Mittlere C-, N-, P- und $K^+$ -Einträge sowie Vorräte aus der Streuauflage ( $t\ ha^{-1}$ )	49
Abb. 20 a+b	Mittlere C-, N-, P- und $K^+$ -Vorräte aus den Mineralbodenhorizonten ( $t\ ha^{-1}\ 5\ cm^{-1}$ )	49
Abb. 21 a+b	Mittlere Lösungskonzentrationen und SD ( $mg\ l^{-1}$ ) von a) DOC und b) DNB aus den einzelnen Ebenen der Dach- und Kontrollflächen im Regenwald	51
Abb. 22 a+b	Mittlere Lösungskonzentrationen und SD ( $mg\ l^{-1}$ ) von a) $P_{tot}$ und b) $K^+$ aus den einzelnen Ebenen der Dach- und Kontrollflächen im Regenwald	54
Abb. 23 a-h	Mittlere monatliche DOC-, DNB-, $P_{tot}$ -, $K^+$ -Konzentrationen aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten	55

Abb. 24 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> -, K <sup>+</sup> -Flüsse aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten	60
Abb. 25 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> -, K <sup>+</sup> -Konzentrationen (mg l <sup>-1</sup> ) im Freiland- und Bestandesniederschlag des Kakao-Agroforstes	65
Abb. 26 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> -, K <sup>+</sup> -Flüsse (kg ha <sup>-1</sup> ) des Freiland- und Bestandesniederschlages im Kakao-Agroforst	69
Abb. 27 a+b	Übersicht über die C-, N-, P- und K <sup>+</sup> -Einträge aus der Streuauflage (t ha <sup>-1</sup> )	77
Abb. 28 a-c	Übersicht über die C-, N-, P- und K <sup>+</sup> -Vorräte aus der Streuauflage (t ha <sup>-1</sup> ) und den Mineralbodenhorizonten (t ha <sup>-1</sup> 5 cm <sup>-1</sup> )	77
Abb. 29 a+b	Mittlere Lösungskonzentrationen und SD (mg l <sup>-1</sup> ) von a) DOC und b) DNb aus den einzelnen Ebenen der Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes	80
Abb. 30 a+b	Mittlere Lösungskonzentrationen und SD (mg l <sup>-1</sup> ) von a) P <sub>tot</sub> und b) K <sup>+</sup> aus den einzelnen Ebenen der Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes	83
Abb. 31 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> -, K <sup>+</sup> -Konzentrationen aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten des Kakao-Agroforstes	84
Abb. 32 a-d	Mittlere monatliche DOC-, DNb-, P <sub>tot</sub> -, K <sup>+</sup> -Flüsse aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten des Kakao-Agroforstes	90
Abb. 33	Korrelationen zwischen den DOC-Konzentrationen und dem Nied.-Vol., pH, LF im Bestandesniederschlag des Regenwaldes und des Agroforstes	95
Abb. 34	Korrelationen zwischen den DOC-Konzentrationen und Wasserflüssen, pH, LF in der Streuauflage des Regenwaldes und des Agroforstes	100
Abb. 35	Korrelationen zwischen den DNb-Konzentrationen und dem Nied.-Vol., pH, LF im Bestandesniederschlag des Regenwaldes und des Agroforstes	111
Abb. 36	Korrelationen zwischen den DNb-Konzentrationen und Wasserflüssen, pH, LF in der Streuauflage des Regenwaldes und des Agroforstes	116
Abb. 37	Korrelationen zwischen den P <sub>tot</sub> -Konzentrationen und dem Nied.-Vol., pH, LF im Bestandesniederschlag des Regenwaldes und des Agroforstes	127
Abb. 38	Korrelationen zwischen den P <sub>tot</sub> -Konzentrationen und Wasserflüssen, pH, LF in der Streuauflage des Regenwaldes und des Agroforstes	132
Abb. 39	Korrelationen zwischen den K <sup>+</sup> -Konzentrationen und dem Nied.-Vol., pH, LF im Bestandesniederschlag des Regenwaldes und des Agroforstes	142
Abb. 40	Korrelationen zwischen den K <sup>+</sup> -Konzentrationen und Wasserflüssen, pH, LF in der Streuauflage des Regenwaldes und des Agroforstes	146
Abb. 41	Übersicht über die Konzentrationsdynamik von DOC, DNb, DON, P <sub>tot</sub> , DOP und K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> ) im vertikalen Verlauf auf den a) Regenwaldflächen und b) Agroforstflächen	152
Abb. 42	Vertikaler Verlauf der Stoffflüsse von DOC, DNb, DON, P <sub>tot</sub> , DOP, K <sup>+</sup> (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ), Streueinträge (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ) und Streuvorräte (kg ha <sup>-1</sup> ) sowie Mineralbodenvorräte (kg ha <sup>-1</sup> ) a) auf dem Regenwald-Standort und b) dem Kakao-Agroforst-Standort	154
Abb. 43	C/N-Verhältnisse der Oberbodenhorizonte a) 2006 und b) 2008 in Bezug auf häufige bzw. selten durchgeführte Unkrautbeseitigung	155

## Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1	Bodenhorizonte der Acrisole auf den Regenwaldflächen	20
Tab. 2	Bodeneigenschaften von den Bodenprofilen der Regenwaldflächen	21
Tab. 3	Bodenhorizonte der Hypereutric Cambisole auf dem Agroforst-Standort	23
Tab. 4	Bodeneigenschaften aus den Bodenprofilen des Agroforst-Standortes	24
Tab. 5	Bodenchemische Analysemethoden	32
Tab. 6	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte der Blattstreu (%), jährlicher Blattstreueintrag von TM, C, N, P sowie $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ (in kg TM ha <sup>-1</sup> ) auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes	44
Tab. 7	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte der Streuauflage (%) und Vorräte von TM, C, N, P und von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ in der Blattstreu (in kg TM ha <sup>-1</sup> )	45
Tab. 8	Mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) und jährliche Zersetzungsraten ( $k a^{-1}$ ) von TM, C, N, P und von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes	46
Tab. 9	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte (%), mittlere Vorräte von C, N, P und von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ (t ha <sup>-1</sup> ) im Ah-Horizont (0 - 5 cm) und im Bv-Horizont (5 - 40 cm)	47
Tab. 10	Heißwasserlösliche Vorräte der C- und N-Fractionen sowie von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ (kg ha <sup>-1</sup> ) in den Ah- und Bv-Horizonten des Regenwaldes	48
Tab. 11	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte (%) in der Streu von <i>Theobroma cacao</i> und <i>Gliricidia sep.</i> , sowie jährlicher Blattstreueintrag (in kg TM ha <sup>-1</sup> ) an TM, C, N, P, $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ auf den Dach- und Kontrollflächen des Agroforstes	71
Tab. 12	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte (%) von <i>Theobroma cacao</i> und <i>Gliricidia sep.</i> in der Streuauflage, Streuvorräte von TM, C, N, P, von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ in der Blattstreu des Kakao-Agroforstes (in kg TM ha <sup>-1</sup> )	73
Tab. 13	Mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) und jährliche Zersetzungsraten ( $k a^{-1}$ ) von TM, C, N, P und von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ auf den Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes	74
Tab. 14	Mittlere prozentuale $C_r$ - und $N_t$ -Gehalte (%), mittlere Vorräte von C, N, P und von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ (t ha <sup>-1</sup> ) im Ah-Horizont (0 - 10 cm) und im Bv-Horizont (10 - 40 cm)	75
Tab. 15	Heißwasserlösliche Vorräte der C- und N-Fractionen sowie von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ aus dem Ah-Horizont (0 - 10 cm) und dem Bv-Horizont (10 - 40 cm) des Kakao-Agroforstes	76
Tab. 16	Zusammenfassende Darstellung der jährlichen C-, N-, $P_{tot}$ - und $K^+$ -Stoffeinträge und Nährstoffvorräte (kg ha <sup>-1</sup> ) der Regenwald- und Kakao-Agroforstflächen	91
Tab. 17	Mittlere DOC-Konzentrationen (mg l <sup>-1</sup> ) und jährliche DOC-Flüsse (kg ha <sup>-1</sup> ) in Regenwald und Agroforst	93
Tab. 18	Jährliche Streueinträge (t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ), mittlere Vorräte und mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) der Blattstreu (TM t ha <sup>-1</sup> ) auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte	96

---

Tab. 19	Jährliche $C_r$ -Einträge ( $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ) und mittlere $C_r$ -Vorräte ( $t\ ha^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre)	102
Tab. 20	Konzentrationsdynamik der Stickstofffraktionen ( $mg\ l^{-1}$ ) der Regenwald- und Agroforstflächen	109
Tab. 21	Jährliche $N_r$ -Einträge ( $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ), mittlere $N_r$ -Vorräte ( $kg\ ha^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen	112
Tab. 22	Flüsse der Stickstofffraktionen der Regenwald- und Agroforstflächen ( $kg\ ha^{-1}$ )	119
Tab. 23	Konzentrationsdynamik von $P_{tot-}$ , DOP- und $PO_4-P$ ( $mg\ l^{-1}$ ) aus den Regenwald- und Agroforstflächen	125
Tab. 24	Jährliche P-Einträge ( $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ), mittlere P-Vorräte ( $kg\ ha^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen	129
Tab. 25	$P_{tot-}$ , DOP- und $PO_4-P$ -Flüsse ( $kg\ ha^{-1}$ ) der Regenwald- und Agroforstflächen ( $kg\ ha^{-1}$ )	133
Tab. 26	Konzentrationsdynamik von $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ ( $mg\ l^{-1}$ ) aus den Regenwald- und Agroforstflächen	141
Tab. 27	Jährliche Kaliumeinträge ( $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ), mittlere $K^+$ -Vorräte ( $kg\ ha^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen	144
Tab. 28	Jährliche Flüsse von $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ der Regenwald- und Agroforstflächen ( $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ )	147
Tab. 29	Mittlere Konzentrationen an austauschbaren Kationen ( $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ , $Al^{3+}$ , $cmol\ kg^{-1}$ ), $KAK_{eff}$ ( $cmol\ kg^{-1}$ ) und Basensättigung (%) für die Fokus-2-Flächen in Palolo und Kulawi	157
Tab. 30	Mittlere C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse für die Flächen aus Kulawi und Palolo sowie Korrelationen für die Jahre 2006 und 2008	158
Tab. 31	Vergleich der C/N-Verhältnisse aus dieser Studie mit ausgewählten C/N-Verhältnissen tropischer und außertropischer Standorte.	159
Tab. 32	Mittlere Mineralbodenvorräte ( $kg\ ha^{-1}$ , 0 – 10 cm) der Fokus-2-Flächen in Kulawi und Palolo	160

## Verzeichnis der Abkürzungen

SD	Standardabweichung
MW	arithmetisches Mittel
pH	negativer dekadischer Logarithmus der $H_3O^+$ -Ionenkonzentration
LF	Leitfähigkeit ( $\mu S/cm^2$ )
ENSO	El Niño Southern Oscillation-Ereignis
$KAK_{eff}$	Effektive Kationenaustauschkapazität ( $cmol\ kg^{-1}$ )
BS	Basensättigung (%)
$C_t$	Gesamt-Kohlenstoff (%) der Streu und Bodenproben
DC	gelöster Gesamt-Kohlenstoff (dissolved carbon)
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DIC	gelöster inorganischer Kohlenstoff (dissolved inorganic carbon)
$N_t$	Gesamt-Stickstoff (%) der Streu und Bodenproben
DNb	Gesamt-Stickstoff der gefilterten Proben
$NO_3-N$	molekular gewichteter Stickstoff-Anteil aus dem Nitrat
$NH_4-N$	molekular gewichteter Stickstoff-Anteil aus dem Ammonium
DON	gelöster organischer Stickstoff (dissolved organic nitrogen)
DON+R	gelöster organischer Stickstoff und $NH_4-N$
$P_t$	Gesamt-Phosphor (%) der Streu und Bodenproben
$P_{tot}$	Gesamt-Phosphor der gefilterten Proben
$PO_4^-P$	molekular gewichteter Phosphor-Anteil aus dem Phosphat
DOP	gelöster organischer Phosphor (dissolve organic phosphorus)
SOM	Organisches Bodenmaterial (soil organic matter)
DOM	gelöstes organisches Material (dissolved organic matter)
L	Liter
mm	$L\ m^{-2}$ (oder Millimeter)
n	Anzahl
p	P-Wert, Signifikanzniveau
TM	Trockenmasse
Kontr./Kontrolle	Mittelwert der Kontrollflächen
Dach	Mittelwert der Dachflächen
B.-Korr.	um Abdeckgrad reduzierte Flüsse
SB.-Korr.	um Schluckbrunneneffekt bereinigte Flüsse
A.FN	Agroforst, Freilandniederschlag
AD.BN	Agroforst, überdachte Flächen, Bestandesniederschlag
AK.BN	Agroforst, Kontrollflächen, Bestandesniederschlag
AD.O	Agroforst, überdachte Flächen, Streuauflage
AK.O	Agroforst, Kontrollflächen, Streuauflage
AD.Ah	Agroforst, überdachte Flächen, Ah-Horizont

AK.Ah	Agroforst, Kontrollflächen, Ah-Horizont
AD.Bv	Agroforst, überdachte Flächen, Bv-Horizont
AK.Bv	Agroforst, Kontrollflächen, Bv-Horizont
AD.C	Agroforst, überdachte Flächen, Kakao-Streu
AK.C	Agroforst, Kontrollflächen, Kakao-Streu
AD.G	Agroforst, überdachte Flächen, Gliricidia-Streu
AK.G	Agroforst, Kontrollflächen, Gliricidia-Streu
W.FN	Regenwald, Freilandniederschlag
WD.BN	Regenwald, überdachte Flächen, Bestandesniederschlag
WK.BN	Regenwald, Kontrollflächen, Bestandesniederschlag
WD.O	Regenwald, überdachte Flächen, Streuauflage
WK.O	Regenwald, Kontrollflächen, Streuauflage
WD.Ah	Regenwald, überdachte Flächen, Ah-Horizont
WK.Ah	Regenwald, Kontrollflächen, Ah-Horizont
WD.Bv	Regenwald, überdachte Flächen, Bv-Horizont
WK.Bv	Regenwald, Kontrollflächen, Bv-Horizont
WD.S	Regenwald, überdachte Flächen, Streu
WK.S	Regenwald, Kontrollflächen, Streu
H	Harnstoff, gedüngte Teilfläche
UK	ungedüngte Teilfläche
06	2006
08	2008
R <sub>Kul_06/Pal_06</sub>	Korrelation Kulawi gegen Palolo aus den Daten von 2006
R <sub>Kul_08/Pal_08</sub>	Korrelation Kulawi gegen Palolo aus den Daten von 2008
Nied.-Vol.	Niederschlagsvolumen



## 1 Einleitung

El Niño Southern Oscillation-Ereignisse (ENSO-Ereignisse) stellen im pazifischen Raum eine Anomalie im komplexen, gekoppelten Zirkulationssystem von Atmosphäre und Ozean mit globalen Auswirkungen dar. Die beiden letzten extremen ENSO-Ereignisse fanden 1982/83 und 1997/98 statt. Sie wirkten sich infolge ausbleibender Niederschläge stark negativ auf die sozio-ökonomischen Bedingungen Indonesiens aus. Da die klimatischen Bedingungen über dem indonesischem Archipel nicht homogen sind, verursachen ENSO-Ereignisse in den einzelnen Regionen negative Niederschlagsanomalien von unterschiedlicher Größenordnung und Dauer. Im Untersuchungsgebiet in Zentral-Sulawesi führen diese ENSO-Ereignisse vor allem zu starken Abnahmen der Niederschläge in den Monaten Juni, August und September.

Südostasien besaß im Jahre 2005 eine Regenwaldfläche von 20,4 Mio. ha, welche sich jährlich um 2,8 Mio. ha verringert. Indonesien nimmt bei der Abholzung der Regenwaldflächen in Südostasien den ersten Platz ein. Es werden jährlich 1,9 Mio. ha degradiert (FAO, 2007). Die Zerstörung des Wasserspeichers Wald und seinen regenregulierenden, bodenschützenden, grundwassersichernden sowie CO<sub>2</sub>-bindenden Ökosystemfunktionen trägt zur Verschärfung der Auswirkungen des globalen Klimawandels auf regionaler Ebene bei. Auf der Insel Borneo kam es 1997/98 infolge des El Niño-Ereignisses wegen ausbleibender Niederschläge zu schweren Dürren, die mit Waldbränden (20.000 km<sup>2</sup>) und einer Verringerung der Netto- Primär-Produktion (NPP) bzw. der Kohlenstoffspeicherung einher gingen (SIEGERT et al., 2001).

In den darauf folgenden Jahren wurden erste Studien zu klimabedingten Ökosystemstörungen wie u. a. im Amazonasbecken durchgeführt, welche sich mit veränderten physikalischen und hydrologischen Parametern (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O-Quellen/Emissionen; PAW, NPP, etc.) unter Trockenstress befassten (NEPSTAD et al., 2004, DAVIDSON & ARTAXO, 2004). Ökosystemare Studien zu Wasser- und Nährstoffvorräten und deren Dynamiken wurden bis zu diesem Zeitpunkt überwiegend im Zusammenhang mit der massiven Abholzung und Degradation, aber auch in Bezug auf den Klimawandel erarbeitet.

Sulawesi ist mit einer Fläche von rund 175.000 km<sup>2</sup> die viertgrößte Insel Indonesiens, welche östlich der Wallis-Line (WHITTEN et al., 2002) liegt und den Grenzraum zwischen asiatischer und ozeanischer Flora und Fauna bildet. Die Lore-Lindu-Region in Zentral-Sulawesi gilt wegen ihrer Lage im Biodiversitäts-Hotspot „Wallacea“ als eines der weltweit bedeutendsten Zentren endemischer Arten (WALBERT et al. 2004; SCHULZE et al. 2004). Das südwestliche Gebiet der administrativen Provinz Zentral-Sulawesi kennzeichnet ein ausgeprägtes, bis in 2500 m ansteigendes Relief, welches in ungefährer Nord-Süd-Richtung verläuft (WEBER, 2006).

Der Naturwaldbestand der Lore-Lindu-Region verringerte sich zwischen 1971 und 2002 um rund 18 %, was einer mittleren jährlichen Entwaldungsrate von 0,6 % entspricht (ERASMI et. al. 2004). Als Ursache kommen vorwiegend die Ausdehnung der landwirtschaftlichen Flächen in

Frage. Wegen des hohen Bevölkerungswachstums und der wachsenden Zahl von Kleinbauern wird sich dieser Trend zukünftig weiter fortsetzen. Aufgrund günstiger Weltmarktpreise wird in der Untersuchungsregion seit einigen Jahren der kleinbäuerliche Rohreisbau massiv durch den Kakaoanbau verdrängt. Da die Bewirtschaftung von Kakao-Plantagen weniger zeit- und arbeitsaufwendig als die von Nassreisfeldern ist, werden die freigesetzten Kapazitäten zur Erschließung neuer Flächen im Lore-Lindu-Nationalpark und damit zur fortschreitenden Umwandlung in landwirtschaftlich genutzte Flächen eingesetzt (WEBER, 2006).

Indonesien war nach Angaben der ICCO (2007) für die Saison 2006/07 mit 490.000 t der drittgrößte Kakaoproduzent weltweit (nach Elfenbeinküste mit 1,3 Mio. t und Ghana mit 614.000 t), wobei Sulawesi als Kerngebiet des indonesischen Kakaoanbaues eine besondere Bedeutung zukommt. Kakao wird in Indonesien in drei verschiedenen Systemen bewirtschaftet, welche sich durch Bewirtschaftungsintensität und den Grad der Biodiversität unterscheiden. Dabei wäre erstens der traditionelle Anbau des Kakao im Schatten des selektiv aufgelichteten Waldes zu nennen, zweitens die unter Schattenbäumen wie *Gliricidia sepium* oder *Cocos nucifera* bepflanzte Kakaopflanzung und drittens die Kakaomonokultur (YOUNG, 1994; RICE & GREENBERG, 2000; SIEBERT, 2002; BELSKY & SIEBERT, 2003).

Besonders in den beiden letzten genannten Bewirtschaftungssystemen können sich, nach der sozio-ökonomischen Bewertung von KEIL et al. (2008), die Kakao-Erträge in ENSO-Jahren in der Untersuchungsregion auf 62 % verringern. ZUIDEMA et al. (2005) erstellten Prognosen, wonach eine 70%-ige Variabilität der Kakao-Erträge durch eine Kombination aus jährlicher Einstrahlung und der Niederschlagsmengen während der beiden trockensten Monate erklärt werden konnte. Neuere Studien über nachhaltige landwirtschaftliche Produktionsmöglichkeiten zeigen, dass artenreiche Agroforst-Systeme extremen klimatischen Bedingungen wesentlich besser gewachsen sind als reine Monokulturen, da ihnen eine größere Anzahl an Mechanismen zur Verringerung der Auswirkungen von Dürren zu Verfügung stehen (BEER et al., 1998; LIN et al., 2008; VERCHOT et al., 2007).

Bis heute sind die Prozesse und Dynamiken der Wasser- und Stoffflüsse in den durch Klimawandel und massive Abholzung hervorgerufenen Ökosystemstörungen in den Tropen nur unvollständig geklärt (CLARK, 2004). Replizierte und damit statistisch belegbare experimentelle Ökosystemstudien bzw. Untersuchungen zur Anfälligkeit von Regenwald- und Agroforst-Systemen gegenüber Dürren wurden bisher nicht durchgeführt. Ein erweitertes Verständnis der internen Nährstoffkreisläufe und ihren Auswirkungen auf die organische Substanz (soil organic matter - SOM) sowie die Nährstoffverfügbarkeit ist eine der Voraussetzungen, um die Auswirkungen der Klimaschwankungen in der Region besser einzuschätzen und eine Grundlage für die qualitative Bewertung der Instrumente für die Entwicklung nachhaltiger landwirtschaftlicher Kriterien in der Region zu schaffen.

## 2 Hintergrund und Motivation

### 2.1 Prognostizierte Klimaveränderungen in Südost-Asien und ihre Effekte auf Ökosystemprozesse

#### 2.1.1 ENSO-Ereignis korrelierte Veränderungen in der Untersuchungsregion

Globale Klimaszenarien, wie die von NOAA/ESRL (Abb. 1), prognostizieren für den Raum Südostasiens immer häufigere und intensivere Dürreperioden unter einer allgemeinen Verringerung der mittleren Niederschlagsmengen infolge verstärkter und häufiger auftretender ENSO-Ereignisse (ALDRIAN & SUSANTO, 2003; TIMMERMANN et al., 1999; BATES et al., 2008; SHEFFIELD & WOOD, 2008). Nach GUNAWAN et al. (2003) treten in Zentral-Sulawesi in ENSO-Jahren zunächst leicht höhere Niederschläge in den im Normalfall trockeneren Monaten Februar und März auf (Abb. 2). Im Juni, August und September erfolgt jedoch eine Reduktion der Niederschlagsmengen um schätzungsweise 40 - 50 %.

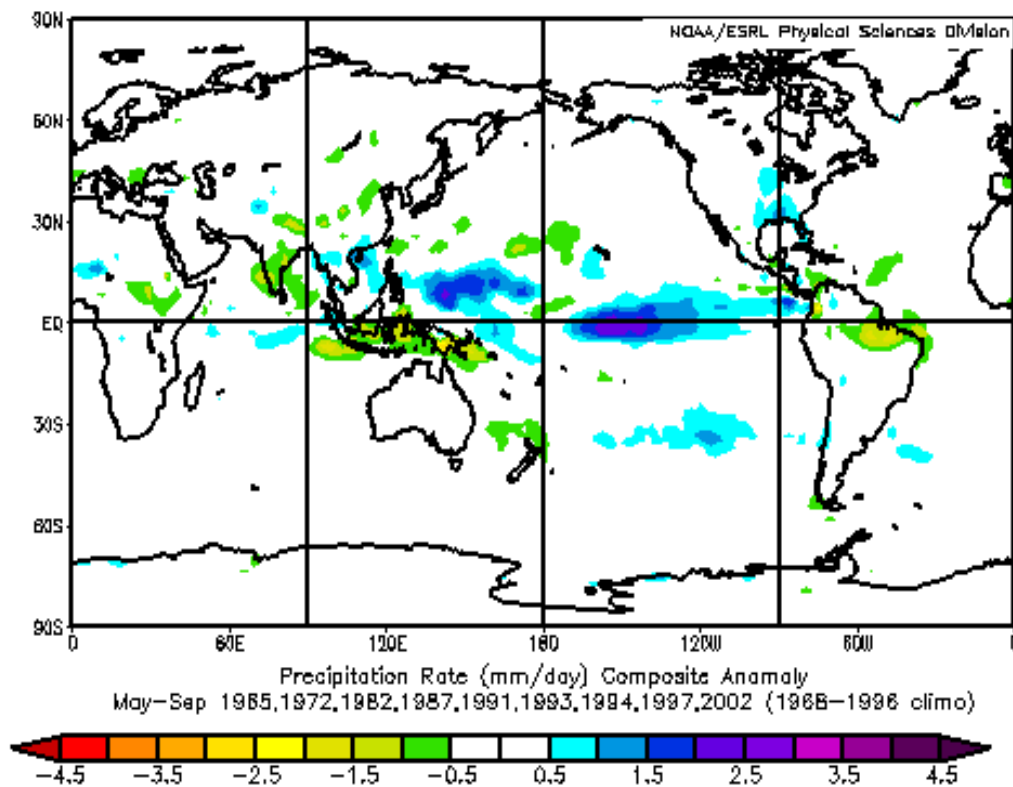


Abbildung 1 Durchschnittliche Niederschlagsanomalien von Mai - September (Sommer El Niño Ereignis). Die mittlere Niederschlagsrate (mm/Tag) wurde aus 9 Sommer El Niño Ereignissen von 1948 bis 2002 errechnet. Die Anomalien wurden definiert als mittlere Differenz zwischen 1968 bis 2002. Quelle: NOAA/ESRL (2009)

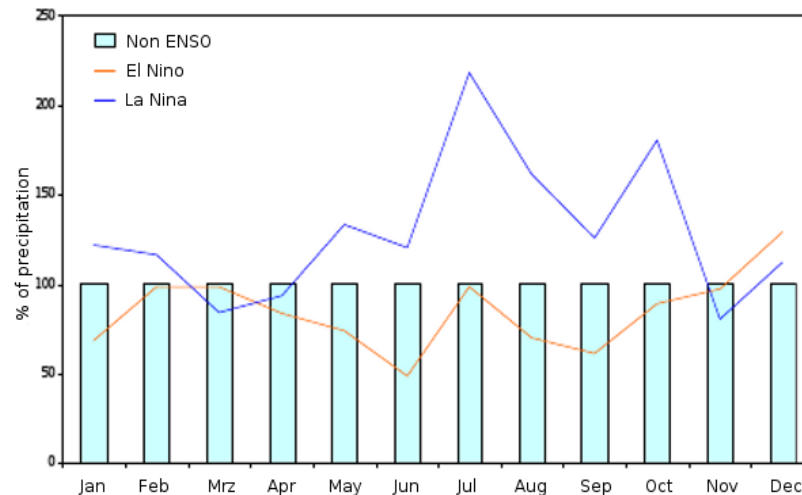


Abbildung 2 Prozentuale Menge des modellierten Niederschlags während El Niño (rot) und La Niña (blau) Jahren im Vergleich zu Jahren ohne ENSO Ereignisse (100%) im IMPENSO-Untersuchungsgebiet, 1979-1993 (Zentral Sulawesi), GUNAWAN et al. (2003)

### 2.1.2 Auswirkungen verstärkter Trockenperioden auf feucht-tropische Ökosysteme

Infolge des starken ENSO-Ereignisses 1997/98 traten im Amazonasbecken, in Südostasien und in Mexiko schwere Dürren auf. Sie gingen mit Waldbränden und einer Verringerung der Netto-Primär-Produktion (NPP) bzw. der Kohlenstoffspeicherung einher. Im Amazonasgebiet waren z.B. 40.000 km<sup>2</sup> (NEPSTAD et al., 1999, 2002; MENDOCA et al., 2004) und in Ost-Kalimantan, Borneo 20.000 km<sup>2</sup> (SIEGERT et al., 2001) von schweren Waldbränden betroffen. Aus den Torf-Wäldern in Borneo wurden 1998 infolge der Brände über 1 Pg Kohlenstoff in die Atmosphäre emittiert (PAGE et al., 2002).

Die meisten Studien zu den Auswirkungen von Ökosystemstörungen wie etwa Windwurf-, Waldbrand-, und Starkregenereignissen sowie Insektenvermehrungen liegen für temperate Waldökosysteme vor (WILLIAMS et al., 2000; BEBI et al., 2002). Im Gegensatz dazu existieren jedoch nur wenige Studien zu den Auswirkungen der Ökosystemstörung „Dürre“ in tropischen Regenwald-, Agroforst und Agrarsystemen (ZECH et al., 1996; WILCKE et al., 2002; NEPSTAD et al., 2004; CLARK, 2004).

Während eines Austrocknungsexperimentes im Amazonasgebiet sanken, nach NEPSTAD et al. (2002), PAW (plant available water), NPP (Baumdickenwachstum und Feinstreuproduktion) um ein Viertel (15,1 - 11,4 M t ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>). Nachfolgende Modellrechnungen quantifizierten für 1997/98 im Amazonasgebiet NPP-Abnahmen um 20-30 % (POTTER et al., 1998; TIAN et al., 1998). WILLIAMSON et al. (2000) stellten fest, dass die jährliche Sterblichkeitsrate der Bäume im Amazonasgebiet um 60% anstieg. Verringerte NPP, trockenheitsbedingte Waldbrände und eine erhöhte Mortalitätsrate führten zu einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus der Kohlenstoffsенке Wald-Ökosystem. (GRACE et al., 1995; MALHI et al., 1998; PHILLIPS et al., 1998).

In bisherigen Studien wurden trockenheitsbedingte Veränderungen in der Architektur von Baumkronen, wie z. B. ein tief angesiedelter, dicht geschlossener Kronenraum mit Blättern in nahezu vertikaler Position (SAVE et al., 1995) oder Veränderungen der Blattqualität infolge erhöhter Ligningehalte bzw. im Gegenzug verringerter P-Konzentrationen (WOOD et al., 2005) beobachtet. Des Weiteren wurden Verminderungen des Wurzelwachstums, des unterirdischen Streuumsatzes, der Wurzelausscheidungen und des Baumwachstums festgestellt (CALDWELL & RICHARDS, 1986; JONES et al., 2004). NEPSTAD et al. (2002) und BRANDO et al. (2008) vermuten ferner, dass erhöhter Blattabwurf ebenfalls mit zu den trockenheitsbedingten Veränderungen gehört.

Verringerte Niederschläge haben in Wäldern, Forst- und Agrarsystemen starke Auswirkungen auf die Vegetation und die Wasserqualität (VAN LYNDEN, 2000) sowie auf die Verfügbarkeit der Nährstoffe und auf den Stickstoff- und Kohlenstoffhaushalt (CLARK, 2004; DAVIDSON & ARTAXO, 2004; BARDGETT et al., 1998; WARDLE et al., 2000). Die sich während und nach einer Dürreperiode anschließende Erschöpfung der Bodenfeuchte beeinflusst besonders die Streuqualität und -quantität, den Umsatz der Wurzelbiomasse, die organische Bodensubstanz (soil organic matter - SOM) und die Stoffvorräte sowie die meisten Zersetzungs- und Mineralisationsprozesse, welche die biogeochemischen Kreisläufe steuern. (KING et al., 1997; VOGT et al., 2003; BRADY, 1990; WOOD et al., 2005).

TRUMBORE et al. (1995) und LAVELLE et al. (1992) stellten in Trockenperioden einen verminderten SOM-Umsatz fest, der infolge verlangsamter Zersetzungs- und Mineralisierungsprozesse zu einer verstärkten Ansammlung organischer Substanz auf der Erdoberfläche und einer verzögerten Nährstofffreisetzung führte.

Sind beispielsweise Mykorrhiza-Pilze durch ein zu trockenes Bodenwasserregime betroffen, wird die Mobilisierung von Stickstoff und Phosphor aus organischen Polymeren oder mineralischen Partikeln vermindert, was wiederum Folgen für myco-heterotrophen Pflanzen und deren Reaktion auf Trockenheit oder pflanzenpathogene Erreger hat (FINLAY, 2004; JONES et al., 2004).

Kommt es nach Dürreperioden zur Wiederbefeuchtung des angesammelten organischen Materials und der Bodenoberfläche, steigt die Mineralisierung und Mobilisierung der Nährstoffe im Boden sprunghaft an. Zyklische Feucht-Trocken-Phasen beeinflussen die Kohlenstoff- und Nährstoffdynamik, einschließlich der C- und N-Mineralisierung (SENEVIRATNE & WILD, 1985), sowie die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivitäten (BOTTNER, 1985). In Phasen der Wiederbefeuchtung kann es zu gasförmigen Kohlenstoffverlusten (FRANZLUEBBERS et al., 2000) und sogar, unter längeren anaeroben Verhältnissen, zu Ammoniakverflüchtigungen kommen (SCHLESINGER & PETER-JOHN, 1991).

AUSTIN et al. (2004) stellten im Rahmen einer Auswertung verschiedener Studien fest, dass in trockenen Jahreszeiten eine Akkumulation mineralischen Stickstoffes infolge nicht umgesetzter

pflanzlicher und tierischer Biomasse sowie ein stark verringerter Nährstoffbedarf von Pflanzen und Mikroorganismen auftritt. Im Zuge der Wiederbefeuchtung wird der Nährstoffvorrat schneller remobilisiert als mikrobielle Biomasse und Pflanzen diese benötigen, da diese sich nur verzögert auf das erhöhte Wasser- und damit Nährstoffangebot einstellen können. Eine Folge des temporären Überangebotes ist der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser, welcher einem endgültigen Nährstoffverlust für den entsprechenden Standort darstellt. Da sich diese Austräge nach den Wasserflüssen richten, sind Gebiete mit hohen Niederschlagsmengen insbesondere davon betroffen.

## **2.2 Bodennährstoffkreisläufe und ihre Manipulation durch Veränderungen der Landnutzungsverfahren**

### **2.2.1 Bodennährstoffkreisläufe in den immerfeuchten Tropen**

Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in den Naturwäldern der Tropen sind seit den 70-er Jahren Gegenstand der Forschung. Zahlreiche Studien dienten zunächst zum Verständnis des Tropenwaldökosystems und ab den 90-er Jahren zur Auseinandersetzung mit den, infolge der stark fortschreitenden Regenwaldkonversion und dem Klimawandel bedingten, Veränderungen (VITOUSEK & SANFORD, 1986; BRUIJNZEEL, 1990; NEPSTAD et al., 2002, VASCONCELOS, 2008).

Allgemein werden tropische Regenwälder als Ökosysteme mit einem hohen Maß an Biodiversität, großen Vorräten an ober- und unterirdischer Biomasse sowie schnellen Wasser- und Nährstoffumsätzen auf Standorten mit stark verwitterten, unfruchtbaren Bodensubstraten charakterisiert (ODUM, 1999; JARAMILLO et al. 2003; LUIZÃO et al., 2004). Viele Nährstoffe und Elemente ( $\text{DOC}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Ca}^+$  etc.) werden über den Bestandesniederschlag in die Streu bzw. in den Oberboden eingebracht und dort von der mikrobiellen Biomasse und dem Wurzelsystem aufgenommen, so dass sie kaum tiefere Mineralbodenhorizonte erreichen (SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005; QUALLS, 1992). Zudem hängt die Bioverfügbarkeit von Nährstoffen im Böden von der Anwesenheit der stark adsorbierenden mineralischen und organischen Fraktionen und Formen ab. Der Streuabbau durch Bodenfauna und die Mikroorganismen erfolgt in den tropischen Ökosystemen nach den gleichen Mustern wie in den gemäßigten Breiten (THENG et al., 1989)

Der organische Kohlenstoff des Bodens (soil organic carbon = SOC) besteht, wie in Abbildung 3 zu sehen, konzeptionell aus drei verschiedenen Komponenten. Der aktive, der intermediäre und der passive C-Vorrat kann auf Basis unterschiedlich langer Umsatzzeiten (Wochen bis Hunderte von Jahren) klassifiziert werden. In Ökosystemen sind insbesondere die labilen, schnell verfügbaren C-Vorräte von Bedeutung, da sie den bioverfügbaren Anteil der C-Ernährung von

Pflanzen bilden (HU et al., 1997). Änderungen dieser Vorräte können einen frühen Hinweis auf die Auswirkungen von Management- und Umwelt-Stress-Effekten auf die Bodenqualität geben (GREGORICH et al., 1994).

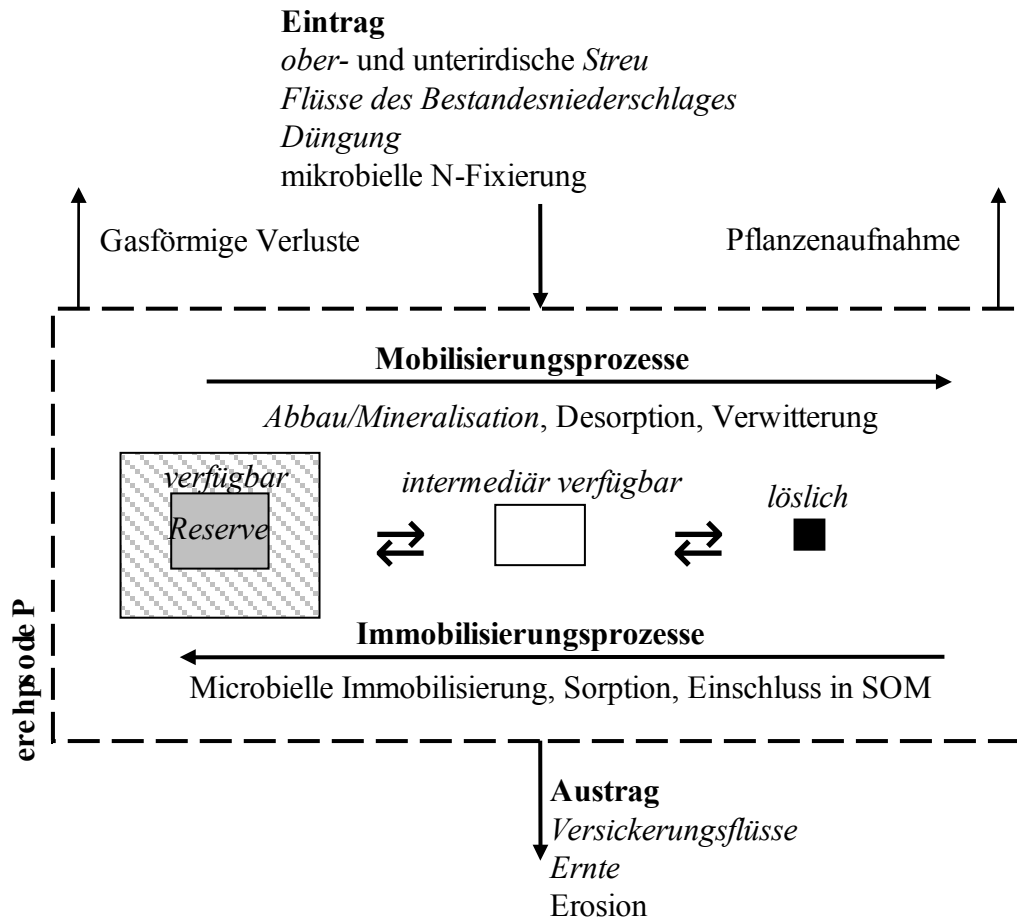


Abbildung 3 Nährstofffraktionen und steuernde Prozesse (verändert, nach SCHRÖDER & BLUM, 1992). Kursiv gesetzte Wörter kennzeichnen Prozesse und Vorräte, welche innerhalb des Teilprojektes B 5 studiert wurden.

HAYNES et al. (1991) stellten fest, dass die heißwasserextrahierbare "labile" Kohlenstofffraktion (80° C) sehr eng mit der Aggregatstabilität korrelierte. Doch zeigten Säurehydrolysierbare, kaltwasserextrahierbare Kohlenstoffe, Gesamt-Stickstoff und organischer Kohlenstoff diese Beziehungen nur noch teilweise. HCl- und NaOH-extrahierbare Kohlenstoffverbindungen wiesen keine Korrelationen zwischen den gelösten Fraktionen und der Aggregatstabilität auf. Weitere Autoren (BALDOCK et al., 1987; HAYNES & SWIFT, 1990) bestätigten, dass die heißwasserextrahierbare Kohlenstofffraktion einen entscheidenden Anteil des Kohlenstoffs bildet, welche an der Aggregatstabilität beteiligt ist. Heißwasserextrahierbare organische Substanz (HWS) bzw. Kohlenstoff (HWC) stellen zudem den leicht-abbaubaren Anteil des SOM dar (KÖRSCHENS et al., 1990). HWC ist auch eng mit der mikrobiellen Biomasse korreliert und

wird daher auch als labiler, schnell-umsetzbarer C-Vorrat bezeichnet (GHANI et al., 2003).

Organisch gebundener Stickstoff besitzt in Böden einen Anteil von 90 - 95 % am Gesamt-Stickstoffvorrat, doch sind lediglich 40 - 50% des organischen Stickstoffs identifizierbar und können als Aminosäuren, Zucker bzw. Aminosäuren mit heterozyklischen Ring-Strukturen quantifiziert werden (BALDOCK & NELSON, 1999). In den Böden temperater Wälder werden N-Einträge im System zurückgehalten und dem Kohlenstoffvorrat zugeführt (MATSON et al., 1999). Schließlich treten in aeroben, Stickstoff ge- bzw. übersättigten Systemen, aufgrund höherer Nitrifikationsraten unter Temperaturen zwischen 6 - 30 °C, Nitrat-Austräge als dominierende anorganische N-Spezies in der Lösung auf (MICHALZIK & MATZNER, 1999).

Dagegen verbleibt in tropischen Ökosystemen zunächst überschüssiges N nicht im C-Vorrat, sondern wird aus dem System in Form von Nitrat oder DON zusammen mit weiteren Bodenkationen ausgewaschen. Dies führt in den oft schon stark verwitterten Böden zu einem weiteren Absinken der pH-Werte und damit zur Verringerung der Kohlenstoffvorräte (MATSON et al., 1999). In Gebieten mit sehr niedrigen atmosphärischen Stickstofflasten, kann der Anteil an gelöstem organischen Stickstoff (DON) sogar auf 70-90% ansteigen (HEDIN et al., 1995; QUALLS et al., 1991).

Die Anteile des in organischer Form vorkommenden Phosphors variieren zwischen 15 - 75% am Gesamt-Phosphor-Vorrat (DUXBURY et al., 1989; FALCÃO et al., 2003). Der Phosphor-Vorrat eines Ökosystems besteht im Wesentlichen aus anorganischen Phosphaten, organisch gebundenen oder fest im Boden sorbierten Phosphor, von dem sich oft nur weniger als 0,1 % in Lösung befindet. Im Gegensatz zu den Stickstoff- und Kohlenstoffvorräten treten im Zuge von Umsätzen keine Anteile des Boden-P-Vorrats als gasförmige Verluste auf. FALCÃO et al. (2003) kamen zu dem Ergebnis, dass neben dem Gesamtbetrag an Nährstoffen auch die Form, in der sie in den Böden gespeichert sind, von großer Bedeutung für die Bioverfügbarkeit ist. Dies gilt verstärkt für die Phosphorverfügbarkeit, da sich organische und anorganische Formen unter verschiedenen Bedingungen, wie z. B. Boden-pH-Wert oder Bodentextur, infolge starker physikalisch-chemischer Sorption bzw. Höhe der Mineralisierungsraten bilden.

SWIFT et al. (1979), PROCTOR (1987) und BURGHOUTS et al. (1998) versuchten die SOM-Stabilität gegen mikrobielle Zersetzung und Mineralisierung zu charakterisieren. Eine Division der jährlichen oberen Einträge (Streu und Bestandesniederschlag) durch die mittleren Waldbodenvorräte, ergab hier für die Streuschicht eine Umsatzrate von 0,9 - 3,3 kg a<sup>-1</sup>.

### **2.2.2 Die Bedeutung der gelösten organischen Substanz**

In tropischen Ökosystemen stellen der Bestandesniederschlag, die Streuauflage und die oberen



Bereiche des Mineralbodens die primären Quellen für DOM (dissolved organic matter) dar (McDOWELL, 1998; SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005, NEFF & ASNER, 2001). DOM umfasst die gelösten organischen Formen des Kohlenstoffes (DOC), Stickstoffes (DON), Phosphors (DOP) und Schwefel (DOS). Die gelöste organische Substanz wird als Bestandteil der Bodenlösung bezeichnet, welcher einen Filter mit der Porengröße  $< 0,45 \mu\text{m}$  passiert. Sie trägt wesentlich zum C, N, P-Haushalt innerhalb der Ökosysteme bei (QUALLS & HAINES, 1991; MICHALZIK & MATZNER, 1999). Ihre Mobilisierung und ihr Transport sind von zentraler Bedeutung für alle Bodenbildungsprozesse (DAWSON et al., 1978; PETERSEN, 1976). Ähnlich der starken anorganischen Säuren, ist die DOM-Produktion jedoch auch eine wesentliche Quelle für die Versauerung von Boden und Wasser (DRISCOLL et al., 1989). Schließlich besitzt speziell der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) an der Kohlenstoff-Sequestration im Mineralboden einen wesentliche Anteil (McDOWELL & LIKENS, 1988; QUALLS et al., 1991; GUGGENBERGER, 1992; NEFF & ASNER, 2001; VELDKAMP et al., 2003).

### 2.2.3 Kontrollfaktoren der Nährstofffreisetzung und des Nährstofftransports

Auf globaler Ebene sind zwar nur 1 - 5 % der C- und N-Vorräte in der lebenden mikrobiellen Biomasse der Böden gespeichert (DUXBURY et al., 1989). Sie spielen jedoch für die Umwandlung von organischen Stoffen und Nährstoffen eine wichtige Rolle, da 80 - 90% des weltweiten Stoffwechsels auf mikrobiellen Prozessen beruht (BRADY, 1990). In Wäldern wird die DOM-Dynamik sowohl über die mikrobielle Biomasse als auch über Pilzaktivitäten gesteuert (GUGGENBERGER & ZECH, 1994), welche in starker Abhängigkeit zu Temperaturen und Bodenfeuchte stehen. Die Mobilisierung, der Transport und die Sorption von DOM werden zudem abiotisch (Ionenstärke, Wasserflüsse und pH) beeinflusst (QUALLS & HAINES, 1991; KALBITZ et al. 2000; MICHALZIK et al., 2001; SOLINGER et al., 2001).

Die Steuerung dieser vielfältigen und komplexen Prozesse, mit ihren biologischen, chemischen und physikalischen Komponenten sowie den Wechselwirkungen antagonistischer und synergetischer Mechanismen führen zu einer sehr variablen DOC und DON-Freisetzung aus dem Waldboden. So betragen beispielsweise die dabei freigesetzten Kohlenstoffmengen aus der organischen Auflage in tropischen Wäldern 200 - 400 kg C ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (TOBON et al., 2004a, SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005) und in temperaten Wäldern 100 - 400 kg C ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (MICHALZIK et al., 2001)

Die Identifikation der die DOM-Dynamik unter Feldbedingungen steuernden Faktoren, wie Temperatur, Wasserflüsse oder Adsorption an Tonmineralien, erfolgen in den gemäßigten Breiten über verschiedenen Arbeiten (JANSEN et al., 2004; KAHLE et al., 2003; KAISER et al., 2002). Es existieren auch bereits einzelne Studien zum Verhalten des DOM an der Textur, doch

wurden der Einfluss der Wasserflüsse in tropischen Ökosystemen bisher wenig untersucht. Einige Autoren beobachteten z. B. für den Bestandesniederschlag in feuchten tropischen Regenwäldern mittlere DOC-Konzentrationen von 5 - 19 mg l<sup>-1</sup>. Diese führten entsprechend des hohen Bestandesniederschlagsvolumens zu DOC-Flüssen von 128 - 356 kg<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005; TOBON et al., 2004b; GERMER et al., 2007; LIU & SHEU, 2003; McDOWELL, 1998; McDONALD & HEALEY, 2000). In den besser untersuchten temperaten Wäldern erreichen die mittleren DOC-Konzentrationen im Niederschlag der Bestände auch 10 - 21 mg l<sup>-1</sup>, die aus den Niederschlägen resultierenden DOC-Flüsse jedoch nur 2 - 128 kg<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> (GUGGENBERGER, 1992; MICHALZIK & MATZNER, 1999; CURRIE et al., 1996; DALVA & MOORE, 1991; SOLINGER et al., 2001). Die höchsten DOC-Flüsse temperater Wälder entsprechen in etwa den untersten in tropischen Wäldern.

LUIZÃO et al. (2004) und McDOWELL (1998) hoben hervor, dass Kohlenstoff- und Stickstoff-Kreisläufe tropischer Regenwälder stark von den Bodeneigenschaften (Entwicklungsgrad, Textur) bzw. von den hydrologischen Bedingungen (Regenereignisse, Staunässe) abhängen. Die eingeschränkte Kohlenstoff- und Stickstoffverfügbarkeit in verwitterten, alten Böden unter tropischen Wäldern ist, infolge langsamer Mineralisierungsraten und starker Stickstoff-Immobilisierung, ein begrenzender Standortfaktor (SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005; DECHERT et al., 2004). So verringern sich mit abnehmender Aggregatgröße die C/N-Verhältnisse sowie die C, N, P, S-Gehalte der Bodenaggregate, da C und N von der Sand- und Schlufffraktion tendenziell stärker adsorbiert werden (FELLER & BEARE, 1997).

#### **2.2.4 Auswirkungen der Landnutzungsverfahren auf Nährstoffumsatz und Verfügbarkeit**

Tropische Böden besitzen im Vergleich zu den Böden der gemäßigten Breiten nicht unbedingt niedrigere SOM-Gehalte (VITOUSEK & SANFORD, 1986), jedoch erschöpfen Holzentnahme und der jährliche Ernteentzug den Vorrat an organischer Substanz (GREENLAND et al., 1992). Viele Autoren bewerten die Höhe der labilen C-Vorräte im Boden als kritischen Faktor für die Entwicklung nachhaltiger Bewirtschaftungssysteme (LEFROY et al., 1995; HU et al., 1997; BLAIR et al., 2001). HOWARD & HOWARD (1990) schätzten den Schwellenwert für die meisten Böden auf 2% SOC (äquivalent zu 3,4 % SOM). Darunter besteht eine Anfälligkeit für eine strukturelle Destabilisierung und reduzierten Ernteerträgen. LOVELAND & WEBB (2003) nannten 1% SOC als Schwellenwert (in Bezug auf die N-Versorgung aus pflanzlichen Rückständen), unterhalb dessen sich vermutlich die wirksame Stickstoffversorgung reduziert. Jedoch wird erst seit wenigen Jahren intensiver über die Feedback-Prozesse und Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen trophischen Ebenen, wie Nährstoff-Verfügbarkeit, Pflanzen-Insekten-Interaktionen oder der biologischen Vielfalt geforscht.

Nach WARDLE et al. (2000) sind Nährstoffvorräte die Schnittstelle zwischen ober- und unterirdischen Ökosystemprozessen. Veränderte Einträge der organischen Substanz und Stickstoffverbindungen wirken sich auf die mikrobiell vermittelte Nährstoffverfügbarkeit in Böden aus, die wiederum einen großen Einfluss auf die Aktivität und Quantität der Biomasse, Mykorrhizapilze, der Bodenfauna-Gemeinschaften, das Pflanzenwachstum und auch auf die pflanzenpathogenen Erreger besitzt.

Eine hohe Bodenfruchtbarkeit in Agroforst-Systemen kann mittels gezielter Bewirtschaftung, wie Düngung, Verwertung organischer Stoffe oder Jäten erreicht werden. Biotische und abiotische Prozesse zur Regulierung der Nährstofffreisetzung und des Nährstoffumsatzes in Agroforst-Systemen unterscheiden sich nicht wesentlich von denen der Wald-Ökosysteme, welche oben beschrieben wurden.

## **2.3 Ziele und Hypothesen**

### **2.3.1 Ziele**

Treten die nach den globalen Klimamodellen prognostizierten ENSO-Ereignisse mit ihren jahreszeitlichen Dürrefolgen häufiger und verstärkt ein, würde dies erhebliche Veränderungen der Nährstoffflüsse und -verfügbarkeiten in terrestrischen Ökosystemen, besonders im Stickstoff- und Kohlenstoff-Haushalt verursachen.

Zur Simulation ENSO-Ereignis ähnlicher Bedingungen wurde im Rahmen des SFB 552 mit Hilfe von Dachkonstruktionen auf einer Naturwaldfläche in der Randzone des Lore-Lindu Nationalparks und eines Kakao-Agroforstes, der eine weit verbreitete Landnutzungsform repräsentiert, jeweils ein repliziertes Austrocknungsexperiment über einen 13-monatigen Zeitraum durchgeführt (Fokus 3). Ein Schwerpunkt dieses STORMA-Teilprojektes (B5) lag auf der Untersuchung der Auswirkungen der experimentellen Niederschlagsverringerung auf die Flüsse, Vorräte und Qualität der organischen Substanz (DOM und SOM) sowie der Kationen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$ . Diese Parameter sollten anhand der oberen Blattstreueinträge, den Einträgen aus dem Freiland- und Bestandesniederschlag, den Perkolaten des Bodensickerwassers (aus unterschiedlichen Bodenhorizonten) und ergänzender Bodenproben quantifiziert und qualifiziert werden.

Neben der Erfassung vertikaler Stoffflüsse lag ein zweiter Schwerpunkt auf der Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlich starker Bewirtschaftung auf den Bodennährstoffstatus von 44 Kakao-Agroforsten (Fokus 2). Im Hinblick auf die Bioverfügbarkeit der Bodennährstoffe sollten die Folgen einer unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität (Harnstoffdüngung:  $100 \text{ kg Harnstoff-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , zweimonatliches Jäten) im Vergleich zur Kontrolle (keine Düngung, sechsmonatliches Jäten) untersucht werden. Es sollte festgestellt werden, ob und wieweit sich

C- und N-Mineralisierungsraten aufgrund der Immobilisierung verändern. Weiterhin wurde untersucht, ob die Zugabe der gejähteten Pflanzen als organischer Dünger die labilen organischen C-Vorräte im Boden erhöhen, wie dies z.B. von CRASWELL & LEFROY (2001) präsentiert wurde.

### 2.3.2 Hypothesen und Überprüfungsansätze

Für das Dachexperiment (Regenausschlussexperiment, Fokus 3) wurden folgende Hypothesen zu den Effekten einer experimentellen Trockenheits- und Wiederbefeuchtungsphase getestet: Im Vergleich zu den Kontrollflächen:

- H1 Es findet im Zuge der experimentellen Trockenzeit eine qualitative und quantitative Veränderung des oberirdischen Stoffeintrages (Bestandesniederschlag und Blattstreu) statt, welche in der Folge auch die Bodennährstoffvorräte verändert.
- H2 Es vermindern sich während der experimentellen Trockenheit in Streu und Boden die Abbau- und Mineralisationsraten. Im Boden führt dies zu einer Abnahme der pflanzenverfügbaren Nährstoffe (Vorräte, Flüsse).
- H3 Eine Wiederbefeuchtungsphase führt zu einem kurzzeitig stark erhöhten Mineralisations- und Mobilisierungsschub. Er übersteigt bereits nach kurzer Zeit den biologischen Bedarf und die Sorptionskapazität des Bodens und führt zu einem verstärkten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser.

Bezüglich der Untersuchungen zu den Effekten einer unterschiedlich starken Bewirtschaftung auf den Bodennährstoffstatus auf Kakao-Agroforst-Standorten (Fokus 2) wurde die folgende Hypothese formuliert: Im Vergleich zu den Kontrollflächen

- H4 Häufigkeit der Stickstoffdüngung und Unkrautbeseitigung beeinflussen die mikrobiell gesteuerten Zersetzungs- und Mineralisierungsraten, welche in der Folge Nährstoffvorräte und -verfügbarkeiten im Oberboden verändern.

#### **Die Überprüfung der Hypothesen findet anhand folgender methodischer Ansätze statt:**

Fokus 3: „Trockenheits- und Wiederbefeuchtungseffekte auf den Nährstoffumsatz.“

1. Die Hypothese des sich verändernden oberirdischen Stoffeintrages wird über quantitative und qualitative Messungen des Streueintrages und des Bestandesniederschlages überprüft. Hinsichtlich beider Größen wird erwartet, dass trockenheitsbedingt besonders die am stärksten dynamischen Fraktionen der löslichen und labilen organischen Substanz

(sofort verfügbaren Teil, welcher aus gelösten DOM stammt) und der durch die heißwasserlöslichen Fraktion gekennzeichnet ist, sich als erstes durch den verminderten Stoffeintrag verändert.

Auf eine Datenerhebung des Stammabflusses wird verzichtet, da dieser in der Region vom Gesamtniederschlag lediglich einen Anteil von > 1 % ausmacht (DIETZ et al. 2006).

2. Zur Validierung der Hypothese wonach Trockenheit zu „verringerten Zersetzungs- und Mineralisierungsraten“ führt, dienen die im Boden in verschiedenen Tiefen installierten Lysimeter, welche die Boden-Stoffflüsse erfassen. Der Bodenvorrat wird zu Beginn des Experimentes über Bodenprofilaufnahmen ermittelt. Sie werden mit Bohrstockproben, welche jeden zweiten Monat genommen werden ergänzt, um eine zeitliche Entwicklung der Nährstoffvorräte zu dokumentieren. Zudem ermöglichen Heißwasserlösungen aus diesen Bodenproben die Erfassung der leicht bioverfügbaren anorganischen und organischen C, N, P-Konzentrationen und Formen. Im Zuge der Austrocknung sollten sich Veränderungen dieser Vorräte durch fehlende Einträge über den Bestandesniederschlag und die Streuerauswaschung einerseits, aber auch durch einen geringeren Bedarf der trockenheitsbedingt abgestorbenen Wurzel- und Biomasse einstellen.
3. Zur Bestätigung der Hypothese über einen kurzzeitigen Anstieg der Mineralisationsraten bzw. Bodennährstofffreisetzung sollen mit Beginn der Dachöffnung alle unter 1. und 2. aufgeführten Messungen in kürzeren zeitlichen Abständen ausgeführt werden. Es wird erwartet, dass infolge des höheren Niederschlagsvolumens, welche die Trockenflächen nach Dachabbau wieder erreichen, zunächst eine höhere Nährstoffmobilisierung durch ansteigende Zersetzungsraten einsetzen. Wenn die plötzlich erzeugten Nährstoffüberflüsse nicht von der Wurzel- und Biomasse verwertet werden können, sind anschließend auch erhöhte Austräge über die Mineralbodenhorizonte möglich.

Fokus 2: „Effekte von Bewirtschaftungspraktiken auf den Nährstoffumsatz“; Teil: N-Düngung

4. Für die Validierung der Hypothese über die Folgen einer unterschiedlichen intensiven Bewirtschaftung werden auf 44 Untersuchungsflächen im Palolo- und im Kulawi-Tal einmal vor Beginn (Dezember 2006) und einmal nach Versuchsende (März 2008) Bodenprobennahmen (0 - 10 cm) von insgesamt 264 Teilproben durchgeführt. Weiterhin wird untersucht, inwieweit Abweichungen in der Flächenhöhe ü. NN, das Alter der Kakaobäume, die Entfernung zum Lore-Lindu-Nationalpark und das Vorhandensein von ehemaligen Waldbäumen einen Einfluss auf den Bodennährstoff-Status hat. Auch hier liegt der Fokus auf evtl. veränderte Bodenvorräte, die von der Waldstreu beeinflusste Bodenbedeckung und den vielleicht waldbeeinflussten Wasserhaushalt.

### 3 Beschreibung der Untersuchungsstandorte

#### 3.1 Wetter und Klima

##### 3.1.1 Wetter- und Klima in Südostasien

Das Untersuchungsgebiet in Zentral-Sulawesi liegt im Einflussbereich der ITC (Innertropische Konvergenzzone) in den immerfeuchten Tropen, welches durch ein Tageszeitenklima gekennzeichnet ist. Windgeschwindigkeit, Feuchtigkeitswechsel und Evaporation sind die prägenden Klimafaktoren.

Die im Jahresverlauf höchsten Niederschläge bringen kühlere NW-Winde, welche über dem Süd-Chinesischen Meer zwischen September und März viel Feuchtigkeit aufnehmen. Sie treffen in Zentral-Sulawesi im November ein und sind bis Dezember wirksam. Mit Beginn des neuen Jahres nimmt der Einfluss unbeständiger, humider südöstlicher Winde zu und besonders zwischen April und Juni treten hohe Niederschlagsmengen auf. Im Zeitraum zwischen August und Oktober nehmen in Zentral-Sulawesi trockenere Luftmassen, die ihren Ursprung über der winterlichen australischen Landmasse haben, langsam zu (WHITTEN et al. 2002). Dies führt zur Abnahme der Anzahl der sehr häufigen und starken Niederschläge auf im Durchschnitt ein bis zwei Ereignisse pro Woche.

Nach ALDRIAN & SUSANTO (2003) befindet sich, wie Abbildung 4 zeigt, ein großer Teil Zentral-Sulawesis in einem Bereich zwischen den Zonen A und C. Der Jahresverlauf in der Region A (Java, Kleine Sunda Inseln, Sumatra, Teile Kalimantanans) besteht aus einem trockenen Zeitraum zwischen Juli - September (< 100 mm pro Monat) und dem niederschlagsreichen Dezember (320 mm pro Monat). Von den drei Zonen besitzt sie damit die größte Amplitude.

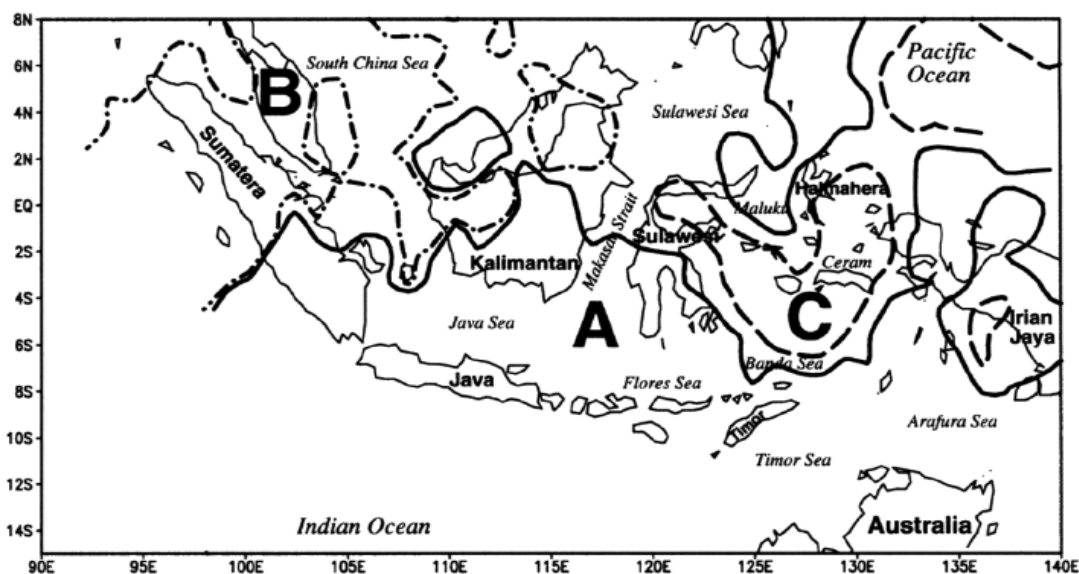


Abbildung 4 Klimaregionen Südasiens nach ihrem mittleren jährlichen Niederschlagsmuster. Indonesien ist unterteilt in Region A (durchgehende Linie), Region B (Strich-Punkt-Linie) und Region C (gestrichelte Linie). Quelle: ALDRIAN & SUSANTO, 2003)

Die Region C erhält ihre höchsten Niederschlagsmengen zwischen Juni und Juli bzw. von November bis Februar (ca. 300 mm pro Monat), da sie stark ozeanisch beeinflusst ist. Im Verlauf eines ENSO - Ereignisses (El Niño-Southern Oscillation) soll diese Region, gefolgt von Region A, am stärksten davon betroffen sein. Die Niederschlagsmengen erreichen im Jahresgang eine weniger stark ausgeprägte Amplitude als in Region A.

### 3.1.2 Niederschlags- und Temperaturjahresgänge der Untersuchungsstandorte

Der jährliche Niederschlag betrug auf den Regenwaldplots, zwischen Mai 2007 und April 2008 3154 mm, was einem monatlichem Mittel von 263 mm entspricht. Die beiden trockensten Monate waren der Juli 2007 (85 mm) und der Januar 2008 (90 mm). In den beiden niederschlagsreichsten Monaten März und April 2008 fielen 540 mm bzw. 445 mm Regen (SCHULDT & HORNA, pers. Mitteilung). Die höhere Niederschlagssummen, wie im September zeigen, dass aufgrund schnell wechselnder Witterungsverhältnisse hohe Niederschläge auch in eigentlich trockeneren Monaten lediglich als Folge vereinzelter Starkniederschlagsereignisse möglich sind. Die Jahresdurchschnittstemperatur betrug im Experimentzeitraum 20,8° C, die mittlere relative Luftfeuchte 88,5 % (SCHULDT, pers. Mitteilung). Niederschlagsjahresgang und Temperaturverteilung ähneln denen des Dorfes Toro (Abb. 5a), doch fielen dort nur 1916 mm Regen und die jährlichen mittlere Temperatur betrug 23,6° (KREILEIN, pers. Mitteilung). WHITTEN et al. (2002) geben diese Werte (2000 - 3000 mm) als durchschnittliche Niederschlagsmengen für diese Region an.

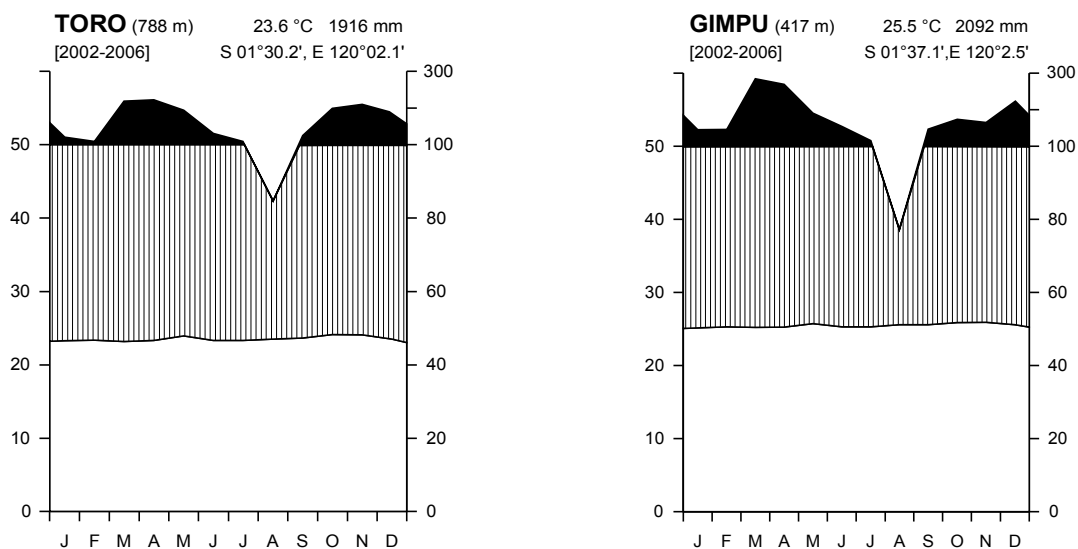


Abbildung 5a+b Klimadiagramm für das Dorf Toro (5a) und das Dorf Gimpu (5b), Kulawi-Tal, Zentral-Sulawesi, Indonesien, Mittelwert für 2002-2006 (KREILEIN, pers. Mitteilung)

Der jährliche Niederschlag des Kakao-Agroforstes erreichte von April 2007 bis März 2008 ca. 2842 mm, welches einem monatlichen Mittel von 237 mm entspricht. Im trockensten Monat Januar 2008 fielen 44 mm, im nassesten Monat April 2007 473 mm Regen (MOSER, pers. Mitteilung). Die Temperaturen betragen im gleichen Zeitraum 24,6° C, die mittlere relative Luftfeuchte 81,4 %. Niederschlagsjahresgang und Temperaturverteilung ähneln im Verlauf der nahe gelegenen Klimastation in Gimpu (Abb. 5b), wobei die jährlichen mittleren Niederschläge niedriger (2092 mm) und die jährlichen mittlere Temperatur höher (25,5° C) waren (KREILEIN, pers. Mitteilung).

### 3.2 Geologie

Sulawesi entstand aus der Kollision zwischen kontinentalen (Gondwanaland), ophiolitischen und Insel-Bogenfragmenten (einige gehörten während der Kreidezeit und des Paläogen zum Sundaland) und ist ein Ergebnis verschiedener tektonischer Ereignisse (SILVER et al., 1983, SUKAMTO, 1975). Wie Abbildung 6 zeigt, wird es in verschiedene tektonische Provinzen unterteilt zu denen der „West Sulawesi plutono-volcanic arc“, der „Central Sulawesi metamorphic belt“, die „East Sulawesi ophiolite“ und die mikrokontinentalen Blöcke „Banggai-Sula“ sowie „Buton-Tukang Besi“ gehören (SUKAMTO, 1975; HAMILTON, 1979; HALL & WILSON 2000). Alle Untersuchungsflächen befinden sich im Nord-West-Bereich des „West Sulawesi Plutono-Volcanic Arc“, zu beiden Seiten der Palu-Koro-Verwerfung.

Der „West Sulawesi Plutono-Volcanic Arc“ wird von mächtigen kanäozoischen Sedimenten und vulkanischen Sequenzen dominiert, welche mit tektonisch zwischengeschalteten, prä-kanäozoischen, metamorphen, ultrabasischen und marinen Sedimentgesteinen überdeckt wurden. (SUKAMTO, 1975; VAN LEEUWEN, 1981). Die STORMA-Untersuchungsflächen im Kulawi-Tal befanden sich im Bereich der Migmatite aus „Kambuno Graniten“ (Peta Geologi, Lembar Poso, 2115, 1997, Edisi ke 2) und Granodioriten (Biotitgranite, Biotit-Hornblenden-Granit, Microleuco-Granite, Biotit-Hornblenden-Mircogranit, Hornblenden-Granodiorit).

Nach AUDLEY-CHARLES (1987) wurde während des Jura (210 - 140 Mio. Jahre) die mikrokontinentale Inselgruppe, bestehend aus West-Sulawesi, Zentral-Sulawesi und Teilen Süd-Sulawesis, von Gondwanaland abgetrennt. Dieses tief liegende kontinentale Bruchstück driftete während der Kreidezeit und dem Paleozän (140 - 55 Mio. Jahre) nur wenig von Borneo ab und hatte noch bis zum frühen Eozän (50 Mio. Jahre) Kontakt zu Borneo-Terrain (MOSS & WILSON, 1998). Die sich nun stärker fortsetzende Meeresbodenausweitung bis zum mittleren Eozän (42 Mio. Jahre) führten zur Verbreiterung der Straße von Makassar und zur Bildung



umfangreicher „Delta-Flächen“ zwischen den verbleibenden Tieflandbereichen. Die gesamte mikrokontinentale Inselgruppe sank bis zum Frühen Oligozän (34 Mio. Jahre) weiter ab, so dass die „Delta-Flächen“ zu flachen marinen Schelfen entwickelten. Im Frühen Miozän (21 Mio. Jahre) kollidierten Ost-Sulawesi und der Sula/Banggai Block mit dem Norteil West-Sulawesis. Es kam zu submarinem Vulkanismus und zur vulkanoklastischen Gesteinsbildung. Noch im Miozän wurde der Südteil West-Sulawesis durch Kollision mit dem Fragment des Inselbogens des heutigen Süd-Armes gehoben (MOSS & WILSON, 1998). Vom späten Miozän (8 Mio. Jahre) bis zum frühen Pliozän (5 Mio. Jahre) bestand West-Sulawesi aus wiederum tief liegenden Landgebieten. Mit dem frühen Pliozän (5 Mio. Jahre) beginnend, ereignete sich eine letzte Kollision zwischen dem Ost-Sulawesi-Arm und dem, von Irian-Jaya stammenden, Banggai-Sula-Block (HALL & WILSON, 2000; HALL, 2002). Die NNW-verlaufende Palu-Koro Verwerfung entstand im Zuge dieser Kollision als Ausgleichsbewegung (POLVE et al., 2001).

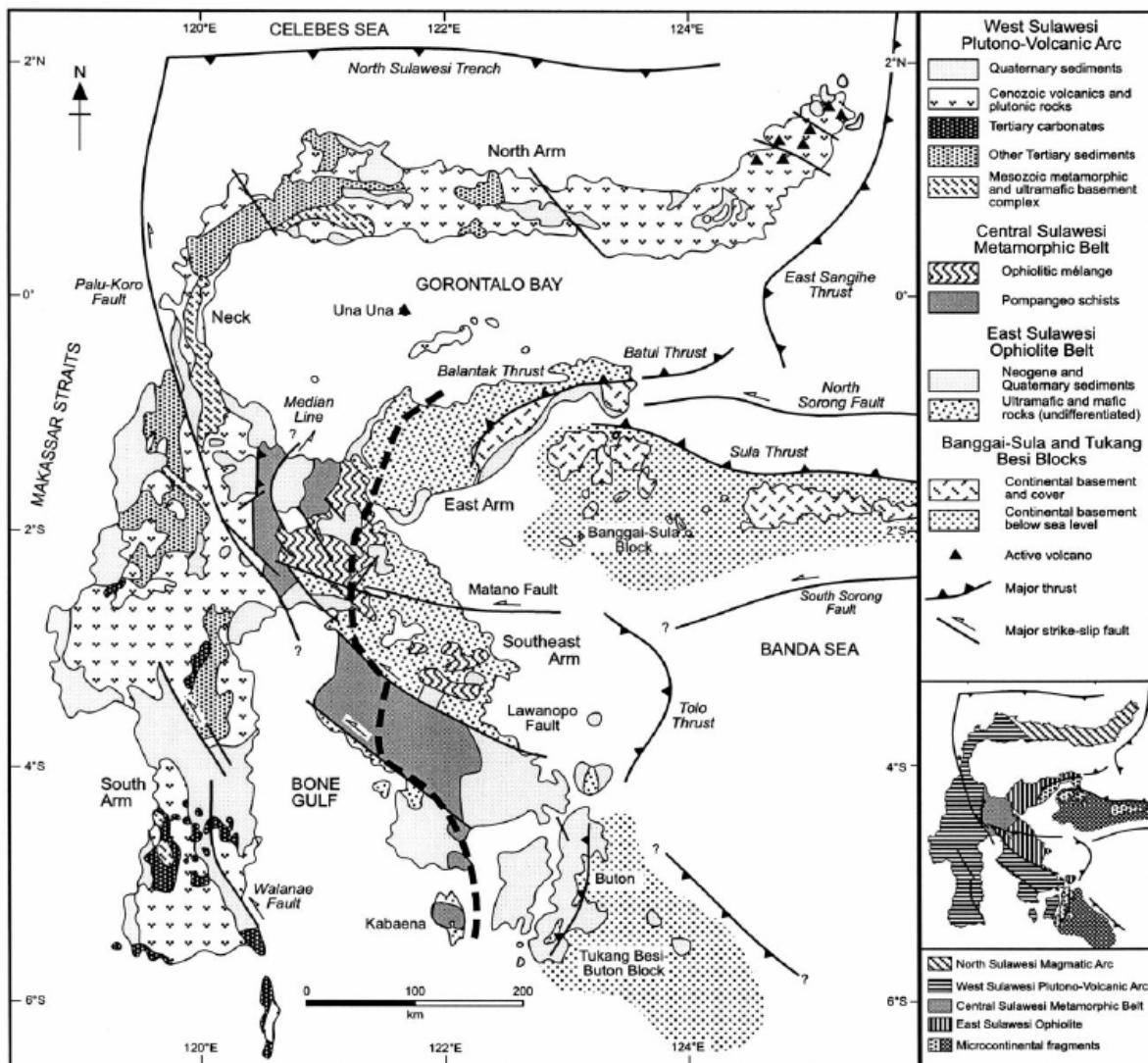


Abbildung 6 Darstellung der Haupttektonik-Provinzen von Sulawesi, Hall & Wilson (2000)

### 3.3 Böden in der Untersuchungsregion

Für das Kulawi-Tal liegen keine genaueren bodenkundlichen Karten vor. Nach FAO werden für Gesamt-Sulawesi Acrisole/Alisole/Plinthosole ausgewiesen (WRB, 2007). Erste Studien, welche MACKENSEN et al. (1999) im Rahmen des STORMA-Projektes im benachbarten Palolo-Tal durchführten, zeigten jedoch zu ca. 80% Fluvisol, Dystric oder Eutric Cambisol und, auf steileren Hängen bzw. in erosionsanfälligen Lagen, Leptosol. Im Verlauf weiterer Bodenuntersuchungen in der gleichen Region fanden DECHERT (2003) und KLEINHANS (2003) ebenfalls Cambisol (Fluvisol, Dystric, Eutric) und Leptosol vor. Im Kulawi-Tal selbst wurde 2005 eine erste Profilkartierung von HÄRING et al. (2005) durchgeführt. Sie stießen in der Umgebung von Toro v.a. auf Orthieutric, Hypereutric, Dystric und Orthidystric Cambisol, einen Haplic Acrisol, Ferralsol und Lixisol. Die Acrisole entwickelten sich vermutlich aus den Dioriten und Schiefern des Paleozäns, Miozäns und Pliozäns, die jüngeren Cambisol aus den Um- und Ablagerungen des Pleistozän bzw. Holozän (MOSS & WILSON, 1998).

### 3.4 Beschreibung des Regenwald- und des Kakao-Agroforst-Standortes (Fokus 3)

Die Forschungsstandorte lagen zu beiden Seiten des Kulawi-Tales, welches sich, wie Abb. A 1.1 zeigt, entlang der Palu-Kore-Verwerfung in NNW-SSE-Richtung erstreckt. Für die Provinzhauptstadt Palu ist dies das westliche Zugangstal zum Lore Lindu-Nationalpark. Der Nationalpark dehnt sich über ein Gebiet von 2,290 km<sup>2</sup> aus und schließt Tief- und Bergwälder über eine Höhe von 1.000 - 2.610 m ü. NN ein (DECHERT, 2007). Wegen der seltenen und vielfältigen Fauna und Flora wurde dieses Gebiet 1977 unter Schutz gestellt und erhielt 1982 den Status einer UNESCO Biosphäre Reserve/IUCN Category II (National Park). Mehr als 40.000 Menschen leben in rund 60 Dörfern um und im Nationalpark (WEBER, 2006).

#### 3.4.1 Der Regenwaldstandort bei Pono

Die Regenwaldfläche des Versuchsstandortes bei Pono befand sich innerhalb des Grenzen des Lore-Lindu-Nationalparkes in der Nähe des Dorfes Toro (788 m ü. NN). Alle STORMA-Messflächen im Kulawi-Tal bzw. den angrenzenden Tälern, wie das Pono-Tal, waren vom Dorf Toro aus erreichbar (Abb. A 1.2). Am Ende des Pono-Tales befand sich eine Zwischenstation von der aus die eigentliche Untersuchungsfläche nach 200 m Aufstieg erreichbar war.

Die mit submontanem Regenwald bedeckte Fläche lag 1050 m ü. NN (UTM-Koordinaten: 51 M, 0172451, 9834650) auf einem Seitensattel am Mittelhang, mit einer Inklination von 0 - 20°. Der

Bodentyp wurde als Acrisol bestimmt. Der Waldbestand des Lore-Lindu-Nationalparkes befindet sich im Stadium eines alt gewachsenen Waldes. Insgesamt kamen auf der Fläche in Pono 123 Baum Taxa vor, welche sich 42 Familien zuordnen ließen. Es dominierten Lauraceae, Fagaceae, Sapotaceae, Moraceae und Euphorbiaceae. Die mittlere Baumhöhe betrug  $13,9 \pm 10,3$  m unter einer Baumdichte von  $869 \pm 50$  (CULMSEE & PITOPANG, 2009). Der Feinwurzelanteil ist mit über  $1000 \text{ g m}^{-2}$  fast doppelt so hoch wie der Grobwurzelanteil (Abb. A 1.3), wobei beide Anteile bis in 20 cm Tiefe stark abnehmen. Die größte gesichtete Durchwurzelungstiefe lag in ca. 280 cm Tiefe. (MOSER, 2009, eingereicht).

### **Bodentextur und bodenchemische Eigenschaften der Regenwald-Subplots**

Die Profile wurden vor dem Auflegen der Panels aufgenommen. Es wurden in jedem der sechs Subplots drei Bodengruben ausgehoben. Angaben zu den C- und N -Vorräten befinden sich im Kapitel 5.3. Weitere Daten zu den Bodenprofilen können im Anhang 2 (Tab.A 2.1) eingesehen werden.

Eine eindeutige Klassifizierung des Bodens der Regenwaldplots war nicht möglich, da zur sicheren Identifikation weitere mineralogische Untersuchungen nötig sind. Nach den im Rahmen dieses Projektes erhobenen, bodenchemischen und -physikalischen Bodenmerkmalen passten die Profile am ehesten zu den Acrisolen (Ah-E-Bt-C), obwohl die obersten 20 cm Eigenschaften von Ferralsolen (A-B-C) aufwiesen.

Die Profile der Regenwaldplots waren durch einen ca. 5 cm mächtigen Oberboden (Ah oder E) gekennzeichnet, welcher sich relativ scharf vom Bt oder Bv-Horizont mit einer geringen Tonanreicherung (2 %) und einem C Gehalt von über 1,4 % in 5 - 20 cm Tiefe abgrenzte. Darunter folgte ein gelblich bis rötlicher, tiefgründiger Bv-Horizont. Der Übergang zwischen Bv und BvCv war dagegen sehr diffus. Mit einer Profiltiefe von bis 3 m Tiefe wurde der BvCv-Horizont angeschnitten. Eine Übersicht zur Horizontbeschreibung erfolgt in Tabelle 1.

Die **Textur** des Bodens auf den Dach- und Kontrollflächen besaß (Tab. 2, Abb. A 1.4) in den obersten 5 cm (Ah-Horizont) einen mittleren Sandgehalt von 29,3 % auf. Bis in 20 cm Tiefe (Bv) sank dieser leicht auf 26,2 % ab und stieg bis in 150 cm Tiefe (BvCv) auf 34,9 % an. Die hohen Schluffgehalte stiegen kontinuierlich von 33,2 % im Ah-Horizont auf 52,3 % in 250 cm Tiefe an. Der Anteil der Tonfraktion betrug im Ah-Horizont (0-5 cm) 37,6 % und stieg in 10 - 20 cm leicht auf 39,8 % an, um bis in 250 cm Tiefe (BvCv) auf 13,7 % abzufallen. Das Schluff/Ton-Verhältnis zeigt die Schluffzu- und Tonabnahme im BvCv-Horizont an, es stieg von 1,5 in 75 cm Tiefe (Bv) über 2,8 (150 cm) auf 4,9 in 250 cm Tiefe an. Innerhalb der Tonfraktion überwogen die Korngrößen  $< 0,5 \mu\text{m}$  mit ca. 73 % gegen über der Fraktion  $2 - 0,5 \mu\text{m}$  (28 %).

Tabelle 1 Bodenhorizonte der Acrisole auf den Regenwaldflächen

Koordinaten	UTM 51M, 0172451, 9834650	
Höhe m ü. NN	1050 m	
Hangneigung	0 - 20°	
Physiotyp	Hangplateau am Mittelhang	
Bodentyp	Acrisol	
Vegetation:	Submontaner Regenwald	
Geologie	soweit erkennbar: Diorite, Schiefer	
Horizont	Tiefe (cm)	Horizontbeschreibung
Ah bzw. Ah+E	0 - 5	- 5 YR 3/6, 10 YR 4/4, 10 YR 4/6 und 10 YR 5/6 - Lt3 (toniger Lehm) - extrem stark bewurzelt - Grenze zum darunter liegenden Horizont gut ausgeprägt
Bv bzw. Bt	01.05.20	- 5 YR 5/6, 5 YR 5/8, 10 YR 4/6 - Lt (toniger Lehm) - viel weniger durchwurzelt
Bv	20 - 150	- 5 YR 5/6, 5 YR 5/8, 7,5 YR 5/6, 7,5 YR 5/8, 10 YR 5/6, 10 YR 5/8 - Lt2 (toniger Lehm) - nur wenige größere Wurzeln - z. T. vereinzelt Gesteinszersatz
BvCv	150 - 250	- 2,5 YR 4/8, 2,5 YR, 5/8, 5 YR 5/8, 7,5 YR 5/6, 10 YR 5/6, 10 YR 5/8 - Sl4 (lehnmiger Sand) - vereinzelt größere Wurzeln - rötlicher und weißlicher, bänderartiger Gesteinszersatz

Die mittleren **pH-Werte** (KCl, H<sub>2</sub>O) betragen  $3,91 \pm 0,20$  bzw.  $4,75 \pm 0,38$ . Die Werte unterschieden sich weder zwischen Dach- und Kontrollplots, noch mit zunehmender Tiefe (Tab. 2).

Wie Tabelle 2 zeigt, betrug die effektive Kationenaustauschkapazität (**KAK<sub>eff</sub>**), im Ah-Horizont (5 cm)  $7,11 \pm 0,64$  cmol kg<sup>-1</sup>, sank bis in 40 cm Tiefe auf  $4,90 \pm 0,69$  cmol kg<sup>-1</sup> ab und stieg dann erneut auf  $5,89 \pm 1,29$  cmol kg<sup>-1</sup> im BvCv-Horizont an.

Die **Basensättigung** sank von ca. 29 % im Ah-Horizont auf rund 23 % in 150 cm Tiefe ab. Ähnlich der KAK<sub>eff</sub>, verringerten sich die Konzentrationen der **Basen- und Säurebildner** (Mg<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup>, Mn<sup>4+</sup>, H<sup>+</sup>) zunächst bis in 40 cm Tiefe und stiegen in den darunter liegenden Horizonten wieder an (Tab. 2). Dagegen nahmen die Ca<sup>2+</sup>-, K<sup>+</sup>-, Mg<sup>2+</sup>-, Na<sup>+</sup>- und Fe<sup>3+</sup>-Konzentrationen mit der Profiltiefe ab. Im Mittel wies Aluminium mit  $4,17 \pm 0,922$  cmol kg<sup>-1</sup> den höchsten Gehalt auf und besetzte damit die Austauscherplätze zu fast 74 %. Noch knapp 9 % der Austauscherplätze wurden vom Ca<sup>2+</sup>-Anteil eingenommen ( $0,508 \pm 0,201$  cmol kg<sup>-1</sup>). Mit mittleren Konzentrationen von  $0,420 \pm 0,028$  cmol kg<sup>-1</sup> für Na<sup>+</sup> (7 %),  $0,334 \pm 0,201$  cmol kg<sup>-1</sup> für Mg<sup>2+</sup> (6 %),  $0,133 \pm 0,099$  cmol kg<sup>-1</sup> für K<sup>+</sup> (2%),  $0,083 \pm 0,033$  cmol kg<sup>-1</sup> H<sup>+</sup> (2%),  $0,018 \pm 0,018$  cmol kg<sup>-1</sup> für Fe<sup>3+</sup> (0,3 %) und  $0,011 \pm 0,014$  cmol kg<sup>-1</sup> für Mn<sup>4+</sup> (0,2 %) wurden die verbleibenden 16,2 cmol kg<sup>-1</sup> belegt.

Tabelle 2 Bodeneigenschaften von den Bodenprofilen der Regenwaldflächen (MW, n = 6).  
LD: Lagerungsdichte (van Straaten, pers. Mitteilung)

Tiefe (cm)	Textur			LD (g cm <sup>-3</sup> )	Gehalte			pH		
	Sand	Schluff	Ton		KAK <sub>eff</sub>	Σ Basen- bildner (cmol kg <sup>-1</sup> )	Σ Säure- bildner	BS (%)	(KCl)	(H <sub>2</sub> O)
5	29,3	33,2	37,6	0,71	7,11	2,05	5,02	28,6	3,73	4,36
10	26,2	33,9	40,0	0,84	5,62	1,49	4,12	26,4	3,83	4,32
20	26,3	34,3	39,5	0,92	5,08	1,32	3,75	26,3	3,93	4,69
40	27,4	36,6	36,0	1,11	4,90	1,23	3,66	25,6	3,98	4,64
75	31,8	38,9	29,3	1,31	5,51	1,2	4,30	22,2	3,96	4,95
150	34,9	46,0	19,1	1,31	5,62	1,17	4,44	22	4,02	5,07
250	34,0	52,3	13,7	1,26	5,89	1,32	4,56	22,8	3,91	5,19

Die unterschiedlichen **Bodenfarben** der einzelnen Profile war im Gelände am auffälligsten. Das Profil in Plot 6 und 2 sowie der obere Bereich der Profile in Plot 5 und 4 waren eher gelblich-bräunlich gefärbt (10 YR 5/8), wohingegen die Profile 3 und 1 eine rötlich-bräunliche Farbe besaßen (7,5 YR 5/6). Die Farben der Ah-Horizonte waren im Schnitt etwas dunkler als die nachfolgenden Horizonte (10 YR 4/6; 5 YR 3/6), jedoch ohne Wechsel im Chroma.

### 3.4.2 Der Kakao-Agroforst in Marena

Der Kakao-Agroforst befand sich ca. 3 km westlich der Grenze des Lore-Lindu-Nationalparkes, nahe des Dorfes Marena, auf 585 m ü. NN (UTM-Koordinaten: 51 M, 0168354, 9828202, oder 1.552°S, 120.020°E) an einem zum Kulawi-Tal ausgerichteten Unterhang (Abb. A 1.5). Die Fläche besaß eine Inklination von 8 - 12 ° und lag rund 30 m über dem Wasserspiegel des Kulawi Flusses Uwai Halua (MOSER, pers. Mitteilung) bzw. rund 4,5 m über dem örtlichen Grundwasserspiegel (Schwendenmann, pers. Mitteilung). Der Bodentyp ist ein Hypereutric Cambisol. Eine Vegetationsdecke war nicht vorhanden und der Boden nur mit Streu, vorwiegend aus Kakao- und Gliricidiablättern bestehend, bedeckt. Im Jahre 2000 wurde die, zuvor als Mais- und Reis-Feld genutzte Fläche (MOSER, pers. Mitteilung), mit jungen Kakao- (*Theobroma Cacao*) und Schattenbäumen (*Gliricidia sepium*) sowie einigen Kokosnusspalmen (*Cocos nucifera* L.) bepflanzt und seither als Nebeneinnahmequelle unterhalten.

Der Begriff Agroforst wurde für diese Studie beibehalten, da die Fläche relativ klein ist, eine Einkommensquelle im Nebenerwerb darstellt und nicht industriell bewirtschaftet wird. Andererseits entspricht sie keinem Agroforst im ökologischen Sinn, da auf der Fläche eine Kakao-Monokultur ohne Kraut und Strauchschicht angepflanzt wurde.

Zu Beginn der Studie besaßen die Bäume ein Alter von ca. 6 Jahren und waren zwischen 5,4 bzw. 8 - 11 m hoch. Die Fläche entsprach mit ca. 1000 Bäumen (300 Bäumen ha<sup>-1</sup>) einem weit verbreiteten Kakao-Agroforst-Typ in der Region. Die Anzahl der Schattenbäume wurde auf der Experimentfläche nach wenigen Jahren teilweise und in der Umgebung fast gänzlich reduziert, um eine vermeintlich höhere Kakao-Ausbeute zu erzielen (z.B. BEER, 1987; SCHROTH et al., 2001). Zur intensiven Bewirtschaftung gehörten weiterhin eine jährliche Düngung und alle drei - vier Monate der Einsatz von Insektiziden sowie die Entfernung der Krautschicht. Mit dem Aufbau der Dachkonstruktion und dem Beginn der Experimentierphase im September 2006 wurde die Düngung und die Anwendung der Insektizide eingestellt und nur die Entfernung der Krautschicht, sowie das Rückschneiden der Bäume alle sechs Monate (Juli, November) weitergeführt (MOSER, pers. Mitteilung). Die Wurzelbiomasse wurde durch einen hohen Anteil an Kakao- und Gliricidia-Feinwurzeln bis in 20 cm bzw. 40 cm Tiefe (Abb. A 1.3), sowie einem hohen Anteil an Gliricidia-Grobwurzeln bis 40 cm geprägt. Generell betrug die mittlere beobachtete größte Durchwurzelungstiefe ca. 280 cm (MOSER, 2009, eingereicht).

### **Bodentextur und bodenchemische Eigenschaften des Kakao-Agroforstes**

Die Profile wurden in Marena ebenfalls vor dem Auflegen der Panels aufgenommen. Es wurden in jedem der sechs Teilflächen drei Bodengruben ausgehoben. Angaben zu den C- und N -Vorräten befinden sich im Kapitel 6.3. Weitere Daten zu den Bodenprofilen können im Anhang 2 (Tab.A 2.2) eingesehen werden.

Der Bodentyp der Kakao-Fläche entspricht dem eines Hypereutric Cambisol mit einem relativ einheitlichen Ah/Bv/BVCv/Cv Profil. Er wies z. T. stark durchmischte Übergangsbereiche und einer Basensättigung von 98% im gesamten Profilverlauf auf. Die Terrassierung, welche mit der Neubepflanzung vorgenommen wurde, war für den Übergang zwischen Ah- und Bv-Horizont prägend. Die Bewirtschaftung der Fläche wirkte sich auf die Tiefe des Ah-Horizontes aus und führte zu überlappten Bereichen zwischen Ah- und Bv-Horizont. Eine Übersicht zur Horizontbeschreibung im Gelände erfolgt in Tabelle 3.

Die **Textur** des Kakao-Agroforstes wies, wie Tabelle 4 und Abbildung A 1.6 zeigen, im Ah-Horizont (0 - 10 cm) aller Profile einen mittleren Sandgehalt von 60,2 % auf. Dieser nahm zunächst bis in 40 cm Tiefe um 6 % ab und vergrößerte sich bis in 250 cm Tiefe erneut auf 72,5 % (Cv). Die Schluffgehalte der Ah-Horizonte (0 - 10 cm) lagen auf den Dach- und Kontrollplots im Mittel bei 27,0 %. Darunter verringerten sie sich auf allen Teilflächen und betrugen in 250 cm Tiefe nur noch 19,9 %. Die mittleren Tongehalte wiesen im Ah-Horizont 12,9 % auf und stiegen bis in 75 cm Tiefe auf 19,3 % an. Darunter sanken die Anteile bis 250 cm Tiefe auf 7,45 %. Innerhalb der Schlufffraktion überwogen die Korngrößen zwischen 50 - 20 µm mit ca. 51 %. Das

Schluff/Ton-Verhältnis betrug in 0 - 5 cm Tiefe 2,2, fiel bis in 75 cm Tiefe auf 1,2 ab und stieg dann bis in 250 cm Tiefe auf 2,9 an.

Tabelle 3 Bodenhorizonte der Hypereutric Cambisole auf dem Kakao-Agroforst

Koordinaten	UTM 51M, 0168394, 9828202	
Höhe m ü. NN	560 m	
Hangneigung	8-12°	
Physiotyp	oberer Unterhang	
Bodentyp	Hypereutric Cambisol	
Vegetation	<i>Theobroma Cacao</i> , <i>Gliricidia sepium</i> , vereinzelt <i>Cocos nucifera</i>	
Geologie	soweit erkennbar: Diorite, Schiefer	
Horizont	Tiefe (cm)	Horizontbeschreibung
Ah	0 - 10	- 10 YR 3/3 bis 10 YR 4/6, Grenzen zum Bv oft überlappend, da Boden-Terrasierung bei Neubepflanzung - Uls (sandig lehmiger Schluff) - sehr viele Fein- und vereinzelt Grobwurzeln
Bv	01.10.40	- 10 YR 4/6 bis 10 YR 5/6 - Lu (schluffiger Lehm) - einige große Wurzeln, rasch abnehmender Feinwurzelanteil - vereinzelt große Steine
BvCv	40 - 75	- 10 YR 4/6 bis 10 YR 5/6 - Lu (schluffiger Lehm) - viele Steine und Gesteinszersatz, dazwischen Bv-Material
Cv	75 - 250	- 10 YR 5/6, wenig Bv-Boden mit großen Steinen - viel weißlich gräulicher Gesteinszersatz

Der **pH-Wert** (KCl) besaß auf allen Flächen (Tab. 4) einen mittleren Wert von  $4,17 \pm 0,55$ . Der höchste mittlere pH-Wert (KCl) erreichte  $4,67 \pm 0,68$  (10 cm) und der niedrigste  $3,83 \pm 0,11$  (150 cm). Der höher liegende pH-Wert (H<sub>2</sub>O) hatte einen Mittelwert von  $5,93 \pm 0,36$ . Der höchste mittlere pH-Wert trat mit  $6,12 \pm 0,42$  in 20 cm Tiefe, der niedrigste mit  $5,86 \pm 0,31$  in 75 cm Tiefe auf.

Die Kakao-Agroforst-Dachplots zeigten eine mittlere **KAK<sub>eff</sub>** von  $9,01 \pm 2,64$  cmol kg<sup>-1</sup>, die Kontrollen von  $7,03 \pm 1,26$  cmol kg<sup>-1</sup>. Der höhere Wert der Dachflächen beruhte jedoch vor allem auf dem größeren Mittel in 250 cm Tiefe ( $14,2 \pm 1,74$  cmol kg<sup>-1</sup>). In allen Profilen verringerten sich die mittleren KAK<sub>eff</sub>-Werte zunächst von  $8,78 \pm 2,30$  cmol kg<sup>-1</sup> im Ah-Horizont auf  $5,47 \pm 0,87$  cmol kg<sup>-1</sup> in 40 cm Tiefe und stieg bis in 250 cm Tiefe auf  $11,4 \pm 5,00$  cmol kg<sup>-1</sup> an (Tab. 4). Die **Basensättigung** blieb in den Profilverläufen konstant ( $97,4 \pm 2,69$  %) und nahm lediglich zwischen 40 - 75 cm Tiefe um 2 % geringere Werte an.

Die meisten Austauscherplätze wurden von Kalzium (69,5 %) besetzt, dass mit einer mittleren Konzentration von  $5,54 \pm 2,25$  cmol kg<sup>-1</sup> die Bodenlösung dominierte. Ihm folgte mit 21,2 % bzw.  $1,69 \pm 0,762$  cmol kg<sup>-1</sup> Magnesium. Die verbleibenden 9,1 % entfielen zu 5,2 % auf Na ( $0,414 \pm$

0,087 cmol kg<sup>-1</sup>), zu 2,1 % auf Kalium (0,170 ± 0,119 cmol kg<sup>-1</sup>), zu 1,7 % auf Aluminium (0,139 ± 0,133 cmol kg<sup>-1</sup>), zu 0,3 % auf Mangan (0,022 ± 0,020 cmol kg<sup>-1</sup>) und zu 0 % auf Wasserstoff. Der leichte KAK<sub>eff</sub>-Rückgang in 40 cm Tiefe ging vorwiegend auf Konzentrationsveränderungen innerhalb der **Basenbildner** zurück, welche in 40 cm Tiefe ein Minimum von 5,28 ± 0,94 cmol kg<sup>-1</sup> erreichten (Tab. 4). Im Gegensatz dazu traten hohe Mittel von 8,63 ± 2,42 cmol kg<sup>-1</sup> im Ah-Horizont und von 11,2 ± 5,02 cmol kg<sup>-1</sup> in 250 cm Tiefe auf. Die **Säurebildner** nahmen, bis auf einen leichten Rückgang in 150 cm Tiefe (0,123 ± 0,068 cmol kg<sup>-1</sup>) von 0,149 ± 0,141 cmol kg<sup>-1</sup> im Ah-Horizont auf 0,215 ± 0,180 cmol kg<sup>-1</sup> im Cv-Horizont (250 cm) zu.

Tabelle 4 Bodeneigenschaften aus den Bodenprofilen des Kakao-Agroforstes (n = 6), LD: Lagerungsdichte (van Straaten, pers. Mitteilung)

Tiefe (cm)	Textur			LD (g cm <sup>-3</sup> )	Gehalte			pH		
	Sand	Schluff (%)	Ton		KAK <sub>eff</sub>	Σ Basen- bildner (cmol kg <sup>-1</sup> )	Σ Säure- bildner	BS (%)	(KCl)	(H <sub>2</sub> O)
5	60,2	27,0	12,9	1,25	8,78	8,63	0,149	97,8	4,49	5,92
10	55,0	29,7	15,4	1,28	7,77	7,63	0,147	97,6	4,67	6,00
20	55,7	28,2	16,1	1,31	7,57	7,43	0,136	97,7	4,40	6,12
40	53,9	26,4	18,6	1,32	5,47	5,28	0,191	96,2	4,09	5,87
75	58,0	22,8	19,3	1,37	7,70	7,51	0,195	96,4	3,97	5,86
150	68,7	19,4	11,9	1,52	8,85	8,73	0,123	98,6	3,83	5,93
250	72,5	19,9	7,45	1,6	11,38	11,16	0,215	97,8	4,14	6,08

Die frischen Farben des Hypereutric Cambisol waren in den einzelnen Profilen einheitlich. Die Ah-Horizonte besaßen das Chroma 10 YR 3/2 bis 10 YR 4/4. Innerhalb der Bv-Horizonte überwogen 10 YR 5/6 und 10 YR 5/8. Ab 75 - 250 cm Tiefe trat, je nach Profil gräulich, weislicher Gesteinszersatz auf (v.a. Diorit, sandig).



## 4 Methoden

### 4.1 Plotdesign der Flächen für das replizierte Austrocknungsexperiment (Fokus 3)

#### 4.1.1 Dachkonstruktion

Die Flächen beider Standorte wurden zunächst in jeweils sechs gleichgroße Subplots mit einer Größe von 35 x 40 m in Marena und 40 x 40 m in Pono unterteilt. Von September 2006 bis März 2007 wurden Dachkonstruktionen auf drei der sechs Teilflächen (Nr. 2, 3, 6) erbaut, welche zunächst einen Bedeckungsgrad von ca. 60 % erzeugten. Drei weitere Teilflächen (Nr. 1, 4, 5) dienten als Kontrollen für das replizierte Design. Die Dachkonstruktion, gekoppelt mit einem Entwässerungssystem, bestand aus einem Holzgrundgerüst, auf das 5 x 0,5 m breite und mit UV-strahlungsdurchlässiger Poly-Ethylen-Folie versehene Bambuspanelen aufgelegt wurden. Sie verringerte den Nettoniederschlag um ca. 52 % im März und um ca. 41 % im April 2007. Zur Vermeidung eines unkontrollierten Oberflächenabflusses und zur Begrenzung des Wurzelwachstums wurden alle Teilflächen mit einem 40 cm tiefen und mit Kunststoffolie ausgelegten Drainagekanal umrandet. Auf Installationen zur Ermittlung des Stammabflusses wurde verzichtet, da dieser vom Gesamtniederschlag, einen Anteil von 0,3 - 0,6 % bzw. 1,4 % (DIETZ et al. 2006; ASDAK et al., 1998) im tropischen Regenwald und 0,7 - 1,0 % (DIETZ et al. 2006) im Kakao-Agroforst bzw. für *Theobroma Cacao* 0,2 - 4,0 % und 0,74% für *Gliricidia sepium* besitzt (OPAKUNLE, 1989; PEREZ-MARIN, 2008).



Abbildung 7  
Seitenansicht der Dachkonstruktion auf dem  
Regenwald-Standort



Abbildung 8  
Seitenansicht der Dachkonstruktion auf dem  
Kakao-Agroforst-Standort

Im Agroforst war die gewählte Fläche rechteckig, so dass Kontroll- und Dach-Teilflächen schachbrettartig aneinander grenzen (Abb. A 1.8). Die Dachhöhe betrug 1,20 m und die Dachschließung erfolgte, für das B 5 Teilprojekt, nach zweiwöchentlicher Nullmessperiode am 01. März 07. Da der angestrebte Abdeckgrad von knapp 60 % nicht ausreichend war, wurde er innerhalb weniger Wochen durch Auflegen kleinerer Panelen um Baumlücken im April 2007 auf 73 - 84 % erhöht (Abb. 8). Die Dachkonstruktion und alle weiteren Installationen wurden nach Ende der Messphase ab dem 15.04.08 wieder abgebaut.

Auf dem Sattelrücken bei Pono waren die Kontroll- und Dachplots wechselweise hintereinander angeordnet (Abb. A 1.7). Die Dachhöhe der Regenwaldflächen betrug im Mittel 1,70 m und die Dachschließung begann nach einer mehrwöchigen Nullmessperiode am 01. Mai 2007. Nach kurzer Messzeit war, wie im Kakao-Agroforst erkennbar, dass ein Abdeckgrad von knapp 60 % auch hier nicht ausreichte. Da der Materialtransport um ein vielfaches schwieriger war, wurde zunächst versucht die Plastikfolie 5 cm entlang der Panelenlängsseiten über den Rand hinaus stehen zu lassen. Dies stoppte den Wassertransport auf die Bodenoberflächen der Dachteilflächen jedoch nicht. Ab Januar 2008 wurden die Panelen, nach dem bereits im Agroforst angewandtem System neu arrangiert (Abb. 7). Baumlücken (Rattan-Palmen etc.) wurden mit zusätzlichen, kleineren Panelen geschlossen, um schließlich den angestrebten Abdeckgrad von rund 73- 84 % zu erreichen.

#### **4.1.2 Erfassung vertikaler Stoffflüsse und Nährstoffvorräte**

##### **Streifänger und Regensammler**

Mit dem Dachaufbau wurden auf jeder Teilfläche 12 Streifänger (0,75 x 0,75 m) in einem Muster von 10 m x 12,5 m aufgestellt und 28 Regensammler mit 19 cm Durchmesser, im Agroforst für den Freilandniederschlag mit 30 cm, installiert. Zur Verringerung der Evaporation und der Kontamination mit organischem oder anorganischem Material erhielt jeder Regensammler einen Tischtennisball. Regensammler, deren Lösungen den chemischen Analysen dienen, wurden zusätzlich mit einer reflektierenden Aluminiumfolie umwickelt, welche eine Erwärmung und die Algenbildung vermindern sollte. Die Höhe der Streifänger und Regensammler variierte auf den Dachteilflächen entsprechend der Dachkonstruktion, auf den Kontrollen betrug sie für die Regensammler am Trichterrand 1,00 m und für die Streusammler je 0,80 m (Abb. 9, 10).

Zusätzlich wurden auf jeder Teilfläche drei Rinnen a 4 m x 12,73 cm arrangiert und mit 30 L Kanistern zum Auffangen des Regenwasser ausgestattet. Ein Großteil der eigentlichen Messgeräte wurde innerhalb ausgewiesener Transekte aufgebaut, von denen je drei pro Teilfläche eingerichtet wurden.



## Lysimeterkonstruktion und -einbau

Die freidränenden Lysimeter wurden nach Entwürfen von Prof. Dr. Michalzik in der Werkstatt der Fakultät für Geowissenschaftlichen und Geographie, Universität Göttingen konstruiert.

Ein frei-dränendes Ah- und Bv-Lysimeter bestand aus braunen Plastikrohr, welches am unteren Ende durch eine stabile Plastikscheibe verschlossen war. In diesem Plastikrohr wurde ein weiteres, kürzeres, angeschnittenes Rohr als Sickerwasserspeicher eingesetzt. Darüber wurde eine stabile, mit größeren Löchern versehene Plastikscheibe eingelegt. Wie Abbildung 11 zeigt, sollte sie den Bodenkörper vom Sickerwasserreservoir mechanisch abtrennen. Dem Grobsieb waren Feinsiebe aufgelegt, welche einen Durchbruch des Bodenmaterials zum Sickerwasserbehälter unterbinden sollten. Der Bodenbereich wurde mit einem Belüftungsschlauch, der Wasserauffangbereich mit einem Absaugrohr bestückt (Abb. 12). Das Absaugen des Sickerwassers erfolgte über diese Schläuche aus dem Wasserauffangbereich mittels Handpumpe.

Die O-Lysimeter enthielten kein Boden- oder Wasserreservoir, hier wurde das die Streu passierende Oberflächenwasser durch das Grob- und Feinsieb hindurch, direkt in einem 10 L Kanister aufgefangen, welcher herausgehoben und entleert werden konnte.



Abbildung 9  
Streufänger und Regensammler (BN) auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes



Abbildung 10  
Streufänger und Regensammler (BN) auf den Dach- und Kontrollflächen im Kakao-Agroforst





Abbildung 11  
Innenansicht eines Ah- bzw. Bv-Lysimeters

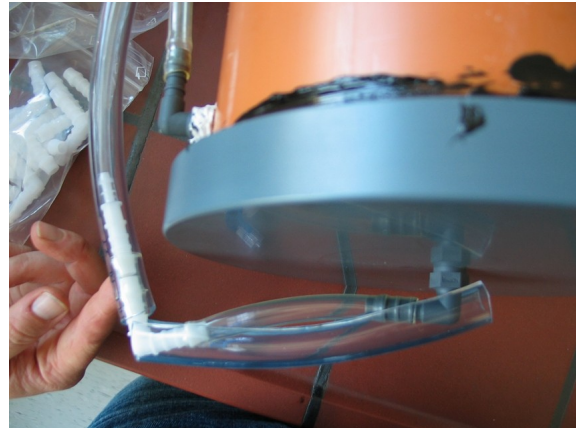


Abbildung 12  
Schläuche für Perkolatgewinnung und Belüftung



Abbildung 13 a+b      Aufbau eines O-Lysimeters und Feldinstallation im Kakao-Agroforst mit 10-Literkanister als Wasserreservoir



Abbildung 14  
Transekt auf dem Regenwaldstandort



Abbildung 15  
Transekt auf dem Kakao-Agroforst

Eine Lysimeter-Serie bestand aus einem O-Lysimeter mit dem die Stoffflüsse der relativ losen Streu ermittelt werden sollte (Abb. 13 a + b), einem Ah-Lysimeter für Messungen im Ah-Horizont bis 5/10 cm Tiefe und einem Bv-Lysimeter, dass einen Bodenraum von etwa 45 cm aufnahm. Insgesamt wurden von den Messstandorten in Regenwald und Agroforst, wie im generalisierten

Plotdesign der Abbildung 16 dargestellt, jeweils 36 Proben aus den O-, Ah- und Bv-Lysimetern, zwei Proben aus den Regensammlern für den Freilandniederschlag, 12 Proben aus den Regensammlern für den Bestandesniederschlag und neun Rinnenproben gewonnen.

Das Subprojekt B 5 belegte jeweils zwei der drei Transekte, welche pro Teilfläche zur Verfügung standen. Für Wasser- und Streuproben wurden der den eingebauten Lysimetern am nächsten stehenden Sammler pro Teilfläche verwendet. In jedem der beiden Transekte wurden, wie in den Abbildungen 14 und 15 dargestellt, je eine Serie freidränender, zylindrischer Lysimeter mit einem Durchmesser von 19,5 cm und horizontangepasster Tiefe eingerichtet (Abb. 16).

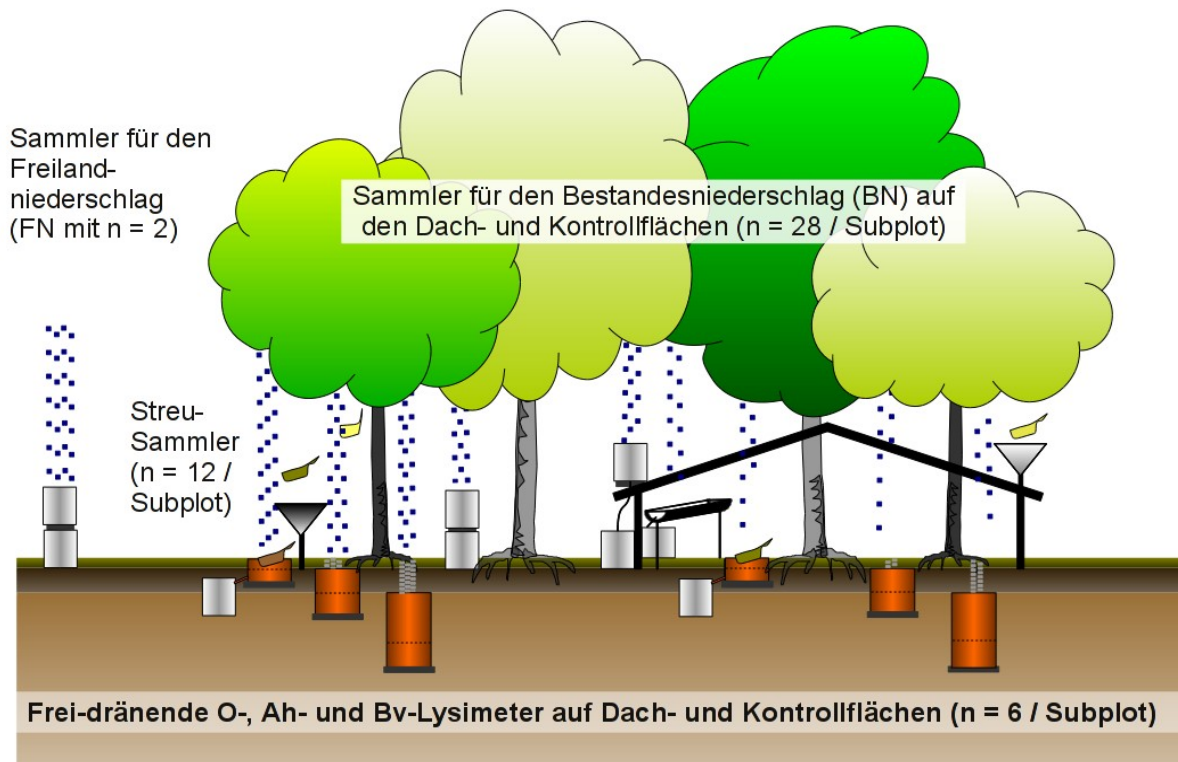


Abbildung 16 Generalisiertes Plotdesign der B5 Instrumente für die Regenwald- und Agroforst- Subplots

### Bodenprofile und Bohrstockproben

Neben den Transekten wurden vor Beginn der Messungen je eine 3 m Tiefe Bodengrube ausgehoben. Vor Dachschluss wurde auf jedem Subplot eine Bodenprofilanalyse durchgeführt, um die Anfangsgehalte der Bodenvorräte erfassen zu können. Es wurden Bodenproben, entsprechend der Tiefen (5, 10, 20, 40, 75, 150 und 250 cm) entnommen und analysiert.

Nach Dachschluss erfolgten im zweimonatigen Abstand weitere Bohrstockprobenentnahmen (Ah- und Bv-Horizont) mit dem Ziel einer chronologischen Erfassung der Nährstoffveränderungen infolge des Regenausschlusses.

## 4.2 Probennahme und Probenaufbereitung

### Wasserlösungen

Die Entleerung der O-, Ah- und Bv-Lysimeter und die Leerung der Kanister für den Freiland- und Bestandesniederschlag sowie der Rinnenproben erfolgte in Pono und Marena wöchentlich. Am Monatsende wurden die wöchentlichen Wasserproben der einzelnen Standorte zu je einer volumengewichteten Monatsmischprobe vereinigt. Für die Volumengewichtung wurde das Standardverfahren der "Forstlichen Versuchsanstalt Göttingen" verwendet. Danach wurde ein größerer Teil der jeder einzelnen Wasserprobe durch einen Mikrofilter ( $< 0,45 \mu\text{m}$ , Cellulose-Acetat-Membranfilter, Sartorius) vakuumfiltriert, um eine gefilterte Probe zu erhalten, der kleinere Teil als ungefilterte Probe behandelt und beides im Labor (Göttingen, Palu) abgegeben.

### Streu und Bodenproben

Die Streuprobennahme für den Standort Marena wurde im zweiwöchigem Rhythmus Dienstags durchgeführt. Danach blieben die Proben für eine Nacht in geöffneten Tüten stehen und wurden am nächsten Tag nach Palu transportiert. Dort wurde am gleichen bzw. am nächsten Tag mit dem Trocknen begonnen ( $70^\circ$ , 2-3 Tage, Ofen Firma Memmert) und das Trockengewicht ermittelt. Je zwei Proben ausgewählter Streufänger pro Subplot wurden nach jeder Sammlung zunächst zurückgestellt und am Monatsende zu je einer Mischprobe ( $n = 12$ ) vereinigt sowie für weitere Analysen gemahlen (Firma Fritsch). Die Messungen der Proben erfolgte in Palu.

Auf dem Standort Pono war das STORMA-Subprojekt B 7 für die Streuprobennahme verantwortlich. B 5 erhielt die Daten mit den Trockengewichten ( $n = 6 \cdot 12$ ) und die für B 5 eigenen Analysen benötigten, getrockneten Streuproben ( $n = 12$ ), nachdem die für das Projekt relevanten Untersuchungen abgeschlossen waren. Die ausgewählten getrockneten Proben wurden auch hier zu einer Monatsmischprobe für weitere Analysen vereinigt. Die Messungen der Proben erfolgte im Labor des Geographischen Institutes der Universität Göttingen und im STORMA-Labor in Palu. Es wurden von B 5 nur die Blattstreu bearbeitet, eine Quantifizierung von Grobholz und Früchten fand nicht statt. Eine Bestimmung der Äste nach der routinemäßigen Beschneidung und die unterirdische Streu wurden vom Teilprojekt C 4 ermittelt.

Während der Projektlaufzeit wurden zusätzliche Streu- und Bodenproben genommen. Zum Einen waren dies die zweimonatlichen, komplementären Streu- und Bodenproben (Fokus 3). Sie sollten der Vervollständigung der Standortflussdynamik dienen und wurden entsprechend der Lysimetersystematik genommen. Zur Ermittlung der zeitlichen Veränderungen in der Streuauflage wurde aus einem  $25 \cdot 25 \text{ cm}$  Quadrat ( $1 \text{ m}^2$ ) Material entnommen. Es wurde pro Teilfläche je fünf Mal Streu entnommen und dieses Material zu einer Probe vereinigt ( $n = 12$  je

für Regenwald und Agroforst). Mit einem Bohrstock wurden fünf Bodenproben pro Teilfläche gezogen, und horizontweise zu je einer Probe vereinigt (Ah = 12, Bv = 12 je für Regenwald und Agroforst). Die Ausführung wurde in den wöchentlichen Turnus integriert, alle Proben wurden nach der Rückkehr aus dem Feld im Kühlschrank gelagert. Zur Probenaufbereitung wurde das Feuchte- und Trockengewicht bestimmt sowie ein Heißwasserextrakt (HWeSOM, SCHULZ, 2002) aus dem feldfrischen Bodenmaterial hergestellt (Abb. A 1.9).

Die Aufbereitung der getrockneten Bodenproben erfolgte zunächst durch sieben (< 2 mm; DIN-ISO 3310/1), um den Boden vom Skelettanteil zu befreien. Danach wurde der Boden mit Mörser und Pistill grob gemahlen. Anschließend wurde ein Teil der Proben für spezielle Messungen feingemahlen (Ritsch PM 4000).

### **4.3 Plotdesign für das Bewirtschaftungsexperiment (Fokus 2)**

Ab Herbst 2006 wurden je 44 Kakao-Agroforst-Flächen mit ca. 0,16 ha im Palolo- und Kulawi-Tal angemietet. Die Flächen zeichnen sich durch Unterschiede in der Nutzungsgeschichte, Höhenlage, der Entfernung zum Wald, Alter der Kakaobäume und dem Vorhandensein bzw. Fehlen restlicher Waldbäume aus. Jede dieser 44 Flächen wurde in 2 Teilflächen unterteilt. Ein Teil wurde jährlich pro Baum mit 217 g Harnstoff gedüngt und alle zwei Monate gemäht. Die Düngung erfolgte dabei für jeden Baum über die Urea-Eingabe in 10 kleine Löcher. Auf den jeweils anderen Teilen wurde nicht gedüngt und nur halbjährlich die Krautschicht entfernt. Im Juni 2007 wurden die Bäume aller Flächen beschnitten.

Für die Bodenprobennahmen im Dezember 2006 und im März 2008 wurden von jedem der 44 Fokus-2-Flächen (2008: 43) im Palolo- und Kulawi-Tal aus den hoch und den gering bewirtschafteten Teilen je drei Bäume ausgewählt. Um diese Bäume herum wurden in ca. einem Meter Abstand an fünf Stellen Boden der obersten 10 cm entnommen und diese fünf Teile zu einer Bodenprobe pro Baum vermengt. Nach der Bodenprobennahme wurde das Feucht- und Trockengewicht aller Proben bestimmt und ein Heißwasserextrakt aus den feldfrischen Bodenmaterial hergestellt, danach wurden die Proben offen zum Trocknen gelagert, schließlich erfolgte die Aufbereitung für das STORMA-Labor in Palu (Siehe Fokus 3).

### **4.4 Laboranalytik (Fokus 2 und 3)**

Die chemischen Analysen der Wasserproben für das Regenausschlussexperiment (Fokus 3) wurden von Mitte Februar bis Dezember 2007 (außer Juli) im STORMA-Labor in Palu und ab dem Januar 2008 im Institutslabor der Landschaftsökologie an der Uni Göttingen durchgeführt. Die Streuproben des Regenwald-Standortes wurden im Institutslabor der Landschaftsökologie



der Uni Göttingen, die Streuproben des Agroforst-Standortes im STORMA-Labor in Palu vorgenommen. Die Bodenproben für die Bodenvorräte und die Fokus 2 Bodenproben (2006, 2008) wurden im STORMA-Labor in Palu analysiert. Die Konzentrationen der austauschbarem Cu, Zn und Si-Ionen in den Bodenproben wurden aufgrund ihres geringen Anteils an der  $KAK_{eff}$  nicht und Fe nur für den Regenwald-Standort bestimmt. Die Bestimmungsgrenzen lagen für  $NO_3^-$  und  $NH_4^+$  bei  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  bzw. für  $PO_4^{3-}$  bei  $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ . Eine weitere Beschreibung der angewendeten Methoden findet sich in MARKUSSEN (2000) und NICKLAS (2006)

Tabelle 5 Bodenchemische Analysemethoden im (a) STORMA-Labor in Palu und (b) im Labor des Institutes für Landschaftsökologie, Universität Göttingen

a)

$NO_3^-$ , $NH_4^+$ aller Probenarten und $PO_4^{3-}$ der Wasserproben	CFA AA3, Bran and Luebbe, Nordstedt, Deutschland
pH(KCl, CaCl, $H_2O$ ) und LF	1:2,5; WTW LF 330, WTW LF 340, WTW BH 340, DIN 19684
Kationen, $KAK_{eff}$ , $P_{tot}$	Optima 2000 DV ICP-OES, Perkin Elmer, Wellesley, USA
DOC, DC, DIC DNb	TOC-Analysator DIMATOC 100, DIMATEC Analysetechnik GmbH
Gesamt- C und Gesamt-N	Vario EL H, Elementanalysator, Elementar, Hanau, Deutschland
$PO_4^{3-}$ der Bodenproben	Optima 2000 DV ICP-OES, Perkin Elmer, Wellesley, USA
Heißwasserextraktion	Verändert nach E. Schulz, 2002, Methodik siehe Anhang A 1.9

b) Labor Göttingen

$NO_3^-$ , $P_{tot}$ , $PO_4^{3-}$ , Kationen	IC, Metrom, Filderstadt, Deutschland
pH(KCl, CaCl, $H_2O$ ) und LF	WTW SenTix 41, DIN 19684
DOC, DC, DIC DNb	TOC-Analysator DIMATOC 100, DIMATEC Analysetechnik GmbH
Gesamt- C und Gesamt-N	CHN-Analysators 1000, Firma Leco, Elementaranalyse nach Dumas
$KAK_{eff}$	Extraktion mit 1 M $NH_4Cl$ nach Meiwes et al. 1984, modifiziert nach Lueer und Boehmer(2000), ICP-OES, pH-Messkette
Heißwasserextraktion	Verändert nach E. Schulz, 2002, Methodik siehe Anhang A 1.9

Aufgrund fehlender  $NH_4^+$ -Messungen konnte für die Lösungen vom Juli 2007 und vom Januar - Juni 2008 nur DON+R (DON und  $NH_4^+$ -N) quantifiziert werden. Die Analyseergebnisse des Agroforst-Standortes aus den Monaten Juli, November und Dezember 2007 waren für TNb,  $NO_3^-$ -N-,  $NH_4^+$ -N-, DON-, DON+R,  $P_{tot}$  und  $PO_4^{3-}$ -P Konzentrationen qualitativ zu schlecht und wurden deshalb nur in Ausnahmefällen in die aufgeführten Ergebnisse integriert. Für den Regenwald-Standort traf dies auf die Ergebnisse aus dem Januar 2008 zu.

Die TNb,  $NO_3^-$ - und  $NH_4^+$ -N-Messungen aller Proben von Ende Februar 2007, Anfang März 2007 (Regenwald-Standort), Mitte Februar 2007 und von Ende Februar 2007 (Agroforst-Standort) fanden an ungefilterten Lösungen statt.

Ungenauigkeiten in der Bilanzierung sind auf Rundungsfehler und Meßungenauigkeiten zurückzuführen, da insbesondere in geringen Konzentrationen die Analysefehler hoch waren.



Die Bilanzen erreichten oft eine Analyse- und Bilanzierungsungenauigkeit von  $< 10\%$ .

Für die unter der Nachweisgrenze liegenden  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  und  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentration wurde die molekular gewichtete Hälfte des Grenzwertes eingesetzt. Von den gefilterten Proben wurde DON aus den Differenzen zwischen TNb und der Summe aus  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  und  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  berechnet. Die Quantifizierung von DOP erfolgte indem der  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Anteil vom Gesamt-P abgezogen wurde.

Der DON+R ( $\text{DON}+\text{NH}_4\text{-N}$ ) kann nicht addiert werden sondern ist im Verhältnis zu DON und  $\text{NH}_4\text{-N}$  gewichtet zu betrachten, es wurde daher auch nicht in die Ergebnisse integriert.

Für die Bewertung der Stoffflüsse ist zu berücksichtigen, dass die trockene Deposition für die STORMA-Untersuchungsregion bisher nicht erfasst wurde.

#### 4.5 Datenbearbeitung und Statistik

Eine Bearbeitung der Daten fand in OpenOffice 3.0.1, Statistica Version 8, und Sigmaplot 10 statt. Nach der Bereinigung von Messungenauigkeiten und Ausreißern (wie durch Vogelkot) wurden die Datensätze auf Normalverteilung getestet. Anschließende Tests auf Unterschiede der Mittelwerte erfolgten für nicht normalverteilte Datensätze nach dem Mann-Whitney-U-Test bzw. für normalverteilte Datenreihen über den T-Test. Die Korrelationsanalysen wurden entsprechend ihrer Verteilung nach Spearman bzw. Pearson durchgeführt.

Waren trockenheitsbedingt keine Proben vorhanden, gingen die Volumen mit Null in die Berechnungen ein. Für Konzentrationsberechnungen wurden diese Proben ignoriert. Überstieg die mittlere Konzentration eines Monats die Dimension des jeweiligen Parameters um das Doppelte (oft Zehnerpotenz), wurde der Wert verworfen und stattdessen die Mittelwerte und Standardabweichungen aus Vor- und Nachfolgemonat gemittelt. Ein Ersatz von mittleren monatlichen Konzentrationen wurde nur dann gebildet, wenn aus den Feldmessungen mindestens eine Probe in diesem Monat vorhanden war.

Um die Flüsse aus dem Bestandesniederschlag der Dachflächen zu quantifizieren, wurde von den Regensammlern, welche über den Dächern installiert waren, für den Kakao-Agroforst-Standort eine Multiplikation mit 0,2 durchgeführt. Für den Regenwald-Standort wurde für den Zeitraum zwischen Mai - Dezember 2007 ein Faktor von 0,4 und zwischen Januar - April 2008 ein Faktor von 0,2 benutzt.

In den Bv-Lysimetern des Regenwald-Standortes und der Kontrollen des Agroforst-Standortes wurde wegen der Lochplatte, welche den Wasserspeicher vom Bodenkörper trennte, stets

Wasser durch ein "Grobporensystem" entnommen. Das das Einzugsgebiet breitete sich somit trichterförmig über den Rand hinaus und die Fläche für den Wassereinzug vergrößerte sich. Dieser Schluckbrunneneffekt führte in diesen Bv-Lysimetern zu höheren Flüssen als in den Ah-Lysimetern. In den Bv-Lysimetern der Dachflächen des Agroforst-Standortes lagen, vermutlich als Folge der künstlichen Überdachung, die eingetragenen Flüsse wesentlich unter den Flüssen der Ah-Lysimeter. Die Wasser- und Stoffflüsse der Bv-Lysimeter des Regenwald-Standortes und der Kontrollen des Agroforst-Standortes wurden deshalb mit den Faktor aus dem Wasserfluss der jeweiligen Ah-Lysimeter, welcher durch den Wasserfluss der Bv-Lysimeter geteilt wurde, korrigiert. Für den Regenwald-Standort betrug dieser Faktor 0,397 (Dach) und 0,777 (Kontrolle) und für die Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes 0,686.

#### 4.6 Fehlerquellen

Infolge erhöhter menschlicher Aktivität wurde der Boden der Untersuchungsflächen verdichtet und im Regenwald die dort vorhandene Kraut- und Strauchschicht geschädigt. Speziell der Agroforst-Standort war zumindest teilweise vom unterirdischem Hangzugswasser beeinflusst. Die Panels wurden zwar alle zwei bis drei Wochen grob mit einem Besen gereinigt, aber die Streu weniger gut aus den Rinnen entfernt und das in den Rinnen abtransportierte Material wurde manchmal nicht wieder auf die Flächen gebracht. Des weiteren trat bereits nach wenigen Wochen eine Algenbildung ein (herabsetzen der Lichtdurchlässigkeit, Nährstoffverlust). Vor allem im Agroforst kam es in den Mittagsstunden unter den Dächern zu einem spürbaren Temperaturanstieg.

Da die Volumenmessungen aus dem Bestand vom 14.02.07 fehlen, mussten diese durch die Volumen vom 28.02.07 ersetzt werden.

Da die Lösungen wöchentlich gesammelt wurden und die Probennahme im Feld einen vollen Tag (23,6 bzw. 24,4°C) in Anspruch nahm, sind die angegebenen Werte als möglichst exakter Schätzwert zu verstehen. Es wurde versucht, einen Ausgleich des Nährstoffabbaus mit der Herstellung von Mischproben zu erzeugen. Generell waren besonders die Regensammler für eine Kontamination mit organischen Detritus und eine Veralgung der Lösung anfällig.

Ein Problem war die Kühlung der Wasserproben, welche aufgrund der verschiedenen benötigten Messungen nicht angesäuert werden konnten. Um einem ständigen Wechsel von Einfrieren und Auftauen (in Toro und in Palu) zu vermeiden und da die ersten Messungen von eingefrorenen Proben keine qualitativ guten Messergebnisse brachten, wurde auf eine Einlagerung der Wasserproben im Eisfach wegen der vielen Stromausfälle verzichtet und eine

Kühlschranklagerung mit der vollen Nutzung der Klimaanlage vorgezogen.

Zudem mussten die Proben, wegen der Ausfälle der Laborgeräte in Palu, oft monatelang in Palu gelagert werden. Die Flaschen, welche für die wöchentlichen Entleerungen im Feld benutzt wurden, mussten v. a. 2007 aus dem örtlichen Handel (Aqua, Firma Danone) wegen der für lange Zeit kaputten Laborgeräte, nachgekauft werden.

Eine weitere Fehlerquelle war das fehlende destillierte Wasser, welches vom Labor in Palu nicht in dringend benötigten Mengen zur Verfügung gestellt wurde. Es konnte lediglich zur Herstellung der Heißwasserextrakte auf EasyPure zurückgegriffen werden. Eine Spülung der Filter für die Herstellung der gefilterten Proben war gar nicht und eine Spülung der Flaschen für die Monatsmischproben nur mit „Eigenlösung“ möglich. Eine Kontamination durch Filterbluten ist somit als systematischer Fehler zu sehen. Außerdem war in den trockenen Monaten und den Dachplots des Kakao-Agroforstes in vielen Wassersammlern nicht genügend Wasser enthalten, um die Feldflaschen mit ihrem „Eigenwasser“ spülen zu können.

Das STORMA-Labor in Palu korrigierte keine Messfehler durch Wiederholungsmessungen. Die in den  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{PO}_4^{3-}$ -P-Ergebnissen aufgetretenen Unterschiede können wenigstens teilweise mit den unterschiedlichen Messverfahren erklärt werden. Bei  $\text{DNb}$ ,  $\text{P}_{\text{tot}}$  und den Kationen handelt es sich entweder um Laboreffekte oder um Lösungsveränderungen welche infolge des Transports nach Deutschland auftraten. Eine Datenmanipulation über statistische Verfahren nach den Ergebnissen des Institutslabores der Universität Göttingen wurde nicht durchgeführt, da keine Doppelmessungen möglich waren.

## 5 Nährstoffkonzentrationen und -flüsse, Streueinträge und Bodenvorräte der Regenwaldplots

In diesem Kapitel erfolgt eine Beschreibung der Ergebnisse für die Regenwaldflächen bei Pono. Aufgrund ihrer ökosystemaren Bedeutung und da nicht auf alle analysierten Nährstoffe im vollen Umfang eingegangen werden kann, fokussiert sich die Beschreibung auf die Dynamik von DOC, DN<sub>b</sub>, P<sub>tot</sub> und K<sup>+</sup>. Alle vorgestellten Konzentrationen (arithmetisches Mittel (MW) und Standardabweichung (SD)) spiegeln den Beobachtungszeitraum zwischen Februar 2007 und Mai 2008 wieder. Zur Kalkulation der jährlichen Stoffflüsse wurden die mittleren monatlichen Flüsse zwischen Mai 2007 und April 2008 bzw. für die Streu alle Einträge zwischen März 2007 und Februar 2008 berücksichtigt. Die mittleren Nährstoffvorräte wurden über den Zeitraum zwischen Mai 2007 und März 2008 quantifiziert.

### 5.1 Freiland- und Bestandesniederschlag

Im Jahresdurchschnitt erreichte der Niederschlag der Klimastation im Freiland 3.154 mm (04.07 bis 05.08), was einem monatlichen Mittel von 263 mm entspricht (Abb. A 1.10a). Die beiden trockensten Monate waren der Juli 2007 (85 mm) und der Januar 2008 (90 mm). In den beiden niederschlagsreichsten Monaten März und April 2008 fielen 540 mm bzw. 445 mm Regen (SCHULDT pers. Mitteilung). Der Bestandesniederschlag wurde von DIETZ et al. (2006) für die natürlichen Regenwaldstandorte in der Umgebung von Toro mit 70 % der Niederschläge aus dem Freiland quantifiziert. Die jährliche mittlere Temperatur betrug im Beobachtungszeitraum 20,7 °C, die mittlere relative Luftfeuchte 88,5 % (SCHULDT, pers. Mitteilung).

Der Freilandniederschlag (W.FN) übertraf, bei den für die chemischen Analysen verwendeten Proben mit 3.225 mm, signifikant den Bestandesniederschlag der Kontrollen (WK.BN; n = 6 pro Subplot), welcher lediglich 2.326 mm erreichte ( $p < 0,05$ ). Zwischen den Dachflächen (WD.BN: 3.184 mm) und dem Freilandniederschlag waren keine signifikanten Unterschiede ermittelbar ( $p > 0,05$ ). Entsprechend lagen die Volumen der Dachflächen signifikant höher ( $p < 0,05$ ) als die der Kontrollen (Abb. A3).

Die mittleren pH-Werte (Abb. A3) des Freiland- und Bestandesniederschlages waren mit  $p > 0,05$  nicht signifikant verschieden. Innerhalb des Bestandes lagen die pH-Werte der Kontrollen jedoch signifikant über denen der Dachplots ( $p < 0,05$ ). Die mittleren Leitfähigkeitswerte des Freilandniederschlages unterschieden sich ebenfalls signifikant von den Flächen im Bestand ( $p < 0,05$ ). Dagegen konnte zwischen den Dach- und Kontrollplots kein signifikanter Unterschied quantifiziert werden ( $p > 0,05$ ). Es ergaben sich mittlere Werte von  $6,27 \pm 0,37$  (pH) und  $9,58 \pm 4,26 \mu\text{S cm}^{-1}$  (LF) im Freiland bzw. von  $6,42 \pm 0,34$  (pH) und  $28,9 \pm 19,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  (LF) in den Kontrollen sowie von  $6,26 \pm 0,29$  (pH) und  $25,9 \pm 16,8 \mu\text{S cm}^{-1}$  (LF) auf den Dachflächen.

### 5.1.1 DOC-, DNb-, P<sub>tot</sub>- und K<sup>+</sup>-Konzentrationen in Lösungen des Freiland- und Bestandesniederschlags

#### DOC-Konzentrationen

Die mittlere DOC-Konzentration (dissolved organic carbon) betrug im Freilandniederschlag (W.FN)  $3,8 \pm 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $1,1 - 7,6 \text{ mg l}^{-1}$ . DOC besaß einen Anteil von etwa 84 % am DC (dissolved carbon:  $4,5 \pm 2,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), DIC (dissolved inorganic carbon) bildete mit  $0,6 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest. Wie Abbildung 17a zeigt, wurde eine maximale DOC-Konzentration im Dezember 2007 ( $7,6 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) und eine minimale im Juni 2008 ( $1,2 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet.

Zwischen den DC- und DOC-Konzentrationen der Dachflächen (WD.BN) und den Kontrollen (WK.BN) im Bestand ergaben sich keine Unterschiede ( $p > 0,05$ ). Nach der Passage des Kronenraumes stiegen die DC- und DOC-Konzentrationen auf den Dach- und Kontrollflächen um knapp das Vierfache bzw. die DIC-Konzentrationen um das Doppelte an.

Die mittlere DOC-Konzentration betrug im Bestand  $16,0 \pm 1,4 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte erstreckten sich zwischen  $15,1 - 17,0 \text{ mg l}^{-1}$ . Vom DC ( $17,2 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) entfielen rund 93 % auf DOC und ca. 7 % auf DIC. Eine DOC-Spitzenkonzentration wurde im Januar 2008 ( $31,5 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf den Dachplots und im Juli 2007 auf den Kontrollflächen ( $29,8 \pm 0,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) erreicht. Die geringsten monatliche DOC-Konzentration traten auf den Dachplots im März 2008 ( $9,4 \pm 2,9 \text{ mg l}^{-1}$ ) und auf den Kontrollen im März 2007 auf ( $8,2 \pm 3,6 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 17a).

#### Konzentrationen der Stickstofffraktionen (DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, DON und DON+R)

Die mittlere DNb-Konzentration (dissolved nitrogen bound) betrug im Freilandniederschlag  $0,4 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten sich zwischen  $0,2 - 0,9 \text{ mg l}^{-1}$ . Weiterhin wurden Mittelwerte von  $0,012 \pm 0,00 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ,  $0,039 \pm 0,000 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ,  $0,3 \pm 0,1 \text{ mg DON l}^{-1}$  und  $0,4 \pm 0,2 \text{ mg DON+R l}^{-1}$  quantifiziert. Maximale monatliche DNb-Konzentrationen traten im Dezember 2007 und im Januar 2008 ( $0,6 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,8 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), minimale im Mai 2007 und April 2008 auf ( $0,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 17b).

Im Bestand wiesen DNb, NO<sub>3</sub>-N ( $0,107 \pm 0,057 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DON+R ( $0,8 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen auf ( $p > 0,05$ ).

Gegenüber dem Freilandniederschlag fand im Bestand eine Anreicherung um den Faktor drei für DNb und für DON, um den Faktor neun für NO<sub>3</sub>-N, um den Faktor fünf für NH<sub>4</sub>-N und um den Faktor zwei für DON+R statt.

Die mittlere DNb-Konzentration der Dach- und Kontrollflächen lag bei  $1,0 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte besaßen eine Spannbreite zwischen  $0,3 - 2,6 \text{ mg l}^{-1}$ . Die mittleren Konzentrationen von NH<sub>4</sub>-N ( $0,231 \pm 0,144 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DON ( $0,9 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) lagen mit  $p < 0,05$  auf den

Dachflächen signifikant höher als in den Kontrollen ( $0,137 \pm 0,117 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ;  $0,7 \pm 0,3 \text{ mg DON l}^{-1}$ ).

Für die Lösungen von den Dachflächen wurden im Juli 2007 ( $1,8 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) maximale und im April 2008 ( $0,5 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) minimale mittlere monatliche DNb-Konzentrationen beobachtet (Abb. 17b). Auf den Kontrollflächen wiesen der August 2007 und der Januar 2008 ( $1,5 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $1,8 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchsten bzw. der April 2007 ( $0,5 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen DNb-Konzentrationen auf.

### **Konzentrationen der Phosphorfraktionen ( $P_{\text{tot}}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$ , DOP)**

Die mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration ( $P_{\text{tot}}$ ) betrug im Freilandniederschlag  $0,039 \pm 0,036 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten zwischen  $0,000 - 0,118 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Lösungen zeigten mittlere Konzentrationen von  $0,035 \pm 0,034 \text{ mg DOP l}^{-1}$  (dissolved organic phosphorous) und von  $0,004 \pm 0,004 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$  auf. DOP besaß einen Anteil von 90,6 % am  $P_{\text{tot}}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  erreichte hingegen nur 10,2 %. Anfang März 2007 ( $0,088 \pm 0,004 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $0,118 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) traten hohe bzw. im April und im Juli 2007 mit je  $0,00 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$  keine messbaren mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf (Abb. 17c).

Im Bestand waren die mittleren  $P_{\text{tot}}$ -,  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und DOP-Konzentrationen der Dach- und Kontrollflächen mit  $p > 0,05$  gleich.  $P_{\text{tot}}$  besaß im Mittel eine Konzentration von  $0,166 \pm 0,005 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $0,000 - 0,532 \text{ mg l}^{-1}$ . In den Proben entfielen mit  $0,116 \pm 0,008 \text{ mg l}^{-1}$  etwa 70 % auf den DOP-Anteil,  $\text{PO}_4\text{-P}$  bildete mit  $0,046 \pm 0,006 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest. Die Konzentrationen der Lösungen waren nach der Passage durch den Kronenraum für  $P_{\text{tot}}$  um das Vierfache, für  $\text{PO}_4\text{-P}$  um das zwölfwache und für DOP um das Dreifache erhöht.

Der Juli 2007 (WD.BN:  $0,369 \pm 0,044 \text{ mg l}^{-1}$ ; WK.BN:  $0,344 \pm 0,137 \text{ mg l}^{-1}$ ) und der Januar 2008 (WD.BN:  $0,506 \pm 0,037 \text{ mg l}^{-1}$ ; WK.BN:  $0,300 \pm 0,019 \text{ mg l}^{-1}$ ) wiesen auf den Dach- und Kontrollflächen die höchsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf. Niedrige mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen wurden auf allen Flächen im April 2007 (WD.BN:  $0,031 \pm 0,018 \text{ mg l}^{-1}$ ; WK.BN:  $0,052 \pm 0,035 \text{ mg l}^{-1}$ ), im März 2008 für den Dachbereich ( $0,046 \pm 0,017 \text{ mg l}^{-1}$ ) sowie im April für die Kontrollflächen beobachtet ( $0,079 \pm 0,067 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 17c).

### **Konzentrationen von $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ und $\text{Na}^+$**

Im Freilandniederschlag betrug die mittleren Konzentrationen der Kationen  $0,971 \pm 0,485 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $0,378 \pm 0,264 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{K}^+$ ,  $0,139 \pm 0,087 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Mg}^{2+}$  und  $0,205 \pm 0,066 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Na}^+$ . Für  $\text{K}^+$  wurden höhere mittlere monatliche Konzentrationen im November 2007 ( $0,850 \pm 0,162 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $0,918 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) bzw. sehr niedrige im April 2007 gemessen ( $0,072 \pm 0,005 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 17d).

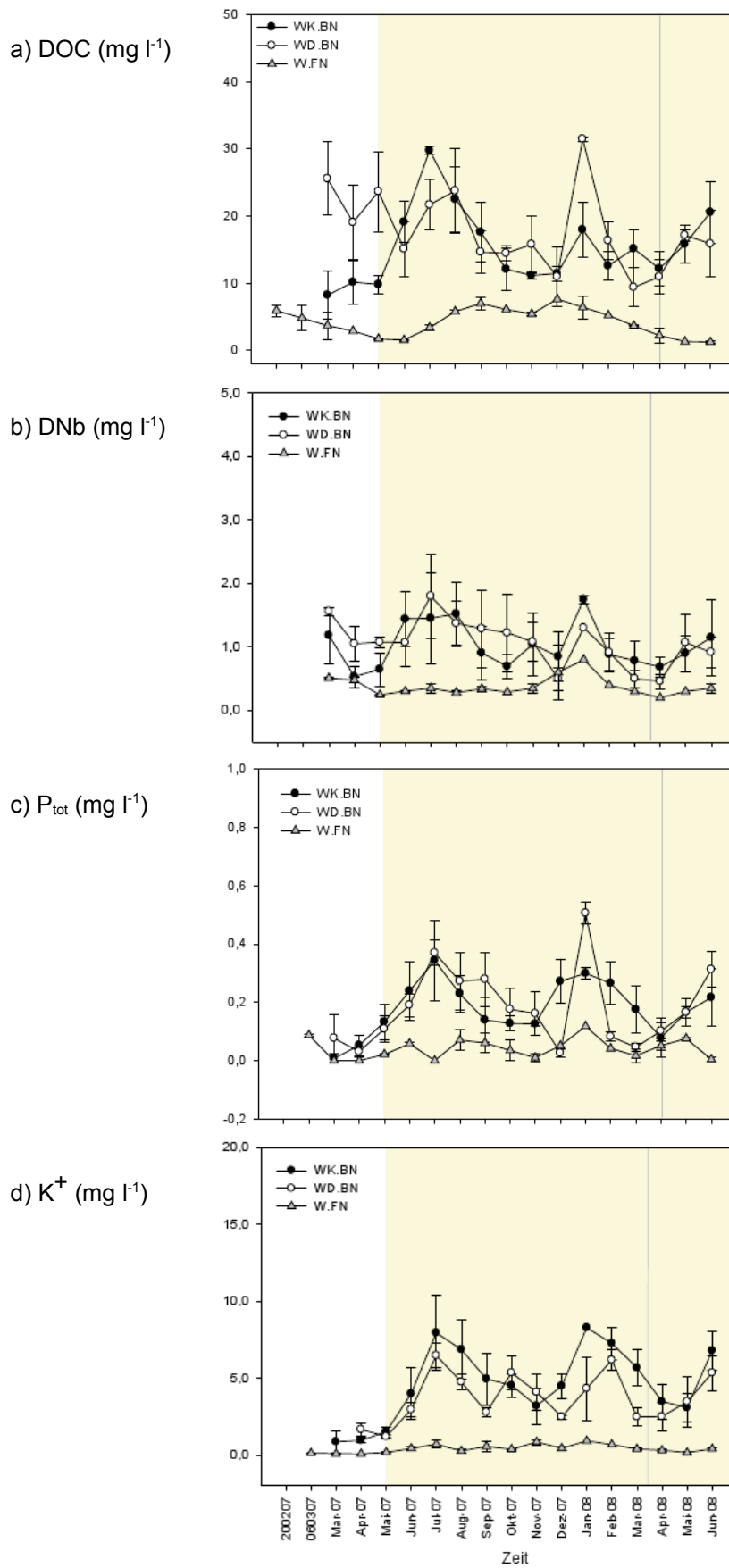


Abbildung 17 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup> -Konzentrationen (mg l<sup>-1</sup>) im Freiland- und Bestandesniederschlag der Regenwaldflächen (Farbige Fläche: Zeitraum der Austrocknung, graue Linie: Ende des Zeitabschnittes zur Kalkulation der Flüsse)

Infolge der Auswaschungen aus dem Kronenraum übertrafen die Konzentrationen im Bestand die des Freilandniederschlages um das 11-fache für  $K^+$  und um das Vierfache für  $Mg$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Na^+$  zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag und dem Bestandesniederschlag ( $p > 0,05$ ). Die mittleren  $K^+$ - und  $Mg^{2+}$ -Konzentrationen der Kontrollflächen lagen mit  $p < 0,05$  signifikant über denen der Dachflächen.

Auf den Dachplots besaß  $Ca^{2+}$  eine mittlere Konzentration von  $0,994 \pm 0,532 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $K^+$  von  $3,62 \pm 1,84 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $Mg^{2+}$  von  $0,515 \pm 0,249 \text{ mg l}^{-1}$  und  $Na^+$  von  $0,202 \pm 0,067 \text{ mg l}^{-1}$ . Maximale monatliche  $K^+$ -Konzentrationen wurden im Juli 2007 ( $6,48 \pm 0,83 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Februar 2008 ( $6,17 \pm 0,65 \text{ mg l}^{-1}$ ) bzw. sehr geringe im April und im Mai 2007 beobachtet ( $1,66 \pm 0,40 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $1,20 \pm 0,14 \text{ mg l}^{-1}$ ).

Die Kontrollen erreichten mittlere Konzentrationen von  $1,24 \pm 0,50 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ ,  $4,39 \pm 2,52 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$ ,  $0,691 \pm 0,284 \text{ mg Mg}^{2+} \text{ l}^{-1}$  und von  $0,257 \pm 0,105 \text{ mg Na}^+ \text{ l}^{-1}$ . Für  $K^+$  wurden im Juli 2007 ( $7,95 \pm 2,45 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $8,22 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. im März und im April 2007 ( $0,859 \pm 0,713 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,955 \pm 0,165 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche Konzentrationen gemessen (Abb. 17d).

### 5.1.2 Jahresflüsse von DOC, DNB, $P_{\text{tot}}$ und $K^+$ mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag

#### DOC-Flüsse

Für den Freilandniederschlag wurden jährliche Flüsse von  $130,9 \text{ kg DOC ha}^{-1}$ ,  $22,9 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  und von  $155,5 \text{ kg DC ha}^{-1}$  quantifiziert. Wie Abbildung 18a zeigt, wurde ein DOC-Spitzeintrag im Oktober 2007 ( $21,5 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) beobachtet, der niedrigste DOC-Fluss entfiel auf den Juni 2007 ( $3,2 \pm 1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

In den Kontrollen verdoppelten sich DC- und DOC-Einträge nach der Passage durch den Kronenraum. Die Dachflächen zeigten unter der Berücksichtigung des Abdeckgrades (67 %) nur leicht höhere DC- und DOC-Flüsse als der Freilandniederschlag. Die DIC-Flüsse wiesen im Freilandniederschlag und den Kontrollen etwa gleich hohe Flüsse auf, doch erreichte das DIC der Dachplots nur ein Viertel dieser Flüsse.

Auf den Dachflächen ergaben sich jährliche Einträge von  $432,2 \text{ kg DOC ha}^{-1}$ ,  $449,4 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und von  $18,5 \text{ kg DIC ha}^{-1}$ . Im August 2007 ( $69,5 \pm 4,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ) trat der höchste, im Januar 2008 ( $7,2 \pm 3,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) der niedrigste mittlere monatliche DOC-Fluss auf. Entsprechend dem Abdeckgrad (67 %) reduzierten sich die Einträge der Flüsse für DOC auf  $153,0 \text{ kg ha}^{-1}$ , für DC auf  $158,9 \text{ kg ha}^{-1}$  und für DIC auf  $6,2 \text{ kg ha}^{-1}$  (Tab. 16).

Die Kontrollflächen zeigten die jährlichen Flüsse von  $284,0 \text{ kg DOC ha}^{-1}$ ,  $307,2 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und von  $21,7 \text{ kg DIC ha}^{-1}$ . Der höchste mittlere monatliche DOC-Eintrag wurde hier ebenfalls im



August 2007 ( $35,9 \pm 2,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und der niedrigste der Januar 2008 ( $7,5 \pm 2,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quantifiziert (Abb. 18a).

### **Flüsse der Stickstofffraktionen (DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und DON)**

Im Freiland traten 12-monatige Flüsse von  $9,6 \text{ kg DNb ha}^{-1}$  und von  $0,451 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  auf. Die viermonatigen NH<sub>4</sub>-N und DON-Einträge erreichten  $0,536 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $3,7 \text{ kg ha}^{-1}$ . Die mittleren monatlichen DNb-Einträge wiesen im März 2008 ( $1,5 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ihren höchsten bzw. Januar 2008 ( $0,4 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ihren niedrigsten Stand auf (Abb. 18b).

Auf den Kontrollen erreichten nach der Passage durch den Kronenraum alle Stickstofffraktionen zwei- bis dreifach höhere Flüsse. Auf den Dachflächen blieben die um den Abdeckgrad bereinigten Einträge von DNb-, NO<sub>3</sub>-N DON und NH<sub>4</sub>-N denen des Freilandniederschlages ähnlich. Entsprechend waren die Einträge der Kontrollen auch etwa doppelt so hoch wie die Dachflächen.

Die jährlichen Flüsse wiesen  $25,3 \text{ kg DNb ha}^{-1}$ ,  $2,13 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ,  $2,91 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und  $9,7 \text{ kg DON ha}^{-1}$  auf. Ein monatlicher DNb-Spitzenfluss wurde im August 2007 ( $3,3 \pm 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ), ein minimaler im Januar 2008 ( $0,6 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) beobachtet. Die um den Abdeckgrad reduzierten Einträge erreichten  $8,9 \text{ kg DNb ha}^{-1}$ ,  $0,780 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ,  $1,16 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und  $3,9 \text{ kg DON ha}^{-1}$ .

Die Kontrollen zeigten jährliche Einträge von  $19,2 \text{ kg DNb ha}^{-1}$ ,  $1,23 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ,  $1,61 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und  $8,2 \text{ kg DON ha}^{-1}$  (Tab. 16). Der höchste monatlich gemittelte DNb-Fluss trat hier bereits im Juni 2007 ( $2,33 \pm 0,496 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und der niedrigste im Januar 2008 auf ( $0,724 \pm 0,125 \text{ kg ha}^{-1}$ ; Abb. 18b).

### **Flüsse der Phosphorfraktionen (P<sub>tot</sub>-, PO<sub>4</sub>-P und DOP)**

Die jährlichen Einträge aus dem Freilandniederschlag betragen  $1,26 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $1,04 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  und  $0,110 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$ . Maximale P<sub>tot</sub>-Flüsse wurden im August und im Dezember 2007 ( $0,248 \pm 0,155 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,209 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. sehr geringe im November 2007 quantifiziert ( $0,011 \pm 0,014 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Im März, April und Juli 2007 ( $0,00 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden keine messbaren Flüsse beobachtet (Abb. 18c).

Die Einträge des Freilandniederschlages erreichten für P<sub>tot</sub> und für DOP ca. 40 % der Kontroll-Einträge, für PO<sub>4</sub>-P waren es sogar nur rund 23 %. Die um den Abdeckgrad bereinigten Flüsse (67 %) der Dachflächen wiesen höhere Anteile von etwa 79 % (P<sub>tot</sub>), 34 % (PO<sub>4</sub>-P) und ca. 83 % (DOP) auf.

Der jährliche mittlere P<sub>tot</sub>-Eintrag betrug auf den Dachplots  $4,43 \text{ kg ha}^{-1}$ . Davon entfielen  $3,44 \text{ kg ha}^{-1}$  auf DOP und  $0,948 \text{ kg ha}^{-1}$  auf PO<sub>4</sub>-P. Um den Abdeckgrad (67 %) bereinigt, entsprachen diese Flüsse  $1,59 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $1,24 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  und  $0,318 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$ .

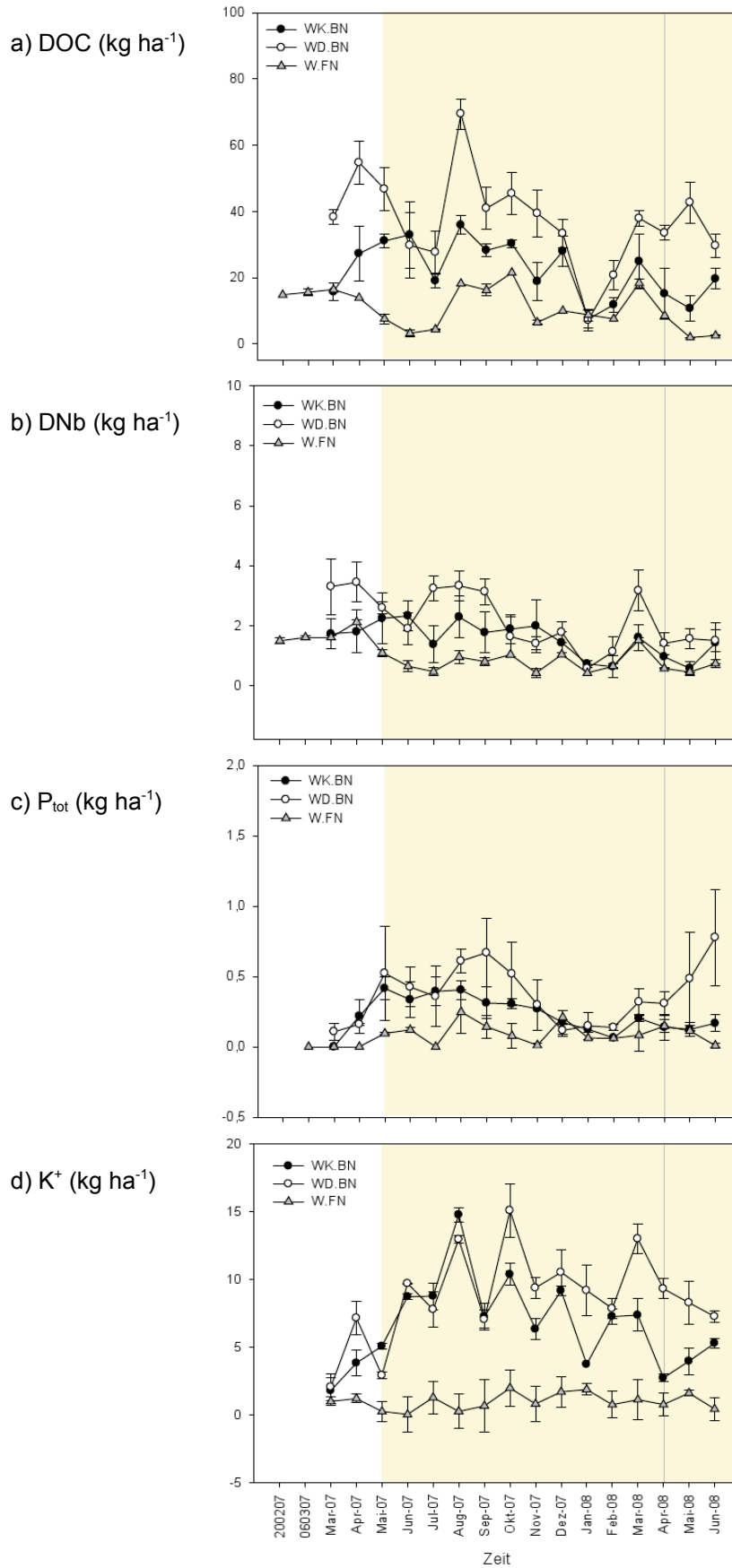


Abbildung 18 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup> -Flüsse (kg ha<sup>-1</sup>) des Freiland- und Bestandesniederschlags der Regenwaldflächen (Farbiger Hintergrund: Zeitraum der Austrocknung, graue Linie: Ende des Zeitabschnittes zur Kalkulation der Flüsse)

Ein maximaler monatlicher  $P_{\text{tot}}$ -Fluss trat im September 2007 ( $0,668 \pm 0,243 \text{ kg ha}^{-1}$ ), ein minimaler im Dezember 2007 ( $0,117 \pm 0,041 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auf.

Für die Kontrollen wurden jährliche Einträge von  $3,14 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $2,60 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  und  $0,474 \text{ kg } PO_4\text{-P ha}^{-1}$  quantifiziert. Im Mai und im August 2007 ( $0,416 \pm 0,083 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,404 \pm 0,068 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden sehr hohe bzw. im Februar 2008 ( $0,063 \pm 0,024 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ein sehr geringer mittlerer monatlicher Fluss beobachtet (Abb. 18c).

### **Flüsse von $K^+$ und weiterer Kationen ( $Ca^{2+}$ $Mg^{2+}$ und $Na^+$ )**

Die jährlichen Flüsse aus dem Freilandniederschlag betragen  $36,4 \text{ kg } Ca^{2+} \text{ ha}^{-1}$ ,  $14,0 \text{ kg } K^+ \text{ ha}^{-1}$ ,  $4,30 \text{ kg } Mg^{2+} \text{ ha}^{-1}$  und  $5,04 \text{ kg } Na^+ \text{ ha}^{-1}$ . Wie Abbildung 18d zeigt, erreichte  $K^+$  seinen höchsten mittleren monatlichen Fluss im September 2007 ( $1,96 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und seinen niedrigsten Januar 2008 ( $0,434 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Gegenüber den Einträgen aus dem Freilandniederschlag verringerten sich die um den Abdeckgrad bereinigten Flüsse der Dachflächen nach der Passage durch den Kronenraum für  $Ca^{2+}$  und für  $Na^+$  um das 4,3-fache und 2,5-fache. Der  $Mg^{2+}$ -Eintrag blieb etwa gleich und der  $K^+$ -Eintrag erhöhte sich um das 2,7-fache. Die Einträge der Kontrollen zeigten gegenüber dem Freilandniederschlag vielfach höhere  $K^+$ - und  $Mg^{2+}$ -Flüsse. Die  $Na^+$ -Flüsse blieben ähnlich hoch und die Flüsse von  $Ca^{2+}$  verringerten auf 67 %. In Bezug auf die Dachplots erreichten die Kontrollen für  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  dreifach sowie für  $K^+$  2,4-fach höhere Einträge.

Für die Dachflächen wurden jährliche Flüsse von  $24,6 \text{ kg } Ca^{2+} \text{ ha}^{-1}$ ,  $114,7 \text{ kg } K^+ \text{ ha}^{-1}$ ,  $12,3 \text{ kg } Mg^{2+} \text{ ha}^{-1}$  und  $5,80 \text{ kg } Na^+ \text{ ha}^{-1}$  beobachtet. Die um den Abdeckgrad (67 %) reduzierten Einträge erreichten  $8,47 \text{ kg } Ca^{2+} \text{ ha}^{-1}$ ,  $38,0 \text{ kg } K^+ \text{ ha}^{-1}$ ,  $4,32 \text{ kg } Mg^{2+} \text{ ha}^{-1}$  und  $1,98 \text{ kg } Na^+ \text{ ha}^{-1}$ . Der höchste monatliche  $K^+$ -Fluss wurde im Oktober 2007 ( $15,1 \pm 2,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ), der niedrigste im Mai 2007 ( $2,91 \pm 0,25 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quantifiziert (Abb. 18d).

Für die Kontrollen wurden jährliche Flüsse von  $24,4 \text{ kg } Ca^{2+} \text{ ha}^{-1}$ , von  $91,5 \text{ kg } K^+ \text{ ha}^{-1}$ , von  $12,3 \text{ kg } Mg^{2+} \text{ ha}^{-1}$  und von  $5,85 \text{ kg } Na^+ \text{ ha}^{-1}$  ermittelt. Die Amplitude der mittleren monatlichen Flüsse bewegte sich hier von  $2,72 \pm 0,27 \text{ kg ha}^{-1}$  (April 2008) bis  $14,8 \pm 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$  (August 2007).

## **5.2 Einträge und Vorräte von C, N, P sowie von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ in der Blattstreu**

### **Blattstreueinträge auf den Dachflächen (03.2007 - 02.2008)**

Auf den Dachplots ergab sich ein jährlicher Streueintrag von  $5.759 \text{ kg TM ha}^{-1}$  (Trockenmasse) sowie Kohlenstoff- und Stickstoff-Einträge von  $2.590 \text{ kg C ha}^{-1}$  und  $82,6 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Tab. 6, 16, Abb. 19a). Die mittleren Kohlenstoff- und Stickstoff-Anteile lagen bei 48,2 % C und 1,04 % N.

Das daraus resultierende C/N-Verhältnis bei 31,7. Im März ( $314,2 \pm 81,9 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $10,0 \pm 2,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), im August 2007 ( $277,3 \pm 51,6 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $8,91 \pm 2,04 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $368,4 \pm 87,5 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $11,9 \pm 3,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) wurden maximale Kohlenstoff- und Stickstoff-Einträge beobachtet. Niedrige mittlere monatliche Einträge wiesen der Juli ( $139,6 \pm 67,6 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $4,56 \pm 2,46 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) und der November 2007 auf ( $150,4 \pm 55,1 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $4,86 \pm 1,85 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

Die jährlichen P- und K<sup>+</sup>-Einträge erreichten  $3,64 \text{ kg P ha}^{-1}$  und  $34,3 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$  (Abb. 19a, Tab. 16). Weiterhin waren Ca<sup>2+</sup> mit  $44,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , Mg<sup>2+</sup> mit  $14,9 \text{ kg ha}^{-1}$  und Na<sup>+</sup> mit  $0,69 \text{ kg ha}^{-1}$  beteiligt. Monate maximaler Einträge waren für diese Kationen ähnlich und entfielen, wie am Beispiel von Phosphor, auf den März und den August 2007 ( $0,456 \pm 0,113 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,403 \pm 0,100 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sowie den Januar 2008 ( $0,537 \pm 0,169 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Niedrige mittlere Einträge wurden dagegen zu verschiedenen Monaten beobachtet. So wies beispielsweise Phosphor im Juli 2007 ( $0,199 \pm 0,104 \text{ kg ha}^{-1}$ ) den geringsten Eintrag auf, während Kalium und Magnesium im Februar 2008 die niedrige Einträge zeigten.

Tabelle 6 Mittlere prozentuale C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte der Blattstreu (%), jährlicher Blattstreueintrag von TM, C, N, P sowie Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> (in kg TM ha<sup>-1</sup>) auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes (Zeitraum: Februar 2007 bis Januar 2008)

	Streu (TM) kg ha <sup>-1</sup>	C %	N %	C/N	C	N	P	K <sup>+</sup> kg ha <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>2+</sup>
WD.S (Dach)	5.759	48,2	1,04	31,7	2.590	82,6	3,64	34,3	44,8	14,9	0,69
WK.S (Kontrolle)	6.184	46,9	1,45	32,7	3.079	94,3	4,54	50,0	82,6	21,3	0,86

### Blattstreueinträge auf den Kontrollflächen

Für die Kontrollen wurden leicht höhere jährliche Streueinträge von  $6.183 \text{ kg TM ha}^{-1}$  sowie Einträge von  $3.079 \text{ kg C ha}^{-1}$  und  $94,3 \text{ kg N ha}^{-1}$  quantifiziert (Tab. 6, Abb. 19a).

In der Streu betrug der mittlere C- und N-Anteil  $46,9 \%$  und  $1,5 \%$ , das sich daraus ergebende C/N-Verhältnis lag bei  $32,7$ . Für den August 2007 ( $348,4 \pm 151,2 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $10,6 \pm 3,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) und den Januar 2008 ( $425,7 \pm 116,3 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $13,3 \pm 2,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) wurden hohe bzw. für den September 2007 ( $165,0 \pm 21,2 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $4,91 \pm 0,19 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) niedrige mittlere monatliche Einträge berechnet.

Die Einträge von P und K<sup>+</sup> lagen mit  $4,54 \text{ kg ha}^{-1}$  bzw.  $50,0 \text{ kg ha}^{-1}$  rund 1,3- bzw. 1,5-fach über den Dachflächen (Abb. 19a). Ferner wurden Kationen-Einträge von  $82,6 \text{ kg ha}^{-1}$  für Ca<sup>2+</sup>, von  $21,3 \text{ kg ha}^{-1}$  für Mg<sup>2+</sup> und von  $0,86 \text{ kg ha}^{-1}$  für Na<sup>+</sup> ermittelt (Tab. 6). Im August und im Oktober 2007 ( $0,529 \pm 0,150 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,380 \pm 0,093 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden maximale Phosphoreinträge beobachtet. Der geringste Phosphoreintrag entfiel auf den Monat zwischen den Maxima (September) mit lediglich  $0,242 \pm 0,018 \text{ kg ha}^{-1}$ .

### Vorräte der organischen Auflage (O-Horizont) von den Dach- und Kontrollflächen

Zwischen Mai 2007 und März 2008 wurden Streuvorräte von 7,728 t TM ha<sup>-1</sup> (WD.VO) und 7,796 t TM ha<sup>-1</sup> (WK.VO) auf den Dach- und Kontrollplots quantifiziert (Tab. 7). Wie Tabelle 7 und Abbildung 19b zeigen, betragen die mittleren C- und N-Vorräte in der Streuauflage unter den Dächern 3.583 ± 2.033 kg C ha<sup>-1</sup> (47,3 % C-Gehalt) und 108,3 ± 69,9 kg N ha<sup>-1</sup> (1,56 % N-Gehalt). Für die Kontrollplots wurden mit 3.580 ± 1,401 kg C ha<sup>-1</sup> (46,2 % C-Anteil) und 107,7 ± 31,0 kg N ha<sup>-1</sup> (1,4 % N-Anteil) sehr ähnliche Vorräte quantifiziert. Folglich waren auch die C/N - Verhältnisse mit 30,3 unter den Dächern und 32,4 in den Kontrollen fast identisch.

Der P-Vorrat der Dachplots wies mit 5,84 ± 2,99 kg ha<sup>-1</sup> ebenfalls so gut wie keinen Unterschied (Q.D/K 1,0) zum Vorrat der Kontrollbereiche auf (5,72 ± 1,80 kg ha<sup>-1</sup>, Tab. 7, 19b). Für die Kationen Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> wurden höhere Vorräte auf den Kontrollen quantifiziert. Ca<sup>2+</sup> war das Nährelement mit den größten Vorratsdifferenzen und einem Abreicherungsfaktor von 0,7. Kalium zeigte kaum Unterschiede zwischen den Dachplots (23,1 ± 12,1 kg ha) und den Kontrollen (24,9 ± 9,2 kg ha<sup>-1</sup>, Tab. 7).

Die mittleren jährlichen Streuvorräte von 7,73 t TM ha<sup>-1</sup> (WD.VO) unter den Dächern und von 7,80 t ha<sup>-1</sup> (WK.VO) in den Kontrollen führten (Tab. 8) zu einer sehr ähnlichen Zersetzungsdauer von 1,34 auf den Dachplots (WD.ZD) bzw. von 1,26 Jahren in den Kontrollbereichen (WK.ZD). Die entsprechende jährliche Zersetzungsrate bezifferte sich mit etwa 0,75 für die Dachflächen (WD.ZR) und ca. 0,79 für die Kontrollplots (WK.ZR).

Tabelle 7 Mittlere prozentuale C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte der Streuauflage (%) und Vorräte von TM, C, N, P und von Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> in der Blattstreu (kg TM ha<sup>-1</sup>), Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008

	Streu kg ha <sup>-1</sup>	C %	N %	C/N	C	N	P	K <sup>+</sup> kg ha <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
WD.VO	7.728	47,3	1,56	30,3	3.583	108,3	5,84	23,1	74,9	20,8	2,35
WK.VO	7.796	46,2	1,43	32,3	3.580	107,7	5,72	24,9	114,3	24,8	4,26
Q.D/K	1,0	1,0	1,1	0,9	1,0	1,0	1,0	0,9	0,7	0,8	0,5

WD.VO Stoffvorräte in der Streuauflage auf den Dachflächen

WK.VO Stoffvorräte in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungs faktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

In den Dachbereichen fand eine besonders starke K<sup>+</sup>-Freisetzung (1,48) statt. Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalzium lagen mit jährlichen Zersetzungsraten von rund 0,60 im Mittelfeld. Eine sehr geringere Rate wurde für Na<sup>+</sup> (0,30) quantifiziert. Auf den Kontrollen lagen die Zersetzungsraten für alle Kationen (außer K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>) rund 10 % über denen der Dachflächen und im Bereich zwischen 0,70 - 0,90. Für K<sup>+</sup> wurde eine um 26 % höhere und für Na eine um 33 % niedrigere Zersetzungsraten quantifiziert.

Tabelle 8 Mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) und jährliche Zersetzungsraten ( $k a^{-1}$ ) von TM, C, N, P und von  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes (Zeitraum von Mai 2007 bis März 2008)

	Streu	C	N	P	$K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^+$
<b>Zersetzungsdauer (Jahre)</b>								
WD.ZD	1,34	1,38	1,31	1,60	0,67	1,67	1,40	3,41
WK.ZD	1,26	1,16	1,14	1,26	0,50	1,38	1,16	4,95
Q D/K	1,1	1,2	1,2	1,3	1,3	1,2	1,2	0,7
<b>Zersetzungsrates (k a<sup>-1</sup>)</b>								
WD.ZR	0,75	0,72	0,76	0,62	1,48	0,60	0,72	0,29
WK.ZR	0,79	0,86	0,88	0,79	2,01	0,72	0,86	0,20

WD.ZD Zersetzungsdauer in der Streuauflage auf den Dachflächen

WK.ZD Zersetzungsdauer in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

WD.ZR Zersetzungsrates in der Streuauflage auf den Dachflächen

WK.ZR Zersetzungsrates in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungs faktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

### 5.3 Vorräte von C, N, P sowie von $Ca^{2+}$ , $K^+$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ in den Ah- und Bv- Horizonten

Auf den Dachplots wurde zwischen Mai 2007 und März 2008 im Ah-Horizont (0-5 cm) 4,7 % (C) und 0,4 % (N) erreicht, was zu einem C/N-Verhältnis von 12,3 führte. Sie lagen damit im Bereich der Kontrollen (Tab. 9), auf denen mittlere Gehalte von 4,6 % für C und 0,4 % für N (C/N-Verhältnis; 12,4) auftraten. Für die Bv-Horizonte (5 - 35 cm) der Dachplots ergaben sich, gegenüber den Kontrollen, leicht höhere C- und N-Gehalte (3,2 % C; 0,3 % N) sowie ein sehr ähnliches C/N-Verhältnis (12,8). Auf den Kontrollen traten C- und N-Gehalte 2,6 % und 0,2 % sowie ein C/N-Verhältnis von 12,3 auf.

Entsprechend lagen die Humusgehalte, welche durch Multiplikation des C-Gehaltes mit dem Faktor 1,72 berechnet wurden (LANDON, 1991) im Oberboden auf den Dach- und Kontrollplots bei ca. 8,0 (stark humos).

Die mittleren C- und N-Vorräte der Ah-Horizonte (0 - 5 cm) waren, wie in Tabelle 9 und Abbildung 20a zu sehen, mit  $16,4 \pm 7,1$  t C ha<sup>-1</sup> und  $1,32 \pm 0,59$  t N ha<sup>-1</sup> auf den Dachplots bzw. mit  $16,8 \pm 7,4$  t C ha<sup>-1</sup> und  $1,35 \pm 0,64$  t N ha<sup>-1</sup> in den Kontrollen sehr ähnlich. Die C- und N-Vorräte der Bv-Horizonte (5 - 35 cm) lagen auf den Dachflächen mit  $106,8 \pm 66,9$  t C ha<sup>-1</sup> und  $8,37 \pm 4,82$  t N ha<sup>-1</sup> deutlich über den Vorräten der Kontrollplots, welche lediglich  $86,2 \pm 39,4$  t C ha<sup>-1</sup> und  $7,06 \pm 3,37$  t N ha<sup>-1</sup> erreichten (Tab. 9, Abb. 20b).

Im Vergleich mit den Vorräten der Ah-Horizonte, erreichte der Anteil der Streuvorräte auf den Dachflächen nur 21,9 % (C) und 8,2 % (N). Für die Kontrollen wurden sehr ähnliche Anteile quantifiziert (21,3 % C und 7,9 % N). Bezüglich der Bv-Horizonte (5 - 35 cm) verringerten sich diese Verhältnisse auf 3,4 % C und 1,3 % N in den Dachbereichen bzw. auf 4,2 % C und 1,5 % N in den Kontrollen.

Tabelle 9 Mittlere prozentuale C- und N-Gehalte (%), mittlere Vorräte von C, N, P und von Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> (t ha<sup>-1</sup>) im Ah-Horizont (0 - 5 cm) und im Bv-Horizont (5 - 40 cm) (Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008)

	C	N	C/N	C	N	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
	%			t ha <sup>-1</sup>						
WD.VAh	4,67	0,38	12,3	16,4	1,32	0,17	2,67	0,30	1,32	0,62
WK.VAh	4,62	0,37	12,5	16,8	1,35	0,17	2,45	0,44	1,49	0,61
Q.D/K				1,0	1,0	1,0	1,1	0,7	0,9	1,0
WD.VBv	3,19	0,25	12,8	106,8	8,37	1,16	30,7	0,82	10,5	6,67
WK.VBv	2,58	0,21	12,3	86,2	7,06	1,12	26,9	1,10	11,7	6,01
Q.D/K				1,2	1,2	1,0	1,1	0,7	0,9	1,1

WD.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Dachflächen

WK.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Kontrollflächen

WD.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Dachflächen

WK.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Kontrollflächen

Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungsfaktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Die vor dem Dachschluss ermittelten C- und N -Vorräte der Ah-Horizonte (Dach:  $15,5 \pm 7,5$  t C ha<sup>-1</sup> und  $1,19 \pm 0,48$  t N ha<sup>-1</sup>, Kontrolle:  $18,5 \pm 8,7$  t C ha<sup>-1</sup> und  $1,40 \pm 0,52$  t N ha<sup>-1</sup>) waren den Vorräten während des Experimentierzeitraumes ähnlich. Ein sehr verschiedenes Bild zeigte sich hingegen für die Bv-Horizonte (Tab. 16). Vor dem Dachschluss beliefen sich deren Vorräte lediglich auf  $32,7 \pm 11,1$  t C ha<sup>-1</sup> und  $2,25 \pm 0,64$  t N ha<sup>-1</sup> für die Dachplots bzw.  $35,1 \pm 15,2$  t C ha<sup>-1</sup> und  $2,53 \pm 1,11$  t N ha<sup>-1</sup> für die Kontrollflächen.

Die Vorräte von P, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>2+</sup> wiesen in den Ah-Horizonten, außer für Ca<sup>2+</sup> (Q.D/K 0,7), keine größeren Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen auf. Mit  $0,160 \pm 0,021$  t ha<sup>-1</sup> (Dach) und  $0,167 \pm 0,029$  t ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) waren die Phosphorvorräte fast identisch (Tab. 9, Abb. 20a). Der Streuvorrat zeigte hier einen P-Anteil von 2,0 % (Dach) und 1,9 % (Kontrolle). Die vor dem Dachschluss ermittelten P-Vorräte lagen mit  $0,224 \pm 0,097$  t ha<sup>-1</sup> (Dach) und mit  $0,250 \pm 0,099$  t ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) über den im Experimentierzeitraum ermittelten P-Vorräten (Tab. 16).

In den oberen 35 cm der Bv-Horizonte traten, außer für Ca<sup>2+</sup>, keine Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen auf (Tab. 9, Abb. 20b). Die Phosphorvorräte der Dachflächen ( $1,16 \pm 0,18$  t ha<sup>-1</sup>) und die Vorräte der Kontrollen ( $1,16 \pm 0,23$  t ha<sup>-1</sup>) waren einander sehr ähnlich. Jedoch waren auch sie vierfach höher als die Vorräte, welche vor Beginn des Dachschlusses quantifiziert wurden. Denn vor dem Dachschluss betrug der mittlere P-Vorrat der Dachflächen nur  $0,562 \pm 0,265$  t ha<sup>-1</sup> und der P-Vorrat der Kontrollen  $0,484 \pm 0,174$  t ha.

Tabelle 10 Heißwasserlösliche Vorräte der C- und N-Fractionen sowie von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) in den Ah-Horizonten (0 – 5 cm) und den Bv-Horizonten (5 - 40 cm) der Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes (Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008)

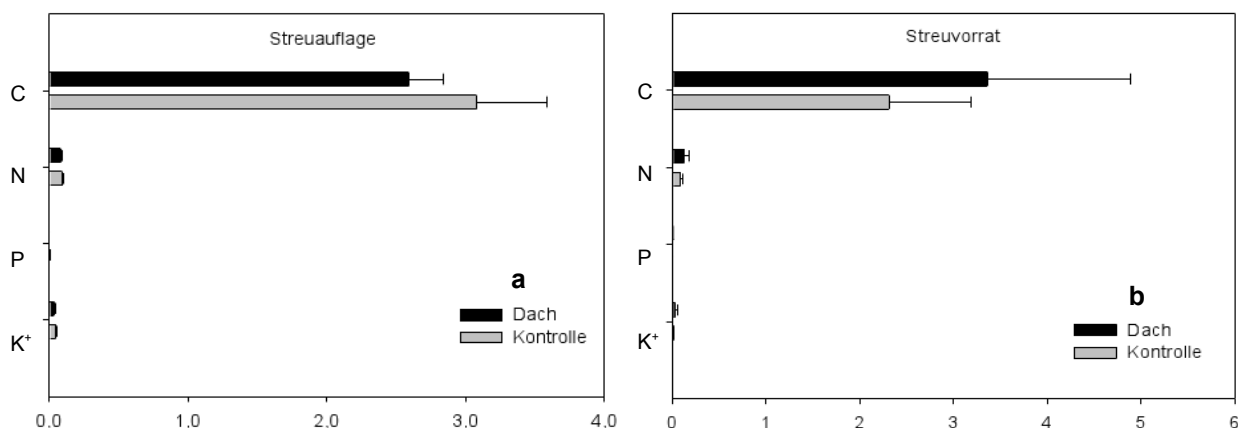
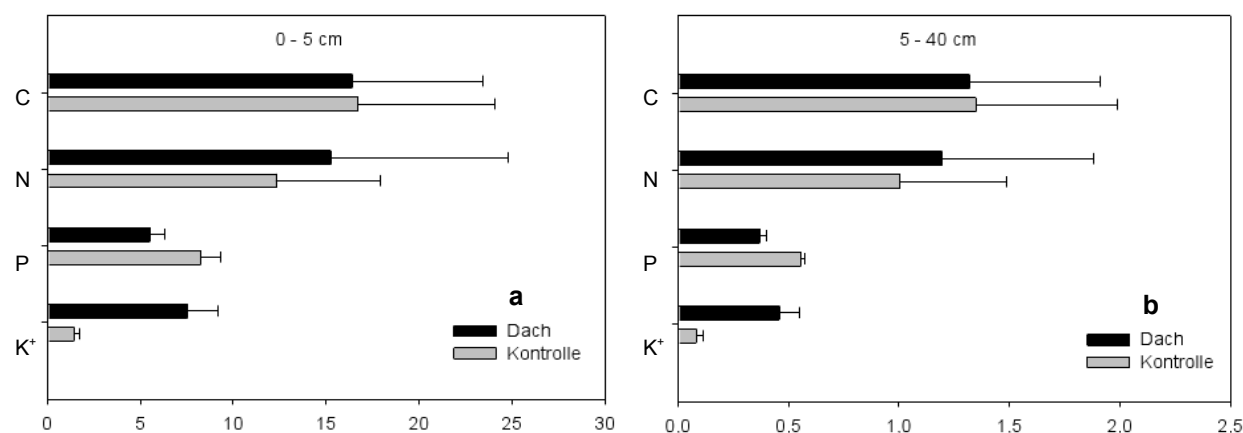
	DC	DOC	DIC	DNb	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$
					( $\text{kg ha}^{-1}$ )					
WD.VAh	189	182,9	6,02	18,5	1,12	2,51	2,87	11,5	1,56	4,49
WK.VAh	165,5	157,9	7,61	14,7	0,84	2,40	4,24	9,24	2,03	4,42
Q.D/K	1,1	1,2	0,8	1,3	1,3	1,0	0,7	1,2	0,8	1,0
WD.VBv	966,1	920,5	43,6	63,9	7,55	8,43	21,9	27,7	11,4	57,5
WK.VBv	1.024	972,6	51,3	66,6	7,41	6,96	18,9	40,8	10,9	48,7
Q.D/K	0,9	0,9	0,8	1,0	1,0	1,2	1,2	0,7	1,0	1,2

WD.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Dachflächen  
 WK.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Kontrollflächen  
 WD.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Dachflächen  
 WK.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Kontrollflächen  
 Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungsfaktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Die heißwasserextrahierbaren Vorräte von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  besaßen auf den Dach- und Kontrollflächen eine geringfügig weitere Amplitude als ihre Vorräte aus dem Bodenmaterial (Tab. 10). Aus dem Oberboden (0 - 5 cm) wurden für DOC mittlere Gehalte von  $182,9 \pm 87,5 \text{ kg ha}^{-1}$  (Dach) und von  $157,9 \pm 85,7 \text{ kg ha}^{-1}$  (Kontrolle) ermittelt, was 1,1 % und 0,9 % des Gesamtbodenvorrates entsprach. Für DNb und  $\text{K}^+$  wurden mit  $18,5 \pm 10,3 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $11,5 \pm 10,6 \text{ kg ha}^{-1}$  unter den Dächern bzw. mit  $14,7 \pm 7,74 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $9,24 \pm 1,94 \text{ kg ha}^{-1}$  niedrigere Vorräte auf den Kontrollflächen quantifiziert. Der Anteil des labilen DNb am Gesamtbodenvorrat erreichte 1,1 - 1,4 %, der Anteil von  $\text{K}^+$  betrug 0,4 %.

Von den Dachflächen wurden für die obersten 30 cm der Bv-Horizonte (10 - 40 cm) DOC und DNb-Vorräte von  $920,5 \pm 633,0 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $63,9 \pm 17,7 \text{ kg ha}^{-1}$  quantifiziert, was 0,9 % (DOC) und 0,8 % des Gesamtbodenvorrates entsprach. Auf den Kontrollplots wurden mit  $972,6 \pm 689,9 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $66,6 \pm 20,6 \text{ kg ha}^{-1}$  leicht höhere heißwasserlösliche Vorräte ermittelt, weshalb sich die Anteile am Gesamtbodenvorrat auch auf 1,1 % für DOC und 0,9 % für DNb erhöhten.  $\text{K}^+$  wies mit  $27,7 \pm 7,70 \text{ kg ha}^{-1}$  (Dach) und  $40,8 \pm 19,1 \text{ kg ha}^{-1}$  (Kontrolle) verhältnismäßig geringe Vorräte auf, sein Anteil am Gesamtbodenvorrat erreichte auch nur 0,1 - 0,2 %.



Abbildung 19 a+b Mittlere C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Einträge sowie Vorräte aus der Streuauflage (in t ha<sup>-1</sup>)Abbildung 20 a+b Mittlere C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Vorräte aus den Mineralbodenhorizonten (in t ha<sup>-1</sup> 5 cm<sup>-1</sup>)

#### 5.4 Lösungskonzentrationen und Stoffflüsse der O-, Ah- und Bv-Horizonte

Die Wasserflüsse der Kontrollflächen zeigten für die O-, Ah- und Bv-Lysimeter (je n = 6 pro Bodentiefe und Versuchsansatz auf Dach- bzw. Kontrollflächen) mit  $p < 0,05$  signifikant höhere Flüsse als die Dachflächen (Abb. A3). Der jährliche Wasserfluss der Streuauflage (O-Horizont) betrug auf den Dach- und Kontrollflächen im Mittel 900 mm und 3.495 mm. Das geringere Volumen der Ah-Horizonte (0 - 10 cm) betrug noch 566 mm (Dach) und 1.894 mm (Kontrolle). Die Wasserflüsse der Bv-Horizonte (5 - 35 cm) lagen in den Kontrollen mit 2.438 mm zwischen denen der O- und Ah-Horizonte. Auf den Dachplots überragten sie mit 1.427 mm sogar noch die Wasserflüsse der Streuauflage. Der um den Schluckbrunneneffekt korrigierte Wasserfluss der Bv-Horizonte entsprach dem Wasserfluss der Ah-Horizonte.

Streuauflage, Ah- und Bv-Horizonte wiesen (Anhang 3) auf den Kontrollflächen mit  $p < 0,05$  signifikant höhere pH-Werte als die Dachbereiche auf. Die pH-Mittelwerte erreichten auf den Kontrollen  $6,23 \pm 0,41$  (O),  $5,86 \pm 0,42$  (Ah) und  $5,77 \pm 0,59$  (Bv) bzw. unter den Dächern  $5,77 \pm 0,43$  (O),  $5,69 \pm 0,35$  (Ah) und  $5,56 \pm 0,54$  (Bv).

Weiterhin wies die Streuauflage in den Kontrollen ( $p < 0,05$ ) signifikant höhere Werte der elektrischen Leitfähigkeit gegenüber den Dachplots auf. Dagegen wurden in den Ah- und Bv-Horizonten annähernd gleiche Werte beobachtet ( $p > 0,05$ ). Die Mittelwerte der O-Lysimeter erreichten unter den Dächern  $32,4 \pm 19,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  und auf den Kontrollen  $44,8 \pm 25,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Die Mittelwerte der Ah- und Bv-Lysimeter betragen  $35,3 \pm 14,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  und  $30,7 \pm 18,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

#### 5.4.1 DOC-, DNb-, $P_{\text{tot}}$ - und $K^+$ -Lösungskonzentrationen der O-, Ah- und Bv-Horizonte

##### DOC-Konzentrationen

Mit  $p < 0,05$  lagen DOC, DC und DIC in den Kontrollen der Streuauflage signifikant über den Werten der Dachflächen. Die mittlere DOC-Konzentration der Streuperkolate betrug auf den Dachplots  $21,2 \pm 13,1 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21a), die Einzelwerte besaßen eine Amplitude zwischen  $4,4 - 72,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Vom DC ( $21,6 \pm 13,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) entfielen 98,1 % auf DOC und gerade einmal 1,4 % auf DIC ( $0,3 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ). Eine DOC-Spitzenkonzentration wurde im August 2007 ( $66,7 \pm 7,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) und eine Minimale Anfang März 2007 registriert ( $6,6 \pm 2,3 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 23a).

Die gegenüber den Dachflächen leicht erhöhten mittleren DOC-Konzentrationen der Kontrollen erreichten  $24,9 \pm 10,8 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21a). Die Einzelwerte bewegten sich mit  $4,2 - 69,8 \text{ mg l}^{-1}$  in einem vergleichbaren Bereich wie die Dachplots. DOC besaß einen Anteil von 95,1 % am DC ( $26,2 \pm 11,0 \text{ mg l}^{-1}$ ). DIC ( $1,3 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) war mit einem Anteil von 5,0 % vierfach höher als auf den Dachflächen. Der Januar 2008 ( $63,1 \pm 6,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) wies die mit Abstand höchste, der Zeitraum Anfang März 2007 ( $7,2 \pm 3,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) die mit Abstand niedrigste mittlere monatliche Konzentration auf (Abb. 23b).

In den Ah-Horizonten lag das DC und DOC der Kontrollen signifikant über dem der Dachplots ( $p < 0,05$ ). Dagegen ergaben sich für die DIC-Konzentrationen ( $0,3 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf den Dach- und Kontrollflächen keine Unterschiede ( $p > 0,05$ ).

Auf den Dachplots betrug die mittleren Konzentrationen für DC und DOC  $17,2 \pm 7,0 \text{ mg l}^{-1}$  und  $16,8 \pm 7,3 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21a). DOC besaß einen Anteil von 97,9 % des DC, während DIC nur 1,5 % erreichte. Hohe DOC-Konzentrationen wurden im November 2007 ( $29,8 \pm 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $27,8 \pm 5,3 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigsten Anfang März 2007 ( $9,3 \pm 2,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im April 2007 ( $9,7 \pm 1,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) gemessen (Abb. 23a). Im Juni 2008 waren, wegen zu geringer Niederschläge, keine Perkolate vorhanden.

Gegenüber den Dachflächen wurden in den Kontrollen leicht höhere mittlere DC- und DOC-Konzentrationen von  $21,8 \pm 7,5 \text{ mg l}^{-1}$  und  $21,4 \pm 7,1 \text{ mg l}^{-1}$  beobachtet. Im Januar 2008 ( $33,1 \pm 3,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) trat eine DOC-Spitzenkonzentration auf. Eine minimale DOC-Konzentration wurde

Anfang März 2007  $13,2 \pm 1,5 \text{ mg l}^{-1}$  gemessen (Abb. 23b).

Im Vergleich zu den darüberliegenden Horizonten (org. Auflage und Ah-Horizont) waren die Konzentrationen der C-Fractionen im Bv-Horizont wesentlich geringer. Die Verminderungen der Konzentrationen waren in den Kontrollen besonders ausgeprägt. Die mittleren DC-, DOC-Konzentrationen der Bv-Lysimeter lagen mit  $p > 0,05$  auf den Dachplots signifikant über den Kontrollen. Für DIC ( $0,3 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) waren mit  $p > 0,05$  keine Unterschiede ermittelbar.

Auf den Dachflächen wurde ein DOC-Mittelwert von  $4,9 \pm 3,1 \text{ mg l}^{-1}$  erreicht (95,2 % des DC), die Einzelwerte bewegten sich zwischen  $0,6 - 12,2 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21a). Die mittlere DC-Konzentration betrug  $5,1 \pm 3,2 \text{ mg l}^{-1}$ , wovon etwa 4,5 % auf DIC ( $0,2 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) entfielen. Maximale monatliche DOC-Konzentrationen wurden im März und im Juni 2008 ( $10,2 \pm 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $12,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), sehr geringe im Mai 2007 beobachtet ( $1,1 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 23a).

Die Kontrollen wiesen einen niedrigeren Mittelwert von  $3,3 \pm 1,8 \text{ DOC mg l}^{-1}$  (90,3 % des DC) und Einzelwerte zwischen  $1,1 - 7,9 \text{ mg l}^{-1}$  auf. DC erreichte einen Mittelwert von  $3,7 \pm 1,8 \text{ mg l}^{-1}$  und DIC von  $7,4 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$  (9,1 % des DC). Eine DOC-Spitzenkonzentration wurde im April 2007 ( $7,4 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) bzw. die minimale im Juli 2007 registriert ( $1,5 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ).

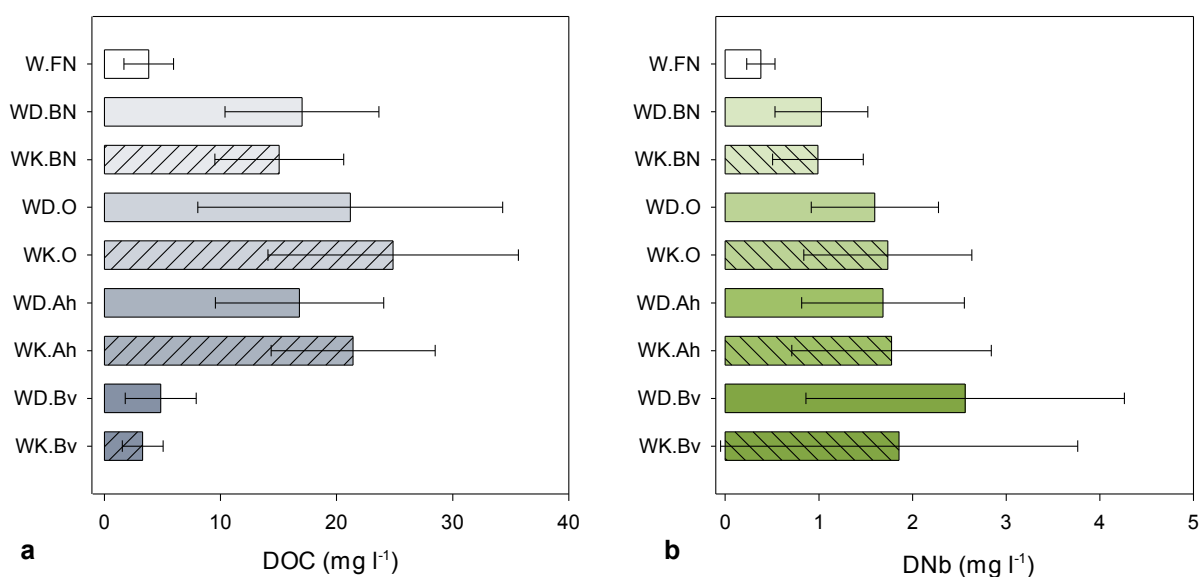


Abbildung 21 a+b Mittlere Lösungskonzentrationen und SD ( $\text{mg l}^{-1}$ ) von a) DOC und b) DNb aus Freiland- und Bestandesniederschlag, in Perkolaten der Streuauflage (O-Lage), der Ah- und Bv-Horizonte von den Dach- und Kontrollflächen im Regenwald (Zeitraum: Februar 2007 bis Juni 2008)

### Konzentrationen von DNb, $\text{NO}_3\text{-N}$ , $\text{NH}_4\text{-N}$ , DON und DON+R

In den Streuperkolaten wurden für DNb ( $1,7 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ),  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $0,290 \pm 0,299 \text{ mg l}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $0,145 \pm 0,108 \text{ mg l}^{-1}$ ) und für DON ( $1,4 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) mit  $p > 0,05$  keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen quantifiziert. Nur DON+R zeigte signifikant höhere Konzentrationen

( $p < 0,05$ ) auf den Kontrollen (WD.O:  $0,5 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ; WK.O:  $1,0 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ).

In den Dachbereichen wurde im Oktober 2007 ( $3,7 \pm 0,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchste bzw. Anfang März 2007 und im April 2008 ( $0,9 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,8 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen DNb-Konzentrationen beobachtet (Abb. 23c). Auf den Kontrollen wiesen der März 2007 ( $4,3 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) und der Januar 2008 ( $4,5 \pm 1,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchsten und der Zeitraum Anfang März 2007 ( $0,8 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen DNb-Konzentrationen auf (Abb. 23d).

In den Ah-Lysimetern aus dem Oberboden wurden für DNb ( $1,7 \pm 1,0 \text{ mg l}^{-1}$ ),  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $0,302 \pm 0,333 \text{ mg l}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4\text{-N}$  (MW:  $0,133 \pm 0,128$ ) und DON+R ( $0,805 \pm 0,442 \text{ mg l}^{-1}$ ) mit  $p > 0,05$  keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen und nur für DON (WD.Ah:  $1,6 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$  WK.Ah:  $2,0 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) signifikant höhere Konzentrationen auf den Kontrollen ( $p < 0,05$ ) quantifiziert.

Die höchste mittlere monatliche DNb-Konzentration wurde auf den Dachflächen im März 2007 ( $3,5 \pm 0,9 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigste im Mai 2008 beobachtet ( $0,5 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 23c). Im Juni 2008 konnten trockenheitsbedingt keine Proben erzeugt werden. Auf den Kontrollflächen wurde die höchste mittlere monatliche DNb-Konzentration im Juni 2007 ( $3,4 \pm 1,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) und die niedrigste im Dezember 2007 registriert ( $0,8 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 23d).

Die mittleren DNb-Konzentrationen nahmen von der Streuauflage über den Ah-Horizont zum Bv-Horizont zu, was besonders auf die DNb-Konzentrationen der Dachflächen zutraf (Abb. 21b). Gegenüber den Kontrollen wurden auf den Dachflächen für DNb mit  $p < 0,05$  signifikant höhere Konzentrationen kalkuliert.  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $1,02 \pm 1,11 \text{ mg l}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $0,060 \pm 0,045 \text{ mg l}^{-1}$ ), DON ( $2,4 \pm 1,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DON+R ( $0,3 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) wiesen keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen auf ( $p > 0,05$ ).

Unter den Dächern betrug der DNb-Mittelwert  $2,6 \pm 1,7 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21b), die Einzelwerte erstreckten sich zwischen  $0,4 - 6,3 \text{ mg l}^{-1}$ . Maximale monatliche DNb-Konzentrationen wurden auf den Dachflächen im August und Oktober 2007 ( $5,3 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $5,5 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ), minimale im Mai 2008 ( $0,4 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) gemessen (Abb. 23c).

Gegenüber den Dachflächen erreichte der DNb-Mittelwert in den Kontrollen mit  $1,9 \pm 1,9 \text{ mg l}^{-1}$  nur rund 70 % der Dachflächen, die Einzelwerte schwankten zwischen  $0,2 - 7,7 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 21b). Es traten, im Juni 2007 ( $7,3 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchsten und im November 2007 ( $0,3 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen DNb-Konzentrationen auf (Abb. 23d).

### **Konzentrationen von $\text{P}_{\text{tot}}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$ , DOP**

In den Streuperkolaten (O-Lysimeter) wurden für  $\text{P}_{\text{tot}}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOP, ähnlich dem DNb, keine signifikanten Unterschiede ( $p > 0,05$ ) zwischen Dach- und den Kontrollplots quantifiziert.

Die mittleren Konzentrationen betragen für  $P_{\text{tot}}$   $0,102 \pm 0,063 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $0,011 - 0,386 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 22a). Am  $P_{\text{tot}}$  besaß DOP mit  $0,086 \pm 0,053 \text{ mg l}^{-1}$  einen Anteil von etwa 85 %,  $\text{PO}_4\text{-P}$  machte mit  $0,014 \pm 0,030 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest aus.

Im August und September 2007 ( $0,386 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,331 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) sowie im Januar 2008 ( $0,367 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden auf den Dachplots maximale  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beobachtet. Der Juli 2007 ( $0,023 \pm 0,011 \text{ mg l}^{-1}$ ) wies hingegen minimale Werte auf (Abb. 23e). Die Kontrollen zeigten im Januar und im Mai 2008 ( $0,185 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,152 \pm 0,039 \text{ mg l}^{-1}$ )  $P_{\text{tot}}$ -Spitzenkonzentrationen. Im April 2007 ( $0,024 \pm 0,013 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurde die niedrigste mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentration gemessen (Abb. 23f).

Auch im Ah-Horizont konnten für  $P_{\text{tot}}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOP keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen quantifiziert werden ( $p > 0,05$ ).  $P_{\text{tot}}$  erreichte einen Mittelwert von  $0,040 \pm 0,025 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten sich zwischen  $0,00 - 0,11 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 22a). Am  $P_{\text{tot}}$  besaß  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $0,005 \pm 0,004 \text{ mg l}^{-1}$ ) einen Anteil von 13,5 % und DOP ( $0,034 \pm 0,025 \text{ mg l}^{-1}$ ) von 86,5 %. Die höchsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen wurden unter den Dächern im September 2007 ( $0,048 \pm 0,011 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $0,073 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigste im Juli 2007 ( $0,006 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet. Im Juni 2008 konnten trockenheitsbedingt keine Perkolate aus den Ah-Lysimetern gewonnen werden (Abb. 23e).

Auf den Kontrollflächen zeigten der April und der Mai 2008 ( $0,066 \pm 0,014 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,061 \pm 0,001 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchsten bzw. der April 2007 ( $0,014 \pm 0,002 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,0 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen Konzentrationen (Abb. 23f).

Wie in den darüberliegenden Horizonten, konnten auch aus den Lösungen der Bv-Horizonte für  $P_{\text{tot}}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOP mit  $p > 0,05$  keine Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen kalkuliert werden. Allerdings nahmen die Konzentrationen vom Bestandesniederschlag über die organische Auflage mit zunehmender Bodentiefe stark ab (Abb. 22a).

Der  $P_{\text{tot}}$ -Mittelwert betrug hier  $0,028 \pm 0,023 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte erstreckten sich zwischen  $0,000 - 0,102 \text{ mg l}^{-1}$ . Auf  $\text{PO}_4\text{-P}$  entfielen mit  $0,005 \pm 0,004 \text{ mg l}^{-1}$  16,5 % und auf DOP mit  $0,023 \pm 0,021 \text{ mg l}^{-1}$  82,7 % des  $P_{\text{tot}}$ .

Unter den Dächern wurden im September 2007 ( $0,046 \pm 0,002 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im April 2008 ( $0,047 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) hohe bzw. im April 2007 ( $0,0 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Juni 2008 ( $0,003 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) niedrige mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen registriert (Abb. 23e). In den Kontrollen wurden im Januar und im Mai 2008 ( $0,051 \pm 0,012 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,058 \pm 0,040 \text{ mg l}^{-1}$ ) hohe bzw. im April 2007 und 2008 ( $0,0 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,001 \pm 0,001 \text{ mg l}^{-1}$ ) niedrige mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beobachtet (Abb. 23f).

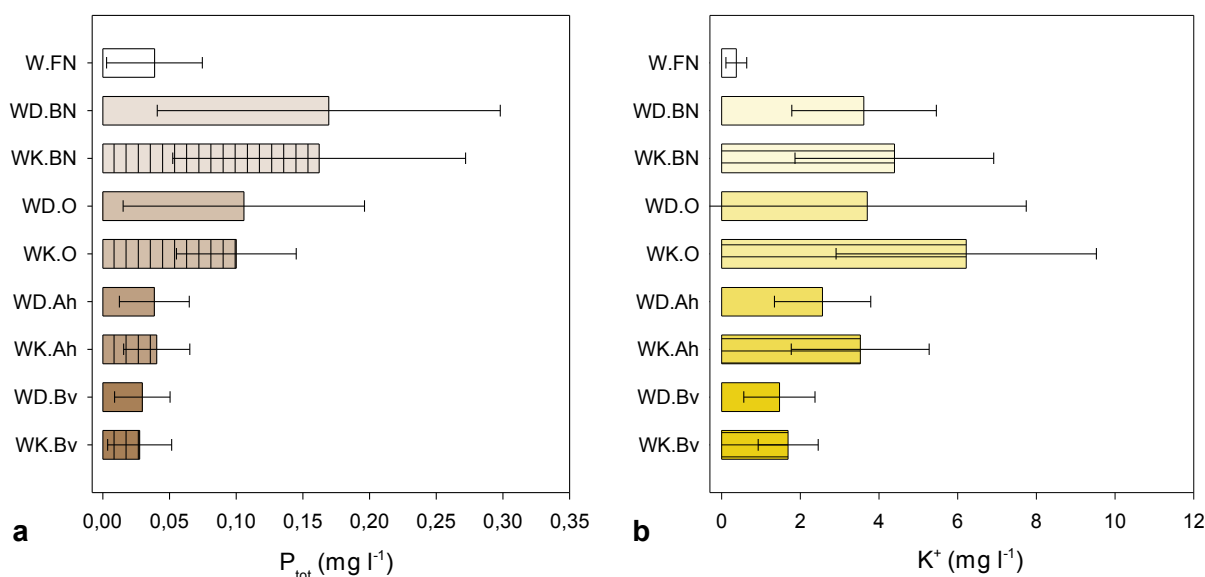


Abbildung 22 a+b Mittlere Lösungskonzentrationen und SD (mg l<sup>-1</sup>) von a) P<sub>tot</sub> und b) K<sup>+</sup> aus Freiland- und Bestandesniederschlag, in den Perkolaten der Streuauflage (O-Lage), der Ah- und Bv-Horizonte von den Dach- und Kontrollflächen im Regenwald (Zeitraum: Februar 2007 bis Juni 2008)

### Konzentrationen von K<sup>+</sup> und weiterer Kationen (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup>)

Die mittleren Ca<sup>2+</sup>-, K<sup>+</sup>-, und Mg<sup>2+</sup>-Konzentrationen lagen in den Streuperkolaten (O-Lysimeter), ähnlich den C-Fractionen, der Kontrollen signifikant über denen der Dachflächen ( $p < 0,05$ ). Für Na<sup>+</sup> ( $0,267 \pm 0,098$  mg l<sup>-1</sup>) war dagegen kein Unterschied ermittelbar ( $p < 0,05$ ).

Auf den Dachplots wurden Mittelwerte von  $1,33 \pm 1,04$  mg Ca<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup>,  $3,71 \pm 4,04$  mg K<sup>+</sup> l<sup>-1</sup> und von  $0,536 \pm 0,388$  mg Mg<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup> erreicht (Abb. 22b). Im August und im Oktober 2007 ( $13,9 \pm 0,1$  mg l<sup>-1</sup>;  $13,5 \pm 0,3$  mg l<sup>-1</sup>) wurden die höchsten bzw. im April und Mai 2007 ( $1,10 \pm 0,38$  mg l<sup>-1</sup>;  $1,04 \pm 0,55$  mg l<sup>-1</sup>) die niedrigsten mittleren monatlichen K<sup>+</sup>-Konzentrationen beobachtet (Abb. 23g).

Auf den Kontrollen wurden mit  $2,07 \pm 1,14$  mg Ca<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup>,  $6,22 \pm 3,31$  mg K<sup>+</sup> l<sup>-1</sup> und  $1,11 \pm 0,58$  mg Mg<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup> die doppelten Konzentrationen der Dachflächen erreicht. Eine monatliche K<sup>+</sup>-Spitzenkonzentration trat im Dezember 2007 ( $14,2 \pm 0,4$  mg l<sup>-1</sup>) auf. Die niedrigste mittlere monatliche Konzentration wurde Anfang März 2007 beobachtet ( $1,55 \pm 0,47$  mg l<sup>-1</sup>, Abb. 23h).

In den Ah-Horizonten wurden bei mittleren Konzentrationen von  $2,03 \pm 0,93$  mg Ca<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup> und  $0,284 \pm 0,137$  mg Na<sup>+</sup> l<sup>-1</sup> keine signifikanten Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollplots quantifiziert ( $p > 0,05$ ). K<sup>+</sup> und Mg<sup>2+</sup> zeigten signifikant höhere Konzentrationen auf den Kontrollen ( $p < 0,05$ ).

Unter den Dächern betragen die mittlere Konzentrationen von K<sup>+</sup>  $2,57 \pm 1,22$  mg l<sup>-1</sup> (Abb. 22b) und von Mg<sup>2+</sup>  $0,633 \pm 0,336$  mg l<sup>-1</sup>. Die höchsten mittleren monatlichen K<sup>+</sup>-Konzentrationen wurden im August 2007 ( $4,65 \pm 0,03$  mg l<sup>-1</sup>), die niedrigsten im Mai 2008 ( $0,787 \pm 0,000$  mg l<sup>-1</sup>)

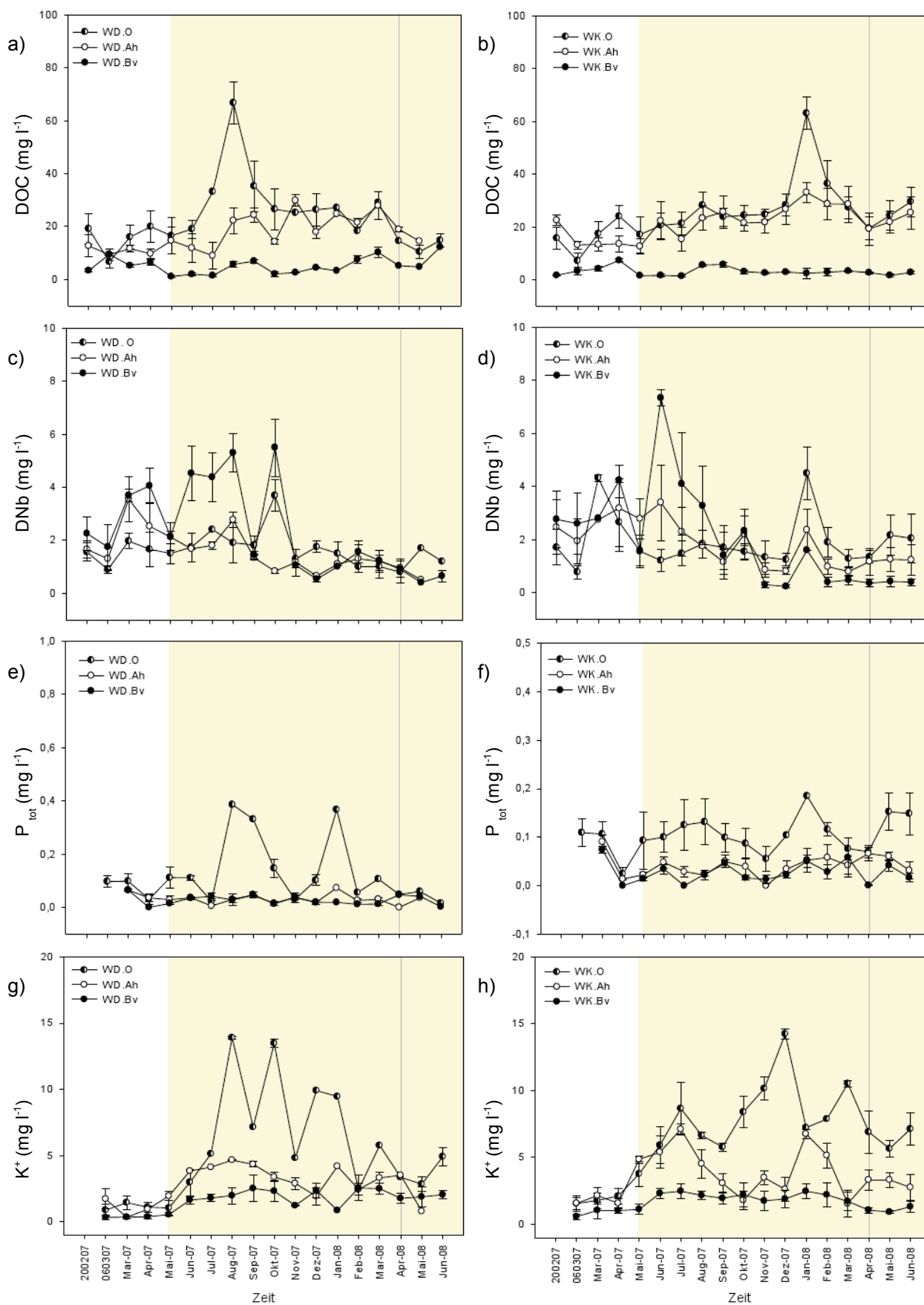


Abbildung 23 a-h Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup>-Konzentrationen aus der Streuaufgabe, den Ah- und Bv-Horizonten (Farbiger Hintergrund: Austrocknungszeitraum, graue Linie: Ende des Zeitabschnittes zur Kalkulation der Flüsse)

beobachtet (Abb. 23g). Auf den Kontrollflächen erreichten die mittleren Konzentration von  $K^+$   $3,52 \pm 1,75 \text{ mg l}^{-1}$  und die von  $Mg^{2+}$   $1,03 \pm 0,41 \text{ mg l}^{-1}$ . Eine maximale monatliche  $K^+$ -Konzentration trat hier im Januar 2008 ( $6,76 \pm 0,36 \text{ mg l}^{-1}$ ) und eine minimale im März 2008 auf ( $1,54 \pm 0,97 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 23h).

Im vertikalen Verlauf nahmen die mittleren monatlichen  $K^+$ -Konzentrationen von der organischen Auflage mit zunehmender Bodentiefe ab (Abb. 22b). Innerhalb der Bv-Horizonte konnten für  $Ca^{2+}$  und  $K^+$  mit  $p > 0,05$  keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen kalkuliert werden. Die mittleren Konzentrationen von  $Ca^{2+}$  betragen  $1,60 \pm 0,88 \text{ mg l}^{-1}$  und die von  $K^+$   $1,59 \pm 0,84 \text{ mg l}^{-1}$ .  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  wiesen dagegen signifikant höhere Konzentrationen in den Kontrollen auf ( $p < 0,05$ ).

Auf den Dachplots wurden im September 2007 ( $2,52 \pm 1,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Februar 2008 ( $2,55 \pm 0,97 \text{ mg l}^{-1}$ ) die beiden höchsten bzw. Anfang März und im April 2007 ( $0,337 \pm 0,147 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,374 \pm 0,121 \text{ mg l}^{-1}$ ) die beiden niedrigsten mittleren monatlichen  $K^+$ -Konzentrationen beobachtet (Abb. 23g). Auf den Kontrollen wiesen der Juli 2007 ( $2,74 \pm 0,58 \text{ mg l}^{-1}$ ) und der Januar 2008 ( $2,47 \pm 0,56 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. der Zeitraum Anfang März 2007 ( $0,570 \pm 0,200 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche  $K^+$ -Konzentrationen auf.

#### **5.4.2 Jahresflüsse von DOC, DNb, $P_{\text{tot}}$ und $K^+$ aus der organischen Auflage und dem Mineralboden**

##### **Flüsse von DOC, DC und DIC**

Aus der Streuaufgabe wurden für die Dachflächen jährliche Austräge von  $166,5 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (knapp 99 % des DC) und  $1,91 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (rund 1 % des DC) quantifiziert. Die höchsten mittleren monatlichen DOC-Flüsse wurden im Mai und im September 2007 ( $31,8 \pm 7,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $37,2 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ), die niedrigsten im Juli 2007 ( $3,8 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) kalkuliert (Abb. 24a).

Die Kontrollen besaßen die jährlichen Flüsse von  $421,7 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (94,1 % des DC),  $448,0 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und  $22,6 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (5,0 % des DC). Für DC und DOC lagen sie damit 2,5-fach, für DIC 12-fach über den Dachflächen. Maximale monatliche DOC-Flüsse traten im Oktober 2007 und im März 2008 ( $56,1 \pm 5,8 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $62,7 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. der niedrigste im Januar 2008 auf ( $10,9 \pm 1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 24b).

Die jährlichen DOC-Austräge der Ah-Horizonte betragen unter den Dächern  $161,1 \text{ kg ha}^{-1}$  (etwa 98 % des DC) und lagen auf den Kontrollen mit  $356,0 \text{ kg ha}^{-1}$  (ca. 99 % des DC) mehr als doppelt so hoch. An den DC-Flüssen (WD.Ah:  $164,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ; WK.Ah:  $360,8 \text{ kg ha}^{-1}$ ) hatte DIC einen Anteil von knapp 2 % (Dach:  $1,38 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. von rund 1 % (Kontrolle:  $4,37 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Auf den Dachflächen wurden maximale DOC-Austräge im Mai 2007 ( $22,1 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im



März 2008 ( $26,3 \pm 2,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. niedrige DOC-Austräge im Juni und Juli 2007 ( $3,2 \pm 0,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $2,0 \pm 0,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ) kalkuliert (Abb. 24a). Wegen zu geringer Niederschläge und der Überdachung konnte im Juni 2008 kein DOC-Fluss beobachtet werden. Auf den Kontrollen wurden monatliche DOC-Spitzenflüsse im Oktober 2007 ( $46,3 \pm 7,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $46,8 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ermittelt. Der niedrigste mittlere monatliche Fluss trat im Januar 2008 auf ( $12,3 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 24b).

Aus den Bv-Horizonten der Dachplots ergab sich ein mittlerer jährlicher DC-Austrag von  $53,9 \text{ kg ha}^{-1}$ , der sich zu  $49,4 \text{ kg ha}^{-1}$  (etwa 92 %) aus DOC und  $4,09 \text{ kg ha}^{-1}$  (ca. 8 %) aus DIC zusammensetzt. Ein DOC-Höchstfluss wurde im Dezember 2007 ( $12,2 \pm 1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. minimale Flüsse im Juli 2007 ( $1,1 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $1,2 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quantifiziert.

Die jährlichen Flüsse betragen in den Kontrollen  $82,2 \text{ kg ha}^{-1}$  für DOC (rund 93 % des DC),  $5,82 \text{ kg ha}^{-1}$  für DIC (knapp 7 % des DC) und entsprechend  $88,3 \text{ kg ha}^{-1}$  für DC. Der höchste mittlere monatliche DOC-Fluss wurde auf den Kontrollen im August 2007 ( $16,5 \pm 2,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ), der niedrigste im Januar 2008 quantifiziert ( $0,3 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 24b).

Die um den Schluckbrunneneffekt bereinigten Flüsse erreichten auf den Dachplots  $21,4 \text{ kg DC ha}^{-1}$ ,  $19,6 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  und  $1,62 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  bzw. in den Kontrollen  $68,6 \text{ kg DC ha}^{-1}$ ,  $63,9 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  und  $4,5 \text{ kg DIC ha}^{-1}$ . Damit lagen alle gelösten Kohlenstofffraktionen der Kontrollen etwa dreifach über den Dachflächen.

### Die Flüsse von DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und DON

In den Streuperkolaten der Dachflächen wurden 12-monatige DNb- und NO<sub>3</sub>-N-Flüsse von  $14,2 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $3,46 \text{ kg ha}^{-1}$  sowie fünfmonatige NH<sub>4</sub>-N- und DON-Flüsse von knapp  $0,958 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $8,0 \text{ kg ha}^{-1}$  quantifiziert. Im Mai 2007 ( $3,4 \pm 0,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ) trat ein DNb-Spitzenfluss auf. Der niedrigste mittlere monatliche Fluss wurde im Juli 2007 ( $0,3 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) beobachtet (Abb. 24c).

Entsprechend der möglichen Zeiträume wurden für DON und NO<sub>3</sub>-N auf den Kontrollflächen zweifach höhere und für DNb dreifach höhere Austräge gegenüber den Dachplots beobachtet. Die Kontrollen erreichten 12-monatigen DNb- und NO<sub>3</sub>-N-Flüsse  $42,0 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $7,88 \text{ kg ha}^{-1}$ , die fünfmonatigen NH<sub>4</sub>-N- und DON-Flüsse  $0,927 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $18,0 \text{ kg ha}^{-1}$ . Maximale monatliche DNb-Flüsse wiesen der August 2007 ( $7,3 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. niedrige der Januar und der Februar 2008 auf ( $1,1 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $1,7 \pm 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ; Abb. 24d).

Die Oberbodenhorizonte erreichten unter den Dächern einen 12-monatigen DNb- und NO<sub>3</sub>-N-Fluss  $14,8 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $2,19 \text{ kg ha}^{-1}$  sowie einen fünfmonatigen NH<sub>4</sub>-N- und DON-Fluss von  $0,378 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $8,3 \text{ kg ha}^{-1}$ . Im Mai und im Oktober 2007 ( $3,6 \pm 1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $2,5 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ )

wurden sehr hohe, im Januar 2008 ( $0,3 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr geringe mittlere monatliche DNB-Flüsse quantifiziert. Die DNB-,  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse der Dachplots erreichten innerhalb der möglichen Zeiträume gegenüber den Flüssen der Kontrollen nur etwa 60 - 65 % (DNb,  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) bzw. rund 80 % (DON).

Auf den Kontrollen ergaben sich 12-monatige Flüsse von  $23,7 \text{ kg DNB ha}^{-1}$  und von  $3,32 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ , sowie fünfmonatige Flüsse von  $0,621 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und von  $10,3 \text{ kg DON ha}^{-1}$ . Es wurden monatliche DNB-Spitzen im Mai und im August 2007 ( $3,1 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $3,1 \pm 1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sowie sehr niedrige DNB-Flüsse im Januar und Februar 2008 quantifiziert ( $0,5 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,7 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Für die Bv-Horizonte der Dachflächen wurden 12-monatige Flüsse von  $43,1 \text{ kg DNB ha}^{-1}$  und  $13,1 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  sowie fünfmonatige Flüsse von  $0,915 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und von  $26,9 \text{ kg DON ha}^{-1}$  quantifiziert. DNB-Höchstflüsse wurden im Mai und Juni 2007 ( $10,6 \pm 1,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $12,7 \pm 0,5$ ) bzw. niedrige im Januar und Februar 2008 ( $0,1 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,3 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) kalkuliert.

Die Kontrollplots erreichten 12-monatigen Flüsse von  $33,7 \text{ kg DNB ha}^{-1}$  und von  $11,1 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  sowie fünfmonatigen Flüsse von  $0,799 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$  und von  $19,9 \text{ kg DON ha}^{-1}$ . Maximale monatliche DNB-Austräge traten im Juni 2007 ( $9,8 \pm 0,8 \text{ kg ha}^{-1}$ ), minimale im Januar und Februar 2008 auf ( $0,2 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,3 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ; Abb. 24d).

Die um den Schluckbrunneneffekt verringerten Austräge betragen unter den Dächern für die möglichen Zeiträume pro Hektar  $17,1 \text{ kg DNB}$ ,  $10,7 \text{ kg DON}$ ,  $5,18 \text{ kg NO}_3\text{-N}$  und  $0,363 \text{ kg NH}_4\text{-N}$ . Den korrigierten Flüssen der Kontrollen entsprachen  $26,2 \text{ kg DNB}$ ,  $15,4 \text{ kg DON}$ ,  $8,63 \text{ kg NO}_3\text{-N}$  und  $0,621 \text{ kg NH}_4\text{-N}$ . Die Austräge der Kontrollen übertrafen die Austräge der Dachflächen für DNB und DON um das rund 1,5-fache, für  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  um das 1,7-fache.

### Die Flüsse von $\text{P}_{\text{tot}}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$ und DOP

In der Streuauflage der Dachflächen wurden jährliche Flüsse von  $2,10 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,126 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  und von  $1,47 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  beobachtet. Im September 2007 ( $0,614 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $0,673 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden maximale, im November und Dezember 2007 ( $0,010 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,023 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr geringe mittlere monatliche  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse kalkuliert (Abb. 24e).

Die Austräge der Dachflächen erreichten für  $\text{P}_{\text{tot}}$  ca. 96 %, für  $\text{PO}_4\text{-P}$  ca. 72 % und für DOP ca. 73 % der Kontrollen (Abb. 24f). Auf den Kontrollen wurden Flüsse von  $2,19 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ,  $0,175 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (8,0 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ ) und von  $2,03 \text{ kg DOP ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (92,6 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ ) gemessen. Ein  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Spitzenfluss trat im September 2007 ( $0,372 \pm 0,030 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auf. Die niedrigsten  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse wurden im November 2007 ( $0,042 \pm 0,014 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quantifiziert.

In den Ah-Horizonten wurden für die Dachflächen jährliche Austräge von  $0,157 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$  und entsprechend  $0,042 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  (26,7 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ ) sowie  $0,115 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  (73,3 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ )

beobachtet. Im Mai und im September 2007 ( $0,036 \pm 0,005 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,033 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden maximale monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse quantifiziert. Im Juli und im Dezember 2007 sowie im April 2008 (jeweils  $0,0 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) waren aus den Daten keine  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse kalkulierbar. Für den Januar und den Februar 2008 konnten wegen zu geringer Niederschläge und der Überdachung keine Flüsse berechnet werden (Abb. 24e).

Die jährlichen Austräge der Kontrollen erreichten  $0,625 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,099 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  (15,8 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und  $0,517 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  (82,7 % des  $P_{\text{tot}}$ ). Gegenüber den Dachflächen wurden für  $P_{\text{tot}}$  vierfach, für  $\text{PO}_4\text{-P}$  zweifach und für DOP 4,5-fach höhere Austräge erreicht. Im Dezember 2007 ( $0,086 \pm 0,047 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurde der höchste, im November 2007 und im Januar 2008 (je  $0,0 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) die beiden niedrigsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse kalkuliert (Abb. 24f).

In den Bv-Horizonten erreichte das jährliche Mittel der Dachplots  $0,327 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,080 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  und  $0,240 \text{ kg DOP ha}^{-1}$ . Im August 2007 ( $0,060 \pm 0,009 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden die höchsten, im Januar und Februar 2008 (jeweils  $0,001 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse quantifiziert.

Auf den Kontrollflächen wurde ein jährliches Mittel von  $0,433 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ , sowie zehnmontatige Mittel von  $0,100 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  und von  $0,313 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  berechnet. Ein  $P_{\text{tot}}$ -Spitzenfluss wurde im September 2007 ( $0,071 \pm 0,017 \text{ kg ha}^{-1}$ ) erreicht. Im Juli 2007 ( $0,0 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ), im Januar und im April 2008 ( $0,005 \pm 0,002 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,001 \pm 0,002 \text{ kg ha}^{-1}$ ) traten nur sehr geringe bzw. keine messbaren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse auf (Abb. 24f).

Die 12-monatigen und um den Schluckbrunneneffekt korrigierten Flüsse der Dachflächen betragen  $0,130 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,032 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  und  $0,095 \text{ kg DOP ha}^{-1}$ . Auf den Kontrollen wurden ein 12-monatiger  $P_{\text{tot}}$ -Fluss  $0,337 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $0,280 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für zehn Monate), sowie 10-monatige Flüsse von  $0,077 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  und  $0,243 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  quantifiziert. Die Dachflächen wiesen ca. 2,5-fach verringerte Austräge gegenüber den Kontrollen auf.

### **Flüsse von $\text{K}^+$ und weiterer Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ und $\text{Na}^+$ )**

In der Streuauflage traten auf den Dachflächen pro Hektar jährliche Flüsse von  $12,1 \text{ kg}$  für  $\text{Ca}^{2+}$ , von  $27,5 \text{ kg}$  für  $\text{K}^+$ , von  $4,27 \text{ kg}$  für  $\text{Mg}^{2+}$  und von  $2,50 \text{ kg}$  für  $\text{Na}^+$  auf. Im Fall von  $\text{K}^+$  wurden die höchsten mittleren monatlichen Flüsse im August 2007 ( $3,56 \pm 0,93 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $3,56 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. der niedrigste im Juli 2007 ( $0,589 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ermittelt (Abb. 24g). Die jährlichen Flüsse der Kontrollen erreichten für  $\text{Ca}^{2+}$  ( $41,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und für  $\text{K}^+$  ( $74,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) das Dreifache, für  $\text{Mg}^{2+}$  ( $20,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ca. das Fünffache und für  $\text{Na}^+$  ( $4,75 \text{ kg ha}^{-1}$ ) rund das Doppelte der Dachplots. Hohe mittlere monatliche  $\text{K}^+$ -Flüsse wurden im Juni 2007 ( $9,09 \pm 0,47 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und Februar 2008 ( $8,71 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. der niedrigste im Januar 2008 quantifiziert ( $1,33 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 24h).

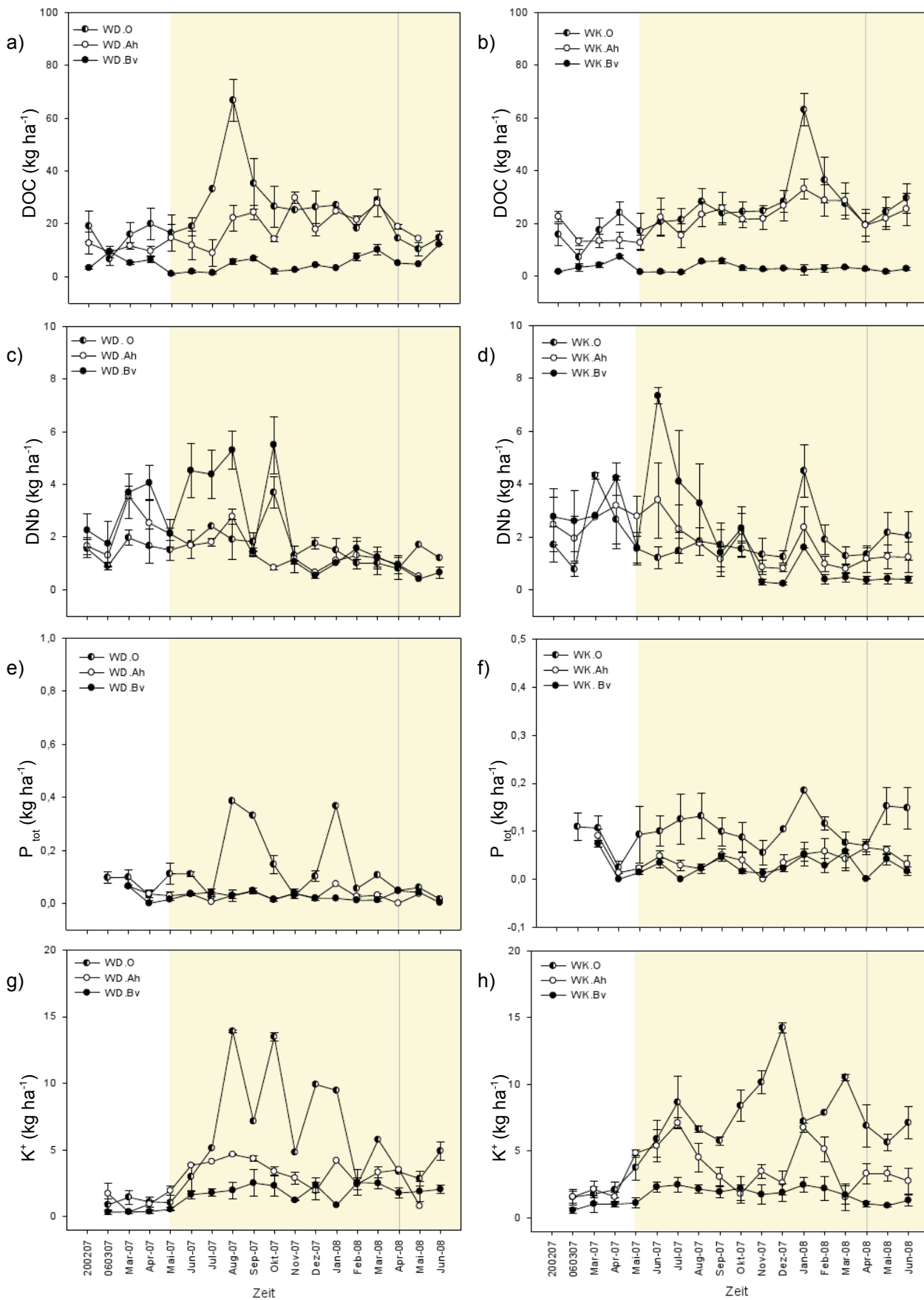


Abbildung 24 a-h Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup>-Flüsse aus der Streuaufgabe, den Ah- und Bv-Horizonten (Farbiger Hintergrund: Austrocknungszeitraum, graue Linie: Ende des Zeitabschnittes zur Kalkulation der Flüsse)

Aus den Oberbodenhorizonten ergaben sich für die Dachflächen jährliche Flüsse von 15,9 kg  $\text{Ca}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$ , 28,3 kg  $\text{K}^+$   $\text{ha}^{-1}$ , 3,92 kg  $\text{Mg}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$  und 2,03 kg  $\text{Na}^+$   $\text{ha}^{-1}$ . Im Juni 2007 ( $4,10 \pm 0,00$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ) wurde der höchste und im Juli 2007 ( $0,812 \pm 0,000$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ) der niedrigste mittlere monatliche  $\text{K}^+$ -Fluss kalkuliert.

Die  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{K}^+$ -Flüsse lagen auf den Kontrollen zweifach, die  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Na}^+$ -Flüsse dreifach über den Flüssen der Dachflächen. Die jährliche Flüsse wiesen hier pro Hektar 27,0 kg für  $\text{Ca}^{2+}$ , 63,1 kg für  $\text{K}^+$ , 13,5 kg für  $\text{Mg}^{2+}$  und 5,53 kg für  $\text{Na}^+$  auf. Hohe mittlere monatliche  $\text{K}^+$ -Flüsse wurden im Juni und Dezember 2007 ( $7,04 \pm 0,00$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ;  $7,39 \pm 0,00$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ) bzw. niedrige im Juli 2007 ( $2,26 \pm 0,31$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ) und im Januar 2008 quantifiziert ( $2,42 \pm 0,00$  kg  $\text{ha}^{-1}$ , Abb. 24h).

Auf den Dachflächen wurden in den Bv-Horizonten jährliche Austräge von 13,4 kg  $\text{Ca}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$ , 13,1 kg  $\text{K}^+$   $\text{ha}^{-1}$ , 7,61 kg  $\text{Mg}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$  und 2,38 kg  $\text{Na}^+$   $\text{ha}^{-1}$  quantifiziert. Ein  $\text{K}^+$  -Spitzenfluss entfiel auf den November 2007 ( $1,81 \pm 0,82$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ), der Monat mit dem niedrigsten auf den Januar 2008 ( $0,059 \pm 0,000$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ).

Die jährlichen Flüsse der Kontrollen erreichten 29,3 kg  $\text{Ca}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$ , 39,1 kg  $\text{K}^+$   $\text{ha}^{-1}$ , 12,2 kg  $\text{Mg}^{2+}$   $\text{ha}^{-1}$  und 5,02 kg  $\text{Na}^+$   $\text{ha}^{-1}$ . Ein maximaler monatlicher  $\text{K}^+$ -Fluss trat im Dezember 2007 ( $5,15 \pm 0,593$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ), ein minimaler im Januar 2008 auf ( $0,320 \pm 0,107$  kg  $\text{ha}^{-1}$ ).

Die um den Schluckbrunneneffekt bereinigten Austräge der Dachflächen betragen pro Hektar 5,32 kg für  $\text{Ca}^{2+}$ , 5,20 kg für  $\text{K}^+$ , 3,02 kg für  $\text{Mg}^{2+}$  und 0,944 kg für  $\text{Na}^+$ . Sie lagen damit für  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  vierfach, für  $\text{K}^+$  sechsfach und  $\text{Mg}^{2+}$  für dreifach über den Kontrollen wo pro Hektar 22,8 kg für  $\text{Ca}^{2+}$ , 30,4 kg für  $\text{K}^+$ , 9,52 kg für  $\text{Mg}^{2+}$  und 3,90 kg für  $\text{Na}^+$  quantifiziert wurden.

## 6 Nährstoffkonzentrationen und -flüsse, Streueinträge und Bodenvorräte des Kakaobestandes

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungsflächen des Kakao-Agroforstes in Marena vorgestellt. Da, wie in Kapitel 5 für den Regenwald-Standort, nicht auf alle analysierten Nährstoffe im vollen Umfang eingegangen werden kann, beschränkt sich die Darstellung auf die Dynamik von DOC, DNb, P<sub>tot</sub> und K<sup>+</sup>. Alle genannten Konzentrationen (arithmetisches Mittel (MW) und Standardabweichung (SD)) stammen aus dem Beobachtungszeitraum zwischen Februar 2007 und Mai 2008. Zur Kalkulation der jährlichen Flüsse wurden die mittleren monatlichen Flüsse zwischen April 2007 bis März 2008 summiert. Die mittleren Nährstoffvorräte spiegeln den Zeitraum zwischen Mai 2007 und März 2008 wieder.

### 6.1 Freiland- und Bestandesniederschlag

Die Klimamessungen auf dem Agroforst-Standort ergaben, für den Zeitraum von April 2007 bis März 2008, einen mittleren jährlichen Niederschlag von 2.842 mm, was einem monatlichem Mittel von 237 mm entspricht (Anhang A 1.10b). Im trockensten Monat Januar 2008 fielen 44 mm, im niederschlagsreichsten Monat April 2007 473 mm Regen. Das Jahresmittel der Temperaturen lag während des Messzeitraumes bei 24,6° C, die mittlere relative Luftfeuchte bei 81,4 % (SCHWENDENMANN, MOSER, pers. Mitteilung).

Der Anteil des Bestandesniederschlages machte (mit n = 60 Regensammlern für Dach- und Kontrollplots) für den Gesamtmesszeitraum im Mittel 80,7 % des Freilandniederschlages aus (MOSER, pers. Mitteilung, Abb. A4). Aus den für die chemischen Analysen verwendeten Proben (n = 6 pro Subplot) ergaben sich gegenüber dem Freilandniederschlag (2.743 mm) und den Kontrollen (2.353 mm) signifikant (p < 0,05) höhere Niederschlagsmengen für die Dachplots (3.053 mm).

Die pH-Werte der Dachflächen (AD.BN) und Kontrollen (AK.BN) lagen (p < 0,05) signifikant über den pH-Werten des Freilandniederschlags (A.FN). Dagegen waren sie innerhalb des Bestandes annähernd gleich (AD.BN/AK.BN: p > 0,05). Die Mittelwerte betragen, wie Abbildung A4 zeigt, im Freiland 6,00 ± 0,39, auf den Dachplots 6,62 ± 0,32 und auf den Kontrollen 6,65 ± 0,33.

Die Leitfähigkeitswerte lagen innerhalb des Bestandes auf den Kontrollen signifikant über denen Dachflächen und beide waren signifikant höher als die des Freilandniederschlags (p < 0,05). Im Freiland wurden mittlere Werte von 10,2 ± 12,8 µS cm<sup>-1</sup> beobachtet. Im Bestand wiesen die Kontrollen Werte von 45,5 ± 29,3 µS cm<sup>-1</sup> und die Dachflächen von 34,6 ± 19,0 µS cm<sup>-1</sup> auf (Abb. A4)

### 6.1.1 DOC-, DNb-, P<sub>tot</sub>- und K<sup>+</sup>-Konzentrationen in Lösungen des Freiland- und Bestandesniederschlags

#### DOC-Konzentrationen

In den Lösungen des Freilandniederschlags (A.FN) betrug die mittlere DOC-Konzentration (dissolved organic carbon)  $3,7 \pm 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ , die Spannweite der Einzelwerte erstreckte sich zwischen  $1,7 - 10,0 \text{ mg l}^{-1}$ . DOC besaß einen Anteil von ca. 92 % an der mittleren DC-Konzentration (dissolved carbon,  $4,0 \pm 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ ), DIC (dissolved inorganic carbon) machte mit  $0,3 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest aus. Wie in Abbildung 25a zu sehen, wiesen der August 2007 ( $6,1 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) und der Februar 2008 ( $9,7 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. der Mai 2007 ( $1,8 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Mai 2008 ( $1,7 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr geringe mittlere monatliche Konzentrationen auf.

Im Bestand lagen die Konzentrationen der beiden C-Fraktionen (DOC und DIC) auf den Kontrollflächen (AK.BN) mit  $p < 0,05$  signifikant über den Dachbereichen (AD.BN) und waren etwa doppelt so hoch wie im Freilandniederschlag. Nach der Kronenraumpassage zeigten die gelösten Kohlenstofffraktionen annähernd zweifach höhere Konzentrationen.

Hier betrug die mittlere DOC-Konzentration der Dachflächen  $6,6 \pm 2,9 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Einzelwerte traten mit einer Amplitude zwischen  $2,3 - 13,9 \text{ mg l}^{-1}$  auf. Der DOC-Anteil erreichte 74,8 % des Gesamt-Kohlenstoffs ( $8,8 \pm 3,8 \text{ mg l}^{-1}$ ), während DIC mit 24,9 % ( $2,2 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) den Rest bildete. Maximale mittlere monatliche DOC-Konzentrationen wurden im Januar und Februar 2008 ( $11,8 \pm 1,6 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $10,7 \pm 3,7 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigsten im Mai 2007 ( $3,4 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Mitte Mai 2008 beobachtet ( $3,4 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 25a).

Auf den Kontrollen erreichte DOC im Mittel  $8,2 \pm 2,8 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten sich zwischen  $3,0 - 14,7 \text{ mg l}^{-1}$ . Auf DOC entfielen, ähnlich der Dachflächen, 74,5 % des DC ( $11,1 \pm 3,8 \text{ mg l}^{-1}$ ), DIC erreichte noch 25,3 %. Monatliche DOC-Spitzenkonzentrationen traten im Januar und Februar 2008 auf ( $12,7 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $12,2 \pm 2,3 \text{ mg l}^{-1}$ ). Niedrige mittlere monatliche Konzentrationen wurden im April und im Juli 2007 beobachtet ( $4,8 \pm 1,9 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $3,7 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ).

#### Konzentrationen der Stickstofffraktionen (DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, DON und DON+R)

Die mittlere DNb-Konzentration (dissolved nitrogen bound) betrug im Freilandniederschlag  $0,4 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $0,2 - 0,9 \text{ mg l}^{-1}$ . In den Proben erreichte NO<sub>3</sub>-N einen Mittelwert von  $0,037 \pm 0,080 \text{ mg l}^{-1}$ , NH<sub>4</sub>-N von  $0,130 \pm 0,098 \text{ mg l}^{-1}$ , DON (dissolved organic nitrogen) und DON+R (DON + NH<sub>4</sub>-N) von je  $0,3 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Maximale DNb-Konzentrationen wurden im Januar und im Februar 2008 ( $0,8 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,5 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigsten im April und im Dezember 2007 ( $0,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,3 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) sowie Ende April 2008 ( $0,3 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet (Abb. 25b).

Gegenüber dem Freilandniederschlag besaßen die Lösungen aus dem Bestand für DNB und DON 3,5-fach, für NO<sub>3</sub>-N 12-fach, für NH<sub>4</sub>-N und DON+R zweifach höhere Konzentrationen. Auf den Dachflächen im Bestand wiesen die anorganischen Stickstofffraktionen (DNb, NO<sub>3</sub>-N und DON) mit  $p < 0,05$  signifikant niedrigere Konzentrationen als die Kontrollen auf. Für NH<sub>4</sub>-N ( $0,240 \pm 0,200 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DON+R ( $0,8 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) konnten mit  $p > 0,05$  keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden.

DNb erreichte, bei einer Amplitude der Einzelwerte zwischen  $0,4 - 3,3 \text{ mg l}^{-1}$ , auf den Dachplots im Mittel  $1,3 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ . Die mittleren Konzentrationen von NO<sub>3</sub>-N und von DON betragen  $0,351 \pm 0,453 \text{ mg l}^{-1}$  und  $0,8 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ . Im Januar und im März 2008 ( $2,3 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $2,1 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden die beiden höchsten bzw. Ende Februar 2007 ( $0,6 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im April 2007 ( $0,5 \pm 0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) die beiden niedrigsten mittleren monatlichen DNB-Konzentrationen beobachtet (Abb. 25b).

Die Lösungen der Kontrollen zeigten mittlere DNB-Konzentrationen von  $1,6 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$ , und Einzelwerte zwischen  $0,4 - 3,8 \text{ mg l}^{-1}$ . Außerdem wurden mittlere Konzentrationen von  $0,521 \pm 0,521 \text{ mg l}^{-1}$  und  $1,3 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$  für NO<sub>3</sub>-N- und DON beobachtet. Im August 2007 ( $3,0 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $2,8 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) traten maximale bzw. Ende Februar 2007 ( $0,7 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Ende April 2008 ( $1,1 \pm 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ ) minimale mittlere monatliche DNB-Konzentrationen auf (Abb. 25b).

### **Konzentrationen der Phosphorfraktionen (P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub>-P, DOP)**

Im Freilandniederschlag erreichte die mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration (P<sub>tot</sub>)  $0,050 \pm 0,031 \text{ mg l}^{-1}$ , wobei Einzelwerte zwischen  $0,006 - 0,107 \text{ mg l}^{-1}$  auftraten. Vom P<sub>tot</sub> entfielen  $11,1 \%$  auf PO<sub>4</sub>-P ( $0,006 \pm 0,004 \text{ mg l}^{-1}$ ) und  $89,2 \%$  auf DOP (dissolved organic phosphorous;  $0,045 \pm 0,030 \text{ mg l}^{-1}$ ). Hohe mittlere monatliche P<sub>tot</sub>-Konzentrationen wurden im Januar 2007 ( $0,094 \pm 0,018 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Ende Mai 2008 ( $0,071 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet. Niedrige Konzentrationen von P<sub>tot</sub> traten im Dezember 2007 ( $0,009 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $0,007 \pm 0,001 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf (Abb. 25c).

Im Bestand übertrafen die mittleren P<sub>tot</sub>- und PO<sub>4</sub>-P-Konzentrationen der Kontrollen mit  $p < 0,05$  signifikant die Dachflächen. Für DOP ( $0,217 \pm 0,140 \text{ mg l}^{-1}$ ) war kein signifikanter Unterschied zwischen Dach- und Kontrollflächen erkennbar ( $p > 0,05$ ). Die Lösungen aus dem Bestand waren gegenüber dem Freilandniederschlag für P<sub>tot</sub> 8,4-fach, für PO<sub>4</sub>-P 36,6-fach und für DOP 4,8-fach erhöht.

Die mittlere P<sub>tot</sub>-Konzentration der Dachflächen lag bei  $0,343 \pm 0,182 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte erstreckten sich zwischen  $0,095 - 0,793 \text{ mg l}^{-1}$ . Vom P<sub>tot</sub> entfielen mit  $0,202 \pm 0,114 \text{ mg l}^{-1}$  rund  $59 \%$  auf die DOP-Fraktion, PO<sub>4</sub>-P bildete mit  $0,133 \pm 0,136 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest. Im November 2007 und im Februar 2008 ( $0,527 \pm 0,075 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,728 \pm 0,093 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden maximale, im März



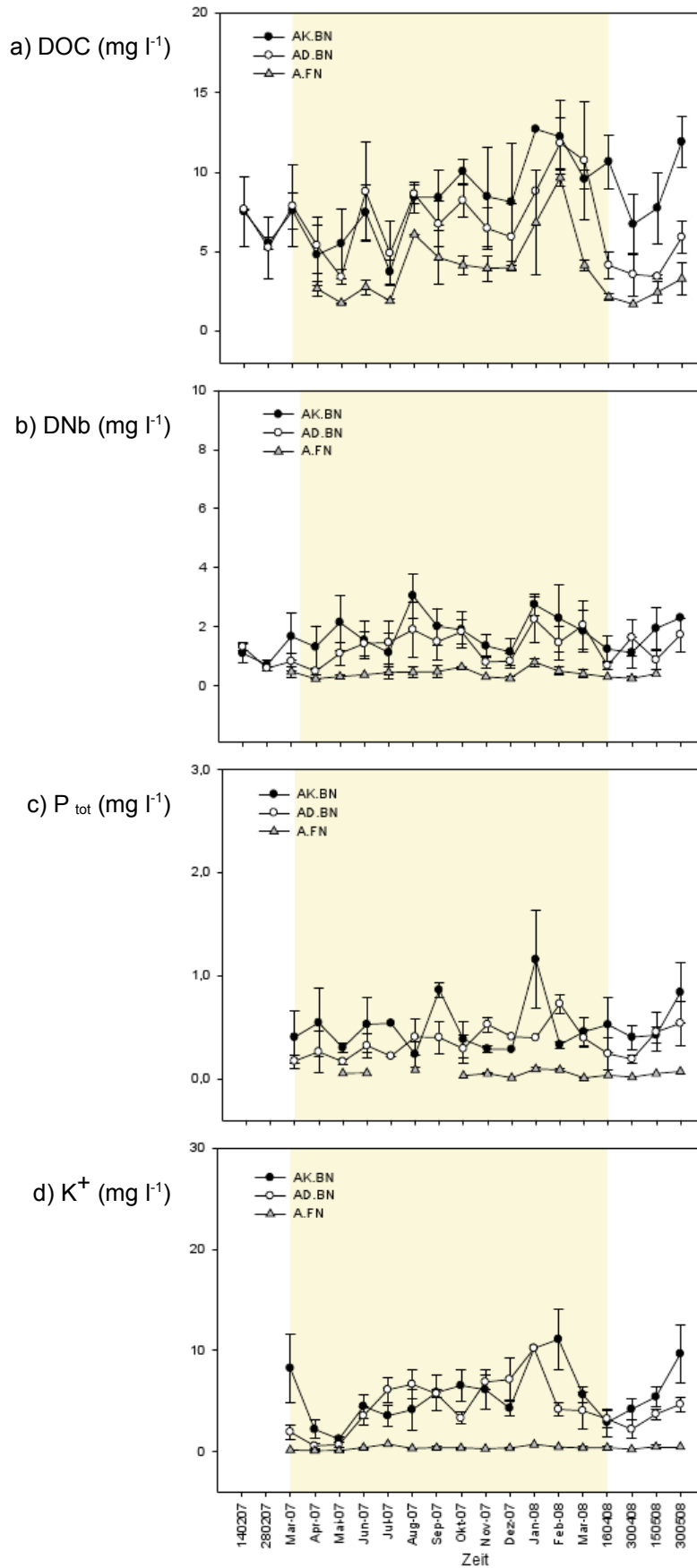


Abbildung 25 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup> -Konzentrationen (mg l<sup>-1</sup>) im Freiland- und Bestandesniederschlag des Kakao-Agroforstes (Farbige Fläche: Zeitraum des Regenausschlusses)

und Mai 2007 ( $0,171 \pm 0,066 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,166 \pm 0,028 \text{ mg l}^{-1}$ ) minimale mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beobachtet (Abb. 25c).

In den Kontrollen erreichte die mittlere  $P_{\text{tot}}$ -Konzentration  $0,505 \pm 0,308 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $0,08 - 1,71 \text{ mg l}^{-1}$ .  $\text{PO}_4\text{-P}$  besaß mit  $0,264 \pm 0,249 \text{ mg l}^{-1}$  einen Anteil von rund 46 % am  $P_{\text{tot}}$ , auf DOP entfiel mit  $0,232 \pm 0,0612 \text{ mg l}^{-1}$  der Rest. Wie Abbildung 25c zeigt, traten im September 2007 ( $0,861 \pm 0,066 \text{ mg l}^{-1}$ ), im Januar 2008 und Ende Mai 2008 ( $1,16 \pm 0,47 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,837 \pm 0,292 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. im Mai und im Oktober 2007 ( $0,301 \pm 0,048 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,382 \pm 0,176 \text{ mg l}^{-1}$ ), sowie im Februar 2008 ( $0,330 \pm 0,032 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf.

### **Konzentrationen von $\text{K}^+$ und weiterer Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ )**

Im Freilandniederschlag wurden mittlere Konzentrationen von  $0,383 \pm 0,198 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ ,  $0,126 \pm 0,068 \text{ mg Mg}^{2+} \text{ l}^{-1}$  und  $0,232 \pm 0,094 \text{ mg Na}^+ \text{ l}^{-1}$  beobachtet. Die mittlere  $\text{K}^+$ -Konzentration betrug  $0,338 \pm 0,169 \text{ mg l}^{-1}$ , wobei sich die Einzelwerte zwischen  $0,060 - 0,726 \text{ mg l}^{-1}$  bewegten. Im Juli 2007 ( $0,726 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $0,687 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden die höchsten, im April 2007 ( $0,076 \pm 0,023 \text{ mg l}^{-1}$ ) die geringsten mittleren monatlichen  $\text{K}^+$ -Konzentrationen beobachtet (Abb. 25d).

Die  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{K}^+$ -Konzentrationen lagen mit  $p < 0,05$  auf den Kontrollen im Bestand signifikant über den Dachplots. Für  $\text{Mg}^{2+}$  ( $0,878 \pm 0,319 \text{ mg l}^{-1}$ ) und  $\text{Na}^+$  ( $0,214 \pm 0,066 \text{ mg l}^{-1}$ ) konnten mit  $p > 0,05$  keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden.

Nach der Passage des Kronenraumes erhöhten sich die Lösungskonzentrationen gegenüber dem Freiland um das Fünffache für  $\text{Ca}^{2+}$ , um das 13-fache für  $\text{K}^+$ , um das Siebenfache für  $\text{Mg}^{2+}$  und nur die  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen blieben in etwa gleich.

Auf den Dachplots betrug die mittlere  $\text{K}^+$ -Konzentration  $3,84 \pm 2,46 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Einzelwerte zeigten eine Spannbreite zwischen  $0,2 - 10,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Maximale  $\text{K}^+$ -Konzentrationen wurden im Dezember 2007 ( $7,12 \pm 2,09 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $10,2 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ), Minima im April und Mai 2007 erreicht ( $0,545 \pm 0,205 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,658 \pm 0,245 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 25d).

Auf den Kontrollen betrug der  $\text{K}^+$ -Mittelwert  $5,04 \pm 2,62 \text{ mg l}^{-1}$ , die Spannweite der Einzelwerte bewegte sich zwischen  $1,0 - 13,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Der Januar und der Februar 2008 ( $10,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $11,1 \pm 3,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) wiesen sehr hohe, der April und der Mai 2007 ( $2,18 \pm 0,90 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $1,22 \pm 0,27 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche  $\text{K}^+$ -Konzentrationen auf.

### 6.1.2 Jahresflüsse von DOC, DNb, P<sub>tot</sub> und K<sup>+</sup> mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag

#### DOC-Flüsse

Zwischen April 2007 und März 2008 wurden aus den Proben des Freilandniederschlags im Agroforst jährliche Einträge von 109,3 kg ha<sup>-1</sup> für DOC, von 115,5 kg ha<sup>-1</sup> für DC und von 4,64 kg ha<sup>-1</sup> für DIC kalkuliert. Wie Abbildung 26a zeigt, traten im August (15,5 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>) 2007 und im März 2008 (14,5 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>) höhere bzw. im Juli 2007 (2,9 ± 0,1 kg ha<sup>-1</sup>) die niedrigsten mittleren monatlichen DOC-Flüsse auf.

Gegenüber den Proben aus dem Freilandniederschlag waren die Einträge im Bestand auf den Dachflächen für DOC um das 1,6-fache, für DC um das 1,9-fache und für DIC um das 9,3-erhöht. Ähnliche Anreicherungen wurden auch für die Lösungen aus den Kontrollen festgestellt. Hier überstiegen die Bestandesniederschlagskonzentrationen die des Freilandniederschlags für DOC um das 1,3-fache, für DC um das 1,6-fache und für DIC um das 8,9-fache.

Im Bestand lag der jährliche DOC-Eintrag der Dachflächen mit 174,5 kg ha<sup>-1</sup> über den DOC-Flüssen der Kontrollen (141,1 kg ha<sup>-1</sup>). Ein ähnliches Verhältnis wiesen auch DC (AD.BN: 220,0 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; AK.BN 183,2 kg ha<sup>-1</sup>) und DIC (AD.BN: 43,4 kg ha<sup>-1</sup>; AK.BN: 41,7 kg ha<sup>-1</sup>) auf. Unter Berücksichtigung des Abdeckgrades (80 %) wurden für die Dachflächen Flüsse von 34,9 kg DOC ha<sup>-1</sup>, 44,0 kg DC ha<sup>-1</sup> und 8,69 kg DIC ha<sup>-1</sup> quantifiziert (Tab. 16). Auf den Dachflächen wies der August 2007 (20,4 ± 0,4 kg ha<sup>-1</sup>) einen DOC-Höchstfluss auf. DOC-Minima wurden im Juli 2007 (7,0 ± 0,8 kg ha<sup>-1</sup>) und im Februar 2008 (4,3 ± 0,7 kg ha<sup>-1</sup>) beobachtet.

In den Kontrollen wurde ein DOC-Spitzenfluss im Oktober 2007 (23,9 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>) bzw. sehr geringe Flüsse im Juli 2007 (4,8 ± 0,4 kg ha<sup>-1</sup>) und im Januar 2008 (5,3 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>) ermittelt (Abb. 26a).

#### Flüsse der Stickstofffraktionen (DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und DON)

Aufgrund von Analyseausfällen konnten nicht für alle Stickstofffraktionen Jahresflüsse ermittelt werden. Während für den gelösten Gesamtstickstoff im Freilandniederschlag ein Jahresfluss von 10,1 kg DNb ha<sup>-1</sup> ermittelt wurden, ergaben sich 10-monatige NO<sub>3</sub>-N-Einträge von 1,08 kg ha<sup>-1</sup>, ein sechsmonatiger NH<sub>4</sub>-N-Fluss von 2,34 kg ha<sup>-1</sup> und ein fünfmonatiger DON-Fluss von 3,1 kg ha<sup>-1</sup>. Maximale monatliche DNb-Flüsse traten im September und im Oktober 2007 (1,0 ± 0,5 kg ha<sup>-1</sup>; 1,6 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>), minimale im Januar und im Februar 2008 auf (0,3 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>; 0,4 ± 0,1 kg ha<sup>-1</sup>; Abb. 26b).

Gegenüber dem Freilandniederschlag führte die Kronenraumpassage zu einer deutlichen Zunahme der Einträge aller untersuchten Stickstofffraktionen. Für die Dachflächen im Bestand wurden ein 12-monatiger DNb-Fluss von 34,3 kg ha<sup>-1</sup>, ein neunmonatiger NO<sub>3</sub>-N-Fluss von 6,47

kg ha<sup>-1</sup>, ein sechsmonatiger NH<sub>4</sub>-N-Fluss von 4,00 kg ha<sup>-1</sup> und ein fünfmonatiger DON-Fluss von 9,19 kg ha<sup>-1</sup> quantifiziert. Entsprechend den möglichen Monaten lagen die um den Abdeckgrad (80 %) reduzierten Flüsse bei 6,9 kg DNb ha<sup>-1</sup>, 1,29 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>, 0,799 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup> und 1,8 kg DON ha<sup>-1</sup> (Tab. 16). DNb-Spitzenflüsse wurden im September und im Dezember 2007 (4,1 ± 0,9 kg ha<sup>-1</sup>; 4,3 ± 0,9 kg ha<sup>-1</sup>) bzw. die niedrigsten im Juli 2007 quantifiziert (1,7 ± 0,7 kg ha<sup>-1</sup>, Abb. 26b).

Auf den Kontrollen erreichten DNb 4,5-fach, NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N drei- bis vierfach, sowie DON 6,3-fach höhere Einträge als die Dachplots. Es ergaben sich 12-monatige DNb-Flüsse von 30,9 kg ha<sup>-1</sup>, neunmonatige NO<sub>3</sub>-N-Flüsse von 4,23 kg ha<sup>-1</sup> sowie sechsmonatige NH<sub>4</sub>-N- und DON Flüsse von 2,65 kg ha<sup>-1</sup> und 14,0 kg ha<sup>-1</sup> (11,7 kg ha<sup>-1</sup> für fünf Monate). Hohe mittlere monatliche DNb-Flüsse fielen auf den August und den Oktober 2007 (4,2 ± 0,6 kg ha<sup>-1</sup>; 4,9 ± 0,1 kg ha<sup>-1</sup>), niedrige auf den Juli 2007 (1,0 ± 0,3 kg ha<sup>-1</sup>) und den Januar 2008 (1,0 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>).

### **Flüsse der Phosphorfraktionen (P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub>-P und DOP)**

Bedingt durch Messausfälle, wurden für den Freilandniederschlag siebenmonatige Einträge von 0,416 kg ha<sup>-1</sup> für P<sub>tot</sub>, 0,083 kg ha<sup>-1</sup> für PO<sub>4</sub>-P und 0,333 kg ha<sup>-1</sup> für DOP quantifiziert. Monate hoher mittlerer P<sub>tot</sub>-Flüsse fielen auf den Juni und den November 2007 (0,099 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>; 0,093 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>), Monate niedriger mittlerer P<sub>tot</sub>-Flüsse auf den Dezember 2007 (0,029 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>) und den März 2008 (0,026 ± 0,005 kg ha<sup>-1</sup>, Abb. 26c).

Die siebenmonatigen PO<sub>4</sub>-P- und DOP-Flüsse der Kontrollen im Bestand überstiegen die Flüsse aus dem Freiland 12-fach für P<sub>tot</sub>, 28-fach für PO<sub>4</sub>-P bzw. 7,5-fach für DOP. Die Dachflächen waren um das zwei- bis vierfache erhöht.

Auf den Dachflächen wurden 10-monatige P<sub>tot</sub>-Einträge von 5,41 kg ha<sup>-1</sup> sowie neunmonatige PO<sub>4</sub>-P- und DOP-Einträge von 1,77 kg ha<sup>-1</sup> bzw. 3,28 kg ha<sup>-1</sup> erreicht. Der um 80 % reduzierte Abdeckgrad führte zu Flüssen von 1,08 kg P<sub>tot</sub> ha<sup>-1</sup>, von 0,354 kg PO<sub>4</sub>-P ha<sup>-1</sup> und von 0,656 kg DOP ha<sup>-1</sup> (Tab. 16). Die höchsten mittleren monatlichen P<sub>tot</sub>-Flüsse wurden für August und September 2007 (0,709 ± 0,209 kg ha<sup>-1</sup>; 0,777 ± 0,181 kg ha<sup>-1</sup>) kalkuliert. Geringe P<sub>tot</sub>-Flüsse ergaben sich im Juli 2007 (0,380 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>) und im Februar 2008 (0,272 ± 0,030 kg ha<sup>-1</sup>).

Auf den Kontrollflächen ergaben sich 10-monatigen Einträge von 5,18 kg ha<sup>-1</sup> für P<sub>tot</sub> sowie siebenmonatige Einträge von 2,33 kg ha<sup>-1</sup> und von 2,51 kg ha<sup>-1</sup> für PO<sub>4</sub>-P- und für DOP. Diese Flüsse lagen für PO<sub>4</sub>-P leicht über und für P<sub>tot</sub>, und DOP leicht unter den Flüssen der Dachplots. Hohe mittlere monatliche P<sub>tot</sub>-Flüsse entfielen auf den Mai und den September 2007 (0,508 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>; 0,679 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>) bzw. niedrige auf den Januar 2008 (0,335 ± 0,109 kg ha<sup>-1</sup>, Abb. 26c).

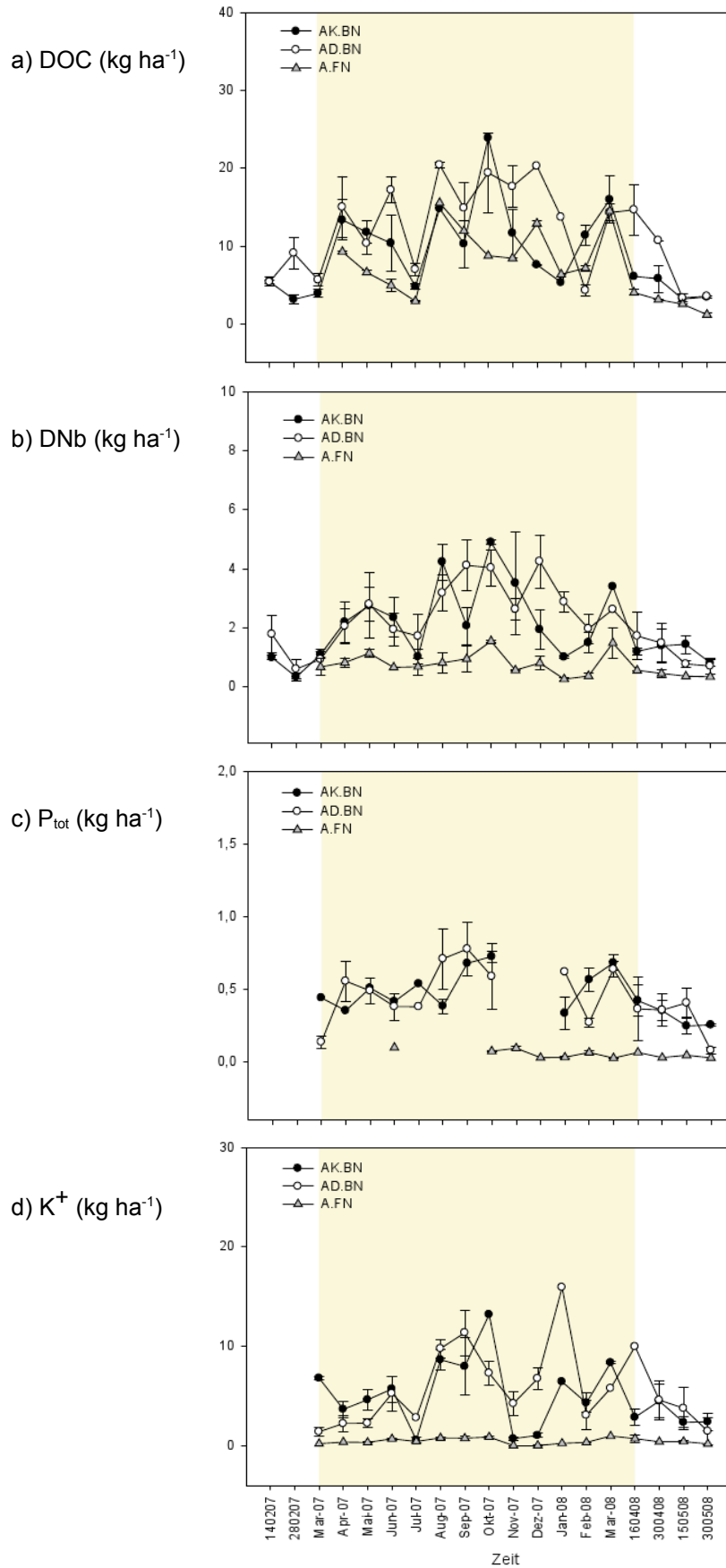


Abbildung 26 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNb -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup>-Flüsse (kg ha<sup>-1</sup>) des Freiland- und Bestandesniederschlags im Kakao-Agroforst (Farbiger Fläche: Zeitraum des Regenausschlusses)

### Flüsse von K<sup>+</sup> und weiterer Kationen (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>)

Im Freilandniederschlag wurden 10 monatige Kationen-Einträge von 4,97 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 2,29 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und von 3,18 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> ermittelt. Die K<sup>+</sup>-Jahresflüsse erreichten 5,73 kg ha<sup>-1</sup>. Es traten monatliche K<sup>+</sup>-Maxima im Oktober 2007 (0,864 ± 0,157 kg ha<sup>-1</sup>) und im März 2008 (0,971 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>), sowie Minima im November und im Dezember 2007 auf (0,015 ± 0,000 kg ha<sup>-1</sup>; 0,013 ± 0,019 kg ha<sup>-1</sup>; Abb. 26d).

Nach der Passage durch den Kronenraum übertrafen die Einträge der Kontrollen die Einträge aus dem Freiland achtfach (Ca<sup>2+</sup>), 13-fach (K<sup>+</sup>) und 11-fach (Mg<sup>2+</sup>). Allein Na<sup>+</sup> zeigte kaum Konzentrationsveränderungen. Auf den Dachflächen verdoppelten sich die Ca<sup>2+</sup>-, K<sup>+</sup>- und Mg<sup>2+</sup>-Einträge. Für Na<sup>+</sup> lagen sie unter den Einträgen des Freilandniederschlages.

Die Lösungen der Dachplots im Bestand wiesen pro Hektar Jahresflüsse von 38,8 kg Ca<sup>2+</sup>, 76,7 kg K<sup>+</sup>, 25,2 kg Mg<sup>2+</sup> und 4,26 kg Na<sup>+</sup> auf. Die um den Abdeckgrad (80 %) reduzierten Flüssen betragen 7,75 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 15,3 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 5,03 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 0,852 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>. Hohe mittlere monatliche K<sup>+</sup>-Einträge wurden im September 2007 (11,4 ± 2,3 kg ha<sup>-1</sup>) und im Januar 2008 (15,9 ± 0,0 kg ha<sup>-1</sup>), geringe im Mai und im Juli 2007 kalkuliert (2,26 ± 0,47 kg ha<sup>-1</sup>; 2,81 ± 0,00 kg ha<sup>-1</sup>).

Auf den Kontrollen übertrafen die jährlichen Flüsse von 29,2 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 65,1 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 16,9 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und von 4,10 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> die Flüsse der Dachflächen um das Drei- bis Fünffache (Tab. 16). Maximale K<sup>+</sup>-Flüsse wurden auf den Kontrollen im Oktober 2007 (13,2 ± 0,00 kg ha<sup>-1</sup>) und im März 2008 (8,34 ± 0,11 kg ha<sup>-1</sup>) bzw. minimale im Juli und im November 2007 quantifiziert (0,577 ± 0,291 kg ha<sup>-1</sup>; 0,695 ± 0,164 kg ha<sup>-1</sup>; Abb. 26d).

## 6.2 Einträge und Vorräte von C, N, P, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> mit der Blattstreu

### Blattstreueinträge auf den Dachflächen

Auf den Dachflächen erreichte der jährliche Streueintrag 2.824 kg TM (Trockenmasse) ha<sup>-1</sup> für *Theobroma cacao* (AD.C) und 3.588 kg TM ha<sup>-1</sup> für *Gliricidia sep.* (AD.G). *Theobroma cacao* wies einen mittleren C-Anteil von 41,8 %, einen N-Anteil von 1,04 % und entsprechend ein C/N-Verhältnis von 44,2 auf (Tab. 11). In den Blättern von *Gliricidia sep.* trat ein C-Anteil von 48,5 % und ein N-Anteil von 2,21 % auf. Aufgrund des doppelt so hohen N-Anteils, lag das C/N-Verhältnis mit 24,0 nur etwa halb so hoch wie das der Kakaostreu.

Der jährliche Kohlenstoffeintrag setzte sich aus 1.249 kg C ha<sup>-1</sup> von *Theobroma cacao* und 1.577 kg C ha<sup>-1</sup> von *Gliricidia sep.* zusammen (Tab. 16). Im April und im Oktober 2007 wurden mit 173,8 ± 76,9 kg C ha<sup>-1</sup> und mit 185,7 ± 71,5 kg C ha<sup>-1</sup> maximale bzw. im November 2007

( $68,8 \pm 17,8 \text{ kg ha}^{-1}$ ) minimale monatliche Einträge für *Theobroma cacao* quantifiziert. Die Blätter von *Gliricidia sep.* zeigten im April und im Oktober 2007 ( $154,9 \pm 27,0 \text{ kg C ha}^{-1}$ ;  $193,2 \pm 31,4 \text{ kg C ha}^{-1}$ ) ebenfalls hohen mittlere monatliche Einträge. Zusätzlich traten im Februar 2008 ( $163,9 \pm 40,3 \text{ kg C ha}^{-1}$ ) noch einmal hohe mittlere monatliche Einträge auf. Die niedrigsten mittleren monatlichen Einträge wurden auch hier für November 2007 kalkuliert ( $85,3 \pm 9,57 \text{ kg C ha}^{-1}$ ; Tab. 11, Abb. 27a+b).

Der jährliche Stickstoffeintrag belief sich auf  $31,2 \text{ kg N ha}^{-1}$  für *Theobroma cacao* und  $71,7 \text{ kg N ha}^{-1}$  für *Gliricidia sep.* (Tab. 16). *Theobroma cacao* wies im April und im Oktober 2007 ( $4,59 \pm 2,24 \text{ kg N ha}^{-1}$ ;  $4,91 \pm 1,59 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) monatliche Spitzeneinträge auf. Im Januar 2008 ( $1,35 \pm 0,33 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) wurde der niedrigste Eintrag beobachtet. Im Falle von *Gliricidia sep.* entfielen die höchsten mittleren monatlichen Einträge ebenfalls auf den April und den Oktober 2007 ( $8,31 \pm 1,44 \text{ kg N ha}^{-1}$ ;  $10,7 \pm 1,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) sowie der niedrigste auf den Januar 2008 ( $2,68 \pm 0,24 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), nur waren die Mengen ungefähr doppelt so hoch wie in der Kakaostreu (Tab. 11, Abb. 27a+b).

Die jährlichen P- und K<sup>+</sup>-Einträge bezifferten sich in der Streu von *Theobroma cacao* auf  $2,46 \text{ kg P ha}^{-1}$  und  $14,4 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$  (Tab. 16). Die Blätter von *Gliricidia sep.* besaßen  $5,03 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und  $25,8 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . *Theobroma cacao* zeigte im April ( $0,304 \pm 0,077 \text{ kg P ha}^{-1}$ ;  $1,58 \pm 1,18 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ ) und im Oktober 2007 ( $0,376 \pm 0,101 \text{ kg P ha}^{-1}$ ;  $2,38 \pm 0,91 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ ) maximale mittlere P- und K<sup>+</sup>-Einträge. Monate geringer mittlerer Einträge entfielen für P auf den November 2007 ( $0,099 \pm 0,032 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und für K<sup>+</sup> auf den Juli 2007 ( $0,575 \pm 0,139 \text{ kg ha}^{-1}$ ). In der Streu von *Gliricidia sep.* wurden im September 2007 ( $0,654 \pm 0,467 \text{ kg P ha}^{-1}$ ;  $3,64 \pm 2,88 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ ) monatliche Eintragungsspitzen beobachtet. Die niedrigsten mittleren monatlichen Einträge traten im November 2007 ( $0,216 \pm 0,102 \text{ kg ha}^{-1}$ ) für P und im Juni 2007 für K<sup>+</sup> auf ( $1,10 \pm 0,35 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Tabelle 11 Mittlere prozentuale C<sub>r</sub>- und N<sub>r</sub>-Gehalte (%) in der Streu von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.*, sowie jährlicher Blattstreueintrag (in  $\text{kg TM ha}^{-1}$ ) an TM, C, N, P, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> auf den Dach- und Kontrollflächen des Agroforstes (Zeitraum: April 2007 bis März 2008)

	Streu	C	N	C/N	C	N	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
	kg ha <sup>-1</sup>	%			kg ha <sup>-1</sup>						
<b>Cacao</b>											
AD.C (Dach)	2.824	41,8	1,04	44,2	1.249	31,2	2,46	14,4	88,7	20,6	5,28
AK.C (Kontrolle)	2.661	41,5	1,01	45,3	1.149	27,7	2,12	13,9	79,6	16,4	5,02
<b>Gliricidia</b>											
AD.G (Dach)	3.588	48,5	2,21	24,0	1.577	71,7	5,03	25,8	69,4	12,6	5,62
AK.G (Kontrolle)	3.643	48,1	2,14	24,7	2.135	97,1	7,30	33,8	92,3	16,2	7,00

Weiterhin wurden in der Streu von *Theobroma cacao* jährliche Einträge von 88,7 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 20,6 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 5,28 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> quantifiziert. Der Kationeneintrag aus den Blättern von *Gliricidia sep.* bezifferte sich auf 69,4 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 12,6 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 5,62 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> (Tab. 11). Ähnlich der Eintragsdynamik von C und N wurden für die Kakaostreu im April und im Oktober 2007 monatliche Eintragungsspitzen an Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> beobachtet. *Gliricidia sep.* wies 2007 besonders im September Spitzeneinträge an Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> auf.

### Blattstreueinträge auf den Kontrollflächen

Auf den Kontrollflächen wurden jährliche Einträge von 2.661 kg TM ha<sup>-1</sup> (Trockenmasse) für *Theobroma cacao* (AK.C) und 3.643 kg TM ha<sup>-1</sup> für *Gliricidia sep.* ermittelt (AK.G, Tab. 16). In den Blättern von *Theobroma cacao* betrug der prozentuale C-Anteil 48,5 % und der N-Anteil 1,01 %. Das C/N-Verhältnis befand sich folglich bei 45,3. In der Streu von *Gliricidia sep.* wurde im Mittel ein C-Anteil von 48,1 %, ein N-Anteil von 2,14 % und daraus resultierend ein C/N-Verhältnis von 24,7 quantifiziert (Tab. 11).

*Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* wiesen jährliche Kohlenstoffeinträge von 1.149 kg C ha<sup>-1</sup> bzw. 2.135 kg C ha<sup>-1</sup> auf. Für *Theobroma cacao* wurden, ähnlich der Dachbereiche, besonders im Oktober 2007 (223,6 ± 45,7 kg C ha<sup>-1</sup>) maximale monatliche C-Einträge beobachtet. Im Gegensatz dazu wiesen der Juli 2007 (51,6 ± 19,6 kg C ha<sup>-1</sup>) und der März 2008 (62,7 ± 20,7 kg C ha<sup>-1</sup>) sehr niedrige mittlere monatliche Einträge auf. Für *Gliricidia sep.* entfielen die Monate hoher mittlerer monatlicher Einträge auf den Oktober 2007 (270,8 ± 127,6 kg C ha<sup>-1</sup>) und den März 2008 (273,0 ± 110,1 kg C ha<sup>-1</sup>). Minimale mittlere monatliche Einträge traten im Juni 2007 auf (143,0 ± 75,2 kg C ha<sup>-1</sup>, Tab. 11, Abb. 27a+b).

Der jährliche Stickstoffeintrag bezifferte sich auf 27,7 kg ha<sup>-1</sup> (*Theobroma cacao*) und 97,1 kg ha<sup>-1</sup> (*Gliricidia sep.*). *Theobroma cacao* wies im Oktober 2007 (5,11 ± 1,22 kg ha<sup>-1</sup>) den höchsten und im Januar 2008 auf (1,26 ± 0,15 kg ha<sup>-1</sup>) den niedrigsten mittleren monatlichen N-Eintrag auf. *Gliricidia sep.* zeigte im April und im Oktober 2007 (11,4 ± 5,8 kg N ha<sup>-1</sup>; 15,0 ± 6,7 kg N ha<sup>-1</sup>) sowie im März 2008 (10,1 ± 4,4 kg N ha<sup>-1</sup>) maximale monatliche Stickstoffeinträge. Im Januar 2008 (2,51 ± 0,33 kg N ha<sup>-1</sup>) wurden minimale Stickstoffflüsse beobachtet.

Wie Tabelle 11 und Abbildung 27a+b zeigen, betrug die P- und K<sup>+</sup>-Einträge mit der Streu von *Theobroma cacao* 2,12 kg P ha<sup>-1</sup> und 13,9 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> (Tab. 16). Die jährlichen P- und K<sup>+</sup>-Einträge lagen in der Streu von *Gliricidia sep.* für P rund dreifach (7,30 kg ha<sup>-1</sup>) und für K<sup>+</sup> ca. zweifach (33,8 kg ha<sup>-1</sup>) über den Einträgen durch *Theobroma cacao*. Im Gegensatz zur Eintragsdynamik auf den Dachflächen wurden in den Kontrollen nur im November 2007 maximale Einträge von 0,383 ± 0,037 kg P ha<sup>-1</sup> und 2,45 ± 0,35 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> für *Theobroma cacao* beobachtet. Monate minimaler Einträge entfielen hier auf den Dezember 2007 (0,105 ± 0,071 kg P ha<sup>-1</sup>; 0,757 ± 0,362 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>). *Gliricidia sep.* erreichte, ähnlich der Dachflächen, nur im November 2007 mit



1,09 ± 0,33 kg P ha<sup>-1</sup> und 4,57 ± 1,73 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> maximale mittlere Einträge. Es traten mehrere Monate, wie beispielsweise der Juni 2007, mit geringeren mittleren monatlichen Einträgen auf (0,431 ± 0,216 kg P ha<sup>-1</sup>; 1,77 ± 0,97 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>).

In der Streu von *Theobroma cacao* wurden ferner jährliche Einträge von 79,6 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 16,4 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 5,02 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> erreicht. In der Streu von *Gliricidia sep.* entfiel der größte Teil der Kationeneinträge auf Ca<sup>2+</sup> (92,3 kg ha<sup>-1</sup>), gefolgt Mg<sup>2+</sup> (16,2 kg ha<sup>-1</sup>) und Na<sup>+</sup> (7,00 kg ha<sup>-1</sup>) (Tab. 11). Monate sehr hoher bzw. sehr niedriger Einträge traten für alle Kationen jeweils zu verschiedenen Zeiten auf.

### Vorräte der organischen Streuauflage (O-Horizont) der Dach- und Kontrollflächen

Während des Regenausschlusses (Mai 2007 bis März 2008) wurde ein mittlerer Streuvorrat von 10,6 t TM ha<sup>-1</sup> (AD.VO) auf den Dachflächen sowie ein signifikant (oder um ca. 20 %) geringerer Vorrat von 8,75 t TM ha<sup>-1</sup> (AK.VO) auf den Kontrollflächen quantifiziert (p < 0,05, Tab. 12, Abb. 28a).

Tabelle 12 Mittlere prozentuale C<sub>T</sub>- und N<sub>T</sub>-Gehalte (%) von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* in der Streuauflage, Streuvorräte von TM, C, N, P, von Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> in der Blattstreu des Kakao-Agroforstes (in kg TM ha<sup>-1</sup>), Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008

	Streu (kg ha <sup>-1</sup> )	C %	N %	C/N	C	N	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
					kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>						
AD.VO (Dach)	10.572	30,9	1,22	25,3	3.363	130,9	9,60	35,6	279,8	61,5	4,17
AK.VO (Kontrolle)	8.747	27,5	1,08	25,4	2.314	89,8	6,74	23,1	195,8	43,6	4,25
Q.D/K	1,2	1,1	1,1	1,0	1,5	1,5	1,4	1,5	1,4	1,4	1,0

AD.VO Stoffvorräte in der Streuauflage auf den Dachflächen

AK.VO Stoffvorräte in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungsfaktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Die mittleren C- und N-Vorräte erreichten auf den Dachplots 3.363 ± 1.535 kg C ha<sup>-1</sup> (30,9 % C-Anteil) und 130,9 ± 46,1 kg N ha<sup>-1</sup> (1,2 % N-Anteil, Tab. 16). Die Kontrollen wiesen, bei gleichen Proportionen, hingegen nur 2.314 ± 870 kg C ha<sup>-1</sup> (27,5 % C-Gehalt) und 89,8 ± 26,5 kg N ha<sup>-1</sup> (1,1 % N-Gehalt) auf. Dach- und Kontrollplots zeigten fast identische C/N-Verhältnisse von 25,3 und 25,4 (Q.D/K: 1,0). Für Phosphor ergaben sich Differenzen von über 30 %, da unter den Dächern ein Vorrat von 9,60 ± 2,97 kg ha<sup>-1</sup> und auf den Kontrollen von nur 6,74 ± 1,70 kg ha<sup>-1</sup> quantifiziert wurden.

Die Vorräte der Kationen Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> lagen auf den Dachflächen generell über denen der Kontrollen, welche lediglich einen Anteil von 60 - 70 % der Dachplots erlangten. Beispielsweise betrug der mittlere K<sup>+</sup>-Vorrat auf den Dachplots 35,6 ± 20,4 kg ha<sup>-1</sup>, während für

die Kontrollen nur  $23,1 \pm 5,58 \text{ kg ha}^{-1}$  kalkuliert wurden (Tab. 12, Abb. 28a).

Wie Tabelle 13 zeigt, ergaben sich eine mittlere jährliche Zersetzungsdauer der Trockenmasse von 1,7 Jahren auf den Dachplots (AD.ZD) und von 1,4 Jahren in den Kontrollflächen (AK.ZD). Die dazugehörige Zersetzungsrate betrug etwa 0,61 für die Dachbereiche (AD.ZR) bzw. rund 0,72 für die Kontrollplots (AK.ZR).

Tabelle 13 Mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) und jährliche Zersetzungsraten ( $\text{k a}^{-1}$ ) von TM, C, N, P und von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  auf den Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes (Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008)

	Streu	C	N	P	$\text{K}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$
<b>Zersetzungsdauer (Jahre)</b>								
AD.ZD	1,65	1,19	1,27	1,28	0,89	1,77	1,85	0,38
AK.ZD	1,39	0,70	0,72	0,72	0,48	1,14	1,34	0,35
Q D/K	1,2	1,7	1,8	1,8	1,8	1,6	1,4	1,1
<b>Zersetzungsrate (<math>\text{k a}^{-1}</math>)</b>								
AD.ZR	0,61	0,84	0,79	0,78	1,13	0,57	0,54	2,61
AK.ZR	0,72	1,42	1,39	1,40	2,06	0,88	0,75	2,83

AD.ZD Zersetzungsdauer in der Streuauflage auf den Dachflächen

AK.ZD Zersetzungsdauer in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

AD.ZR Zersetzungsrate in der Streuauflage auf den Dachflächen

AK.ZR Zersetzungsrate in der Streuauflage auf den Kontrollflächen

Quotient D/K Ab- bzw. Anreicherungs faktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Der C-, N- und P-Vorrat der Dachflächen wurde in mehr als einem Jahr zersetzt. Eine kürzere Zersetzungsdauer wurde für  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$  quantifiziert, hier wurden nur ca. 11 Monate bzw. 4,6 Monate für den Zersatz des Jahresstreueintrages benötigt. Für die Zersetzung von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  wurden eine Zersetzungsdauer quantifiziert, welche mehr als 1,5 Jahre in Anspruch nahm (Tab. 13).

Auf den Kontrollen lagen die Zersetzungsrate für alle Parameter höher und zeigt, dass dort ein schnellerer Streuabbau als in den Dachplots stattfand. Die C-, N- und P-Raten erreichten Werte von ca. 1,4 bzw. für  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  von 0,70 - 0,90. Die extremsten Werte zeigten auch hier wieder  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$ , für die Zersetzungsrate von 2,1 bzw. 2,8 quantifiziert wurden.

### 6.3 Vorräte von C, N, P sowie von $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{K}^+$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ im Mineralboden

Für den Zeitraum zwischen Mai 2007 und März 2008 wurden für die Ah-Horizonte (0 - 10 cm) mittlere C-Vorräte von  $24,8 \pm 5,0 \text{ t C ha}^{-1}$  (knapp 2 % C-Gehalt) kalkuliert, während die Dachflächen nur  $20,7 \pm 5,5 \text{ t C ha}^{-1}$  erreichten (1,7 % C-Gehalt). Wie Tabelle 14 und Abbildung 28b zeigen, lagen N-Vorräte der Kontrollen mit  $2,45 \pm 0,85 \text{ t N ha}^{-1}$  (0,2 % N-Gehalt) ebenfalls

gering über den Vorräten der Dachplots, für die  $2,17 \pm 0,79 \text{ t ha}^{-1}$  (0,2 % N-Gehalt) quantifiziert wurden. C/N-Verhältnis und Humusgehalte der Oberbodenhorizonte waren mit 10,2 und 2,9 (mittelhumos) auf den Dachflächen und mit 11,2 bzw. 3,3 auf den Kontrollplots ähnlich.

Die Höhe der Gehalte entsprachen auf den Dachplots noch 16,3 % C und 6,0 % N bzw. in den Kontrollen 9,3 % C und 3,7 % N der Ah-Mineralbodenvorräte. Die vor dem Dachschluss aufgenommenen Profile zeigten für C und N um die Hälfte niedrigere Vorräte von  $13,0 \pm 6,80 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $1,16 \pm 0,54 \text{ t N ha}^{-1}$  für die Dachplots sowie von  $12,3 \pm 2,5 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $1,13 \pm 0,27 \text{ t N ha}^{-1}$  für die Kontrollen.

Die mittleren C- und N- Vorräte der Bv-Horizonte (10 - 40 cm) betragen  $31,2 \pm 18,1 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $4,11 \pm 2,85 \text{ t N ha}^{-1}$  (Tab. 14, Abb. 28c). Die Vorräte der Kontrollen waren mit  $33,9 \pm 13,1 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $4,11 \pm 2,07 \text{ t N ha}^{-1}$  fast identisch. Die C/N-Verhältnisse der Dach- und Kontrollflächen waren mit 11,1 und 10,6 einander sehr ähnlich. Die Streuvorräte der Dachplots entsprachen noch 10,8 % C und 3,2 % N der Vorräte in den Bv-Horizonten, auf den Kontrollen waren es dagegen nur noch 6,8 % C und 2,2 % N. Die Gehalte lagen für C doppelt bzw. für N dreifach so hoch, wie die Vorräte, welche aus den Profilen vor dem Dachschluss quantifiziert wurden. Diese erreichten nur  $16,7 \pm 2,5 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $1,61 \pm 0,34 \text{ t N ha}^{-1}$  auf den Dachflächen sowie  $19,3 \pm 1,5 \text{ t C ha}^{-1}$  und  $1,75 \pm 0,22 \text{ t N ha}^{-1}$  in den Kontrollen.

Tabelle 14 Mittlere prozentuale  $C_t$ - und  $N_t$ -Gehalte (%), mittlere Vorräte von C, N, P und von  $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  ( $\text{t ha}^{-1}$ ) im Ah-Horizont (0 - 10 cm) und im Bv-Horizont (10 - 40 cm) (Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008)

	%			$\text{t ha}^{-1}$						
	C	N	C/N	C	N	P	$K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^+$
AD.VAh	1,67	0,17	10,2	20,7	2,17	0,71	3,67	4,04	8,24	1,90
AK.VAh	1,92	0,19	11,2	24,8	2,45	0,79	4,24	4,85	8,63	1,43
Q.D/K				0,8	0,9	0,9	0,9	0,8	1,0	1,3
AD.VBv	0,79	0,10	11,1	31,2	4,11	0,78	12,2	9,98	29,3	4,91
AK.VBv	0,86	0,10	10,6	33,9	4,11	1,75	13,6	12,1	29,4	5,02
Q.D/K				0,9	1,0	0,9	0,9	0,8	1,0	1,0

AD.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Dachflächen  
 AK.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Kontrollflächen  
 AD.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Dachflächen  
 AK.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Kontrollflächen  
 QuotientD/K Ab- bzw. Anreicherungsfaktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Weiterhin lagen die Kationenvorräte der Ah-Kontrollen, mit Ausnahme von  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$ , leicht über den Vorräten der Dachplots (Q.D/K: 0,8 - 0,9). So wurden z. B. für Kalium und Phosphor in den Kontrollen  $4,24 \pm 0,39 \text{ t K}^+ \text{ ha}^{-1}$  und  $0,786 \pm 0,091 \text{ t P ha}^{-1}$  quantifiziert, an welche die  $3,67 \pm 0,53 \text{ t K}^+ \text{ ha}^{-1}$  und  $0,71 \pm 0,11 \text{ t P ha}^{-1}$  der Dachplots fast heranreichen (Tab. 14, Abb. 28b).

Wie Tabelle 14 und Abbildung 28c zeigen, traten in den oberen 35 cm der Bv-Horizonte für P, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> kaum Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen auf. So betragen z. B. die mittleren jährlichen Vorräte für Phosphor auf den Dach- und Kontrollflächen 0,78 t ha<sup>-1</sup> und 1,75 t ha<sup>-1</sup>. Aus den Profilen wurden vor dem Experimentierzeitraum in den Ah-Horizonten (0 - 10 cm) mit 0,54 ± 0,18 t P ha<sup>-1</sup> (Dach) und 0,59 ± 0,21 t P ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) sowie von den Bv-Horizonten (10 - 40 cm) mit 1,05 ± 0,48 t P ha<sup>-1</sup> (Dach) und 1,03 ± 0,33 t P ha<sup>-1</sup> (Kontrolle) wesentlich geringere Phosphorvorräte ermittelt.

Die heißwasserextrahierbaren Stoffvorräte (Tab. 15) der Dach- und Kontrollplots wiesen in den Ah-Horizonten (0 - 10 cm) eine ähnliche Spannbreite auf, wie sie die Vorräte der Bodenmatrix zeigten (Tab. 14). Die labilen DOC- und DNb-Vorräte waren mit 322,9 ± 255,7 kg ha<sup>-1</sup> und 32,2 ± 14,1 kg ha<sup>-1</sup> auf den Dachflächen sowie 333,3 ± 259,7 kg ha<sup>-1</sup> und 33,1 ± 14,9 kg ha<sup>-1</sup> auf den Kontrollen fast identisch (Q.D/K 1,0). An den Gesamtbodenvorräten (Tab. 12) besaßen sie einen Anteil von 1,6 % und 1,5 % (Dach) bzw. von 1,3 % und 1,4 % (Kontrolle).

Tabelle 15 Heißwasserlösliche Vorräte der C- und N-Fractionen sowie von Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> aus dem Ah-Horizont (0 - 10 cm) und dem Bv-Horizont (10 - 40 cm) des Kakao-Agroforstes (Zeitraum: Mai 2007 bis März 2008)

	DC	DOC	DIC	DNb	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>
	(kg ha <sup>-1</sup> )									
AD.VAh	347,2	322,9	24,5	32,2	2,18	5,21	26,5	14,0	9,44	17,8
AK.VAh	363,0	333,3	29,5	33,1	1,97	3,46	31,0	16,3	8,21	16,1
Q.D/K	1,0	1,0	0,8	1,0	1,1	1,5	0,9	0,9	1,1	1,1
AD.VBv	920,9	858,7	62,2	61,0	3,84	7,61	23,7	32,0	10,4	49,1
AK.VBv	940,4	869,4	71,4	60,5	5,87	6,74	49,0	30,3	16,6	54,3
Q.D/K	1,0	1,0	0,9	1,0	0,7	1,1	0,5	1,1	0,6	0,9

AD.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Dachflächen

AK.VAh Stoffvorräte im Ah-Horizont der Kontrollflächen

AD.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Dachflächen

AK.VBv Stoffvorräte im Bv-Horizont der Kontrollflächen

QuotientD/K Ab- bzw. Anreicherungsfaktor auf den Dachflächen während des Regenausschlusses

Weiterhin wurden für Kalium und NH<sub>4</sub>-N auf den Dachplots 14,0 ± 4,51 kg ha<sup>-1</sup> und 5,21 ± 4,96 kg ha<sup>-1</sup> bzw. in den Kontrollen 16,3 ± 7,03 kg ha<sup>-1</sup> und 3,46 ± 3,25 kg ha<sup>-1</sup> ermittelt. Die Vorräte der Kontrollen waren gegenüber den Dachplots für Kalium um das 1,2-fache und für NH<sub>4</sub>-N um das 0,7-fache erhöht. Der Anteil der labilen Fraktion betrug bei Kalium sowohl auf den Dach- als auch auf den Kontrollflächen 0,38 % des Gesamtbodenvorrates.

Für die obersten 30 cm der Bv-Horizonte der Dachplots wurden 858,7 ± 747,2 kg ha<sup>-1</sup> DOC und 61,0 ± 36,3 kg ha<sup>-1</sup> DNb quantifiziert (Tab. 15). Am Gesamtbodenvorrat besaßen DOC und DNb

Anteile von 2,8 % und 1,5 %. Auf den Kontrollen wurden mit  $869,4 \pm 800,1 \text{ kg ha}^{-1}$  geringfügig höhere DOC- bzw. mit  $60,5 \pm 32,4 \text{ kg ha}^{-1}$  marginal niedrigere DNb -Vorräte kalkuliert. Der Anteil am Gesamtbodenvorrat betrug hier 2,6 % für DOC und 1,8 % für DNb.

Für  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{K}^+$  ergaben sich mit  $23,7 \pm 7,39 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $32,0 \pm 4,80 \text{ kg ha}^{-1}$  auf den Dachplots bzw.  $49,0 \pm 17,2 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $30,3 \pm 3,50 \text{ kg ha}^{-1}$  in den Kontrollen für  $\text{Ca}^{2+}$  doppelten so hohe Vorräte (Q.D/K: 0,5), während die Vorräte für  $\text{K}^+$  etwa gleich hoch lagen (Q.D/K: 1,1).

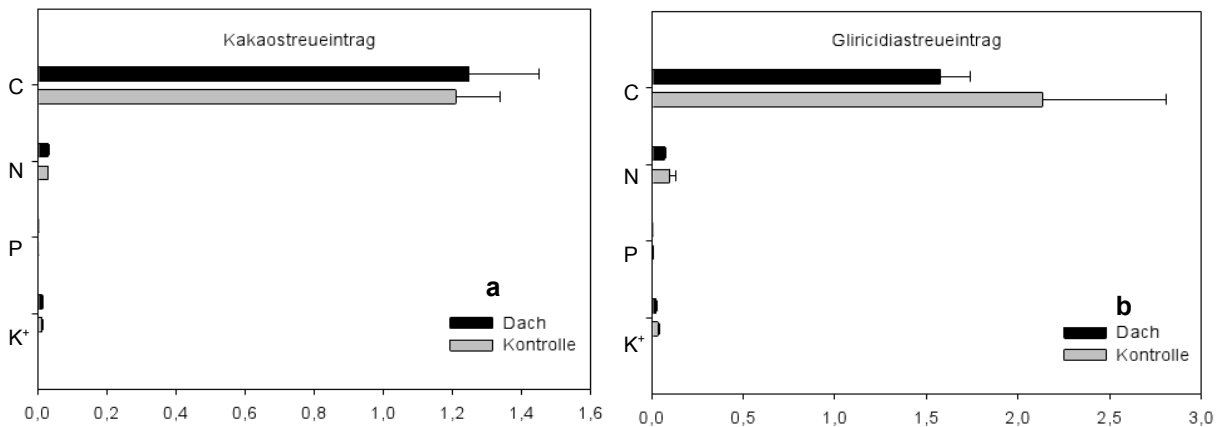


Abbildung 27 a+b Übersicht über die C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Einträge aus der Streuauflage (t ha<sup>-1</sup>)

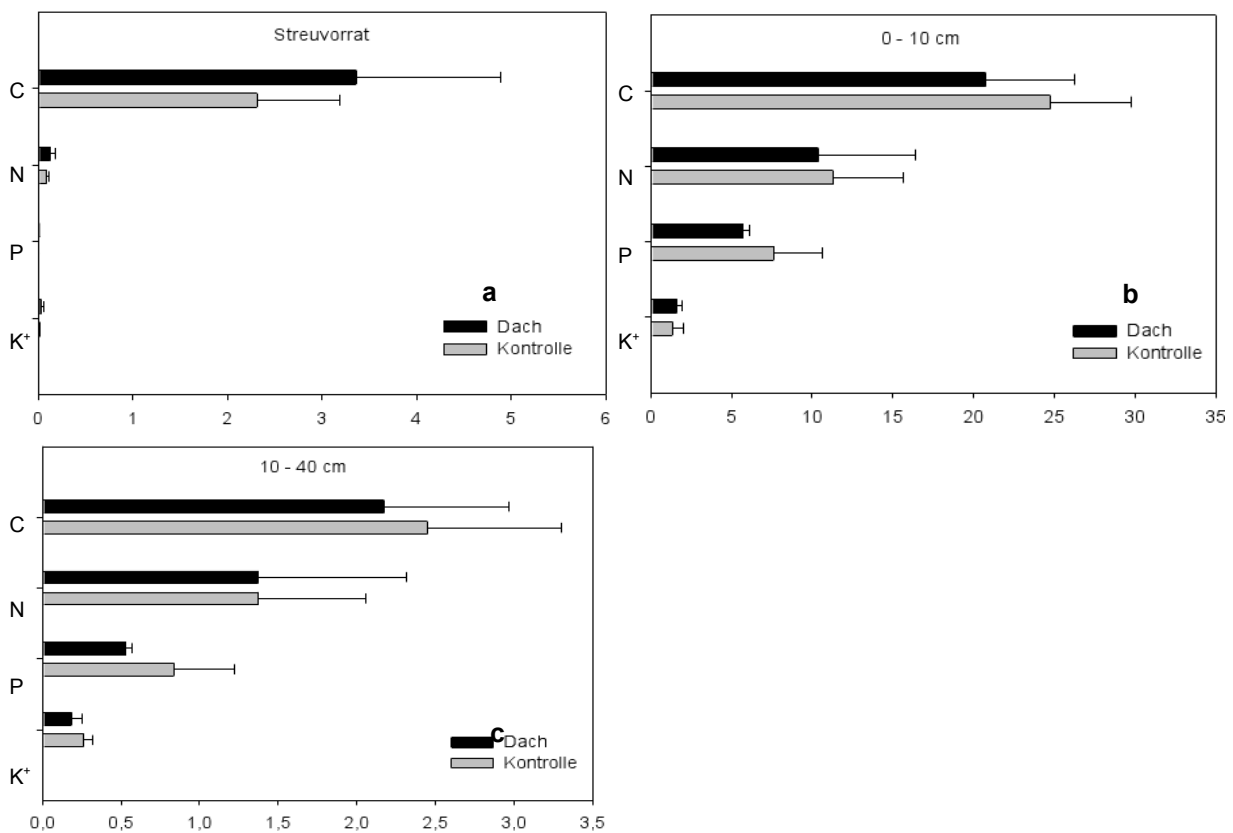


Abbildung 28 a-c Übersicht über die C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Vorräte aus der Streuauflage (t ha<sup>-1</sup>) und den Mineralbodenhorizonten (t ha<sup>-1</sup> 5 cm<sup>-1</sup>)

## 6.4 Lösungskonzentrationen und Stoffflüsse der O-, Ah- und Bv-Horizonte

Die jährlichen Wasserflüsse der Streuauflage, Ah- und Bv-Horizonte (je  $n = 6$  pro Bodentiefe und Versuchsansatz Dach- bzw. Kontrollfläche) unterschieden sich zwischen Dachflächen und Kontrollen signifikant (je  $p < 0,05$ ). Die Streuauflage wies unter den Dächern (AD.O) einen jährlichen Wasserfluss von 471 mm und damit nur 6,1 % der Wasserflüsse der Kontrollen auf (AK.O: 7.788 mm). Die jährlichen Wasserflüsse der Ah-Horizonte betragen im Dachbereich (AD.Ah) 391 mm (22,3 %) und 1.754 mm in den Kontrollen (AK.Ah). Für die Bv-Horizonte ergab sich unter den Dächern (AD.Bv) ein jährlicher Wasserfluss von 227 mm (8,9 %) und von 2.559 mm in den Kontrollen (AK.Bv). Die um den Schluckbrunneneffekt korrigierten Wasserflüsse der Bv-Lysimeter von den Kontrollplots sind mit den Wasserflüssen der Ah-Lysimeter identisch.

Während des gesamten Messzeitraumes übertrafen die pH-Werte der Kontrollen (Abb. A4) in Streuauflage (AK.O:  $6,82 \pm 0,35$ ; AD.O:  $6,71 \pm 0,30$ ), Ah-Horizont (AK.Ah:  $6,67 \pm 0,33$ ; AD.Ah:  $6,50 \pm 0,28$ ) und Bv-Horizont (AK.Bv:  $6,86 \pm 0,57$ ; AD.Bv:  $6,39 \pm 0,31$ ) die pH-Werte der Dachflächen signifikant ( $p < 0,05$ ).

Streuauflage und Ah-Horizonte zeigten dagegen mit  $p < 0,05$  auf den Dachflächen signifikant höhere Leitfähigkeitswerte (Abb. A4). Die mittleren Werte betragen unter den Dächern  $62,9 \pm 31,5 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Streuauflage) und  $67,6 \pm 31,1 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Ah-Horizont) bzw. auf den Kontrollen  $45,8 \pm 15,1 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Streuauflage) und  $55,1 \pm 25,9 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Ah-Horizont). Für den Bv-Horizont konnten mit  $p > 0,05$  keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ermittelt werden, der Mittelwert lag hier bei  $71,3 \pm 39,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

### 6.4.1 DOC-, DNb-, $P_{\text{tot}}$ - und $K^+$ -Lösungskonzentrationen im O-, Ah- und Bv-Horizont

#### DOC-Konzentrationen

Die mittleren DC- und DOC-Konzentrationen lagen auf den Dachflächen unter der Streuauflage (O-Lysimeter) mit  $p < 0,05$  signifikant höher als in den Kontrollen. Für DIC ( $2,7 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) war kein signifikanter Unterschied zwischen Dach- und Kontrollplots ermittelbar ( $p > 0,05$ ).

Auf den Dachflächen betrug der DOC-Mittelwert  $9,7 \pm 5,3 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte besaßen eine Spannweite zwischen 2,8 - 25,2  $\text{mg l}^{-1}$  (Abb. 29a). DOC erreichte einen Anteil von 77,2 % am Gesamt-Kohlenstoff ( $12,6 \pm 6,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), DIC noch 22,0 %. Abbildung 31a zeigt maximale DOC-Konzentrationen im August 2007 ( $20,5 \pm 3,8 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Januar 2008 ( $20,7 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ). Sehr geringe mittlere monatliche DOC-Konzentrationen traten Ende Februar 2007 ( $5,0 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Mitte Mai 2008 ( $5,4 \pm 2,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf.

In den Kontrollen ergab sich eine mittlere DOC-Konzentration von  $6,7 \pm 3,0 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 29a). Die Einzelwerte erstreckten sich zwischen 0,9 - 14,4  $\text{mg l}^{-1}$ . Vom DC ( $9,6 \pm 3,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) entfielen hier 70,3 % auf DOC und 28,9 % ( $2,8 \pm 1,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf DIC. Im Januar und Februar 2008 ( $12,5 \pm$

0,6 mg l<sup>-1</sup>; 9,5 ± 3,5 mg l<sup>-1</sup>) wurden die beiden höchsten bzw. im März 2007 (2,3 ± 1,3 mg l<sup>-1</sup>) und Mitte April 2008 (4,1 ± 1,8 mg l<sup>-1</sup>) die beiden niedrigsten monatlichen DOC-Konzentrationen beobachtet (Abb. 31b).

In den Ah-Horizonten des Mineralbodens waren die mittleren Konzentrationen der Dach- und Kontrollflächen für DC mit 9,0 ± 3,5 mg l<sup>-1</sup> bzw. für DOC mit 6,8 ± 3,7 mg l<sup>-1</sup> ähnlich (p > 0,05), wobei DOC 77,0 % des DC ausmachte. DIC wies in den Kontrollen einen signifikant höheren Mittelwert auf (p < 0,05; AK.Ah: 2,5 ± 1,1 mg l<sup>-1</sup>; AD.Ah: 1,4 ± 0,7 mg l<sup>-1</sup>).

Auf den Dachplots wurden im August und im Oktober 2007 (12,8 ± 2,0 mg l<sup>-1</sup>; 11,7 ± 3,3 mg l<sup>-1</sup>) maximale bzw. im März 2007 (2,9 ± 2,4 mg l<sup>-1</sup>) und Anfang April Mai 2008 (3,4 ± 0,5 mg l<sup>-1</sup>) minimale mittlere monatliche DOC-Konzentrationen beobachtet (Abb. 31b). Die Kontrollen zeigten im Februar und im August 2007 (10,4 ± 0,6 mg l<sup>-1</sup>; 10,2 ± 1,8 mg l<sup>-1</sup>) sowie im Januar 2008 (10,3 ± 1,6 mg l<sup>-1</sup>) sehr hohe mittlere monatliche DOC-Konzentrationen. Die niedrigste mittlere monatliche Konzentration trat im März 2007 auf (1,7 ± 1,4 mg l<sup>-1</sup>, Abb. 31a).

Im Vergleich zum Bestandesniederschlag, der Streuauflage und den Ah-Horizonten nahmen die mittleren Konzentrationen der C-Fractionen besonders in Bv-Horizonten der Dachflächen mit zunehmender Bodentiefe ab (Abb. 29a). Die DOC-, DC-, und DIC-Konzentrationen der Kontrollen waren signifikant gegenüber den Dachplots erhöht (p < 0,05).

Unter den Dächern wurde ein DOC-Mittelwert von 3,1 ± 1,9 mg l<sup>-1</sup> und eine Amplitude der Einzelwerte zwischen 0,5 - 7,4 mg l<sup>-1</sup> kalkuliert (Abb. 29a). DOC trug zu 65,7 % zum DC (4,7 ± 1,9 mg l<sup>-1</sup>) bei und wurde von DIC mit 33,5 % ergänzt. Im April und im Oktober 2007 (6,3 ± 0,8 mg l<sup>-1</sup>; 5,3 ± 0,0 mg l<sup>-1</sup>) wurden im Mai und im Juli 2007 (0,8 ± 0,4 mg l<sup>-1</sup>; 0,7 ± 0,1 mg l<sup>-1</sup>) die niedrigsten mittleren monatlichen DOC-Konzentrationen beobachtet. Im Januar und Februar 2008 waren trockenheitsbedingt keine Lösungen vorhanden (Abb. 31a).

Auf den Kontrollen betrug der DOC-Mittelwert 4,1 ± 1,8 mg l<sup>-1</sup>. Es traten Einzelwerte zwischen 0,9 - 10,0 mg l<sup>-1</sup> auf. DOC besaß ein Anteil von 50,0 % am DC (8,3 ± 3,6 mg l<sup>-1</sup>), während DIC mit 49,0 den Rest ausmachte. Maximale DOC-Konzentrationen wurden im April und im August 2007 (6,5 ± 1,1 mg l<sup>-1</sup>; 7,6 ± 1,8 mg l<sup>-1</sup>) bzw. minimale im Mai und im Juli 2007 (2,5 ± 0,6 mg l<sup>-1</sup>; 2,3 ± 1,0 mg l<sup>-1</sup>) gemessen (Abb. 31b).

### **Konzentrationen von DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, DON und DON+R**

Im Vergleich zu den Kontrollen wurden in den Streuperkolaten für DNb, NO<sub>3</sub>-N und DON mit p < 0,05 signifikant höhere Konzentrationen auf den Dachplots festgestellt. Im Gegensatz dazu waren Konzentrationen für NH<sub>4</sub>-N (0,175 ± 0,122 mg l<sup>-1</sup>) und DON+R (0,5 ± 0,3 mg l<sup>-1</sup>) auf Dach- und Kontrollflächen (p > 0,05) ähnlich.

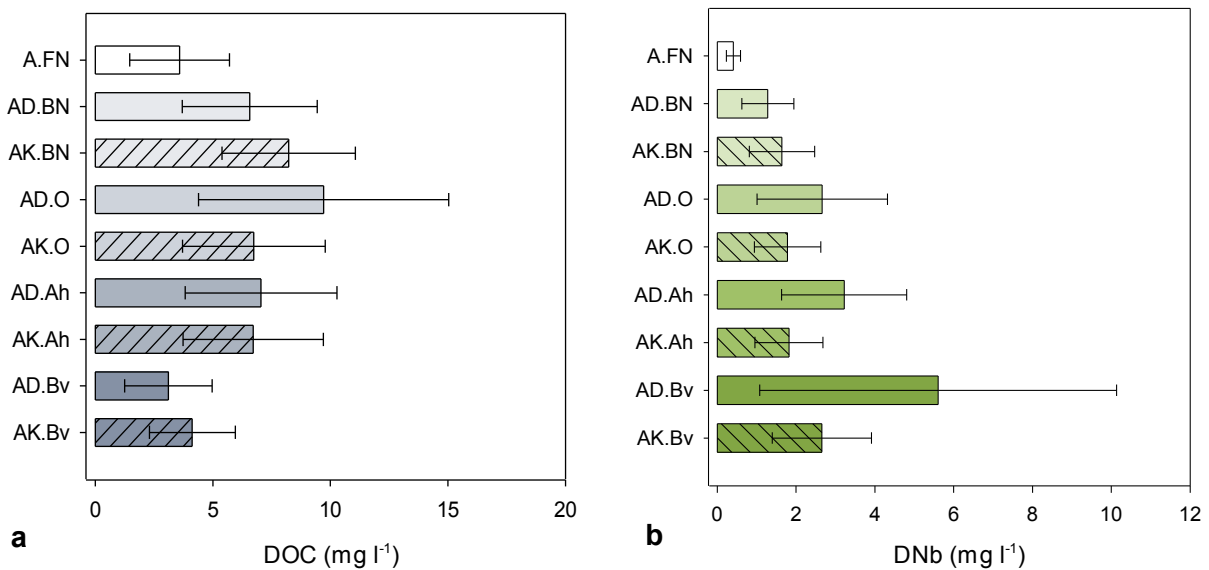


Abbildung 29 Mittlere Lösungskonzentrationen und SD (mg l<sup>-1</sup>) von a) DOC und b) DNb aus Freiland- und Bestandesniederschlag, in Perkolaten der Streuauflage (O-Lage), der Ah- und Bv-Horizonte der Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes (Zeitraum: Februar 2007 bis Mai 2008)

Die Streuauflage der Dachflächen zeigte einen DNb-Mittelwert von  $2,7 \pm 1,7$  mg l<sup>-1</sup>, wobei Einzelwerte zwischen  $0,7 - 7,7$  mg l<sup>-1</sup> auftraten (Abb. 29b). NO<sub>3</sub>-N und DON waren im Mittel mit  $0,82 \pm 1,31$  mg l<sup>-1</sup> und mit  $1,8 \pm 1,3$  mg l<sup>-1</sup> beteiligt. Maximale monatliche DNb-Konzentrationen wurden im März 2007 ( $4,5 \pm 1,3$  mg l<sup>-1</sup>) und im Februar 2008 ( $6,4 \pm 0,0$  mg l<sup>-1</sup>), minimale Ende Februar 2007 ( $0,8 \pm 0,1$  mg l<sup>-1</sup>) und Mitte Mai 2008 beobachtet ( $1,4 \pm 0,8$  mg l<sup>-1</sup>, Abb. 31c).

Die Kontrollen wiesen gegenüber den Dachflächen mit  $1,8 \pm 0,8$  mg DNb l<sup>-1</sup> einen geringeren Mittelwert auf (Abb. 29b). Die Spannweite der Einzelwerte variierte hier mit  $0,6 - 4,1$  mg l<sup>-1</sup> weniger stark als auf den Dachflächen. NO<sub>3</sub>-N und DON zeigten mit  $0,549 \pm 0,792$  mg l<sup>-1</sup> bzw.  $1,2 \pm 0,7$  mg l<sup>-1</sup> entsprechend geringere Konzentrationen als die Dachbereiche. Hohe mittlere monatliche DNb-Konzentrationen entfielen auf den Januar 2008 ( $4,1 \pm 0,0$  mg l<sup>-1</sup>) und den Mai 2008 ( $3,8 \pm 0,0$  mg l<sup>-1</sup>), die niedrigsten auf Ende Februar 07 ( $0,8 \pm 0,1$  mg l<sup>-1</sup>, Abb. 31d).

In den Ah-Horizonten des Mineralbodens wiesen DNb und NO<sub>3</sub>-N gegenüber den Kontrollen mit  $p < 0,05$  signifikant höhere Konzentrationen auf den Dachflächen auf, während NH<sub>4</sub>-N ( $0,144 \pm 0,127$  mg l<sup>-1</sup>) und DON ( $2,0 \pm 1,2$  mg l<sup>-1</sup>) keine signifikanten Differenzen zwischen Dach- und Kontrollplots zeigten.

Die DNb-Konzentrationen der Dachbereiche erreichten im Mittel  $3,2 \pm 1,6$  mg l<sup>-1</sup>, wobei Einzelwerte zwischen  $1,0 - 6,8$  mg l<sup>-1</sup> auftraten (Abb. 29b). Für NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N und DON+R wurden Mittelwerte von  $1,05 \pm 0,68$  mg l<sup>-1</sup> bzw.  $0,6 \pm 0,3$  mg l<sup>-1</sup> quantifiziert. Die höchsten mittleren monatlichen DNb-Konzentrationen wurden im Mai und Juni 2007 ( $6,8 \pm 0,0$  mg l<sup>-1</sup>;  $4,7 \pm 1,0$  mg



l<sup>-1</sup>) gemessen. Ende Februar 2007 ( $1,6 \pm 0,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurde die niedrigste monatliche DNb-Konzentrationen beobachtet. Im Januar und Februar 2008 konnten trockenheitsbedingt keine monatlichen Proben gewonnen werden (Abb. 31c).

Die Konzentrationsbereiche der Kontrollen lagen für alle untersuchten N-Fractionen deutlich unter denen der Dachflächen. Hier betrug der DNb-Mittelwert  $1,8 \pm 0,9 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 29b) die Einzelwerte schwankten zwischen  $0,4 - 4,1 \text{ mg l}^{-1}$ . NO<sub>3</sub>-N erreichte in den Lösungen einen Mittelwert von  $0,591 \pm 0,504 \text{ mg l}^{-1}$  und DON+R von  $0,4 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$ . Im März und im Juni 2007 ( $3,1 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $2,9 \pm 1,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden die höchsten bzw. Mitte April 2008 ( $0,9 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigste monatliche DNb-Konzentration beobachtet (Abb. 31d).

Wie Abbildung 27b zeigt, nahmen die mittleren DNb-Konzentrationen über die Streuauflage und den Ah-Horizont zum Bv-Horizont hin zu, was besonders für die DNb-Konzentrationen unterhalb der Dachflächen zutrifft.

Verglichen mit den Kontrollen zeigten die Bv-Horizonte der Dachflächen für DNb, NO<sub>3</sub>-N, DON mit  $p < 0,05$  signifikant höhere Konzentrationen. Dagegen wiesen die Konzentrationen von NH<sub>4</sub>-N ( $0,126 \pm 0,106 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DON+R (MW:  $0,403 \pm 0,595 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf den Dach- und Kontrollflächen keine signifikanten Unterschiede auf ( $p > 0,05$ ).

Der DNb-Mittelwert unter den Dächern betrug  $5,6 \pm 4,5 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten sich zwischen  $0,4 - 16,9 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 29b). Die Mittelwerte von NO<sub>3</sub>-N und DON lagen mit  $1,46 \pm 0,93 \text{ mg l}^{-1}$  und  $6,2 \pm 4,3 \text{ mg l}^{-1}$  ungefähr zwei- bis dreifach über den Konzentrationen der Kontrollen. Die maximale DNb-Konzentrationen wurden unter den Dächern im September und im Oktober 2007 ( $15,3 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $16,9 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), minimale im März 2008 beobachtet ( $0,8 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 31c).

Auf den Kontrollen besaß DNb einen Mittelwert von  $2,7 \pm 1,3 \text{ mg l}^{-1}$ , die Einzelwerte bewegten sich im Bereich zwischen  $0,2 - 6,5 \text{ mg l}^{-1}$ . Für NO<sub>3</sub>-N und DON wurden Mittelwerte von  $0,910 \pm 0,857 \text{ mg l}^{-1}$  bzw.  $2,1 \pm 0,8 \text{ mg l}^{-1}$  beobachtet. Eine DNb-Spitzenkonzentration trat im März 2007 ( $3,7 \pm 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ), eine minimale Konzentration im März 2008 auf ( $1,1 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 31d).

### **Konzentrationen von P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub>-P, DOP**

Für P<sub>tot</sub> und DOP waren mit  $p < 0,05$  in den Streuauflagen der Dachplots signifikant höhere Konzentrationen gegenüber den Kontrollen erkennbar. PO<sub>4</sub>-P ( $0,141 \pm 0,177 \text{ mg l}^{-1}$ ) zeigte zwischen den Dach- und den Kontrollplots keine signifikanten Unterschiede ( $p > 0,05$ ).

Die mittlere P<sub>tot</sub>-Konzentration betrug unter den Dächern  $0,425 \pm 0,314 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 30a), die Einzelwerte erstreckten sich zwischen  $0,05 - 1,49 \text{ mg l}^{-1}$ . Vom Gesamt-Phosphor entfielen mit  $0,208 \pm 0,140 \text{ mg l}^{-1}$  (47,4 % des P<sub>tot</sub>) auf DOP, PO<sub>4</sub>-P bildete mit  $0,202 \pm 0,252 \text{ mg l}^{-1}$  den Rest. Die höchsten mittleren monatlichen P<sub>tot</sub>-Konzentrationen wurden im August 2007 ( $0,674 \pm 0,210 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Mitte April 2008 ( $0,824 \pm 0,164 \text{ mg l}^{-1}$ ), die niedrigsten im März und im April 2007

gemessen ( $0,089 \pm 0,035 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,090 \pm 0,026 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 31e).

Die Kontrollen wiesen mittlere  $P_{\text{tot}}$ -Konzentration von  $0,239 \pm 0,117 \text{ mg l}^{-1}$  und Einzelwerte zwischen  $0,026 - 0,479 \text{ mg l}^{-1}$  auf (Abb. 30a). Vom Gesamt-Phosphor entfielen hier 42,6 % auf  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $0,102 \pm 0,080 \text{ mg l}^{-1}$ ) und 57,2 % auf DOP ( $0,136 \pm 0,079 \text{ mg l}^{-1}$ ). Im Januar 2008 ( $0,471 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Ende Mai 2008 ( $0,415 \pm 0,065 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden hohe, im März und im April 2007 ( $0,055 \pm 0,001 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,040 \pm 0,016 \text{ mg l}^{-1}$ ) niedrige mittlere monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beobachtet (Abb. 31f).

In den Lösungen aus den Ah-Horizonten wurden für  $P_{\text{tot}}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOP keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen quantifiziert ( $p > 0,05$ ). Die Mittelwerte erreichten  $0,216 \pm 0,174 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$ ,  $0,075 \pm 0,099 \text{ mg } \text{PO}_4\text{-P } \text{l}^{-1}$  (34,5 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und  $0,140 \pm 0,102 \text{ mg } \text{DOP } \text{l}^{-1}$  (64,6 % des  $P_{\text{tot}}$ ).

Auf den Dachplots wiesen der Mai und der August 2007 ( $0,447 \pm 0,286 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,463 \pm 0,103 \text{ mg l}^{-1}$ ) die höchsten bzw. der März und der April 2007 ( $0,129 \pm 0,075 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,091 \pm 0,054 \text{ mg l}^{-1}$ ) die niedrigsten mittleren  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf (Abb. 31e). In den Kontrollen wurden im November 2007 ( $0,391 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Ende April 2008 ( $0,310 \pm 0,241 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. im März und im April 2007 ( $0,104 \pm 0,038 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,070 \pm 0,033 \text{ mg l}^{-1}$ ) sehr niedrige monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen gemessen (Abb. 31f).

Die mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen verringerten sich vom Bestandesniederschlag über die organische Auflage mit zunehmender Bodentiefe (Abb. 28a). Innerhalb der Bv-Horizonte übertrafen die  $P_{\text{tot}}$ -,  $\text{PO}_4\text{-P}$ - und DOP-Konzentrationen der Kontrollen signifikant die Konzentrationen der Dachplots (je  $p < 0,05$ ).

Auf den Dachflächen ergaben sich für  $P_{\text{tot}}$  Einzelwerte zwischen  $0,000 - 0,069 \text{ mg l}^{-1}$  und eine mittlere Konzentration von  $0,026 \pm 0,022 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 30a).  $\text{PO}_4\text{-P}$  und DOP besaßen, unter mittleren Werten von  $0,004 \pm 0,004 \text{ mg l}^{-1}$  bzw.  $0,022 \pm 0,023 \text{ mg l}^{-1}$ , einen Anteil von 14,6 % und 85,1 % am  $P_{\text{tot}}$ . Die beiden höchsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen wurden im März 2008 ( $0,069 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Ende April 2008 ( $0,054 \pm 0,013 \text{ mg l}^{-1}$ ), die beiden niedrigsten im März 2007 und Ende Mai 2008 mit jeweils  $0,00 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$  registriert. Im Januar und Februar 2008 waren trockenheitsbedingt keine Proben vorhanden (Abb. 31e).

In den Kontrollen wurde ein  $P_{\text{tot}}$ -Mittelwert von  $0,065 \pm 0,036 \text{ mg l}^{-1}$  und eine Amplitude der Einzelwerte von  $0,013 - 0,145 \text{ mg l}^{-1}$  quantifiziert (Abb. 30a).  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $0,007 \pm 0,010 \text{ mg l}^{-1}$ ) und DOP ( $0,058 \pm 0,033 \text{ mg l}^{-1}$ ) erreichten 11,5 % und 88,5 % am  $P_{\text{tot}}$ . Die beiden höchsten mittleren monatlichen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen traten hier im September 2007 ( $0,109 \pm 0,006 \text{ mg l}^{-1}$ ) und im Februar 2008 ( $0,111 \pm 0,048 \text{ mg l}^{-1}$ ) bzw. die beiden niedrigsten im März und im April 2007 auf ( $0,027 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,026 \pm 0,016 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 31f).

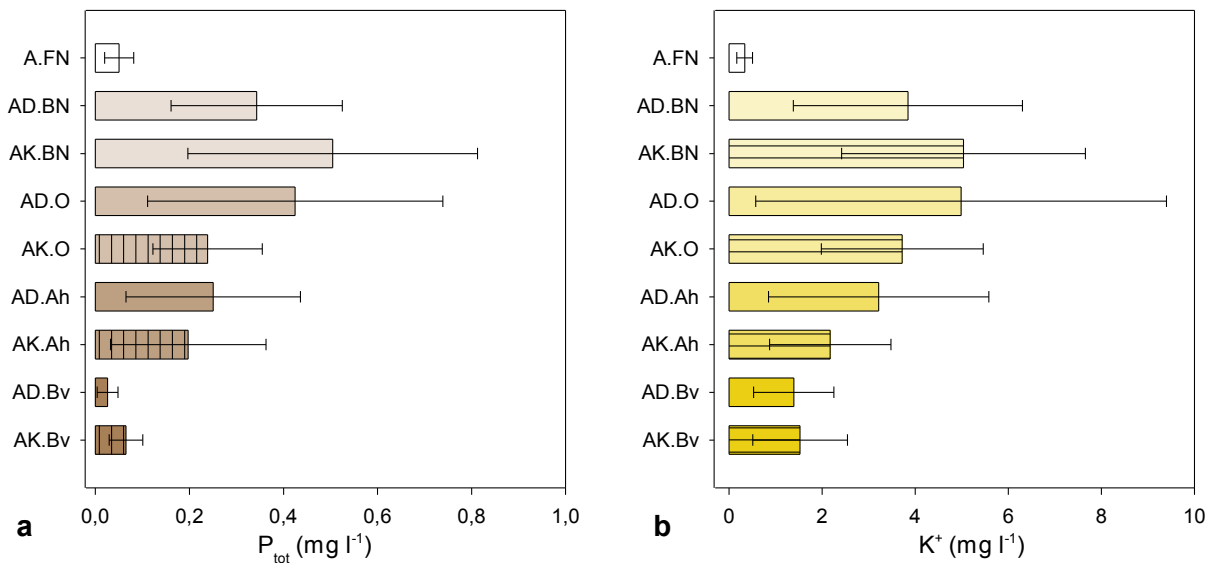


Abbildung 30 a+b Mittlere Lösungskonzentrationen und SD ( $\text{mg l}^{-1}$ ) von a)  $\text{P}_{\text{tot}}$  und b)  $\text{K}^+$  aus Freiland- und Bestandesniederschlag, in Perkolaten der Streuauflage (O-Lage), der Ah- und Bv-Horizonte der Dach- und Kontrollflächen des Kakao-Agroforstes (Zeitraum: Februar 2007 bis Mai 2008)

### Konzentrationen von $\text{K}^+$ und weiterer Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ und $\text{Na}^+$ )

Unterhalb der Streuauflage waren nur die Kalium-Konzentrationen mit Werten um  $4,06 \pm 2,75 \text{ mg l}^{-1}$  auf den Dach- und Kontrollflächen annähernd gleich ( $p > 0,05$ ). Die Konzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{N}^+$  erreichten auf den Dachflächen im Mittel signifikant höhere Werte ( $p < 0,05$ ). Auf den Dachplots wurden mittlere Konzentrationen von  $5,10 \pm 1,82 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ l}^{-1}$ ,  $1,83 \pm 0,80 \text{ mg Mg}^{2+} \text{ l}^{-1}$  und von  $0,425 \pm 0,217 \text{ mg Na}^+ \text{ l}^{-1}$  erreicht. Maximale  $\text{K}^+$ -Konzentrationen wurden in den Monaten vom Oktober ( $13,2 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) bis zum Dezember 2007 ( $12,3 \pm 0,0 \text{ mg l}^{-1}$ ), sehr niedrige im März und im April 2007 beobachtet ( $1,17 \pm 0,27 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $1,18 \pm 0,31 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 31g). Auf den Kontrollen betragen die mittleren Konzentrationen  $3,92 \pm 1,30 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $1,20 \pm 0,40 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Mg}^{2+}$  und  $0,307 \pm 0,143 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{Na}^+$ . Eine  $\text{K}^+$ -Spitzenkonzentration wurde im Januar 2008 ( $8,40 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) sowie die niedrigste monatliche Konzentration im April 2007 registriert ( $0,860 \pm 0,324 \text{ mg l}^{-1}$ , Abb. 31h).

In den Ah-Horizonten der Dach- und Kontrollflächen traten ähnlich hohe Konzentrationen für  $\text{K}^+$  ( $4,79 \pm 1,46 \text{ mg l}^{-1}$ ) und für  $\text{Mg}^{2+}$  auf ( $1,32 \pm 0,542 \text{ mg l}^{-1}$ ). Dagegen waren  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^{2+}$  unter den Dächern signifikant erhöht ( $p < 0,05$ ).

Unter den Dächern zeigten  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$  mittlere Werte von  $3,22 \pm 2,37 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 30b) und  $0,527 \pm 0,423 \text{ mg l}^{-1}$ . Hohe mittlere monatliche  $\text{K}^+$ -Konzentrationen wurden im August ( $6,64 \pm 2,23 \text{ mg l}^{-1}$ ) und Mitte April 2008 ( $7,36 \pm 2,19 \text{ mg l}^{-1}$ ), niedrige im März und im April 2007 gemessen ( $0,751 \pm 0,203 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $0,971 \pm 0,354 \text{ mg l}^{-1}$ ; Abb. 31g). Im Januar und Februar 2008 waren trockenheitsbedingt keine Lösungen vorhanden.

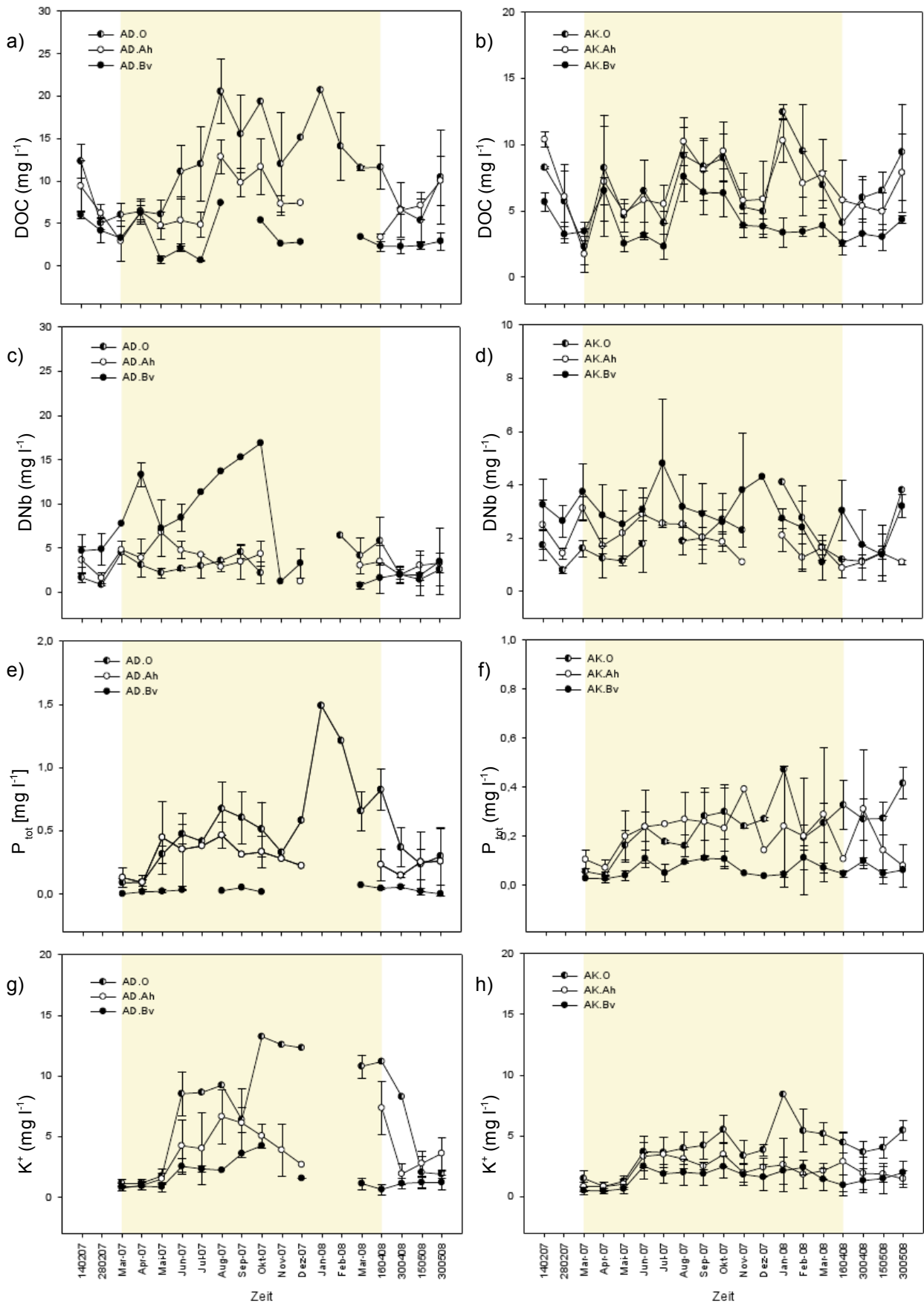


Abbildung 31 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNB -, P<sub>tot</sub> -, K<sup>+</sup> -Konzentrationen aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten des Kakao-Agroforstes (Farbiger Hintergrund: Zeitraum des Regenausschlusses)

Auf den Kontrollen betragen die mittleren Konzentrationen von  $K^+$  und  $Na^+$  noch  $2,18 \pm 1,30 \text{ mg l}^{-1}$  und  $0,379 \pm 0,153 \text{ mg l}^{-1}$ . Die mittleren monatlichen  $K^+$ -Konzentrationen stiegen von  $0,830 \pm 0,383 \text{ mg l}^{-1}$  im März 2007 auf  $3,47 \pm 1,19 \text{ mg l}^{-1}$  im Juli 2007 und  $3,47 \pm 0,97 \text{ mg l}^{-1}$  im Oktober 2007 an, um danach bis Ende Mai 2008 auf  $1,48 \pm 0,71 \text{ mg l}^{-1}$  abzufallen (Abb. 31h).

Ähnlich dem  $P_{\text{tot}}$  wurden für die meisten Kationen im vertikalen Verlauf die höchsten Gehalte im Bestandesniederschlag und der Streuauflage erreicht, während die Konzentrationen mit zunehmender Bodentiefe abnahmen. Allein  $K^+$  ( $1,48 \pm 0,97 \text{ mg l}^{-1}$ ) war auf den Dach- und den Kontrollflächen der Bv-Horizonte mit  $p > 0,05$  annähernd gleich. Kalzium und Magnesium lagen auf den Kontrollen signifikant über, Natrium signifikant unter ( $p < 0,05$ ) den Dachplots.

Unter den Dächern erreichten  $Ca^{2+}$   $4,48 \pm 2,91 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $Mg^{2+}$   $1,15 \pm 0,88 \text{ mg l}^{-1}$  und  $Na^+$   $12,5 \pm 0,6 \text{ mg l}^{-1}$ . Der September und der Oktober 2007 ( $3,61 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $4,25 \pm 0,00 \text{ mg l}^{-1}$ ) wies maximale, die erste Hälfte des Aprils 2008 ( $0,637 \pm 0,412 \text{ mg l}^{-1}$ ) minimale monatliche  $K^+$ -Konzentration auf (Abb. 31g). Im November 2007, im Januar und im Februar 2008 konnten wegen geringer Niederschläge und der Überdachung keine Proben gewonnen werden.

Auf den Kontrollen waren  $Ca^{2+}$  mit  $5,96 \pm 1,39 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $Mg^{2+}$  mit  $1,93 \pm 0,82 \text{ mg l}^{-1}$  und  $Na^+$  mit  $0,436 \pm 0,140 \text{ mg l}^{-1}$  beteiligt. Eine  $K^+$ -Spitzenkonzentration trat hier im Oktober 2007 ( $2,47 \pm 0,92 \text{ mg l}^{-1}$ ) auf. Die niedrigste Konzentration wurde im April 2007 ( $0,471 \pm 0,216 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet.

#### 6.4.2 Jahresflüsse von DOC, DNb, $P_{\text{tot}}$ und $K^+$ aus der organischen Auflage und dem Mineralboden

##### Flüsse von DOC, DC und DIC

Auf den Dachflächen beliefen sich die jährlichen Austräge aus der organischen Auflage auf  $92,3 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (rund 80 % des DC),  $115,7 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und auf  $21,7 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (knapp 20 % des DC). Maximale DOC-Flüsse wiesen (Abb. 32a) der Oktober und der November 2007 ( $14,3 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $17,2 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ), minimale der Juni 2007 auf ( $1,2 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Die Dachplots erreichten damit rund 11 % (DIC) bzw. rund 18 % (DOC) der jährliche Flüsse der Kontrollen, für die  $459,3 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (69,6 % des DC),  $660,0 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und  $200,1 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (30,3 % des DC) quantifiziert wurden. Hohe mittlere monatliche DOC-Flüsse wiesen der August und der Oktober 2007 ( $60,3 \pm 2,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $59,1 \pm 6,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ), sowie der März 2008 auf ( $59,2 \pm 5,60 \text{ kg ha}^{-1}$ ), sehr niedrige wurden im Januar 2008 registriert ( $4,1 \pm 2,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 32b).

Die jährlichen Austräge der Oberbodenhorizonte erreichten auf den Dachplots  $38,3 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (82,6 % des DC),  $46,3 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und  $8,67 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (18,7 % des DC). Hohe mittlere DOC-Flüsse entfielen hier auf den Mai und den Juni 2007 ( $9,3 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $9,5 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ), der

geringste auf den November 2007 ( $0,6 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Aufgrund geringer Niederschlagsmengen und des experimentellen Regenausschlusses waren im Januar und im Februar 2008 keine DOC-, DC- und DIC-Flüsse ermittelbar (Abb. 32a).

Gegenüber den Dachflächen wurden in den Kontrollen im jährlichen Mittel ein vierfach höherer DC- und DOC-Austrag von  $183,0 \text{ kg ha}^{-1}$  und von  $141,1 \text{ kg ha}^{-1}$  (77,1 % des DC) sowie ein fünffach höherer DIC-Fluss von  $41,4 \text{ kg ha}^{-1}$  (22,6 % des DC) quantifiziert. Maximale DOC-Flüsse traten im April 2007 ( $17,5 \pm 1,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $15,7 \pm 4,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ), ein minimaler im Januar 2008 auf ( $1,9 \pm 0,7 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 32b).

Für die Bv-Horizonte der Dachflächen wurden jährliche Austräge von  $11,7 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (ca. 81 % des DC),  $2,4 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  und von  $14,5 \text{ kg DC ha}^{-1}$  ermittelt. Es wurden im April ( $4,7 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr hohe bzw. im September und im November 2007 ( $0,0 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,1 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche DOC-Flüsse quantifiziert (Abb. 32a).

Auf den Kontrollen erreichten die jährlichen Flüsse  $135,4 \text{ kg DOC ha}^{-1}$  (66,5 % des DC),  $203,7 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und  $68,0 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  (33,4 % des DC). Um den Schluckbrunneneffekt bereinigt, wiesen die Flüsse  $92,8 \text{ kg DOC ha}^{-1}$ ,  $139,6 \text{ kg DC ha}^{-1}$  und  $46,6 \text{ kg DIC ha}^{-1}$  auf. Die DOC-Flüsse lagen damit ungefähr achtfach, die DC-Flüsse fast zehnfach und die DIC-Flüsse fast 19-fach über den Dachplots. Im April und im November 2007 ( $17,0 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $19,4 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden die beiden höchsten, im Januar 2008 ( $1,3 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) der niedrigste mittlere monatliche DOC-Fluss auf den Kontrollflächen quantifiziert.

### **Flüsse von DNb, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N und DON**

Die Austräge aus der Streuauflage wiesen im neunmonatigen Mittel auf den Dachplots einen DNb-Fluss von  $15,4 \text{ kg ha}^{-1}$  und einen NO<sub>3</sub>-N-Fluss von  $4,45 \text{ kg ha}^{-1}$  sowie auf. Weiterhin wurden sechsmonatige Flüsse von  $0,986 \text{ kg ha}^{-1}$  für NH<sub>4</sub>-N und von  $8,20 \text{ kg ha}^{-1}$  für DON beobachtet. Hohe mittlere monatliche DNb-Flüsse wurden im April und im Mai 2007 ( $3,6 \pm 1,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $3,2 \pm 2,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ), niedrige im Juni und im Juli 2007 ( $0,4 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,4 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) beobachtet (Abb. 32c).

Entsprechend den sich überschneidenden Zeiträumen lagen die Austräge der Kontrollen fünf- bis sechsfach über denen der Dachflächen. Die Kontrollen wiesen zehnmonatige DNb-Flüsse von  $89,3 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $81,2 \text{ kg ha}^{-1}$  für neun Monate), neunmonatige NO<sub>3</sub>-N-Flüsse von  $24,1 \text{ kg ha}^{-1}$ , sowie sechsmonatige NH<sub>4</sub>-N- und DON-Flüsse von  $7,50 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $53,1 \text{ kg ha}^{-1}$  auf. Im Oktober 2007 ( $14,7 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $14,4 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ) traten höhere bzw. im Januar 2008 ( $0,8 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche DNb-Flüsse auf (Abb. 32d).

Für die Oberbodenhorizonte der Dachflächen ergab sich 10-monatiger Austrag von  $20,3 \text{ kg DNb ha}^{-1}$ . Der neunmonatigen NO<sub>3</sub>-N-Fluss, sowie die sechsmonatigen Flüsse von NH<sub>4</sub>-N- und

DON erreichten  $4,42 \text{ kg ha}^{-1}$ ,  $0,671 \text{ kg ha}^{-1}$  bzw.  $13,9 \text{ kg ha}^{-1}$ . Im April und im Mai 2007 ( $7,0 \pm 0,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $7,6 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden sehr hohe bzw. im August und im September 2007 ( $0,5 \pm 0,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,8 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) um das 10- bis 12-fach geringere DNb-Flüsse beobachtet. Aufgrund geringer Niederschlagsmengen und des experimentellen Regenausschlusses waren im Januar und Februar 2008 keine Flüsse der einzelnen Stickstofffraktionen ermittelbar (Abb. 32c).

Auf den Kontrollen wiesen entsprechend der möglichen Monate DNb 1,3-fach, DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  1,2-fach und  $\text{NH}_4\text{-N}$  1,8-fach höhere Austräge als die Dachplots auf. Die 10-monatigen Flüsse betragen hier  $25,3 \text{ kg ha}^{-1}$  für DNb, die neunmonatigen Flüsse  $5,37 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $\text{NO}_3\text{-N}$ , die sechsmonatigen Flüsse  $1,19 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $16,5 \text{ kg ha}^{-1}$  für DON. Der April und der Oktober 2007 ( $4,42 \pm 0,210 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $3,81 \pm 0,410 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wiesen sehr hohe, der Januar 2008 ( $0,297 \pm 0,091 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sehr niedrige mittlere monatliche DNb-Flüsse auf (Abb. 32d).

In den Bv-Horizonten betrug der zehnmontatige DNb-Fluss auf den Dachflächen  $16,7 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $15,0 \text{ kg ha}^{-1}$  für neun Monate). Weiterhin erreichten die achtmonatigen Flüsse von  $\text{NO}_3\text{-N}$   $3,21 \text{ kg ha}^{-1}$ , sowie die fünfmonatigen Flüsse von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und DON  $0,221 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $12,8 \text{ kg ha}^{-1}$ . Monatliche DNb-Höchstflüsse wurden im April ( $7,54 \pm 0,794 \text{ kg ha}^{-1}$ ), sehr niedrige im November 2007 ( $0,047 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quantifiziert. Für den Januar und den Februar 2008 konnten trockenheitsbedingt keine Flüsse ermittelt werden (Abb. 32c).

Die Austräge der Kontrollen übertrafen die der Dachplots für DNb dreifach, für DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  doppelt und für  $\text{NH}_4\text{-N}$  fünffach. Die neunmonatigen DNb und  $\text{NO}_3\text{-N}$  Flüsse betragen  $54,7 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $9,62 \text{ kg ha}^{-1}$ , die sechsmonatigen  $\text{NH}_4\text{-N}$  und DON-Flüsse  $1,93 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $40,0 \text{ kg ha}^{-1}$ . Die um den Schluckbrunneneffekt verringerten Kontroll-Flüsse erreichten entsprechend ihren Monaten  $37,5 \text{ kg ha}^{-1}$  für DNb,  $27,7 \text{ kg ha}^{-1}$  für DON ( $23,3 \text{ kg ha}^{-1}$  für fünf Monate)  $6,59 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $5,86 \text{ kg ha}^{-1}$  für acht Monate) und  $1,32 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $1,10 \text{ kg ha}^{-1}$  für fünf Monate). Den höchsten mittleren DNb-Fluss wies der Mai 2007 ( $10,9 \pm 1,51 \text{ kg ha}^{-1}$ ), den niedrigsten der Januar 2008 ( $0,065 \pm 0,532 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auf (Abb. 32d).

### Die Flüsse von $\text{P}_{\text{tot}}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$ und DOP

Der neunmonatige  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Fluss aus den Perkolaten der Streuauflage unter den Dächern betrug im Mittel  $2,43 \text{ kg ha}^{-1}$ . Davon entfielen  $1,39 \text{ kg ha}^{-1}$  auf  $\text{PO}_4\text{-P}$  (neunmonatiger Fluss) und  $0,987 \text{ kg ha}^{-1}$  auf DOP (achtmonatiger Fluss). Die Austräge der Dachplots erreichten somit nur ca. 13 % (DOP) bis 36 % ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) der Austräge aus den Kontrollen. Maximale monatlichen  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse wurden im November 2007 ( $0,492 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $0,699 \pm 0,117 \text{ kg ha}^{-1}$ ), minimale im Juni 2007 erreicht ( $0,073 \pm 0,030 \text{ kg ha}^{-1}$ , Abb. 32e).

Auf den Kontrollen wurde für  $\text{P}_{\text{tot}}$  ein neunmonatiger Austrag von  $11,4 \text{ kg ha}^{-1}$  berechnet, an dem DOP mit  $7,55 \text{ kg ha}^{-1}$  (66,0 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ ) und  $\text{PO}_4\text{-P}$  mit  $3,89 \text{ kg ha}^{-1}$  (34,0 % des  $\text{P}_{\text{tot}}$ ) beteiligt waren. Hohe mittlere  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse entfielen hier auf den Oktober 2007 ( $2,15 \pm 0,23 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und

den März 2008 ( $2,76 \pm 0,54 \text{ kg ha}^{-1}$ ), die niedrigsten auf den Januar und den Februar 2008 ( $0,094 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,128 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Aus dem Datenmaterial der Kontroll- und Dachflächen und konnten für den Juli, November und Dezember 2007 keine Flüsse berechnet werden (Abb. 32f).

Für die Ah-Horizonte wurden von den Dachflächen neunmonatige Flüsse von  $1,41 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $1,08 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  (76,8 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und von  $0,326 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  (23,2 % des  $P_{\text{tot}}$ ) kalkuliert. Im Mai und im August 2007 ( $0,415 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,404 \pm 0,00 \text{ kg ha}^{-1}$ ) wurden hohe, im Oktober 2007 ( $0,050 \pm 0,023 \text{ kg ha}^{-1}$ ) der niedrigste monatliche  $P_{\text{tot}}$ -Fluss quantifiziert (Abb. 32e).

Für den Juli, November und Dezember 2007 sowie dem März 2008 waren auf den Dach- und Kontrollflächen keine Flüsse aus dem Datenmaterial ermittelbar. Des Weiteren waren wegen geringer Niederschlagsmengen und der künstlichen Überdachung auf den Dachplots für den Januar und den Februar 2008 keine Flüsse ermittelbar.

Auf den Kontrollen wurden neunmonatige Flüsse mit  $2,29 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ , von  $1,88 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  (ca. 82 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und  $0,381 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  quantifiziert. Damit wiesen die Kontrollen 38,4 % ( $P_{\text{tot}}$ ), 42,6 % (DOP) und 14,4 % höhere Flüsse als die Dachplots auf.  $P_{\text{tot}}$ -Spitzenflüsse wiesen der August und der Oktober 2007 ( $0,370 \pm 0,099 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,347 \pm 0,078 \text{ kg ha}^{-1}$ ), niedrige Flüsse der Januar und der Februar 2008 auf ( $0,033 \pm 0,012 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $0,033 \pm 0,004 \text{ kg ha}^{-1}$ ; Abb. 32f).

Die neunmonatigen Austräge der Bv-Horizonte der Dachplots erreichten  $0,057 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,043 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  (75,0 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und  $0,014 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  (25,0 % des  $P_{\text{tot}}$ ). Den Verhältnissen entsprechend, wurden maximale  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse im April 2007 ( $0,011 \pm 0,004 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und im März 2008 ( $0,020 \pm 0,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. ein minimaler im September 2007 ( $0,003 \pm 0,000 \text{ mg l}^{-1}$ ) ermittelt. Aus dem Datenmaterial konnten für Juli, November und Dezember 2007 keine Flüsse kalkuliert werden. Weiterhin führten zu geringe Niederschläge und die künstliche Überdachung zu fehlenden Flüssen im Januar und Februar 2008.

Die zehnmönatigen Flüsse der Kontrollen betragen  $1,84 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $P_{\text{tot}}$ ,  $1,60 \text{ kg ha}^{-1}$  für DOP (86,9 % des  $P_{\text{tot}}$ ) und  $0,239 \text{ kg ha}^{-1}$  für  $\text{PO}_4\text{-P}$  (13,0 % des  $P_{\text{tot}}$ ). Um den Schluckbrunneneffekt verringert, wiesen die Austräge noch  $1,26 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $1,10 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  und  $0,164 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  auf. Die neunmonatigen Flüsse der Kontrollen lagen demnach mit  $1,13 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ,  $0,990 \text{ kg DOP ha}^{-1}$  und  $0,148 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$  ungefähr 20-fach ( $P_{\text{tot}}$ ), 23-fach (DOP) und elffach ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) über den Austrägen der Dachflächen. Ein  $P_{\text{tot}}$ -Spitzfluss trat im Oktober 2007 ( $0,376 \pm 0,082 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auf, wohingegen im Februar 2008 ( $0,050 \pm 0,051 \text{ kg ha}^{-1}$ ) der niedrigste mittlere monatlichen Fluss beobachtet wurde. Wegen zu geringer Niederschläge im Januar und Februar 2008 konnten auch hier keine Austräge quantifiziert werden (Abb. 32f).



### Flüsse von K<sup>+</sup> und weiterer Kationen (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup>)

Die untersuchten Kationen Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> wiesen in der Streuauflage der Dachflächen jährliche Flüsse von 35,8 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 16,3 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 12,2 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 1,95 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> auf. Im November 2007 ( $2,73 \pm 0,00$  kg ha<sup>-1</sup>) und im Februar 2008 ( $2,39 \pm 0,00$  kg ha<sup>-1</sup>) wurden monatliche K<sup>+</sup>-Spitzenflüsse beobachtet, während im August und im September 2007 ( $0,041 \pm 0,00$  kg ha<sup>-1</sup>;  $0,148 \pm 0,071$  kg ha<sup>-1</sup>) die niedrigsten K<sup>+</sup>-Flüsse auftraten (Abb. 32g).

Auf den Kontrollen erreichten Ca<sup>2+</sup> neunfach, K<sup>+</sup> fünffach, Mg<sup>2+</sup> siebenfach und Na<sup>+</sup> 15-fach höhere jährliche Austräge als die Dachflächen. Es wurden für die Kontrollen pro Hektar und Jahr 297,4 kg Ca<sup>2+</sup>, 74,8 kg K<sup>+</sup>, 90,6 kg Mg<sup>2+</sup> und 29,5 kg Na<sup>+</sup> kalkuliert. Hohe mittlere K<sup>+</sup>-Monatsflüsse wurden für den Juni und den Juli 2007 ( $17,9 \pm 0,0$  kg ha<sup>-1</sup>;  $16,8 \pm 2,2$  kg ha<sup>-1</sup>) bzw. der niedrigste für den August 2007 mit  $0,076 \pm 0,019$  kg ha<sup>-1</sup> errechnet (Abb. 32h).

In den Ah-Horizonten wurden unter den Dächern jährliche Austräge von 37,8 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 6,35 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 11,6 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 3,23 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> beobachtet. Maximale K<sup>+</sup>-Austräge traten im Mai 2007 ( $1,66 \pm 0,00$  kg ha<sup>-1</sup>) und im März 2008 ( $1,68 \pm 0,39$  kg ha<sup>-1</sup>), minimale im Oktober 2007 ( $0,032 \pm 0,014$  kg ha<sup>-1</sup>) auf. Wegen geringer Niederschläge und des Regenausschlusses wurden im Januar und im Februar 2008 keine Kationenflüsse beobachtet.

Auf den Kontrollen wurde, mit jährlichen Flüssen von 84,6 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 12,0 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 22,5 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> und 6,54 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, in etwa doppelt soviel wie auf den Dachflächen ausgetragen. Wie Abbildung 32h zeigt, traten im Juni 2007 ( $3,81 \pm 3,85$  kg ha<sup>-1</sup>) und im März 2008 ( $4,41 \pm 0,95$  kg ha<sup>-1</sup>) die höchsten bzw. im Oktober 2007 ( $0,222 \pm 0,317$  kg ha<sup>-1</sup>) der niedrigste mittlere monatliche K<sup>+</sup>-Fluss auf.

Die Bv-Horizonte der Dachflächen wiesen 10-monatige Flüsse von 20,6 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 5,17 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> sowie 12-monatige Flüsse von 2,60 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> und von 4,65 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> auf. Der April und der Mai 2007 ( $0,678 \pm 0,201$  kg ha<sup>-1</sup>;  $0,541 \pm 0,335$  kg ha<sup>-1</sup>) zeigten maximale K<sup>+</sup>-Flüsse. Im September und im November 2007 waren keine K<sup>+</sup>-Austräge messbar ( $0,00$  kg ha<sup>-1</sup>). Wegen zu geringer Niederschläge und der Überdachung wurden im Januar und im Februar 2008 keine Flüsse beobachtet (Abb. 32g).

Auf den Kontrollen erreichten die jährlichen Austräge 159,7 kg Ca<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup>, 17,1 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>, 51,8 kg Mg<sup>2+</sup> ha<sup>-1</sup> für und 12,1 kg Na<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup>. K<sup>+</sup>-Höchstflüsse traten im Juni 2007 ( $5,21 \pm 0,98$  kg ha<sup>-1</sup>) und im März 2008 ( $3,97 \pm 0,79$  kg ha<sup>-1</sup>) auf. Niedrige K<sup>+</sup>-Flüsse wurden im Juli und im Oktober 2007 ( $0,025 \pm 0,107$  kg ha<sup>-1</sup>) beobachtet. Die um den Schluckbrunneneffekt bereinigten Flüsse betragen pro Hektar und Jahr 109,5 kg für Ca<sup>2+</sup>, 11,7 kg für K<sup>+</sup>, 35,5 kg für Mg<sup>2+</sup> und 8,32 kg für Na<sup>+</sup> kg. Sie erreichten damit für Ca<sup>2+</sup> und K<sup>+</sup> das Fünffache, für Mg<sup>2+</sup> Siebenfache und für Na<sup>+</sup> Doppelte der Dachflächen.

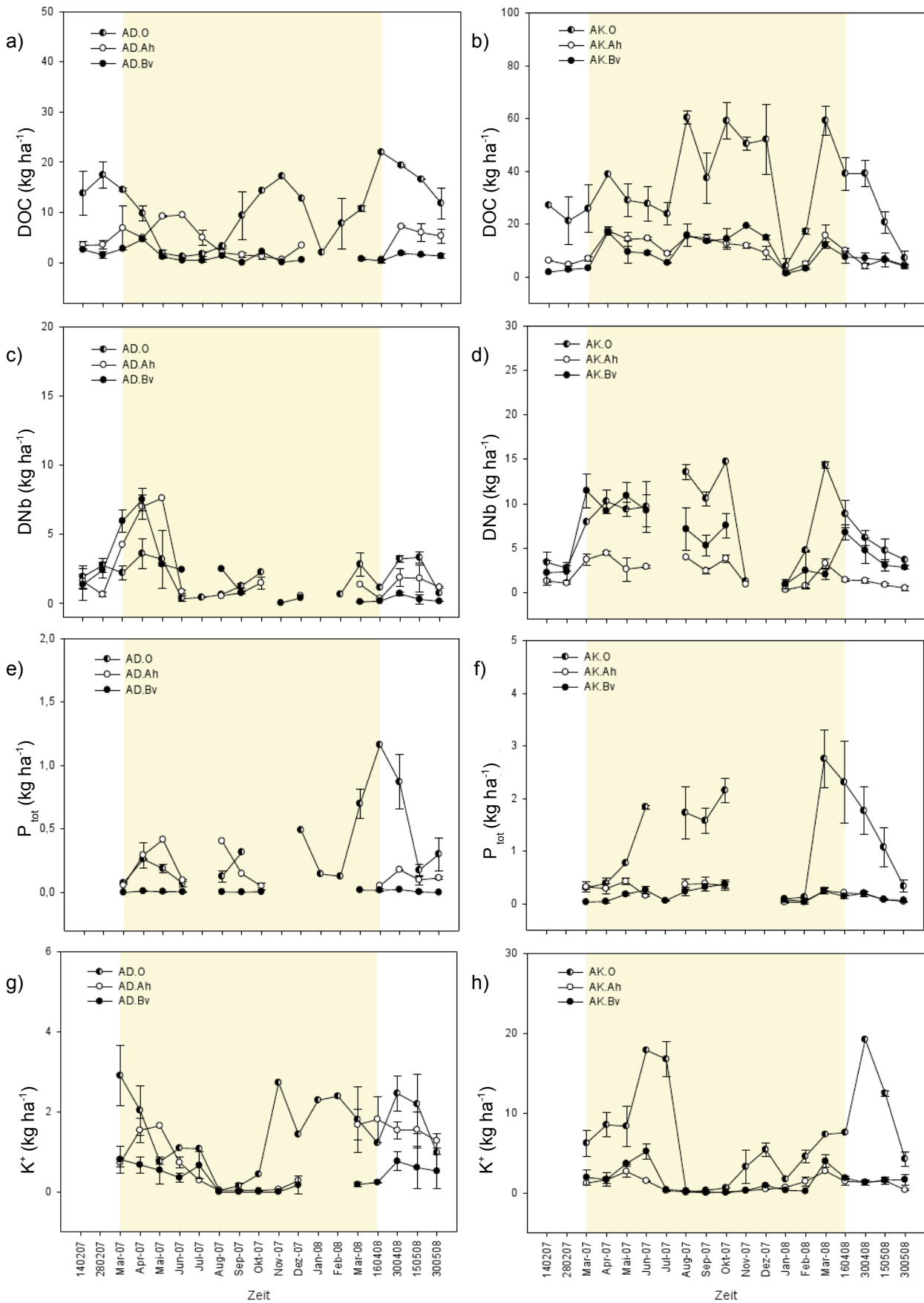


Abbildung 32 a-d Mittlere monatliche DOC -, DNb -,  $P_{tot}$  -,  $K^+$  -Flüsse aus der Streuauflage, den Ah- und Bv-Horizonten des Kakao-Agroforstes (Farbiger Hintergrund: Austrocknungszeitraum)

Tabelle 16 Zusammenfassende Darstellung der jährlichen C-, N-, P<sub>tot</sub>- und K<sup>+</sup>-Stoffeinträge und Nährstoffvorräte (kg ha<sup>-1</sup>) der Regenwald- und Kakao-Agroforstflächen (C für BN = DOC; N für BN = DNb).

kg ha <sup>-1</sup>	Dach					Kontrolle				
	Menge	C	N	P <sub>tot</sub>	K <sup>+</sup>	Menge	C	N	P <sub>tot</sub>	K <sup>+</sup>
Regenwaldflächen										
<b>Eintrag</b>										
BN (korrigiert)	-	153,0	8,9	1,59	38,0		284,0	19,2	3,14	91,5
Σ Streu	5.759	2.590	82,6	3,64	34,3	6.184	3.079	94,3	4,54	50,0
<b>Nährstoffvorrat</b>										
Streu	7.728	3.583	108,3	5,84	23,1	7.796	3.580	107,7	5,72	24,9
0 - 5 (Ah)		16.396	1.319	291,3	2.674		16.750	1.350	295,1	2.445
5 - 40 (Bv)		106.794	8.374	2.062	30.733		86.157	7.055	209,3	26.923
Kakao-Agroforstflächen										
<b>Eintrag</b>										
BN		34,9	6,9	1,08	15,3		141,1	30,9	5,18	65,1
Kakaostreu	2.824	1.249	31,2	2,46	14,4	2.661	1.149	27,7	2,12	13,9
Gliricidiastreu	3.588	1.577	71,7	5,03	25,8	3.643	2.135	97,1	7,30	33,8
Σ Streu	6.412	2826	102,9	7,49	40,2	6.304	3248	124,8	9,42	47,7
<b>Bodenvorrat</b>										
Streu	10.572	3.363	130,9	9,60	35,6	8.747	2.314	89,8	6,74	23,1
0 - 10 (Ah)		20.733	2.172	709,8	3.670		24.751	2.449	786,0	4.244
10 - 40 (Bv)		31.165	4.113	1.601	12.209		33.921	4.112	1.748	13.564

## 7 Diskussion zum replizierten Regenausschlussexperiment (Fokus 3)

Aufgrund der zahlreichen Untersuchungsergebnisse zum Stoffhaushalt von Kohlenstoff und Stickstoff in temperaten Waldökosystemen und der erheblich geringeren Zahl an Studien in tropischen Ökosystemen, werden die in dieser Studie erzielten Ergebnisse sowohl anhand von Literaturdaten zu Stoffbilanzen aus tropischen als auch aus temperaten Ökosystemen verglichen und diskutiert. Dies hat auch zum Ziel, Unterschiede in Stoffquellen- und -senkenfunktionen der verschiedenen Ökosystemebenen (Kronenraum, organische Auflage und Mineralboden) dieser beiden Ökozonen aufzuzeigen.

### 7.1 Vergleichende DOC-Stoffdynamik und Kohlenstoff-Vorräte im replizierten Austrocknungsversuch auf den Regenwald- und Agroforstflächen

#### 7.1.1 DOC im Freiland- und Bestandesniederschlag

##### Freilandniederschlag

Die mittleren DOC-Konzentrationen im Freilandniederschlag der Regenwald- und Agroforstplots waren mit  $3,8 \text{ mg l}^{-1}$  (Wald) und  $3,7 \text{ mg l}^{-1}$  (Agroforst) sehr ähnlich und korrelierten entsprechend signifikant positiv ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 32$ ; Tab. 17, Abb. 41). Die DOC-Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag beider Standorte können somit als ähnlich angesehen werden und auf Einträge aus dem Lore-Lindu-Nationalpark oder auf Partikel infolge der Brandrodung zurückzuführen sein (LEVIA & FROST, 2006; WEBER, 2006). Weiterhin zeigten beide Standorte keine signifikante Korrelationen der DOC-Konzentrationen zur Menge des Freilandniederschlages (Wald:  $r = -0,31$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 36$ , Agroforst  $r = -0,19$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 34$ ). Höhere mittlere DOC-Konzentrationen von  $3,4 - 10,1 \text{ mg l}^{-1}$  wurden von LIU & SHEU (2003) in Taiwan und von GERMER et al. (2007) für einen taiwanesischen und einen brasilianischen Regenwald beobachtet. Wie in Anhang 5 zu sehen, wurden von SOLINGER et al. (2001) und MICHALZIK & MATZNER (1999) aus temperaten Beständen nur  $1,8 - 2,7 \text{ mg l}^{-1}$  und damit um ein Drittel geringere Konzentrationen als in Sulawesi dokumentiert.

Hohe Konzentrationen und hohe Wasserflüsse führten, wie Tabelle 17 und Abbildung 42 zeigen, zu jährlichen mittleren Einträgen von  $130,9 \text{ kg ha}^{-1}$  im Regenwald und zu  $109,3 \text{ kg ha}^{-1}$  im Agroforst. Ähnlich hohe Flüsse fanden LIU & SHEU (2003), GERMER et al. (2007) und HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) mit  $106,5 - 142,8 \text{ kg DOC ha}^{-1}$ . McDOWELL (1998) und EKLUND et al. (1997) quantifizierten in Puerto Rico und in Costa Rica nur  $21,9 - 35,6 \text{ kg DOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Freilandniederschlag. Auch in den temperaten Gebieten wurden niedrigere Flüsse von  $4,9 - 22,0 \text{ kg DOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  von DALVA & MOORE (1991), SOLINGER et al. (2001) und von MICHALZIK & MATZNER (1999) berichtet. Die niedrigeren DOC-Flüsse könnten das Ergebnis geringerer Niederschlagsmengen in temperaten Regionen und tropischer Regionen mit

Trockenmonaten sowie geringerer DOC-Konzentrationen sein.

### Bestandesniederschlag

Nach der Kronenraumpassage erhöhten sich die mittleren DOC-Konzentrationen auf den Regenwaldplots um knapp das Fünffache (Dach: 17,0 mg l<sup>-1</sup>; Kontrolle: 15,1 mg l<sup>-1</sup>). Im Kakao-Agroforst erreichten die DOC-Konzentrationen der Dach- und Kontrollflächen (6,6 mg l<sup>-1</sup>; 8,2 mg l<sup>-1</sup>) etwa das Doppelte gegenüber den Einträgen aus dem Freiland (Tab. 17, Abb. 41). Auf den Regenwaldplots überstiegen die Kronenraum-Auswaschungen die des Agroforstes um das 1,8 - 2,6-fache. Der umfangreichere Kronenraum des Regenwaldes dürfte, gegenüber dem geringeren Kronenraum des Agroforstes, vorwiegend ein Grund für die höheren DOC-Konzentrationen sein. Der DOC-Anstieg auf den Agroforst-Dachflächen ist auf die hohen Einträge mit dem Freilandniederschlag und auf die Kronenraum-Auswaschung zurückzuführen. Da die Regensammler über den Dächern installiert waren, ist ein Effekt der Überdachung auszuschließen.

Tabelle 17 Mittlere DOC-Konzentrationen (mg l<sup>-1</sup>) und jährliche DOC-Flüsse (kg ha<sup>-1</sup>) in Regenwald und Agroforst. Zeiträume: Wald: Mai 2007 - April 2008, Agroforst: April 2007 - März 2008  
Vol.: Volumen aus den für die chemischen Analysen verwendeten Proben  
Q-DOC: An- und Abreicherungsquotient gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene  
DOC-D/K: Quotient der DOC-Flüsse zwischen Dach- und Kontrollflächen

Dach	Vol. (mm a <sup>-1</sup> )	DOC (mg l <sup>-1</sup> )		DOC (kg ha <sup>-1</sup> )			DOC (mg l <sup>-1</sup> )		Vol. (mm a <sup>-1</sup> )	Kontrolle
			Q-DOC		DOC-D/K					
Regenwald										
W.FN	3.225	3,8		130,9						
WD.BN	1.054 <sup>1</sup>	17,0 <sup>a</sup>	4,5	153,0 <sup>1</sup>	-1,9	284,0	15,1 <sup>a</sup>	-4,0	2.326	WK.BN
WD.O	900	21,2 <sup>a</sup>	1,2	166,5	-2,5	421,7	24,9 <sup>b</sup>	-1,6	3.495	WK.O
WD.Ah	566	16,8 <sup>a</sup>	-1,3	161,1	-2,2	356,0	21,4 <sup>b</sup>	-1,2	1.894	WK.Ah
WD.Bv	1.427 566 <sup>2</sup>	4,9 <sup>a</sup>	-3,5	49,4 19,6 <sup>2</sup>	-3,3	82,2 63,9 <sup>2</sup>	3,3 <sup>b</sup>	-6,5	2.438 1.894 <sup>2</sup>	WK.Bv
Agroforst										
A.FN	2.743	3,7		109,3						
AD.BN	611 <sup>1</sup>	6,7 <sup>a</sup>	4,0	34,9 <sup>1</sup>	-4,0	141,1	8,2 <sup>b</sup>	-2,2	2353	AK.BN
AD.O	471	9,7 <sup>a</sup>	1,5	92,3	-5,0	459,3	6,7 <sup>b</sup>	-0,8	7788	AK.O
AD.Ah	391	7,1 <sup>a</sup>	-1,4	38,3	-3,7	141,1	6,7 <sup>a</sup>	-1,0	1.754	AK.Ah
AD.Bv	227	3,1 <sup>a</sup>	-2,3	11,7	-7,9	135,4 92,8 <sup>2</sup>	4,1 <sup>b</sup>	-1,6	2.559 1.754 <sup>2</sup>	AK.Bv

<sup>1</sup> um Abdeckgrad reduzierter Fluss (Wald: um 67 %, Agroforst: um 80 %)

<sup>2</sup> um Schluckbrunneneffekt bereinigter Stofffluss

<sup>a</sup> Konzentrationen der Dachflächen, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Konzentrationen der Kontrollflächen signifikant von denen der Dachflächen verschieden ( $p < 0,05$ )

Den Regenwaldplots ähnlich hohe DOC-Konzentrationen wurden von GERMER et al. (2007) berichtet, die in Brasilien DOC-Konzentrationen von 13,3 - 19,3 mg l<sup>-1</sup> beobachteten. FUJII et al. (2009a,b) und LIU & SHEU (2003) dokumentierten aus anderen tropischen Wäldern wesentlich geringere DOC-Konzentrationen von 7,0 - 9,9 mg l<sup>-1</sup>.

Die DOC-Konzentrationen des Agroforstes (6,6 - 8,2 mg l<sup>-1</sup>) lassen sich gut bei den von einigen Autoren für tropische Regenwälder dokumentierten Werten einordnen (FUJII et al, 2009; HEARTSILL-SCALLEY, 2007; LIU & SHEU, 2003; McDOWELL, 1998; Anhang A 5). Generell stimmen die auf den Regenwaldflächen beobachteten DOC-Konzentrationen aus der Kronentraufe gut mit denen aus temperaten Wäldern überein. So berichteten z. B. MICHALZIK & MATZNER (1999), SOLINGER et al. (2001) oder CURRIE et al. (1996) über DOC-Gehalte von 11,9 - 60,0 mg l<sup>-1</sup>. Auch hier dürften Akkumulations- und Umsetzungsprozesse im Kronenraum der Waldbestände in höheren DOC-Konzentrationen resultieren.

Die mittleren DOC-Konzentrationen der Dach- und Kontrollflächen beider Standorte zeigten jeweils einen signifikant positiven Zusammenhang (Dach:  $r = 0,87$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 64$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 55$ ). Für die Agroforst-Dachplots wurde eine signifikant steigende DOC-Konzentration in Bezug auf das wachsende Niederschlagsvolumen beobachtet ( $r = 0,48$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 72$ ), für die Agroforst-Kontrollen waren keine signifikanten Zusammenhänge erkennbar (Abb. 33). Im Regenwald wurden für die Dach- und Kontrollplots minimale Rückgänge der DOC-Konzentrationen unter steigendem Niederschlagsvolumen quantifiziert, doch waren diese nicht signifikant (Dach:  $r = -0,14$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 64$ , Kontrolle:  $r = -0,06$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 55$ ). Des weiteren wiesen im Agroforst besonders die elektrische Leitfähigkeit (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 72$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 83$ ) signifikant positive Korrelationen zu DOC auf. Im Regenwald waren pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit ebenfalls signifikant positiv mit DOC korreliert (Abb. 33).

Unter einer Berücksichtigung des Abdeckgrades (67 % Regenwald, 80 % Agroforst) erhöhten sich die jährlichen DOC-Einträge der Dachflächen gegenüber dem Freilandniederschlag auf 153,0 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im Regenwald. bzw. verringerten sich auf 34,9 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im Agroforst (Tab. 17). Die DOC-Flüsse der Regenwald-Dachplots übertrafen die des Agroforstes um den Faktor 4,4 und auf den Kontrollen um den Faktor 2,0 (Wald: 284,0 kg ha<sup>-1</sup>; Agroforst: 141,1 kg ha<sup>-1</sup>). Die Erhöhung der DOC-Flüsse auf den Regenwald-Dachplots beruhen vermutlich sowohl auf den hohen Konzentrationen im Bestand, aber auch auf Ungenauigkeiten in der Bilanzierung.

Die höheren Flüsse tropischer Wälder entstehen vermutlich infolge höherer Konzentrationen (Kronenraumbiomasse) und höherer Wasserflüsse während der 12-monatigen Vegetationszeit. Anders als in den temperaten Breiten tritt hier keine Unterbrechung der Vegetationsperiode oder eine Schneebedeckung in den Wintermonaten auf. Außerdem sind die mittleren jährlichen

Niederschläge wesentlich geringer. Wie GUGGENBERGER (1992) zeigte, besitzen jedoch auch Standortbedingungen einen wesentlichen Einfluss, so dass auch in temperaten Breiten DOC-Flüsse tropischer Standorte erreicht werden können.

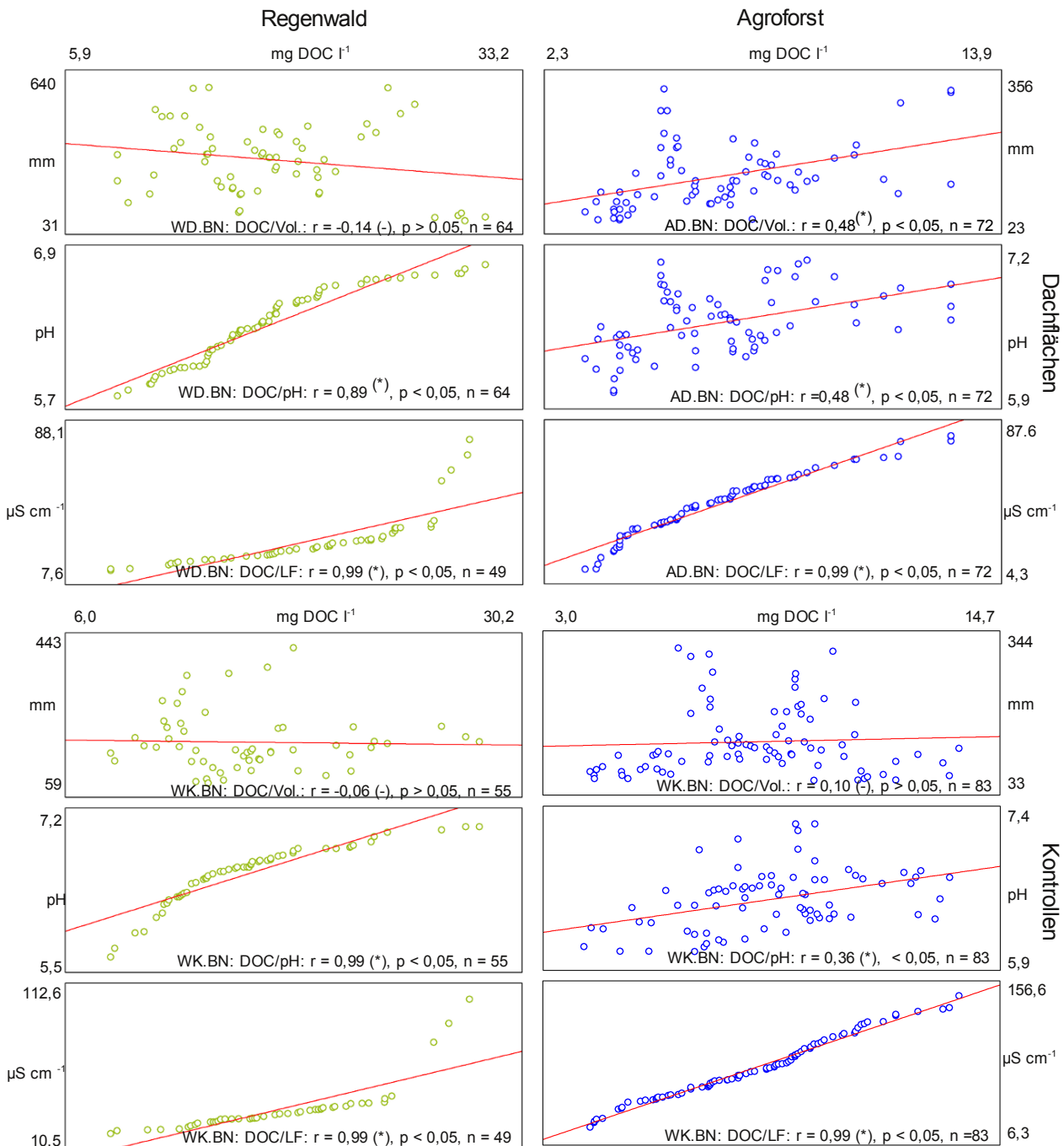


Abbildung 33 Korrelationen zwischen den DOC-Konzentrationen und dem Niederschlagsvolumen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit im Bestandesniederschlag für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, (-) nicht signifikant korreliert, (\*) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Der für die Regenwaldflächen ermittelte DOC-Fluss des Bestandesniederschlages wurde in ähnlicher Höhe von mehreren Autoren dokumentiert (GERMER et al., 2007, TOBON et al., 2004b; SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005; LIU & SHEU, 2003; McDONALD & HEALEY, 2000). Das Gleiche gilt für die aus dem Kakao-Agroforst stammenden DOC-Flüsse, denn diese stimmen sehr gut mit denen von TOBON et al., 2004b; LIU & SHEU, 2003; FUJII et al., 2009; MDONALD & HEALEY (2000) überein. Im Gegensatz dazu liegen die Flüsse temperater Wälder mit 53,4 - 94,6 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (SOLINGER et al., 2001) zum Teil weit darunter. Allerdings beobachtete GUGGENBERGER (1992) auch DOC-Flüsse von 128 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, die etwa an die Werte der Regenwald-Dachflächen heranreichen.

### 7.1.2 Streueinträge und Streuvorräte der Streutrockenmasse und von Gesamt Kohlenstoff sowie DOC-Stoffausträge aus der organischen Auflage

#### Streueinträge der Streutrockenmasse und von Gesamt-Kohlenstoff

Auf den Regenwald-Dachplots wurden, wie Tabelle 18 und Abbildung 42 zeigen, mit 5.759 kg ha<sup>-1</sup> TM a<sup>-1</sup> knapp 7 % (425 kg TM ha<sup>-1</sup>) weniger Streutrockenmasse (TM) als in den Kontrollen eingetragen ( $p > 0,05$ ; 6.184 kg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), doch waren diese Unterschiede nicht signifikant. Der jährliche Eintrag der Agroforst-Dachflächen (6.412 kg TM ha<sup>-1</sup>) lag nicht signifikant ( $p > 0,05$ ) und mit 108 kg TM ha<sup>-1</sup> über den Einträgen der Kontrollen (6.304 kg TM ha<sup>-1</sup>). Der Blattabwurf von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* übertrafen, trotz ihrer geringeren Kronenraumbiomasse, die jährlichen Streueinträge aus dem Regenwald um 120 - 653 kg TM ha<sup>-1</sup>. Zudem überstieg der Streuabwurf von *Gliricidia sep.* den von *Theobroma cacao* um 21 - 27 %. Neben artenspezifischen Unterschieden könnte der nährstoffreichere Bodentyp (Cambisol) oder die Bewirtschaftung (Düngung) eine Ursache für den verhältnismäßig hohen Blattabwurf im Agroforst sein.

Tabelle 18 Jährliche Streueinträge (t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), mittlere Vorräte und mittlere Zersetzungsdauer (Jahre) der Blattstreu (TM t ha<sup>-1</sup>) auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte (Zeitraum: Mai 2007 - März 2008; C: *Theobroma cacao*; G: *Gliricidia sep.*)

	Regenwald		Agroforst	
	Dach	Kontrolle	Dach	Kontrolle
Streueinträge (t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	5,76 <sup>a</sup>	6,18 <sup>a</sup>	2,82 <sup>a</sup> (C) 3,59 <sup>a</sup> (G) 6,41 <sup>a</sup> (C+G)	2,66 <sup>a</sup> (C) 3,64 <sup>a</sup> (G) 6,30 <sup>a</sup> (C+G)
Streuvorräte (t ha <sup>-1</sup> )	7,73 <sup>a</sup>	7,80 <sup>a</sup>	10,6 <sup>a</sup>	8,75 <sup>a</sup>
Zersetzungsdauer (a)	1,3	1,3	1,7	1,4

<sup>a</sup> Keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ )



Im Tapajos Nationalpark (Brasilien) glichen sich vor einem Regenausschlussexperiment die 34 % höheren Streueinträge der späteren Dachfläche im Laufe eines Jahres auf die Mengen des späteren Kontrollbereiches an, wobei ähnliche Streueinträge im Bereich zwischen 6 - 8 Mg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auftraten (NEPSTAD et al., 2002; BRANDO et al., 2008). Ein vergleichbarer Streurückgang von 34 % wurde in dieser Studie auch nach mehr als einjähriger Austrocknung nicht erreicht. Es traten keine signifikante Verringerungen der Streueinträge auf den Dachflächen in Regenwald und Agroforst auf ( $p > 0,05$ ). Wird erhöhter Blattabwurf als Merkmal für einen unter Trockenstress stehenden Bestand angenommen (NEPSTAD et al., 2002; BRANDO et al., 2008), so zeigen die Ergebnisse, dass der Regenausschluss auf beiden Standorten nicht ausreichte, um einen Trockenstress zu erzeugen. Auf den Flächen im Regenwald könnte dies vor allem an der unzureichenden Abdeckung (67 %) gelegen haben. Da die Überdachung im Agroforst (80 %) zu einer, über einen längeren Zeitraum wahrnehmbaren Austrocknung der Streuschicht und des Oberbodens führte, ist eine Beeinflussung durch das Hangzugswasser aus tieferen Bodenschichten nicht auszuschließen. Zudem muss eine bislang weniger untersuchte, aber offensichtlich höhere Trockenstresstoleranz von Cacao-Pflanzen in Betracht gezogen werden (Moser et al., 2009).

Von mehreren Autoren wurden für Regenwälder Streueinträge von 5 - 6 Mg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in der Literatur beschrieben. Die in dieser Studie beobachteten Streueinträge fügen sich somit gut im Mittelfeld ein (TANNER, 1981; VENEKLAAS, 1991; KITAYAMA & AIBA, 2002; LIU et al., 2002b; EDWARDS, 1977; WEERAKKODY & PARKINSON, 2006a,b; VITOUSEK & SANFORD, 1986; VITOUSEK et al., 1995). Ähnlich gut stimmen die gemessenen Einträge der Agroforstplots mit den in der Literatur angegebenen Werten überein. Es wurden Streueinträge um 4,7 - 13,1 Mg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> dokumentiert, wobei ein Großteil um die 5 - 7 Mg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> erreichte (ALPIZAR et al., 1983, NAIR, 1979; BOYER, 1973; BEER, 1988; SANTANA & CABALA, 1985; JIMENEZ & MARTINEZ, 1979a,b; ARANGUREN, 1982).

Die Dach- und Kontrollflächen des Agroforstes zeigten einander ähnliche C<sub>r</sub>-Einträge ( $p > 0,05$ , Tab. 18). Außerdem trat als Resultat des künstlich erzeugten Regenausschlusses ein signifikant geringerer Kohlenstoffeintrag in der Streu von *Gliricidia sep.* auf ( $p < 0,05$ ), welcher keinen Einfluss auf den Gesamt-Kohlenstoffeintrag ausübte. Im Vergleich zu den Regenwald-Dachplots (2.590 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) wiesen die Regenwald-Kontrollen (3.079 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) einen signifikant ( $p < 0,05$ ) und um 15,9 % (oder 489 kg ha<sup>-1</sup>) höheren jährlichen C<sub>r</sub>-Eintrag über die Blattstreu auf (Tab. 19, Abb. 42). Für diesen signifikant niedrigeren C<sub>r</sub>-Eintrag der Regenwald-Dachplots muss natürliche Bestandesheterogenität in Betracht gezogen werden. Da zum Einen die künstliche Überdachung im Regenwald geringer (67 %) als im Agroforst (80 %) war. Zum Anderen trat auf beiden Standorten kein erhöhter Blattabwurf auf.

Von WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) wurden in Sri Lanka mittlere  $C_t$ -Einträge über die Blattstreu von  $2.996 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw. von MARTIUS et al. (2004) im Ost-Amazonas ein  $C_t$ -Gehalt von 48,9 % von quantifiziert. Beide Werte kommen den Ergebnissen dieser Studie sehr nahe. LIU et al. (2002b) gaben einen durchschnittlichen Eintrag für vier trockenere Monate von  $1.316 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für einen subtropischen Feucht-Nadelwald in Südwest-China an, was etwa den Einträgen der Kakaostreu entspricht. HARTEMINK (2004) gab einen Streueintrag für *Gliricidia sep.* von  $1,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf Papua Neu Guinea an, der etwas unterhalb des in Marena quantifizierten Eintrages liegt. MARTIUS et al. (2004) und BAGGIE et al. (2004) berichteten ferner über einen C-Gehalt zwischen 48,7 - 49,9 % in einer Forst-Plantage bzw. speziell für die Gliricidiastreu, welcher sich kaum über dem Gliricidiastreueintrag im Kakao-Agroforst befindet.

### **Streuorräte der Streutrockenmasse und von Gesamt-Kohlenstoff**

Die über ein Jahr ermittelten Streuvorräte ( $\text{t TM ha}^{-1}$ ) in Regenwald und Agroforst (Tab. 17) waren auf ihren Dach- und Kontrollflächen jeweils ähnlich ( $p > 0,05$ ). Für die Regenwaldflächen wurde eine mittlere Zersetzungsdauer von 1,3 Jahren und für den Agroforst von 1,4 - 1,7 Jahren ermittelt (Tab. 18, Abb. 42). Somit bestätigen die Streuvorräte das Bild der Streueinträge, da beide Standorte keine signifikant erhöhte Streuakkumulation auf den Dachflächen zeigten (Tab. 18).

Die  $C_t$ -Vorräte wiesen auf den Regenwaldflächen keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots auf (Tab. 18). Im Agroforst entwickelten die  $C_t$ -Vorräte jedoch eine signifikante Differenz von  $1.153 \text{ kg ha}^{-1}$  oder 34,3 % höhere Kohlenstoff-Vorräte auf den Dachflächen ( $p < 0,05$ ; Dach:  $3.363 \text{ kg ha}^{-1}$ , Kontrolle  $2.210 \text{ kg ha}^{-1}$ ), sowie eine unterschiedliche Zersetzungsdauer von 1,3 (Dach) und 0,7 (Kontrolle). Als Ursachen für die signifikant höheren  $C_t$ -Vorräte der Agroforst-Dachplots könnten verminderte Abbau- und Mineralisierungsraten der Kohlenstofffraktionen in Frage kommen, welche durch die verminderten Wasserflüsse und durch dem damit geringeren Wasser- und Nährstoffangebot, herabgesetzt wurden (VAN LYNDEN, 2000; CLARK, 2004; DAVIDSON & ARTAXO, 2004; BARDGETT et al., 1998; WARDLE et al., 2000). Da im Agroforst neben Kohlenstoff auch Stickstoff und Phosphor signifikant höhere Streuvorräte in den Dachflächen aufwiesen, muss der nicht signifikante Unterschied in der Streutrockenmasse auf einen stärkeren Abbau weiterer Komponenten zurückgeführt werden (Tab. 18, Abb. 42).

DECHERT (2003) ermittelte im Palolo-Tal in Zentral-Sulawesi, mittlere  $C_t$ -Vorräte der Streutrockenmasse von  $7,4 - 12,2 \text{ t ha}^{-1}$ , diese sind, unter der Berücksichtigung der Biomassevorräte von  $33,0 \text{ t ha}^{-1}$ , den Kohlenstoffdepots des Regenwaldes und des Agroforstes dieser Studie ähnlich. WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) quantifizierten  $C_t$ -Einträge von

6,25 Mg TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und von 3,72 Mg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, einen Vorrat von 4,61 Mg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> sowie eine Umsatzzeit von 1,2 Jahren. Die Ergebnisse aus Zentral-Sulawesi stimmen gut mit diesen Werten überein. Aus einer Zusammenfassung mehrerer Studien für Bergregenwälder ermittelten auch VITOUSEK & SANFORD (1986) eine mittlere Streutrockenmasse von 3,6 - 11,0 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, welche ebenfalls in dem hier vorgefundenen Rahmen liegen.

### **Stoffausträge aus der organischen Auflage**

In den Perkolaten unter den Streuauflagen wurden, mit Ausnahme der Agroforst-Kontrollen, die höchsten DOC-Konzentrationen gemessen (Tab. 17, Abb. 41). Die mittleren Konzentrationen der Regenwald-Dachflächen übertrafen (21,2 mg l<sup>-1</sup>) die des Agroforstes (9,7 mg l<sup>-1</sup>) um das 2,2-fache, auf den Kontrollen erweiterte sich dieser Faktor auf 3,6. Weiterhin ließen beide Standorte signifikant positive DOC-Korrelationen erkennen (je  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 70$ ). Auf den Dachflächen erhöhten sich DOC gegenüber dem Bestandesniederschlag um den Faktor 1,2 im Regenwald und um den Faktor 1,5 im Agroforst. Die Überdachung von 80 % im Agroforst bewirkte somit eine signifikante Konzentrationserhöhung unter der Streuauflage von 30,6 % gegenüber den Kontrollen (6,6 mg l<sup>-1</sup>). Dagegen lagen die Konzentrationen im Regenwald auf den zu 67 % überdachten Flächen signifikant unterhalb der Kontrollen ( $p < 0,05$ ; 24,9 mg l<sup>-1</sup>).

Speziell auf den Regenwald-Dachplots sank die Konzentration von DOC sehr leicht, aber signifikant mit steigenden Wasserflüssen (Abb. 34,  $r = -0,39$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 108$ ). Für die Kontrollen wurde zwar auch ein negativ korrelierter Zusammenhang quantifiziert, doch war dieser nicht signifikant ( $r = -0,13$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 111$ ). Die DOC-Konzentration des Agroforstes wies in den Dach- und Kontrollplots signifikant positive Korrelationen gegenüber den Wasserflüssen auf (Dach:  $r = 0,98$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 114$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 114$ ). Ähnlich den Lösungen aus dem Bestandesniederschlag, standen unter der Streuauflage pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit in einem signifikanten Zusammenhang zu den DOC-Konzentrationen. Zusätzlich war im Agroforst der Einfluss der Wasserflüsse auf DOC höher, da hier eine signifikante Korrelation auftrat (Abb. 34).

Den Regenwaldplots ähnliche oder höhere Konzentrationen wurden von FUJII et al. (2009a, b) mit 24,6 - 34,7 mg DOC l<sup>-1</sup> in Indonesien, sowie von LIU & SHEU (2003) mit 15,5 - 21,3 mg DOC l<sup>-1</sup> aus Hartholzbeständen in Taiwan berichtet. Niedrigere und im Bereich des Agroforstes liegende Konzentrationen von 8,1 - 13,9 mg DOC l<sup>-1</sup> wurden von MÖLLER et al. (2005) aus Thailand, von LIU & SHEU (2003) aus einem chinesischem Nadelforst oder von TOBON et al. (2004a) aus dem Amazonasgebiet genannt (Anhang A 5). Auch die in einem temperaten spanischen Hartholzwald beobachteten Konzentrationen von 20,3 mg DOC l<sup>-1</sup> (GALLARDO & ESTEBAN, 2000) stimmen gut mit den Werten der Regenwaldflächen aus dieser Studie

überein. In anderen Studien aus temperaten Wäldern wurden bis dreifach höhere DOC-Konzentrationen beschrieben. Dort waren jedoch mehrheitlich Moder- oder Rohmusauflagen vorhanden, in der Kohlenstoff in größeren Mengen in weniger gut abbaubaren Formen gespeichert ist und sich außerdem die Wasserflüsse auf eine kürzere und schneefreie Vegetationsperiode beschränkten (Anhang A 5).

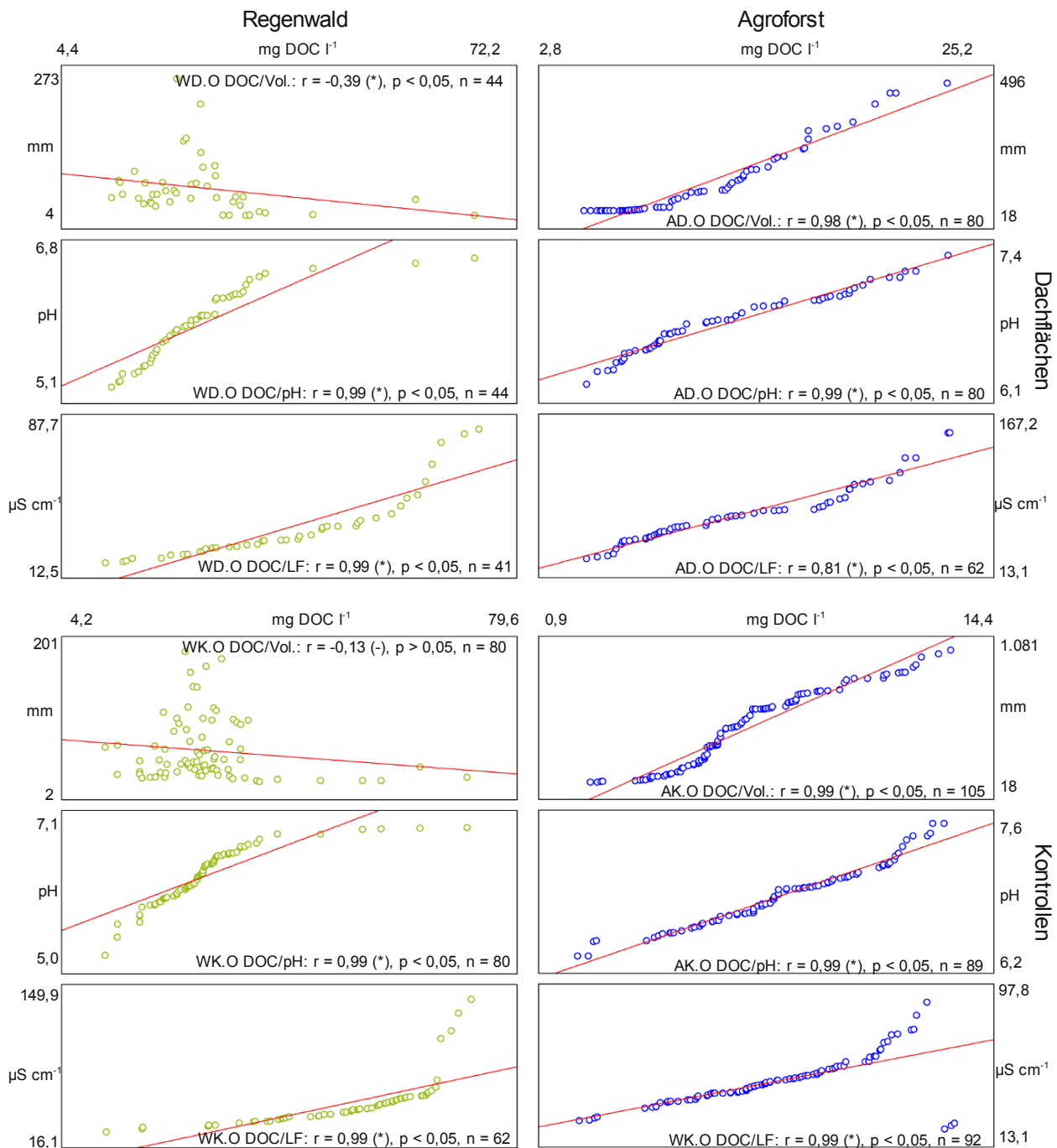


Abbildung 34 Korrelationen zwischen den DOC-Konzentrationen und den Wasserflüssen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit in der Streuauflage für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, (-) nicht signifikant korreliert, (\*) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

So berichten z. B. SOLINGER et al. (2001) von Konzentrationen von 27,9 - 75,9 mg DOC l<sup>-1</sup> in einem Buchenbestand, GUGGENBERGER (1992) von 27,7 - 54,4 mg DOC l<sup>-1</sup> (Oa) oder MICHALZIK & MATZNER (1999) von 35,7 mg l<sup>-1</sup> - 38,2 mg DOC l<sup>-1</sup> unter den Streuauflagen von Koniferenforsten.

Die jährlichen DOC-Flüsse erreichten auf den Regenwald-Dachplots unter der Streuauflage mit 166,5 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> nur 39,5 % der Kontrollen (421,7 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und auf dem Agroforst-Standort mit 92,3 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> gerade einmal 20,1 % der Kontrollflächen (459,3 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Gegenüber dem Bestandesniederschlag verringerten sich die DOC-Flüsse der Dachbereiche um den Faktor 1,5 - 1,7 (Tab. 17, Abb. 42). Die Kontrollen wiesen hingegen unter der Streuauflage 1,5- (Wald) und 3,3-fach (Agroforst) höhere Flüsse als der Bestandesniederschlag auf.

Die künstliche Überdachung hatte starke Verringerungen für die DOC-Flüsse unter der Streuauflage zur Folge. Auf den Kontrollen erreichten die DOC-Flüsse im vertikalen Verlauf ihre Maxima. Die künstliche Verringerung der Wasserflüsse wirkten sich demnach besonders auf die DOC-Flüsse, die Kohlenstoffeinträge im Regenwald und die Kohlenstoffvorräte im Agroforst aus. Der höhere Abdeckgrad (80 %) im Agroforst führte hier zu starken Verringerungen in den DOC-Flüssen.

Die hohen von FUJII (2009a,b) in Kalimantan quantifizierten DOC-Flüsse unter der Streuauflage (470 - 562 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) entsprechen den Flüssen der Kontrollen des Regenwald- und Agroforst-Standorts. Austräge von 149 - 369,1 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, welche SCHWENDENMANN & VELDKAMP (2005), TOBON et al. (2004a) und FUJII (2008) beobachteten, befinden sich zwischen den Flüssen der Dach- und Kontrollflächen dieser Studie. Für die gemäßigten Breiten wurden Flüsse von 380 ± 178 kg h DOC a<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (GUGGENBERGER, 1992) oder von 208,2 - 353 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (SOLINGER et al., 2001) kalkuliert, die ebenfalls in den Bereich aus Zentral-Sulawesi fallen (Anhang A 5). Temperate Wälder zeigen demnach ähnlich hohe DOC-Flüsse wie tropische Wälder. Die höheren DOC-Konzentrationen in temperaten Regionen führen nicht zu höheren DOC-Flüssen. Dies ist vor allem auf die wesentlich geringeren Niederschlagsmengen und die stetige DOC-Nachlieferung aus dem biomassereichen Kronenraum tropischer Regenwälder zurückzuführen. Außerdem unterliegen tropische Regenwälder keiner Unterbrechung der Vegetationsperiode und der Wasserflüsse, welche in temperaten Regionen durch die winterliche Jahreszeit und die Schneedecke verursacht wird.

### 7.1.3 Vorräte des Gesamt-Kohlenstoffs und DOC-Austräge aus den Mineralbodenhorizonten

#### Mineralbodenvorräte

Berechnet auf 5 cm Bodentiefe wiesen die Regenwaldflächen in den Ah-Horizonten 0,6 - 0,8-fach und in den Bv-Horizonten 0,7 - 0,9-fach höhere Kohlenstoff-Vorräte als der Agroforst auf. Gegenüber der Streuauflage erhöhten sich die  $C_t$ -Vorräte in den Oberbodenhorizonten auf das 4,7-fache im Regenwald und das 6 - 11-fache im Agroforst. Die heißwasserlöslichen Anteile, welche in den Oberbodenhorizonten 0,9 - 1,6 % und in den Bv-Horizonten 0,9 - 2,6 % der Bodenmatrix ausmachten, spiegelten die Verteilung der  $C_t$ -Vorräte in Ah- und Bv-Horizonten wieder (Tab. 19 und Abb. 42).

Tabelle 19 Jährliche  $C_t$ -Einträge ( $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ) und mittlere  $C_t$ -Vorräte ( $t\ ha^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen für den Zeitraum von Mai 2007 - März 2008. (C: *Theobroma cacao*; G: *Gliricidia sep.*; Bodentiefen: Ah-Wald: 0 - 5 cm; Ah-Agroforst: 0 - 10 cm, Bv-Wald: 5 - 40 cm; Bv-Agroforst: 10 - 40 cm; HWEx: Heißwasserextrakt, Anhang 1.9)

	Regenwald		Agroforst	
	Dach	Kontrolle	Dach	Kontrolle
Streueinträge ( $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ )	2,59 <sup>a</sup>	3,08 <sup>b</sup>	1,25 <sup>a</sup> (C) 1,58 <sup>a</sup> (G) 2,82 <sup>a</sup> (C+G)	1,15 <sup>a</sup> (C) 2,14 <sup>b</sup> (G) 3,28 <sup>a</sup> (C+G)
Streuvorräte ( $t\ ha^{-1}$ )	3,58 <sup>a</sup>	3,58 <sup>a</sup>	3,36 <sup>a</sup>	2,21 <sup>b</sup>
Zersetzungsdauer (a)	1,4	1,2	1,3	0,7
Bodenvorräte ( $t\ ha^{-1}$ )				
Ah	16,4 <sup>a</sup>	16,8 <sup>a</sup>	20,7 <sup>a</sup>	24,8 <sup>b</sup>
Bv	106,8 <sup>a</sup>	86,2 <sup>a</sup>	31,2 <sup>a</sup>	33,9 <sup>a</sup>
DOC-Vorrat aus HWEx ( $t\ ha^{-1}$ )				
Ah	0,183 <sup>a</sup>	0,158 <sup>a</sup>	0,323 <sup>a</sup>	0,333 <sup>a</sup>
Bv	0,921 <sup>a</sup>	0,973 <sup>a</sup>	0,859 <sup>a</sup>	0,869 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Werte der Dachplots, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Werte der Kontrollplots signifikant von denen der Dachplots verschieden ( $p < 0,05$ )

Speziell die Oberbodenhorizonte des Agroforstes (0 - 10 cm) wiesen auf den zu 80 % überdachten Flächen signifikant ( $p < 0,05$ ) geringere  $C_t$  Vorräte auf. Auch P und  $K^+$  zeigten signifikant niedrigere Vorräte ( $p < 0,05$ ). Für die Zeit des Regenausschlusses wurde in der ausgetrockneten Streuauflage der mikrobieller Abbau offenbar stark eingeschränkt. Die Oberböden waren zwar ebenfalls ausgetrocknet, doch könnte die verbliebene Feuchtigkeit und die Art der im Hypereutric Cambisol gespeicherten Nährstoffe eine ausreichende Versorgung der mikrobiellen und pflanzlichen Biomasse ermöglicht haben. Da aus der extrem trockenen organischen Auflage nur lokal Nährstoffe nachgeliefert wurden (Stammabfluss, Dachlücken),

sanken vermutlich die Vorräte im Ah-Horizont. Andererseits liegen Bodennährstoffvorräte in der Regel unter den Vorräten von Streuauflagen, da Sorption von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor an der Tonfraktion bzw. Auswaschung stattfinden. Demnach wären niedrigere Vorräte in den Oberbodenhorizonten gegenüber den Streuauflagen zu erwarten.

Die im Vergleich sehr viel höheren  $C_T$ -Vorräte der Bv-Horizonte im Regenwald könnten auf die Art der Probennahme zurückzuführen sein, da die Bohrstockproben während des Messzeitraumes stets höhere Gehalte als die Proben aus den Bodenprofilen vor Beginn der Untersuchungen aufwiesen (Tab. 19).

DECHERT et al. (2005) quantifizierten für einen Regenwaldboden (0 - 40 cm) im Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, mit 109,0 und 134,8 t ha<sup>-1</sup>, Kohlenstoffdepots, welche in etwa mit den in Pono vorgefundenen Vorräten übereinstimmen.

Der jüngere Cambisol des Kakao-Agroforst-Standortes kommt den von HEDIN et al. (2003) für N-limitierte Böden gemessenen mittleren C-Vorräten von 23,3 t ha<sup>-1</sup> für einen 20.000 Jahre alten Boden sehr nahe, auch wenn das Bodenalter des Hypereutric Cambisols wesentlich höher liegen dürfte. DECHERT et al. (2005) beschrieben für Agroforstböden im Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, Kohlenstoffvorräte von 97,4 t ha<sup>-1</sup> für die obersten 40 cm Mineralboden. Diese befinden sich weit über den  $C_T$ -Vorräten des Agroforstes und stimmen eher mit den C-Vorräte der Regenwaldflächen überein.

### **Konzentrationen und Stoffdynamik der Oberbodenhorizonte**

In den Perkolaten der Ah-Horizonte waren die mittleren DOC-Konzentrationen geringer als in der darüber liegenden Streuauflage oder im Bestandesniederschlag (Tab. 17, Abb. 41). Auf den Regenwald-Kontrollen kam es mit 21,4 mg l<sup>-1</sup> zu einer signifikant ( $p < 0,05$ ) höheren mittleren DOC-Konzentration als auf den Dachplots (16,8 mg l<sup>-1</sup>). Im Agroforst wiesen die Dach- und Kontrollflächen (Dach: 7,1 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 6,7 mg l<sup>-1</sup>) keine signifikanten Unterschiede auf. Insgesamt überstiegen die Konzentrationen der Regenwaldflächen die des Agroforstes um das 2,4 - 3,2-fache. Allerdings zeigten die DOC-Konzentrationen beider Standorte auf den Dach- und Kontrollflächen einem signifikant positiven Zusammenhang (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 44$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 77$ ).

Die höheren Konzentrationen der Regenwaldflächen wurden, da sie Dach- und Kontrollflächen betreffen, offenbar weniger von den Wasserflüssen bzw. der künstlichen Abdeckung, als durch die verschiedenen Bodentypen und den Eintrag aus den darüberliegenden Ökosystemebenen beeinflusst. Da im Regenwald, aufgrund der höheren Kronenraumbiomasse mehr DOC über die Streuauflage in die Ah-Horizonte gelangt, sanken die Lösungskonzentrationen erst innerhalb der Bv-Horizonte auf die Höhe der Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag ab. Neben

der Sorption in den Mineralbodenhorizonten, sind biologischer Ab- und Umbau in der Streuauflage und den Ah-Horizonten vermutlich steuernde Faktoren (SCHWENDENMANN & VELDKAMP, 2005; QUALLS, 1992; THENG et al., 1989).

Die für andere tropische Standorte ermittelten DOC-Konzentrationen lagen unterhalb der auf den Regenwaldplots in Sulawesi gemessenen Gehalte. FUJII et al. (2009a,b) beobachtete 17,2 - 19,1 mg DOC l<sup>-1</sup> in Kalimantan (Indonesien) bzw. 13 - 14 mg DOC l<sup>-1</sup> in Japan (FUJII et al., 2008). Auch LIU & SHEU (2003) berichteten nur über 7,7 - 13,5 mg DOC l<sup>-1</sup>, wobei die Werte von LIU & SHEU (2003) gut mit den höheren Konzentrationen im Agroforst übereinstimmen. In temperaten Wäldern wurden von SOLINGER et al. (2001) und BÄUMLER & ZECH (1998) mit 1,0 - 14,6 mg DOC l<sup>-1</sup> Konzentrationen angegeben, welche denen der Regenwaldflächen entsprachen. MICHALZIK & MATZNER (1999), GALLARDO et al. (1997) und LILIENFEIN et al. (2004) quantifizierten mit 22 - 50 mg DOC l<sup>-1</sup> höhere Konzentrationen in allen Ah-Horizonten als in Sulawesi (Anhang A 5).

Die DOC-Konzentrationen der Ah- und Bv-Horizonte sanken im Regenwald auf den Dachplots bei steigenden Wasserflüssen und zeigten in Bezug auf die Kontrollen keine Korrelationen (Dach: Ah:  $r = -0,34$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 44$ , Bv:  $r = -0,32$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 37$ , Kontrolle: Ah:  $r = 0,10$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 77$ , Bv:  $r = 0,16$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 61$ ). In den Studien von GERMER et al. (2007) und SOLINGER et al. (2001) wurden, wie auf den Kontrollen in dieser Studie, die Schwankungen der DOC-Konzentrationen nicht hydrologisch kontrolliert.

Im Ah-Horizont unter den Dächern übertrafen die jährlichen DOC-Flüsse des Regenwaldes (161,1 kg ha<sup>-1</sup>) die des Agroforstes (38,3 kg ha<sup>-1</sup>) 4,2-fach. Die DOC-Jahresflüsse der Kontrollen lagen mit 356,0 kg ha<sup>-1</sup> (Wald) und 141,1 kg ha<sup>-1</sup> (Agroforst) um 55 % und um 73 % über denen der überdachten Flächen. Gegenüber der Streuauflage sanken die DOC-Flüsse in den Ah-Horizonten im Regenwald um das 1,0 - 1,2-fache und im Agroforst um das 2,5 - 3,3-fache (Tab. 17, Abb. 42). Die Austräge der Dachplots beider Standorten nahmen somit entsprechend des Abdeckgrades ab, der im Agroforst 80 % und im Regenwald 67 % erreichte. Doch könnte, wie die Kontrollen zeigen, auch das Sorptionsverhalten der verschiedenen Bodentypen oder die unterschiedliche DOC-Verwertung der Biomasse auf beiden Standorten ausschlaggebend sein.

Die DOC-Flüsse der Kontrollen beider Standorte aus dieser Studie stimmen mit den von FUJII (2009a,b; 2008) für Kalimantan (206 - 313 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und den in Japan (113 - 123 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) auf einem Andic Haplohumods und einem Dystrodept kalkulierten Flüssen überein. Die niedrigen DOC-Flüsse der Agroforst-Dachflächen entsprechen etwa denen, welche FUJII (2008) für Andosole in Japan kalkulierte (9 - 11 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).



Die jährlichen DOC-Flüsse temperater Wälder liegen mit 93,2 kg DOC ha<sup>-1</sup> (SOLINGER et al., 2001) oder 85,8 kg DOC ha<sup>-1</sup> (MICHALZIK & MATZNER, 1999) unter den Flüssen der Dach- und Kontrollplots dieser Studie bzw. mit 48,1 kg ha<sup>-1</sup> (SOLINGER et al., 2001) im Bereich des DOC-Flusses der Agroforst-Dachfläche. Im Gegensatz zu den Streuaufgaben sind die DOC-Flüsse in den Ah-Horizonten tropischer und temperater Böden verschieden. Wobei die hohen DOC-Flüsse aus tropischen Oberböden besonders auf die extreme Durchwurzelung und den ganzjährigen Stoffumsatz in diesem schwach entwickelten Horizont zurückzuführen sein dürfte.

### **Konzentrationen und Stoffflüsse der DOC-Konzentrationen in den Bv-Horizonten**

Unter den Regenwald-Dächern erreichte die Abnahme gegenüber dem darüber liegenden Ah-Horizont den Faktor 3,5 (auf 4,9 mg l<sup>-1</sup>) und auf den Kontrollen den Faktor 6,5 (auf 3,3 mg l<sup>-1</sup>), wobei die Konzentrationen der Kontrollen signifikant niedriger als die der Dachflächen lagen ( $p < 0,05$ ). Auf den Agroforstflächen wurde eine Abnahme um den Faktor 2,3 für die Dachbereiche (auf 3,1 mg l<sup>-1</sup>) bzw. um 1,6 auf den Kontrollplots (auf 4,1 mg l<sup>-1</sup>) gemessen. Im Agroforst wurden DOC-Konzentrationen ähnlich denen des Freilandniederschlages erreicht (Tab. 17, Abb. 41). Schließlich waren die Werte beider Standorte (Dach- und Kontrollen) signifikant positiv miteinander korreliert (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 61$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 37$ ).

Die starken Verringerungen der DOC-Konzentrationen in den Bv-Horizonten beider Standorte waren vermutlich ein Resultat der Adsorption an die Bodenmatrix und dem mikrobieller Abbau. Weiterhin kommen aber auch die niedrigeren Wasserflüsse in Frage. Eine Adsorption dürfte in den jungen Böden der Agroforstflächen noch an den permanent geladenen Tonpartikeln erfolgen. Für den Regenwald-Standort kommt die Sorption an der Ton- und Sandfraktion je nach dem Überwiegen der permanenten oder variablen Ladung (FELLER & BEARE 1997; FELLER et al., 2001) in Frage.

Annähernd gleich niedrige DOC-Konzentrationen wurden von FUJII (2009a, 2008) mit 2,3 - 4,3 mg l<sup>-1</sup> in Thailand und Japan sowie von LIU & SHEU (2003) in Taiwan mit 3,2 mg l<sup>-1</sup> unter chinesischen Tannen gemessen. Andere Studien aus tropischen Standorten ergaben jedoch höhere DOC-Konzentrationen. So quantifizierten FUJII et al. (2009a,b) in Kalimantan (Indonesien) 6,0 - 9,9 mg l<sup>-1</sup>, CORNU et al. (1997) in Brasilien 9,3 mg l<sup>-1</sup>, LIU & SHEU (2003) unter Hartholzbeständen in Taiwan 8,5 - 10,1 mg l<sup>-1</sup>.

Die in Sulawesi beobachteten DOC-Konzentrationen lassen sich jedoch auch bei den DOC-Konzentrationen, welche in den Bv-Horizonten temperater Wälder vorgefunden wurden, einordnen. Von GUGGENBERGER (1992), BÄUMLER & ZECH (1998), SOLINGER et al. (2001) und LILIENFEIN et al. (2004) wurden in B- und C-Horizonten Konzentrationen von 1,5 - 8,0 mg DOC l<sup>-1</sup> dokumentiert, welche im Bereich der in Sulawesi beobachteten Werte liegen.

Die DOC-Flüsse der Bv-Lysimeter erreichten auf den Dachplots im Regenwald ein Drittel und im Agroforst ein Achtel der Kontrollflächen. Gegenüber den Ah-Horizonten verringerten sich die DOC-Flüssen in den Bv-Horizonten der Regenwaldplots um den Faktor 8,2 auf den Dachplots und um den Faktor 5,6 auf den Kontrollflächen. Auf dem Agroforst-Standort fielen die DOC-Flüsse zum Bv-Horizont um den Faktor 3,2 unter den Dächern und um den Faktor 1,5 in den Kontrollbereichen (Tab. 17). Die Höhe der Wasserflüsse beeinflusste vermutlich auch hier die Höhe der DOC-Flüsse. Zusätzlich verringerten aber auch mikrobieller Abbau und Adsorption an die Bodenmatrix die DOC-Austräge beider Standorte.

Die von McDOWELL (1998), SCHWENDENMANN & VELDKAMP (2005) oder von FUJII et al. (2009) ermittelten Flüsse von 54 - 92 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> entsprechen den Flüssen des Agroforstes (Kontrolle) dieser Studie. Die sehr niedrigen Flüsse der Dachplots (Wald und Agroforst) stimmen eher mit den für temperate Wälder ermittelten Flüssen von 16,5 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (MICHALZIK & MATZNER, 1999) oder 9,6 ± 1,8 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> überein (GUGGENBERGER, 1992). Die hohen DOC-Flüsse der Kontrollflächen in Zentral-Sulawesi lassen sich nur den von GUGGENBERGER (1992) und CURRIE et al. (1996) mit 123 - 187 kg DOC ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> aus temperaten Koniferen und Hartholzbeständen quantifizierten DOC-Flüssen zuordnen.

SENEVIRATNE & WILD (1985) und BOTTFNER (1985) beschrieben nach Phasen der Wiederbefeuchtung im Labor kurzzeitige monatliche DOC-Konzentrations- oder Flussanstiege. Nach Beendigung des replizierten Regenausschlussexperimentes im Agroforst wurden weder in der Streuauflage noch in den Ah- und Bv-Horizonten derartige DOC-Anstiege beobachtet. Dies könnte wahrscheinlich auf die starke Aktivität der mikrobiellen Biomasse und Pflanzenwurzeln in einem von einem schnellen Stoffumsatz geprägten Ökosystem zurückzuführen sein. Die mit einsetzender Feuchtigkeit plötzlich verfügbaren Nährstoffe konnten in ausreichendem Maße gebunden werden, die C-Akkumulation in der Streu war zu gering oder aber die überaus starken Niederschläge führten zu einem Verdünnungseffekt.

## 7.2 Vergleichende Stoffdynamik und -vorräte der Stickstofffraktionen im replizierten Regenausschlussexperiment auf den Regenwald- und Agroforstflächen

### 7.2.1 Die Stickstofffraktionen im Freiland- und Bestandesniederschlag

#### Freilandniederschlag

Die DNb-Konzentrationen ( $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) aus dem Freilandniederschlag der Regenwaldflächen war besonders durch den löslich-organisch gebundenen N-Anteil ( $0,4 \text{ mg DON l}^{-1}$ ) bzw. durch  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $0,039 \text{ mg l}^{-1}$ ) geprägt, wohingegen  $\text{NO}_3\text{-N}$  mit  $0,012 \text{ mg l}^{-1}$  nur einen geringen Anteil besaß (Tab. 20, Abb. 41). Eine ähnliche Anteile wiesen die DNb-Konzentrationen der Agroforstplots auf, da an der dortigen DNb-Konzentration ( $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) ebenfalls vor allem DON ( $0,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) und  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $0,130 \text{ mg l}^{-1}$ ) den Hauptteil einnahmen. Auf  $\text{NO}_3\text{-N}$  entfiel mit  $0,037 \text{ mg l}^{-1}$ , wie im Regenwald, nur ein marginaler Anteil. Als Quelle der Einträge kommen die Partikel, welche als Folge der in dieser Region üblichen Brandrodung auftreten, in Frage (LEVIA & FROST, 2006; WEBER, 2006). Außerdem wiesen die DNb-Konzentrationen beider Standorte eine positive Korrelation auf ( $r = 0,97$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 34$ ). Dagegen konnte nur für den Agroforst eine signifikant positive Korrelation zwischen DNb und dem Niederschlagsvolumen ermittelt werden ( $R = 0,43$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 34$ ), im Regenwald war keine erkennbar (Wald:  $r = 0,09$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 36$ ).

Die von CHUYONG et al. (2004) gemessene Konzentration von  $0,04 \text{ mg DNb l}^{-1}$  betrug nur ein Zehntel der DNb-Konzentrationen in Sulawesi. HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) und VENEKLAAS (1990) beobachteten in Puerto Rico und in Kolumbien  $0,135 - 0,85 \text{ mg DNb l}^{-1}$ , wobei sich die DNb-Gehalte dieser Studie dazwischen befinden. LIU et al. (2002a) gaben für Südwest-China  $0,49 \text{ mg DNb l}^{-1}$  an, welche den DNb-Konzentrationen der Regenwald- und Agroforstflächen ähneln. NEPSTAD et al. (2002), McDOWELL et al. (1990, 1998) und HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) berichteten ferner über Konzentrationen von  $2,5 \text{ } \mu\text{M NO}_3^-$  ( $0,036 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ) bzw. von  $0,03 - 0,045 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ , die mit den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Agroforst übereinstimmen. LIU et al. (2002a) fanden geringere Konzentrationen von  $0,01 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  vor, welche den Regenwaldplots dieser Studie ähnlich sind. Die auf Borneo von BURGHOOTS et al. (1998) gemessenen Konzentrationen von  $0,31 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$  ( $0,07 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ) befinden sich jedoch weit über den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in Sulawesi.

Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen dieser Studie lagen etwa in dem von NEPSTAD et al. (2002) gemessenen Wert von  $6,4 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$  ( $0,09 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ ) und der von HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) berichteten Konzentration von  $0,025 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ .

Die jährlichen DNb-Flüsse ( $9,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ) der Regenwaldflächen waren den  $10,1 \text{ kg ha}^{-1}$  des Agroforstes ähnlich (Tab. 22, Abb. 42). Beide befanden sich im Bereich der Schwelle von  $8 - 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , unter denen in temperaten Wäldern kaum N-Austräge auftreten (GUNDERSEN et

al., 2006). Die 10-monatigen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Flüsse des Agroforstes waren mit  $1,08 \text{ kg ha}^{-1}$ , schon doppelt so hoch wie die  $0,376 \text{ kg ha}^{-1}$  (10-monatig) der Regenwaldflächen. Ähnliche Verhältnisse traten auch für den sechsmonatigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fluss von  $2,34 \text{ kg ha}^{-1}$  und den fünfmonatigen DON-Fluss von  $3,08 \text{ kg ha}^{-1}$  des Agroforst-Standortes auf, da die Regenwaldflächen im vergleichbaren Zeitraum gerade einmal  $0,268 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und  $1,34 \text{ kg ha}^{-1}$  (DON) erreichten. Die DNb-Flüsse beider Standorte waren somit einander sehr ähnlich. Auf DON entfiel der größte Anteil am DNb. Die geringeren  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse der Regenwaldflächen können neben der räumlichen Heterogenität auf die Probennahme zurückzuführen sein. Denn die Proben der Regenwaldplots wurden für eine Nacht im Kühlschrank in Toro gelagert, wobei es oft zu Stromausfällen kam.

### Bestandesniederschlag

Im Bestandesniederschlag kam es, infolge der Abwaschung von Partikeln, aber besonders wegen der Auswaschung aus der Blattbiomasse bzw. Stoffwechselprodukten der Phyllosphärenmikroflora (STADLER et al., 2001; LEVIA & FROST, 2006; WEBER, 2006) innerhalb aller Stickstofffraktionen auf beiden Standorten zu Anreicherungen auf das Vielfache der Konzentrationen des Freilandniederschlages.

Wie Tabelle 20 und Abbildung 41 zeigen, ergaben sich im Regenwald für die mittleren Konzentrationen von DNb und  $\text{NO}_3\text{-N}$  keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ ). Das DON der Regenwald-Dachplots lag signifikant über, das  $\text{NH}_4\text{-N}$  signifikant unter den Konzentrationen der Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Die DNb-, DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen der Agroforst-Dachflächen lagen signifikant unter ( $p < 0,05$ ) den Kontrollen (Tab. 20, Abb. 41).  $\text{NH}_4\text{-N}$  zeigte keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollbereichen.

Da alle Regensammler über den Dachkonstruktionen angebracht waren, müssen die signifikanten Differenzen zwischen Dach- und Kontrollflächen als räumliche Heterogenität des Kronenraums bzw. dort stattfindende Prozesse betrachtet werden. Die höheren Stickstoff-Konzentrationen des Agroforstes gegenüber den Flächen im Regenwald sind jedoch vermutlich mehr an die Auswaschungen aus dem Kronenraum gekoppelt. Offenbar wurden aus dem geringer dichten Kronenraum von *Gliricidia sep.* und *Theobroma cacao* höhere Konzentrationen der Stickstofffraktionen ausgewaschen, als dies im Regenwald möglich war. So könnte im Regenwaldkronenraum durch Mikroorganismen auf den Blättern oder durch Epiphyten mehr N zurückgehalten worden sein, da FISCHER (2004) für die Trockensubstanz von frischen Blättern  $33 \text{ g N kg}^{-1}$  für halbimmergrüne Regenwälder und  $22 \text{ g N kg}^{-1}$  für Kakaobestände nennt.

VENEKLAAS (1990) fand im Bestandesniederschlag in Kolumbien  $1,3 \text{ mg DNb l}^{-1}$ , welche der DNb-Konzentrationen in Sulawesi ähnlich sind. MÖLLER et al. (2005), CHUYONG et al. (2004)

und HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) beobachteten dagegen mit 0,07- 0,58 mg DNb l<sup>-1</sup> niedrigere im Bestandesniederschlag als in dieser Studie. HAFNER et al. (2005) nannten 1,21 mg DNb l<sup>-1</sup> für einen gemischten Laubwaldbestand in den USA, der ebenfalls mit den DNb-Konzentrationen in Zentral-Sulawesi übereinstimmt.

NEPSTAD et al. (2002) berichteten vor einem Regenausschlussexperiment über einen Konzentrationsanstieg aufgrund der Kronenraumpassage auf das Fünf- bis Sechsfache für NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Dach: 15,2 µM / 0,217 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 12,4 µM / 0,177 mg l<sup>-1</sup>) und um das rund 1,5-fache für NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Dach: 9,4 µM / 0,132 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 10,5 µM / 0,148 mg l<sup>-1</sup>). Diese räumliche Heterogenität wurde im Rahmen dieser Studie um ein Vielfaches überschritten, da die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen der Regenwaldplots (Dach: 0,148 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 0,067 mg l<sup>-1</sup>) und der Agroforstplots (Dach: 0,351 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 0,521 mg l<sup>-1</sup>) gegenüber dem Freilandniederschlag um das 14-fache bzw. das Neunfache erhöht waren. Qualitativ liegen die von NEPSTAD et al. (2002) gemessenen NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen zwischen den Regenwald-Dachplots und den Agroforstflächen. Die Regenwald-Kontrollen blieben wesentlich unterhalb dieser Gehalte.

Tabelle 20 Konzentrationsdynamik der Stickstofffraktionen (mg l<sup>-1</sup>) der Regenwald- und Agroforstflächen (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, Q-DNb: An- und Abreicherungsquotient gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene

Dach	DNb	Q-DNb	DON	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	DNb	Q-DNb	DON	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Kontr.
	(mg l <sup>-1</sup> )			(mg l <sup>-1</sup> )		(mg l <sup>-1</sup> )			(mg l <sup>-1</sup> )		
<b>Regenwald</b>											
W.FN	0,4		0,4	0,012	0,039						
WD.BN	1,0 <sup>a</sup>	2,5	0,7 <sup>a</sup>	0,148 <sup>a</sup>	0,231 <sup>a</sup>	1,0 <sup>a</sup>	2,5	0,9 <sup>b</sup>	0,067 <sup>a</sup>	0,137 <sup>b</sup>	WK.BN
WD.O	1,6 <sup>a</sup>	1,6	1,2 <sup>a</sup>	0,318 <sup>a</sup>	0,148 <sup>a</sup>	1,7 <sup>a</sup>	1,7	1,5 <sup>a</sup>	0,267 <sup>a</sup>	0,142 <sup>a</sup>	WK.O
WD.Ah	1,7 <sup>a</sup>	1,1	1,6 <sup>a</sup>	0,400 <sup>a</sup>	0,163 <sup>a</sup>	1,8 <sup>a</sup>	1,1	2,0 <sup>b</sup>	0,223 <sup>a</sup>	0,107 <sup>a</sup>	WK.Ah
WD.Bv	2,6 <sup>a</sup>	1,5	2,4 <sup>a</sup>	1,01 <sup>a</sup>	0,062 <sup>a</sup>	1,9 <sup>b</sup>	1,1	2,3 <sup>a</sup>	1,04 <sup>a</sup>	0,058 <sup>a</sup>	WK.Bv
<b>Agroforst</b>											
A.FN	0,4		0,3	0,037	0,130						
AD.BN	1,3 <sup>a</sup>	3,3	0,8 <sup>a</sup>	0,351 <sup>a</sup>	0,258 <sup>a</sup>	1,6 <sup>b</sup>	4,0	1,3 <sup>b</sup>	0,521 <sup>b</sup>	0,223 <sup>a</sup>	AK.BN
AD.O	2,7 <sup>a</sup>	2,1	1,8 <sup>a</sup>	0,820 <sup>a</sup>	0,191 <sup>a</sup>	1,8 <sup>b</sup>	1,1	1,2 <sup>b</sup>	0,549 <sup>b</sup>	0,162 <sup>a</sup>	AK.O
AD.Ah	3,2 <sup>a</sup>	1,2	2,4 <sup>a</sup>	1,050 <sup>a</sup>	0,125 <sup>a</sup>	1,8 <sup>b</sup>	1,0	1,6 <sup>b</sup>	0,591 <sup>b</sup>	0,157 <sup>a</sup>	AK.Ah
AD.Bv	5,6 <sup>a</sup>	1,8	6,2 <sup>a</sup>	1,460 <sup>a</sup>	0,121 <sup>a</sup>	2,7 <sup>b</sup>	1,5	2,1 <sup>b</sup>	0,910 <sup>b</sup>	0,130 <sup>a</sup>	AK.Bv

<sup>a</sup> Konzentrationen der Dachflächen, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Konzentrationen der Kontrollflächen signifikant von denen der Dachflächen verschieden ( $p < 0,05$ )

NO<sub>3</sub>-N- und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen, welche im Bestandesniederschlag in dieser Studie beobachtet wurden, lassen sich mit den von HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) genannten

Werten von  $0,109 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  und  $0,302 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$  vergleichen. Die von VENEKLAAS (1990) gemessenen Konzentrationen im Bestandesniederschlag von  $0,864 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$  liegen ein Drittel darüber, doch entsprechen die Ergebnisse dieser Studie den von McDOWELL in Puerto Rico vorgefundenen Gehalten von  $0,16 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$  (1990, 1998). Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte von  $0,22 - 0,25 \text{ mg l}^{-1}$ , welche von MÖLLER et al. (2005) im Bestandesniederschlag gemessen wurden, passen wiederum zu den in dieser Studie gefundenen Konzentrationen. BURGHOUTS et al. (1998) fanden in einem Regenwald auf der Nachbarinsel Borneo jedoch die fünf bis zehnfachen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen ( $1,46 \text{ mg l}^{-1}$ ) vor. Schließlich lagen die DON-Austräge, welche die Stickstofffraktionen im Bestandesniederschlag dominierten, unter den von MÖLLER et al. (2005) beobachteten Werten ( $0,21 - 0,24 \text{ mg l}^{-1}$ ).

Zwar erreichten die DNb-Konzentrationen des Regenwaldes auf den Dach- und Kontrollflächen im Bestandesniederschlag ( $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) nur ca. 63 - 77 % der Agroforstflächen (Dach:  $1,3 \text{ mg l}^{-1}$ ; Kontrolle:  $1,6 \text{ mg l}^{-1}$ ), doch waren Dach- und Kontrollplots beider Standorte signifikant positiv korreliert (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 72$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$  mit  $n = 70$ ). Im Gegensatz dazu sank DNb im Regenwald mit steigendem Niederschlagsvolumen besonders in den Kontrollen signifikant (Dach:  $r = -0,14$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 74$ , Kontrolle:  $r = -0,39$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 85$ ). Für den Agroforst waren keine signifikanten Beziehungen zwischen DNb und dem Niederschlagsvolumen quantifizierbar (Dach:  $0,11$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 82$ , Kontrolle:  $r = 0,15$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 91$ ). Das DNb des Bestandesniederschlages zeigte, ähnlich dem DOC, auf allen Flächen beider Standorte stark positive Korrelationen zum pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit, wobei die Korrelation des pH-Wertes im Agroforst etwas geringer war (Abb. 35).

Die Verringerung der Wasserflüsse um den jeweiligen Abdeckgrad (67 % im Regenwald, 80 % im Agroforst) führte zu jährlichen DNb-Austrägen im Bestandesniederschlag von  $8,9 \text{ kg ha}^{-1}$  (Wald)  $6,9 \text{ kg ha}^{-1}$  (Agroforst). Dies würde gegenüber den Kontrollen eine Verminderung um  $10,3 \text{ kg ha}^{-1}$  oder 53,6 % im Regenwald und um  $24,0 \text{ kg ha}^{-1}$  oder 77,7 % im Agroforst bedeuten (Tab. 22, Abb. 42). Des weiteren führte der unterschiedlich ausgeprägtere Kronenraum und die leicht geringeren Konzentrationen im Bestandesniederschlag der Regenwald-Kontrollen zu einem um  $11,7 \text{ kg ha}^{-1}$  niedrigeren DNb-Austrag gegenüber den Agroforst-Kontrollen.

Den größten Anteil am DNb besaß auch hier das DON, wobei aufgrund von Analyseausfällen, ähnlich dem  $\text{NH}_4\text{-N}$  nur fünfmonatige Flüsse quantifiziert werden konnten. Nicht nur DON, sondern auch  $\text{NO}_3\text{-N}$  zeigten ähnliche Verteilungsmuster wie DNb (Tab. 22, Abb. 42).

Die jährlichen DNb-Flüsse aus dem Bestandesniederschlag der Dachplots (Regenwald, Agroforst) befanden sich im Rahmen der von den meisten Autoren dokumentierten Austräge für Regenwaldflächen, welche überwiegend  $2,87 - 11,5 \text{ kg DNb ha}^{-1}$  quantifizierten (McDONALD &

HEALEY, 2000, CHUYONG et al., 2004 und CAVELIER et al., 1997). HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) und VITOUSEK & SANFORD (1986) geben Flüsse von  $0,048 \text{ kg DNb ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  ( $17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und  $13 \text{ kg DNb ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für einen Regenwald an, welche mit den DNb-Flüssen der Regenwald Kontrollen übereinstimmen. VITOUSEK & SANFORD (1986) und CHEN et al. (2004a) geben für einen Bergregenwald in Papua New Guinea und einem subtropischen

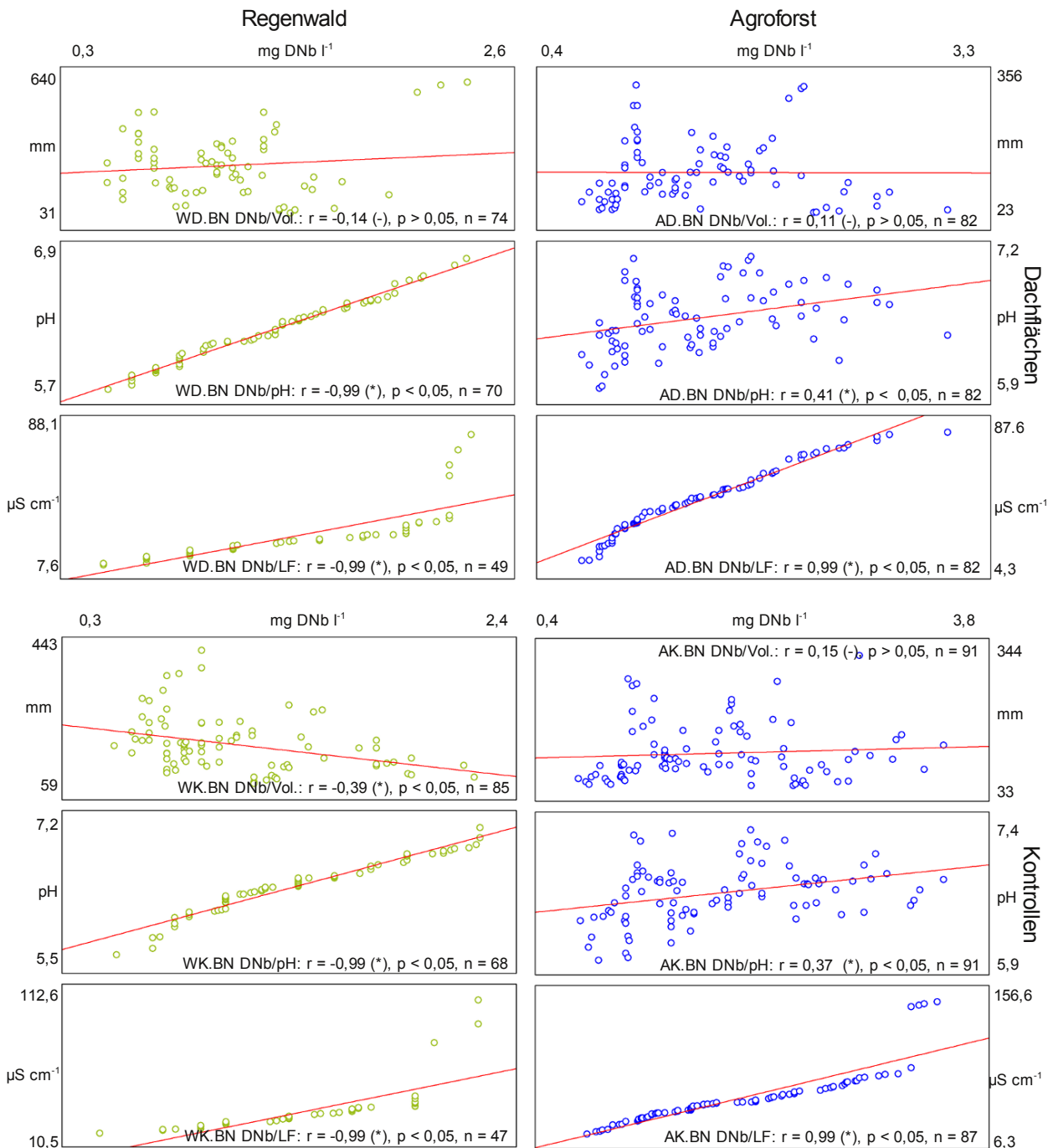


Abbildung 35 Korrelationen zwischen den DNb-Konzentrationen und dem Niederschlagsvolumen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit im Bestandesniederschlag für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, (-) nicht signifikant korreliert, (\*) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Waldbestand in Südchina jährliche Stickstoffflüsse von  $30 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $2,68 - 2,74 \text{ g m}^{-2} \text{ an}$ , welche den der Agroforst- Kontrollen entsprechen.

## 7.2.2 Streueinträge und Streuvorräte des Gesamt-Stickstoffs und Stickstoffausträge aus der organischen Auflage

### Streueinträge und Streuvorräte

Die Stickstoffeinträge der Kontrollen übertrafen die der Dachflächen um  $11,7 \text{ kg ha}^{-1}$  im Regenwald und um  $22,5 \text{ kg ha}^{-1}$  im Agroforst, doch war dies nur im Agroforst signifikant ( $p < 0,05$ ). Weiterhin übertraf der Stickstoffeintrag im Agroforst den des Regenwaldes um  $19,3 \%$  (oder  $19,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) auf den Dachplots und um  $24,4 \%$  (oder  $30,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ) in den Kontrollen (Tab. 21 und Abb. 42). Der signifikant höhere Stickstoffeintrag der Agroforst-Kontrollen basierte ausschließlich auf einen signifikant höheren Eintrag über die Streu von *Gliricidia sep.* ( $p < 0,05$ ), da  $70 - 78 \%$  des gesamten Stickstoffeintrages auf *Gliricidia sep.* beruhten.

Tabelle 21 Jährliche N-Einträge ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), mittlere N-Vorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen für den Zeitraum von Mai 2007 - März 2008. (C: *Theobroma cacao*; G: *Gliricidia sep.*; Bodentiefen: Ah-Wald: 0 - 5 cm; Ah-Agroforst: 0 - 10 cm, Bv-Wald: 5 - 40 cm; Bv-Agroforst: 10 - 40 cm, HWEx: Heißwasserextrakt, Anhang 1.9)

	Regenwald		Agroforst	
	Dach	Kontrolle	Dach	Kontrolle
Streueinträge ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ )	82,6 <sup>a</sup>	94,3 <sup>a</sup>	31,2 <sup>a</sup> (C) 71,1 <sup>a</sup> (G) 102,3 <sup>a</sup> (C+G)	27,7 <sup>a</sup> (C) 97,1 <sup>b</sup> (G) 124,8 <sup>b</sup> (C+G)
Streuvorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	108,3 <sup>a</sup>	107,7 <sup>a</sup>	130,9 <sup>a</sup>	89,9 <sup>b</sup>
Zersetzungsdauer (a)	1,4	1,2	1,3	0,7
Bodenvorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ )				
Ah	1.319 <sup>a</sup>	1.350 <sup>a</sup>	2.172 <sup>a</sup>	2.449 <sup>a</sup>
Bv	8.374 <sup>a</sup>	7.055 <sup>a</sup>	4.113 <sup>a</sup>	4.112 <sup>a</sup>
DNb-Vorrat aus HWEx ( $\text{kg ha}^{-1}$ )				
Ah	18,5 <sup>a</sup>	4,7 <sup>a</sup>	32,2 <sup>a</sup>	33,1 <sup>a</sup>
Bv	63,9 <sup>a</sup>	66,6 <sup>a</sup>	61,0 <sup>a</sup>	60,5 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Werte der Dachplots, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Werte der Kontrollplots signifikant von denen der Dachplots verschieden ( $p < 0,05$ )

BURGHOUTS et al. (1998), VITOUSEK & SANFORD (1986), McDONALD & HEALEY (2000) gaben ähnliche Werte für die Höhe von Regenwald-Streuvorräten an, wie sie in dieser Studie vorgefundenen wurden. Im Regenwald waren außerdem keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots erkennbar ( $p > 0,05$ ). Somit überwogen die standortbedingten



Unterschiede gegenüber den Effekten, welcher der Abdeckgrad von 67 % hervorgerufen hatte (LUIZÃO et al., 2004; McDOWELL, 1998). Im Agroforst wurde gegenüber dem signifikant niedrigerem Stickstoff-Streueintrag der Agroforst-Dachflächen ein signifikant höherer Stickstoff-Streuvorrat quantifiziert ( $p < 0,05$ ). Entsprechend unterschied sich auch die Zersetzungsdauer im Regenwald kaum und im Agroforst um ein halbes Jahr (Tab. 21 und Abb. 42). Die künstliche Überdachung (80 %) im Agroforst, erzeugte eine signifikante Verringerung der Mineralisierungs- und Abbauraten von Stickstoff ( $p > 0,05$ ). Dies wurde auch für weitere Nährstoffe wie Kohlenstoff und Phosphor beobachtet.

Trotz der trockenheitsbedingten Verminderung des SOM-Umsatzes bzw. des damit verbundenen Absterbens der Biomasse (AUSTIN et al., 2004; TRUMBORE et al., 1995; LAVELLE et al., 1992; FINLAY, 2004 und JONES et al., 2004), war nach dem Dachabbau selbst in dieser Ökosystemebene kein kurzzeitiger Mobilisierungsschub erkennbar (SENEVIRATNE & WILD, 1985; BOTTFNER, 1985).

Von VENEKLAAS (1991) wurden Streueinträge von  $79 - 90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für Bergregenwälder angegeben, welche gut mit den Kontrollen (Wald, Agroforst) aus dieser Studie übereinstimmen. CHUYONG et al. (2004) und WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) berichteten über jährliche Stickstoffeinträge von  $112 - 150 \text{ kg N ha}^{-1}$ , welche sich etwas über den Mengen aus Zentral-Sulawesi befinden. ALPIZAR et al. (1983), SANTANA & CABALA (1985), NAIR (1979) und BEER (1988) geben für Kakao-Agroforst-Plantagen Stickstoffstreueinträge von  $62 - 116 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an, die gut mit den Einträgen der Kakao- und Gliricidiastreue in Zentral-Sulawesi übereinstimmen.

HARTEMINK (2004) fand speziell in der Gliricidiastreue Stickstoffeinträge von  $47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dieser Wert erreicht nur die halbe Menge aus den Agroforstflächen dieser Studie. LIU et al. (2002b) fanden in einem chinesischen Tannenwald  $\text{N}_t$ -Einträge von  $23,4 - 31,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , die etwa den Einträgen der Kakaostreu entsprechen. Die von WOOD et al. (2005) beobachteten Streunährstoffe von  $1,35 - 2,34 \% \text{ N}_t$  liegen etwas über den Streugehalten der Regenwaldplots und von *Theobroma cacao*, doch stimmen sie mit den Werte von *Gliricidia sep.* ( $2,18 \%$ ) überein.

Die von DECHERT (2003) im Palolo-Tal in Zentral-Sulawesi ermittelten  $\text{N}_t$ -Vorräte ( $309,7 - 438,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) liegen, unter Berücksichtigung von  $33,0 \text{ t ha}^{-1}$  Biomasse, im Bereich der in dieser Studie quantifizierten  $\text{N}_t$ -Vorräte. Von WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) und BURGHOOTS et al. (1998) wurden für einen Regenwald  $\text{N}_t$ -Vorräte von  $110,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und von  $15,30 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  sowie eine Umsatzzeit von einem Jahr angegeben (WEERAKKODY & PARKINSON, 2006a,b). Diese Werte stimmen mit den mittleren  $\text{N}_t$ -Vorräten (Wald:  $108 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $130,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) bzw. mit den Umsatzzeiten von 1,3 Jahren der Regenwald und Agroforst-Kontrollen in Zentral-Sulawesi überein.

### Stickstoffausträge aus der organischen Auflage

Gegenüber dem Bestandesniederschlag erhöhten sich die DNb-Konzentrationen auf den Dach- und Kontrollflächen unter der Streuauflage um das 1,7-fache im Regenwald und um das 1,1- bis zweifache im Agroforst.

In den Streuperkolaten der Agroforst-Dachflächen ( $2,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) wurden etwa 1,7-fach höhere DNb-Konzentrationen als auf den Regenwald-Dachplots ( $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) beobachtet. Wohingegen die DNb-Konzentrationen der Kontrollen beider Standorte kaum Differenzen aufwiesen (Wald:  $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ , Agroforst:  $1,8 \text{ mg l}^{-1}$ ). DON besaß auf beiden Standorten den größten Anteil am DNb. DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  folgten auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte dem Verteilungsmuster von DNb. Auf den Regenwaldflächen konnten für DNb und DON mit  $p > 0,05$  keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Im Agroforst traten hingegen signifikant höhere DNb- und DON-Konzentrationen auf den Dachflächen auf ( $p < 0,05$ ).

Weiterhin stiegen im Agroforst die Konzentrationen von DNb, DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  von der Streuauflage mit zunehmender Bodentiefe aber auch gegenüber den Kontrollen an. Ein Effekt der auf den Regenwalddachplots mit einem Abdeckgrad von nur 67 %, gegenüber den 80 % im Agroforst, nicht eintrat.

Unter der Streuauflage der Agroforst-Dachflächen wurde somit der Einfluss der trockenheitsbedingt verringerten N-Mineralisierung vom Effekt der Aufkonzentrierung in die stark reduzierten Wasserflüsse übertroffen und hatte höhere DNb-, DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen zu Folge. Dabei war ein Großteil des Stickstoffes vermutlich noch aus feuchteren Perioden vorhanden, da die Streu während der Abdeckung stark ausgetrocknet war. Ferner zeigten die Kontrollen beider Standorte kaum Unterschiede in den DNb-Konzentration. Die Streuauflage des Regenwaldes konnte die geringeren Konzentrationen aus dem Bestandesniederschlag in der Streuauflage ausgleichen. Wahrscheinlich wirkte sich hier der höhere Streuvorrat der Regenwald-Kontrollen positiv aus. Zudem war die Zersetzungsdauer im Agroforst kürzer, so dass ein schnellerer mikrobieller Abbau sowie die Mobilisierung der Stickstofffraktionen zu leicht höheren  $\text{NO}_3\text{-N}$ , nicht aber zu wesentlich höheren DNb und DON-Konzentrationen führten. Das Vorhandensein der Blattstreu von *Gliricidia sep.* trug nicht zu höheren DNb- und DON-Konzentrationen im Agroforst gegenüber den Regenwaldflächen bei.

Während die Konzentrationen von DNb, DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Boden mit zunehmender Bodentiefe anstiegen, erreichte  $\text{NH}_4\text{-N}$  in der Streuauflage maximale Konzentrationen (Tab. 20 und Abb. 41). Weiterhin traten weder im Regenwald noch im Agroforst signifikant höhere Konzentrationen von  $\text{NH}_4\text{-N}$  zwischen den Dach- und Kontrollflächen auf. Zudem lagen die Konzentrationen des Agroforstes nur leicht über denen im Regenwald. Dies lässt vermuten, dass die Ammonifikation unter den Dächern (Wald, Agroforst) infolge verringerter Wasserflüsse in der Streuauflage eingeschränkt wurde. Andererseits ist auch eine Beschleunigung der

Nitrifikation auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte infolge des wachsenden Einflusses des Hangzugswassers mit zunehmenden Bodentiefe möglich. Der Effekt trat jedoch stärker auf den Dachflächen auf, da dort die obere Streu- und Bodenschicht trockener war.

Die auf den Regenwaldflächen beobachteten DNb-Konzentrationen von  $1,7 \text{ mg l}^{-1}$  stimmen mit den  $1,6 \text{ mg l}^{-1}$ , welche von HAFNER et al. (2005) für einen gemischten Waldstandort genannt wurden überein. NEPSTAD et al. (2002) berichteten vor ihrem Regenausschluss-Experiment in Brasilien von der späteren Dachfläche über Konzentrationen von  $117,9 \text{ } \mu\text{M NO}_3^-$  ( $1,68 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ ) und  $13,8 \text{ } \mu\text{M}$  ( $0,194 \text{ mg NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$ ). Auf der späteren Kontrollfläche wurden  $163,5 \text{ } \mu\text{M NO}_3^-$  ( $2,33 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ ) und  $14,2 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$  ( $0,200 \text{ mg NH}_4^+ \text{ l}^{-1}$ ) beobachtet. Diese  $\text{NO}_3^-$ -Angaben übersteigen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in Sulawesi um das Zwei- bis Neunfache. Dagegen befinden sich die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen von NEPSTAD et al. (2002) nur leicht über denen des Regenwaldes dieser Studie und liegen im Bereich des Agroforst-Dachplots ( $0,191 \text{ mg l}^{-1}$ ).

DNb zeigte zwischen den Dach- Kontrollplots beider Standorte signifikant positive Korrelationen (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 52$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 84$ ). Das DNb der Regenwald-Dachplots sank signifikant mit steigendem Niederschlagsvolumen. Auf den Kontrollen war diese negative Korrelation zwar auch vorhanden, jedoch nicht signifikant (Dach:  $r = -0,52$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 52$ , Kontrolle:  $r = -0,19$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 84$ ). Die Dach- und Kontrollflächen des Agroforstes wiesen hingegen signifikant positive Korrelationen der DNb-Konzentrationen zum Niederschlagsvolumen auf. Elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert waren auf allen Flächen beider Standorte signifikant positiv korreliert (Abb. 36).

Die neunmonatigen DNb-Flüsse der Agroforst-Dachflächen ( $15,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ) unter der Streuauflage übertrafen die Flüsse der Regenwaldflächen ( $10,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ) um 30,5 %. Als direkte Folge der künstlichen Überdachung trat, gegenüber den Kontrollen, für eine neunmonatige Zeitspanne eine Verringerung der Austräge um den Faktor 2,9 (Wald) und 5,2 (Agroforst) auf. Der große Unterschied in den DNb-Flüssen zwischen den Dach- und Kontrollplots des Agroforstes ist besonders auf den hohen DNb-Austrag in den Kontrollen zurückzuführen ( $80,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Ähnlich dem Freiland- und Bestandesniederschlag, besaß DON den mit Abstand größten Anteil am DNb. Auf den Dach- und Kontrollplots des Regenwaldes erreichten die DON-Flüsse ca. die 5,5-fache Höhe der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Flüsse. DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  zeigten auf den Regenwald-Kontrollen etwa 2,3-fach höhere Austräge als unter den Dächern (Tab. 22, Abb. 42), was wiederum vor allem mit der künstlichen Überdachung in Zusammenhang stand.

Auf den Dach- und Kontrollplots des Agroforstes erreichten die DON-Austräge der Streuauflage etwa das Doppelte der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge. Die DON- und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Flüsse der Kontrollen übertrafen die Austräge der Dachflächen um den Faktor 6,5 (DON) und 5,4 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ). Die fünfmonatigen

NH<sub>4</sub>-N-Flüsse machten auf den Regenwald- und Agroforst-Flächen nur einen marginalen Anteil aus. Die geringen NH<sub>4</sub>-N-Austräge sind wahrscheinlich ein Ergebnis des schnellen biologischen Umsatzsatzes, da NH<sub>4</sub>-N nitrifiziert bzw. wie NO<sub>3</sub>-N mikrobiell immobilisiert wird. Zudem fand nur einmal pro Woche eine Probennahme statt und Standeffekte in Bezug auf die Veränderung der N-Zusammensetzung sind sehr wahrscheinlich.

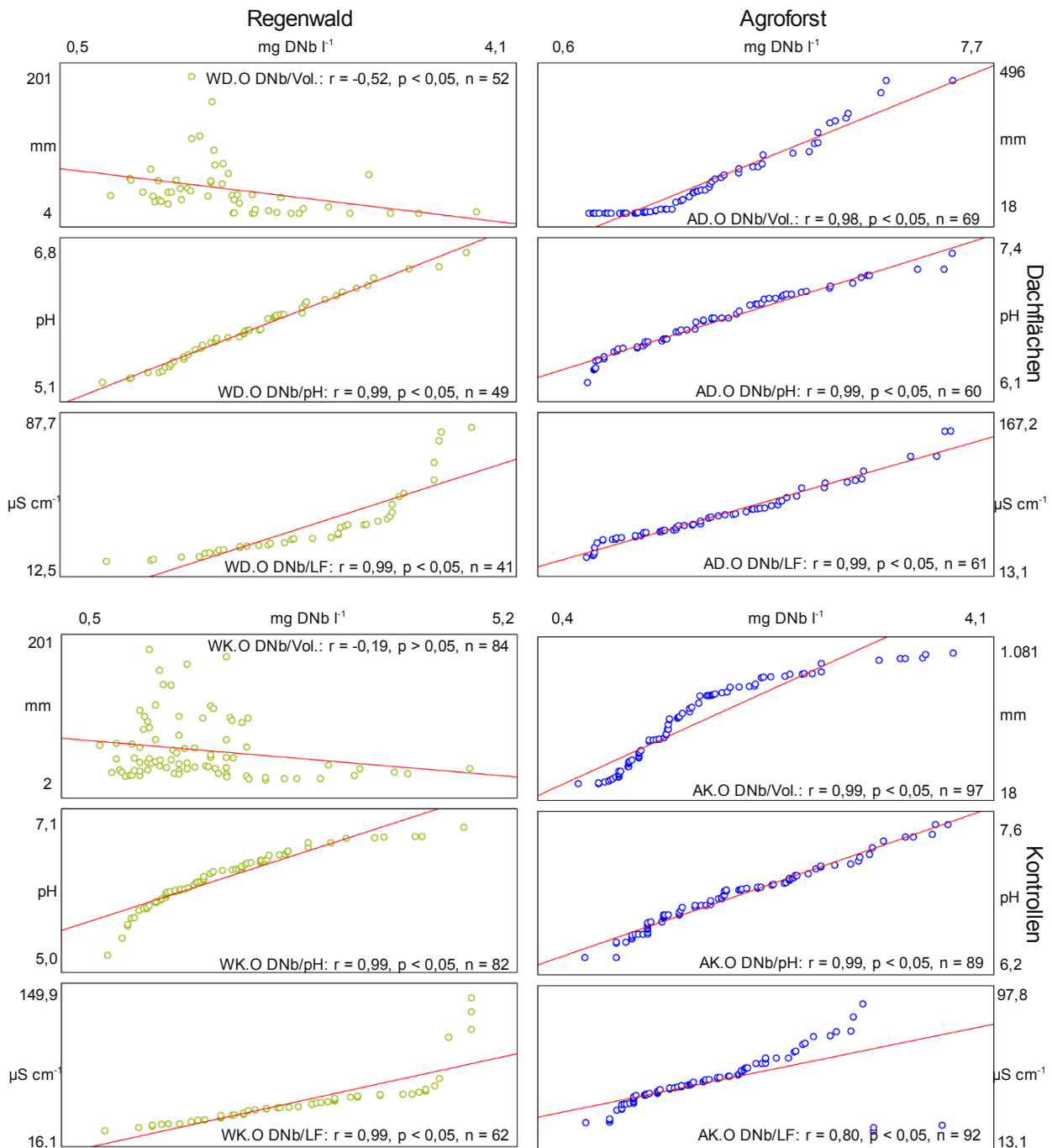


Abbildung 36 Korrelationen zwischen den DNB-Konzentrationen und den Wasserflüssen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit in der Streuauflage für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, (°) nicht signifikant korreliert, (°) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

### 7.2.3 Stickstoffvorräte und Austräge der Stickstofffraktionen aus den Mineralbodenhorizonten

#### Mineralbodenvorräte

Bezogen auf 5 cm Bodentiefe übertrafen die Stickstoffvorräte der Oberbodenhorizonte des Regenwaldes (Dach: 1,3 t ha<sup>-1</sup>; Kontrolle: 1,4 t ha<sup>-1</sup>) die des Agroforstes leicht (Dach: 1,09 t ha<sup>-1</sup>; Kontrolle: 1,3 t ha<sup>-1</sup>). Diese Verhältnisse setzten sich in den Bv-Horizonten fort (Tab. 21, Abb. 42). Die geringen mittleren heißwasserextrahierbaren DNb-Vorräte besaßen in den Oberböden Anteile von 1,1 - 1,5 % und in den in den Bv-Horizonten Anteile von 0,8 - 1,5 % am Gesamtbodenvorrat. Sie waren somit auf beiden Standorten ähnlich (Tab. 21, Abb. 42). Die Vorräte der Regenwaldflächen sind wahrscheinlich ein Resultat der Sorption von N an das Bodenmaterial, da der aus dem langsameren Stoffumsatz freigesetzte Stickstoff über einen längeren Zeitraum in höheren Mengen gebunden werden kann. Die Bodenvorräte des Agroforstes wurden vermutlich besonders über den günstigeren Bodentyp (Cambisol), N-Düngegaben und der Anpflanzung von *Gliricidia sep.* gesteuert.

Bezogen auf 5 cm Bodentiefe zeigten die Bv-Horizonte, gegenüber den Oberbodenhorizonten, leicht niedrigere N-Vorräte. Wobei Abbau und Mineralisierung durch die Biomasse in den Oberböden, die Bindung an die Bodenmatrix und die Auswaschung des DON eine Rolle spielen dürften. Die Reduzierung der Wasserflüsse um 67 % (Wald) und um 80 % (Agroforst) führte in den Ah-Horizonten des Agroforstes zwar zu höheren N-Vorräten in den Kontrollen, doch waren diese nicht signifikant ( $p > 0,05$ ; Tab. 21, Abb. 42). Auf die N-Vorräte der Bv-Horizonte besaß sie keinen Einfluss. Die Pufferfunktion des Bodens zum Ausgleich der Wasser- und Nährstoffflüsse übertraf den Effekt des Regenausschlusses.

DECHERT et al. (2003, 2005) beobachteten im Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, Stickstoffvorräte von 1,3 - 3,5 t ha<sup>-1</sup> (Ah-Horizonte) und von 9,3 - 10,6 t ha<sup>-1</sup> für den Mineralboden von 0 - 40 cm für Regenwald-Standorte. Des weiteren gaben sie 1,1 - 2,7 t ha<sup>-1</sup> (Ah-Horizonte) und von 9,9 t ha<sup>-1</sup> (0 - 40 cm) für Agroforstflächen an. Die Ergebnisse der Regenwaldplots stimmen mit diesen Beobachtungen überein, jedoch erreichen die Oberbodenhorizonte der Agroforstflächen dieser Studie etwa die doppelten Vorräte und nur die Hälfte der Vorräte für die Bodenmatrix von 0 - 40 cm. SCHWENDENMANN & VELDKAMP (2005) gaben 3,5 - 4,5 kg ha<sup>-1</sup> (0 - 5 cm) an, was den Ah-Horizonten der Agroforstflächen entspricht.

#### Konzentrationen und Stoffdynamik der Oberbodenhorizonte

In den Oberbodenhorizonten der Dach- und Kontrollflächen beider Standorte wurden höhere Konzentrationen von DNb, DON und NO<sub>3</sub>-N als im Bestandesniederschlag und der Streuauflage beobachtet (Tab. 20, Abb. 41). DON besaß auch in dieser Ökosystemebene auf beiden Standorten den höchsten Anteil am DNb. DON und NO<sub>3</sub>-N zeigten die gleiche

Verteilungsstruktur wie DNb. Im Kontrast dazu sanken  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte gegenüber der Streuauflage ab. Somit setzten sich die Tendenzen aus der Streuauflage weiter fort. Die künstliche Verringerung der Niederschläge um 80 % im Agroforst führte zu DNb-Konzentrationen ( $3,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) welche die des Regenwaldes ( $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ ) um das fast zweifache übertrafen. Außerdem wiesen die Agroforst-Kontrollen lediglich 56,3 % der Konzentration unter den Dächern auf. Im Regenwald traten keine signifikanten Konzentrationsunterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots auf ( $p > 0,05$ ).

FISCHER (2004) fand in Elfenbeinküste eine DNb-Bodenlösung von  $7,4 \text{ mg l}^{-1}$  (25 cm Tiefe) für einen Regenwald-Standort und  $7,1 - 8,0 \text{ mg l}^{-1}$  für einen Kakao-Agroforst-Standort vor, welche etwa dem Vierfachen des Regenwaldplots sowie rund dem Zwei- bis Vierfachen des Agroforstes in Marena entsprechen (Tab. 20, Abb. 41).

Die von MÖLLER et al. (2005) für einen thailändischen Bergregenwald (5 cm Tiefe) bzw. von LILIENFEIN et al. (2004) und SOLINGER et al. (2001) für temperate Buchen- und Eichenbestände (A-Horizont) dokumentierten DON-Konzentrationen von  $0,4 - 1,2 \text{ mg l}^{-1}$  wurden auf den Regenwald- und Agroforstplots um das 1,3- bis Vierfache überschritten.

Vor dem Regenausschlussexperiment in Brasilien (NEPSTAD et al., 2002) wurde in 25 cm Tiefe eine natürliche Heterogenität für die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen der Ah-Horizonte festgestellt. Der Anteil der später überdachten Fläche ( $315 \mu\text{M NO}_3\text{-N}/4,50 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ) erreichte ca. 72 % der späteren Kontrolle ( $437,9 \mu\text{M NO}_3\text{-N}/6,25 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ ). Im Falle von  $\text{NH}_4^+$  wurden mit  $25,6 \mu\text{M}$  (Dach:  $0,36 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ) und mit  $29,4 \mu\text{M}$  (Kontrolle:  $0,41 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ) kaum räumliche Inhomogenitäten ermittelt. Demgegenüber wurden in dieser Studie für den Zeitraum der Austrocknung im Regenwald keine unterschiedlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen beobachtet. Im Agroforst traten um 43,7 % höhere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen auf den Dachflächen auf.  $\text{NH}_4\text{-N}$  zeigte hingegen keine signifikanten Differenzen zwischen Dach- und Kontrollplots. Zudem übertrafen die brasilianischen  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte die Konzentrationen in Zentral-Sulawesi vier- bis 28-fach ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) bzw. das Dreifache ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ).

FISCHER (2004), HETZEL (1999) und POELS (1987) gaben für zwei Waldstandorte der Elfenbeinküste und Surinams  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen von  $3,1 - 13,1 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$  ( $\text{NO}_3\text{-N}$ :  $0,71 - 3,01 \text{ mg l}^{-1}$ ) an, welche die Waldplots dieser Studie um ein Vielfaches übertrafen. FISCHER (2004) und HETZEL (1999) berichteten für Kakao-Agroforst-Standorte in Elfenbeinküste über  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen von  $4,6 - 4,8 \text{ mg l}^{-1}$  ( $\text{NO}_3\text{-N}$ :  $1,06 - 1,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) und  $13,7 \text{ mg l}^{-1}$  ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $3,2 \text{ mg l}^{-1}$ ), das dem Doppelten bis Fünffachen der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte dieser Studie entspricht.

Die zehnmonatigen DNb-Austräge der Agroforst-Dachflächen ( $20,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) lagen um 39,2 %

über den Austrägen der Regenwald-Dachplots ( $12,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Die Flüsse der Kontrollen (Wald:  $19,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $25,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) beider Standorte waren gegenüber der Streuauflage stark verringert und lagen 1,2 - 1,6-fach über denen der Dachplots. Den größten Anteil am DNb entfiel hier ebenfalls auf DON. Wobei DON und  $\text{NO}_3\text{-N}$  etwa die gleichen Verteilungsmuster wie DNb aufwiesen (Tab. 22 und Abb. 42). Im Vergleich zum Regenwald standen im Agroforst die höhere DNb-Flüsse niedrigeren N-Vorräten gegenüber, doch könnte aus dem Cambisol, der Mineralisierung stickstoffreicher, unterirdischer Gliricidiastreue und wegen der normalerweise durchgeführten Harnstoffdüngung eine ausreichende N-Nachlieferung in die Bodenlösung erfolgt sein.

Ein Merkmal der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse war auch hier der marginale Anteil am DNb. Gegenüber der Streuauflage traten auf den Dach- und Kontrollplots beider Standorte eine Verringerung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse ein (Tab. 22, Abb. 42). Beide Beobachtungen sind vermutlich auf schnellen biologischen Abbau bzw. Immobilisierung und der teilweisen Bindung an die Tonfraktion zurückzuführen.

Tabelle 22 Flüsse der Stickstofffraktionen der Regenwald- und Agroforstflächen ( $\text{kg ha}^{-1}$ ); Zeiträume: Wald: Mai 2007 - April 2008, Agroforst: April 2007 - März 2008 unter Berücksichtigung der Fluss-Zeiträume (Monate), B-Korr.: um Abdeckgrad reduzierte Flüsse (Wald: 67 %, Agroforst: 80 %), SB-Korr.: um Schluckbrunneneffekt bereinigte Flüsse; Q-DNb und D/K (DNb): Ab- und Anreicherungsquotienten gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene bzw. zwischen Dach- und Kontrollflächen

Dach	DNb	Q-DNb	DON	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	D/K	DNb	Q-DNb	DON	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	Kontr.
	( $\text{kg ha}^{-1}$ )		(kg ha <sup>-1</sup> )			(DNb)	(kg ha <sup>-1</sup> )		(kg ha <sup>-1</sup> )			
<b>Wald</b>												
W.FN	9,6 <sup>12</sup>		3,7 <sup>4</sup>	0,451 <sup>12</sup>	0,536 <sup>4</sup>							
WD.BN	25,3 <sup>12</sup>		9,7 <sup>5</sup>	2,13 <sup>12</sup>	2,91 <sup>5</sup>		19,2 <sup>12</sup>	2,0	8,2 <sup>5</sup>	1,23 <sup>12</sup>	1,61 <sup>5</sup>	WK.BN
B-Korr.	8,9 <sup>12</sup>	-1,1	3,9 <sup>5</sup>	0,780 <sup>12</sup>	1,16 <sup>5</sup>	-2,2	-	-	-	-	-	-
WD.O	14,2 <sup>12</sup>	1,6	8,0 <sup>5</sup>	3,46 <sup>12</sup>	0,958 <sup>5</sup>	-3,0	42,0 <sup>12</sup>	2,2	18,0 <sup>5</sup>	7,88 <sup>12</sup>	0,927 <sup>5</sup>	WK.O
WD.Ah	14,8 <sup>12</sup>	1,0	8,3 <sup>5</sup>	2,19 <sup>12</sup>	0,378 <sup>5</sup>	-1,6	23,7 <sup>12</sup>	-1,8	10,3 <sup>5</sup>	3,32 <sup>12</sup>	0,621 <sup>5</sup>	WK.Ah
WD.Bv	43,1 <sup>12</sup>		26,9 <sup>5</sup>	13,1 <sup>12</sup>	0,915 <sup>5</sup>		33,7 <sup>12</sup>		19,9 <sup>5</sup>	11,1 <sup>12</sup>	0,799 <sup>5</sup>	WK.Bv
SB-Korr.	17,1 <sup>12</sup>	1,4	10,7 <sup>5</sup>	5,18 <sup>12</sup>	0,363 <sup>5</sup>	-1,5	26,2 <sup>12</sup>	1,1	15,4 <sup>5</sup>	8,63 <sup>12</sup>	0,621 <sup>5</sup>	SB-Korr.
<b>Agroforst</b>												
A.FN	10,1 <sup>12</sup>		3,1 <sup>5</sup>	1,08 <sup>10</sup>	2,34 <sup>6</sup>							
AD.BN	34,3 <sup>12</sup>		9,2 <sup>5</sup>	6,47 <sup>9</sup>	4,00 <sup>6</sup>		30,9 <sup>12</sup>		14,0 <sup>6</sup>	4,23 <sup>9</sup>	2,65 <sup>6</sup>	AK.BN
B-Korr.	6,9 <sup>12</sup>	-1,5	1,8 <sup>5</sup>	1,29 <sup>9</sup>	0,799 <sup>6</sup>	-4,5	-	3,1	11,7 <sup>5</sup>	-	-	
AD.O	15,4 <sup>9</sup>	2,2	8,2 <sup>6</sup>	4,45 <sup>9</sup>	0,986 <sup>6</sup>		89,3 <sup>10</sup>	2,6	53,1 <sup>6</sup>	24,1 <sup>9</sup>	7,50 <sup>6</sup>	AK.O
						-5,2	80,4 <sup>9</sup>					
AD.Ah	20,3 <sup>10</sup>	1,3	13,9 <sup>6</sup>	4,42 <sup>9</sup>	0,671 <sup>6</sup>	-1,2	25,3 <sup>10</sup>	-3,2	16,5 <sup>6</sup>	5,37 <sup>9</sup>	1,19 <sup>6</sup>	AK.Ah
AD.Bv	16,7 <sup>10</sup>		12,8 <sup>5</sup>	3,21 <sup>8</sup>	0,221 <sup>5</sup>		54,7 <sup>9</sup>		40,4 <sup>6</sup>	9,62 <sup>9</sup>	1,93 <sup>6</sup>	AK.Bv
-	-	-	-	-	-	-2,5	37,5 <sup>9</sup>		27,7 <sup>6</sup>	6,59 <sup>9</sup>	1,32 <sup>6</sup>	SB-Korr.
	15,0 <sup>9</sup>	-1,4						1,5	23,1 <sup>5</sup>	5,86 <sup>8</sup>	1,10 <sup>5</sup>	

4-12 Zeiträume der zugehörigen Flüsse

FISCHER (2004) und HETZEL (1999) ermittelten jährliche Flüsse von 57,2 - 113,0 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> (13,2 - 26,0 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>) und 1,1 - 5,4 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> (0,858 - 4,2 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup>) für Regenwald-Standorte. Des weiteren gaben sie Jahresflüsse von 72,9 - 110,9 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> (16,8 - 25,5 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>) und 1,7 - 5,3 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> (1,33 - 4,1 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup>) für Kakao-Plantagen an. Selbst die NO<sub>3</sub>-Flüsse der Kontrollen dieser Studie befinden sich generell 2,5 - 11-fach unter den Angaben beider Autoren. Die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Austräge des von FISCHER (2004) benannten Wald-Standortes stimmen noch mit den Austrägen der Kontrollen des Agroforstes aus dieser Studie überein, doch bleiben alle weiteren Flüsse weit unterhalb des von beiden Autoren genannten Rahmens.

### **Konzentrationen und Stoffflüsse der Stickstofffraktionen in den Bv-Horizonten**

In den Bv-Horizonten der Agroforst-Dachplots waren die DNb- und DON-Konzentrationen gegenüber dem Oberboden um den Faktor 1,8 – 2,6 erhöht. Die um 80 % verringerten Wasserflüsse bewirkten sehr hohe DNb-Konzentrationen von 5,6 mg l<sup>-1</sup> in den Agroforst-Dachplots, welche nicht nur die Konzentrationen Regenwald-Dachflächen (2,6 mg l<sup>-1</sup>), sondern auch die der Kontrollen (Wald: 1,9 mg l<sup>-1</sup>, Agroforst: 2,7 mg l<sup>-1</sup>) um das zwei- bis dreifache übertrafen. Beide Standorte wiesen weiterhin eine signifikante positive Korrelation der DNb-Konzentrationen innerhalb ihrer Dach- und Kontrollflächen auf (je r = 0,99, p < 0,05, n-Dach: 55, n-Kontrolle: 79). Auf DON entfiel auch hier der mit Abstand höchste Anteil am DNb. Da die Vorräte des Agroforstes unter denen im Regenwald lagen, könnte ähnlich den Ah-Horizonten, vermutet werden, dass aus dem Cambisol mehr DNb/DON ausgewaschen wurde oder das Gliricidia-Wurzeln für den höheren Anteil löslicher Stickstofffraktionen verantwortlich waren. Schließlich ist der hohe Anteil des DON am DNb zu berücksichtigen, der weder von der Biomasse aufgenommen, noch an die Bodenmatrix sorbiert werden kann und deshalb in der Bodenlösung verbleibt bzw. schnell von den Perkolaten aufgenommen werden kann (HEDIN et al., 1995, 2003; MATSON et al., 1999).

NH<sub>4</sub>-N besaß auch in den Bv-Horizonten nur einen geringen Anteil. Nach höheren Konzentrationen in Bestandesniederschlag und Streuauflage, erreichte NH<sub>4</sub>-N auf den Dach- und Kontrollplots im vertikalen Verlauf ein Minimum. Speziell auf den Agroforst-Dachflächen lagen die Konzentrationen noch unter denen aus dem Freilandniederschlag (Tab. 20, Abb. 41).

Die von CHEN et al. (2004b) in einem subtropischen Wald beobachteten Konzentrationen von 0,13 - 0,33 g NO<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> und 0,01 mg NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> liegen für NO<sub>3</sub>-N im Bereich und für NH<sub>4</sub>-N unter den in Zentral-Sulawesi beobachteten Werten. McDOWELL et al. (1990, 1998) gaben für einen Regenwald in Puerto Rico in 40 - 80 cm Bodentiefe Konzentrationen von 0,02 - 0,03 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> an. Diese geringen Gehalte werden in Zentral-Sulawesi im Regenwald um das Zehnfache und im Agroforst um das 20 - 35-fache überschritten. Hingegen nannten



McDOWELL et al. (1990, 1998) Konzentrationen von 0,26 - 0,82 mg NH<sub>4</sub>-N l<sup>-1</sup> (40 - 80 cm), welche den vier- bis sechsfachen Konzentrationen Zentral-Sulawesis entsprechen.

Für Koniferen-, Hartholz und Eichenbestände wurden in temperaten Gebieten von FAHEY et al. (1985), CURRIE et al. (1996) und LILIENFEIN et al. (2004) für Bv-Horizonte (40 cm, 60 cm) DON-Gehalte von 0,34 - 0,63 mg l<sup>-1</sup> dokumentiert, doch befinden sich diese Angaben um das zwei bis 13-fache unter den in dieser Studie beobachteten Konzentrationen. Als Ursache dürfte besonders der Faktor in Frage kommen, dass temperate Wälder einer direkten biotischen Steuerung unterliegen, während verwitterte tropische Standorte nicht ausschließlich biotisch gelenkt werden. Der N-Austrag verwitterter tropischer Standorte ist ebenfalls mit der Langzeit-N-Akkumulation, Humifizierung und Auswaschung während der Ökosystem-Sukzession verknüpft (HEDIN et al., 1995, 2003; MATSON et al., 1999).

Die um den Schluckbrunneneffekt bereinigten neunmonatigen DNb-Flüsse der Regenwald-Dachplots lagen nur wenig unter denen im Agroforst (Wald: 12,8 kg ha<sup>-1</sup>; Agroforst: 15,0 kg ha<sup>-1</sup>). Infolge der künstlichen Überdachung verringerten sich somit die DNb-Flüsse der Dachflächen gegenüber den Kontrollen (Wald: 19,7 kg ha<sup>-1</sup>; Agroforst: 37,5 kg ha<sup>-1</sup>) um ca. 51 - 60 %. Wie schon in allen darüberliegenden Ökosystemebenen entfiel auf DON der höchste Anteil am DNb. Die Verteilungsmuster von DON und NO<sub>3</sub>-N folgten etwa dem des DNb (Tab. 22, Abb. 42). Parallel zu den Konzentrationen trat in dieser Ebene das Minimum der NH<sub>4</sub>-N-Flüsse auf.

Da die Flüsse der Dachflächen in Regenwald und Agroforst relativ ähnlich waren, könnte der Einfluss von Bodentyp und des Stickstoffeintrages durch die Wurzeln von *Gliricidia sep.* von der Auswirkung der verringerten Wasserflüsse überlagert worden sein. Dennoch sind die höheren Konzentration der Agroforst-Kontrollen, gegenüber den Regenwald-Kontrollen auf die N-Düngung und das Vorhandensein *Gliricidia sep.* zurückzuführen.

Nach Beendigung des replizierten Regenausschlussexperimentes im Agroforst wurden weder in der Streuauflage noch in den Ah- und Bv-Horizonten Anstiege in den Flüssen der Stickstofffraktionen beobachtet. Dies könnte, ebenso wie für DOC, P<sub>tot</sub> und K<sup>+</sup>, auf die hohe Aktivität der Biomasse in einem von einem schnellen Stoffumsatz geprägten Ökosystem zurückzuführen sein. Die mit einsetzender Feuchtigkeit wieder verfügbaren Stickstofffraktionen konnten offenbar in ausreichendem Maße gebunden werden, der signifikant höhere N-Vorrat in der Streu war, zu gering oder aber die überaus starken Niederschläge führten zu einem Verdünnungseffekt.

Die Austräge in Bv-Horizonten von 19,4 - 30 kg DNb ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> wie sie von PARKER (1985) und VITOUSEK & SANFORD (1986) in Costa Rica oder von ANDERSON & SPENCER (1991) beschrieben wurden, stimmen mit den DNb-Austrägen der Ah- und Bv-Horizonte beider Standorte, mit Ausnahme der Agroforst-Kontrolle (37,5 kg ha<sup>-1</sup>, neunmonatig), überein.

DECHERT, et al. (2005) fanden im Verlauf ihrer Studien in der gleichen Region einen leicht geringeren Stickstoff-Austrag von  $16,2 \text{ kg TNb ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , welcher dem DNb-Fluss der Regenwald-Kontrollen ( $17,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und dem Agroforst-Dachplots mit  $16,7 \text{ kg ha}^{-1}$  (zehnmonatig) sehr nahe kommt. Die von GRIMM & FASSBENDER (1981), VITOUSEK & SANFORD (1986) für einem feucht-tropischen Regenwald bzw. von FAHEY et al. (1985) für einen Koniferenbestand genannten jährlichen Gesamtstickstoff-Austräge von  $5,9 \text{ kg ha}^{-1}$  und  $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$  befinden sich weit unter den in Sulawesi beobachteten Werten.

CURRIE et al. (1996) dokumentierten für die Bv-Horizonte eines Hartholz- und eines Koniferenbestandes (60 cm) in temperaten Gebieten DON-Austräge von  $3,2 - 5,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Diese Flüsse wurden auf beiden Standorten dieser Studie um ein Vielfaches übertroffen. Die geringen DON-Flüsse von CURRIE et al. (1996) stehen vermutlich nicht nur mit den unterschiedlichen Bodentypen, der unterbrochenen Vegetationsperiode bzw. fehlenden Flüssen unter Schnee, sondern auch mit den anthropogen bedingt, höheren Nitrateinträgen in temperaten Regionen in Zusammenhang.

KLINGE et al. (2004) berichteten über Austräge von  $23 - 31 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  (25 - 40 cm) aus einem tropischen Tieflandregenwald in Brasilien, die sich ein Vielfaches über den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Flüssen in Zentral-Sulawesi befinden. McDOWELL et al. (1990, 1998) gaben für einen Regenwald in Puerto Rico in 40 - 80 cm Tiefe Austräge von  $0,27 - 0,47 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und von  $4,50 - 14,4 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an. Die Austräge der Ah- und Bv-Horizonte dieser Studie lagen für  $\text{NO}_3\text{-N}$  um ein Vielfaches unter bzw. für  $\text{NH}_4\text{-N}$  über den von McDOWELL et al. (1990, 1998) quantifizierten Flüssen.

CALLESEN et al. (2007) ermittelten einen 12-Jahres-Mittelwert in einem temperaten Wald in Deutschland von  $12,4 - 14,1 \text{ kg NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ( $2,9 - 3,2 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und  $0,6 - 3,8 \text{ kg NH}_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ( $0,5 - 3,0 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) in 20 - 90 cm Bodentiefe. Diese Flüsse wurden in Zentral-Sulawesi für  $\text{NO}_3\text{-N}$  um das zwei- bis dreifache übertroffen. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse Zentral-Sulawesis lagen dagegen im unteren Bereich der von CALLESEN et al. (2007) genannten Werte. Auch hier dürften die unterschiedliche Vegetationsperiode, die Bodenart und die Art der Streuauflage entscheidende Faktoren für die Unterschiede sein.

Der hohe Anteil an organisch gebundenen N vom Bestandesniederschlag bis in die Bv-Horizonte lassen vermuten, dass auf in der Streuauflage und den Oberbodenhorizonten beider Standorte ein großer Teil des mineralisierten Stickstoffes assimiliert oder in organische Substanz und Bindungsformen überführt wird (VITOUSEK & MATSON 1988; McDOWELL et al. 1992). Besonders der hohe Anteil des DON am DNb-Austrag im Boden ist ein Merkmal unbelasteter, altgewachsener Wälder (HEDIN et al.; 1995, 2003; QUALLS et al. 2000; McDOWELL, 2001; PERAKIS & HEDIN 2002). Der DON-Austrag tritt dabei unabhängig von der

Ökosystemverfügbarkeit von Stickstoff auf. Der Verlust von biologisch nicht verfügbaren, aber mobilen DON kann über einen langen Zeitraum eine Stickstofflimitierung unterstützen (HEDIN et al., 1995, 2003; MATSON et al., 1999).

Neben den aktuellen mikrobiellen Prozessen in Streuauflage und Ah-Horizont haben v. a. auf dem Acrisol-Standort die lang anhaltende Bodenentwicklung einen Einfluss auf die Nährstoffvorräte. HEDIN et al. (1995) berichteten von DON-Austrägen von minimal  $70 \text{ kg ha}^{-1}$ , was jedoch auf beiden Standorten dieser Studie nicht der Fall ist. Hier wurden höchste DON-Austräge von lediglich  $30 - 40 \text{ kg ha}^{-1}$  auf den Kontrollen beobachtet. Andererseits erreichten die Flüsse von SCHWENDENMANN & VELDKAMP (2005) auf einen stickstoffgesättigten Tropenwaldstandort in der Streuauflage sowie im Ah- und Bv Horizont nur  $13 \text{ kg ha}^{-1}$  bzw.  $2 - 3 \text{ kg ha}^{-1}$ . Außerdem wurden die N-Flüsse hier von  $\text{NO}_3^-$  dominiert.

Die, im Gegensatz zu dieser Studie, ungleich höheren  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$ -Austräge von McDOWELL et al. (1990, 1998) zeigen ebenfalls deutlich, dass es sich in Puerto Rico im Gegensatz zum Kulawi-Tal um einen stickstoffgesättigten Regenwald handelt.

### 7.3 Vergleichende Stoffdynamik und -vorräte der Phosphorfraktionen im replizierten Austrocknungsversuch auf den Regenwald- und Agroforstflächen

#### 7.3.1 Die Phosphorfraktionen im Freiland- und Bestandesniederschlag

##### Freilandniederschlag

An den sehr geringen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag besaß DOP mit knapp 90 % auf beiden Standorten den größten Anteil und wurde von  $\text{PO}_4\text{-P}$  zu ca. 10 % ergänzt (Tab. 23, Abb. 41). Generell lagen die  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Konzentrationen der Regenwaldplots mit  $0,039 \text{ mg l}^{-1}$  etwas unter denen im Agroforst, auf denen  $0,050 \text{ mg l}^{-1}$  für  $\text{P}_{\text{tot}}$  beobachtet wurden, doch waren beide signifikant positiv miteinander korreliert ( $r = 0,98$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 27$ ). Ein Bezug zwischen den  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Konzentrationen und dem Niederschlagsvolumen war auf keinem der beiden Standorte erkennbar (Wald:  $r = -0,30$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 36$ , Agroforst:  $r = 0,18$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 34$ ). Die höheren  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Einträge könnten auf Partikel infolge der dort verbreiteten Brandrodung zurückzuführen sein (LEVIA & FROST, 2006; WEBER, 2006).

Die in dieser Studie beobachteten  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Konzentrationen der Freilandniederschläge stimmten mit den von CHUYONG et al. (2004), LIU et al. (2002a) und McDOWELL (1990, 1998) berichteten Konzentrationen von  $0,01 - 0,09 \text{ mg l}^{-1}$  für tropische und subtropische Regenwälder überein. Die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen Zentral-Sulawesis befinden sich unter denen von HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) für Puerto Rico angegebenen Konzentrationen von  $0,004 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Wie HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) vermuten, stehen diese hohen Einträge jedoch mit der hohen vulkanischen Aktivität im Verbindung. Die von BURGHOUTS et al. (1998), NEPSTAD et al. (2002) und VENEKLAAS, (1990) beobachteten Konzentrationen von  $0,02 - 0,034 \text{ mg PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  ( $0,001 - 0,010 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ) liegen unterhalb der in dieser Studie beobachteten Werte.

Die geringen  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Konzentrationen resultierten trotz hoher Wasserflüsse in niedrigen  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüssen des Freilandniederschlages. Wie in Tabelle 25 und Abbildung 42 zu sehen, befanden sich die siebenmonatigen Einträge des Freilandniederschlages auf den Regenwaldplots ( $0,735 \text{ kg ha}^{-1}$ ) 1,8-fach über denen im Agroforst ( $0,416 \text{ kg ha}^{-1}$ ). DOP besaß Anteile von 83 % (Wald) und von 80 % (Agroforst) am  $\text{P}_{\text{tot}}$ . DOP und  $\text{PO}_4\text{-P}$  zeigten entsprechend ähnliche Verhältnisse.

Die jährlichen  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse der Regenwaldflächen ( $1,26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) entsprachen den von LIU et al. (2002a) und von CHUYONG et al. (2004) berichteten Flüssen ( $1,07 - 1,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) für Regenwälder in Südwest-China und Zentral-Afrika. Die von HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) und McDOWELL et al. (1990, 1998) aus Puerto Rico sowie von CAVELIER et al. (1997) aus Panama genannten jährlichen  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Flüsse von  $0,0003 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  ( $0,1068 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und  $0,20 - 0,7 \text{ kg PO}_4^- \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ( $0,06 - 0,23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) liegen allerdings weit über den in dieser Studie beobachteten Austrägen. Dies ist jedoch vermutlich, neben anderen geogenen Bedingungen, auch ein Ergebnis der höheren vulkanische Aktivität in diesem Raum.

### Bestandesniederschlag

Nach der Passage durch den Kronenraum kam es auf beiden Standorten zu einer Erhöhung der  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im Bestandesniederschlag um den Faktor vier im Regenwald bzw. um den Faktor sechs bis acht im Agroforst. Hierbei spielten die höheren  $PO_4\text{-P}$ -Konzentrationen eine große Rolle. Über den gesamten Profilverlauf traten im Bestandesniederschlag die höchsten  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf, was sich ebenfalls auf DOP und  $PO_4\text{-P}$  auswirkte (Tab. 23, Abb. 41). Die Auswaschungen aus dem Kronenraum erzeugten  $PO_4\text{-P}$ -Konzentrationen, welche das Vier- bis Zehnfache des Freilandniederschlages erreichten. Demgegenüber sank der DOP-Anteil am  $P_{\text{tot}}$  im Regenwald auf 69 - 72 % und im Agroforst auf 46 - 59 % ab (Tab. 23, Abb. 41). Generell traten im Agroforst rund zwei- bis dreifach höhere  $P_{\text{tot}}$ - und DOP-Konzentrationen als im Regenwald auf. Für das  $PO_4\text{-P}$  der Kontrollen erhöhte sich dieses Verhältnis auf das Fünffache. Da *Gliricidia sep.* sehr P-reiche Streu-Einträge aufwies, ist anzunehmen, dass die höheren  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im Bestandesniederschlag des Agroforstes ihren Ursprung im Kronenraum von *Gliricidia sep.* hatten.

Tabelle 23 Konzentrationsdynamik von  $P_{\text{tot}}$ -, DOP- und  $PO_4\text{-P}$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) aus den Regenwald- und Agroforstflächen (Zeiträume: Wald: Februar 2007 bis Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 bis Mai 2008,  $Q\text{-}P_{\text{tot}}$ : An- und Abreicherungsquotient gegenüber der darüberliegenden Ebene,  $P_{\text{tot}}/\text{DOP}$  (%): Anteil des DOP am  $P_{\text{tot}}$ )

Dach	$P_{\text{tot}}$	$Q\text{-}P_{\text{tot}}$	$PO_4\text{-P}$		$P_{\text{tot}}/\text{DOP}$	$P_{\text{tot}}$	$Q\text{-}P_{\text{tot}}$	$PO_4\text{-P}$		$P_{\text{tot}}/\text{DOP}$	Kontr.
	( $\text{mg l}^{-1}$ )		( $\text{mg l}^{-1}$ )	DOP				(%)	( $\text{mg l}^{-1}$ )		
<b>Regenwald</b>											
W.FN	0,039		0,004	0,035	90						
WD.BN	0,169 <sup>a</sup>	4,3	0,042 <sup>a</sup>	0,122 <sup>a</sup>	72	0,162 <sup>a</sup>	4,2	0,051 <sup>a</sup>	0,111 <sup>a</sup>	69	WK.BN
WD.O	0,106 <sup>a</sup>	-1,6	0,019 <sup>a</sup>	0,085 <sup>a</sup>	80	0,100 <sup>a</sup>	-1,6	0,011 <sup>a</sup>	0,087 <sup>a</sup>	87	WK.O
WD.Ah	0,039 <sup>a</sup>	-2,7	0,006 <sup>a</sup>	0,033 <sup>a</sup>	85	0,040 <sup>a</sup>	-2,5	0,005 <sup>a</sup>	0,035 <sup>a</sup>	88	WK.Ah
WD.Bv	0,030 <sup>a</sup>	-1,3	0,005 <sup>a</sup>	0,025 <sup>a</sup>	83	0,027 <sup>a</sup>	-1,5	0,005 <sup>a</sup>	0,023 <sup>a</sup>	85	WK.Bv
<b>Agroforst</b>											
A.FN	0,050		0,006	0,045	90						
AD.BN	0,343 <sup>a</sup>	6,9	0,133 <sup>a</sup>	0,202 <sup>a</sup>	59	0,505 <sup>b</sup>	10,1	0,264 <sup>b</sup>	0,232 <sup>a</sup>	46	AK.BN
AD.O	0,425 <sup>a</sup>	1,2	0,202 <sup>a</sup>	0,208 <sup>a</sup>	49	0,239 <sup>b</sup>	-2,1	0,102 <sup>a</sup>	0,136 <sup>b</sup>	57	AK.O
AD.Ah	0,250 <sup>a</sup>	-1,7	0,083 <sup>a</sup>	0,167 <sup>a</sup>	67	0,198 <sup>a</sup>	-1,2	0,069 <sup>a</sup>	0,122 <sup>a</sup>	62	AK.Ah
AD.Bv	0,026 <sup>a</sup>	-9,6	0,004 <sup>a</sup>	0,022 <sup>a</sup>	85	0,065 <sup>b</sup>	-3,0	0,007 <sup>b</sup>	0,058 <sup>b</sup>	89	AK.Bv

<sup>a</sup> Konzentrationen der Dachflächen, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Konzentrationen der Kontrollflächen signifikant von denen der Dachflächen verschieden ( $p < 0,05$ )

Im Bestandesniederschlag der Regenwaldflächen ( $0,166 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$ ) wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots in den  $P_{\text{tot}}$ -, DOP- und  $PO_4\text{-P}$ -Konzentrationen beobachtet ( $p < 0,05$ ). Dagegen zeigten die Agroforst-Kontrollen ( $0,505 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$ ) 1,5-fach höhere

$P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen ( $p < 0,05$ ) als die Dachflächen ( $0,343 \text{ mg l}^{-1}$ ), ähnliches galt für DOP. Da die Regensammler über der Dachkonstruktion angebracht wurden, stellen die signifikant verschiedenen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im Agroforst eine räumliche Heterogenität dar.

Die hohen  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im Bestandesniederschlag Zentral-Sulawesis (Tab. 23, Abb. 41) liegen weit über den von LIU et al. (2002a) für Südwest-China und von McDOWELL (1990, 1998) für Puerto Rico beschriebenen Konzentrationen von  $0,02 - 0,08 \text{ mg l}^{-1}$ . Die mittleren  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen aus einem feucht-subtropischen Bergregenwald in Südwest-China (CHUYONG et al., 2004) und aus einem kolumbianischen Bergregenwald (VENEKLAAS 1990) erreichen mit  $0,09 - 0,11 \text{ mg l}^{-1}$  fast die  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen der Regenwaldflächen Zentral-Sulawesis.

Von SAUNDERS et al. (2006) wird eine Median-Konzentration für ein peruanisches Amazonasgebiet von  $23,9 \text{ } \mu\text{M DOP}$  ( $0,74 \text{ mg DOP l}^{-1}$ ) genannt, die wiederum weit über den DOP-Konzentrationen Zentral-Sulawesis liegt.

NEPSTAD et al. (2002) beobachteten vor ihren Untersuchungen im Amazonasbecken auf der späteren Dachfläche ( $4,13 \text{ } \mu\text{M PO}_4^- = 0,128 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ) eine 4,6-fach höhere Konzentration als auf der späteren Kontrolle ( $0,9 \text{ } \mu\text{M PO}_4^- = 0,028 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ). Diese natürliche Heterogenität im Bestandesniederschlag des Amazonas-Gebietes liegt über den in Zentral-Sulawesi während des Experimentzeitraumes im Regenwald aufgetretenen Konzentrationen (Tab. 23, Abb. 41). BURGHOUTS et al. (1998) und HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) fanden Indonesien (Borneo) und Puerto Rico Konzentrationen von  $0,168 \text{ mg PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  ( $0,055 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ) und  $0,055 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$  vor, welche den Regenwald-Kontrollen gleichen.

Die  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen in Regenwald und Agroforst korrelierten auf Dach- und Kontrollplots signifikant positiv (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 56$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 57$ ). Gleiches traf auch zwischen  $P_{\text{tot}}$  und den pH-Werten im Regenwald bzw. der elektrischen Leitfähigkeit auf beiden Standorten zu (Abb. 37). Das  $P_{\text{tot}}$ -Verhältnis lies im Regenwald keine signifikanten Korrelationen zum Niederschlagsvolumen erkennen (Dach:  $r = 0,01$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 57$ , Kontrolle:  $R = -0,10$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 56$ ), doch wiesen die Agroforstplots signifikant positive Korrelationen auf (Dach:  $r = 0,40$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 61$ , Kontrolle:  $r = 0,57$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 61$ )

Nach der Passage des Kronenraumes erhöhten sich die um den Abdeckgrad (67 % Regenwald, 80 % Agroforst) bereinigten  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse im Regenwald um den Faktor 1,3 und im Agroforst um den Faktor 2,6. Weiterhin lagen die zehnmontatigen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse der Regenwald-Dachflächen leicht über denen im Agroforst (Wald:  $1,33 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $1,08 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Die höheren  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse der Agroforst-Kontrollen basieren vor allem auf den höheren  $P_{\text{tot}}$ -Auswaschungen aus

der Blattbiomasse von *Gliricidia sep.* Wohingegen im Regenwald P durch Mikroorganismen auf den Blättern oder durch Epiphyten immobilisiert werden kann. Im Agroforst dürfte mikrobiell auf Blättern festgelegtes P wegen der geringeren Kronenraumbiomasse und Herbizidanwendung eine untergeordnete Rolle spielen (STADLER et al., 2001).

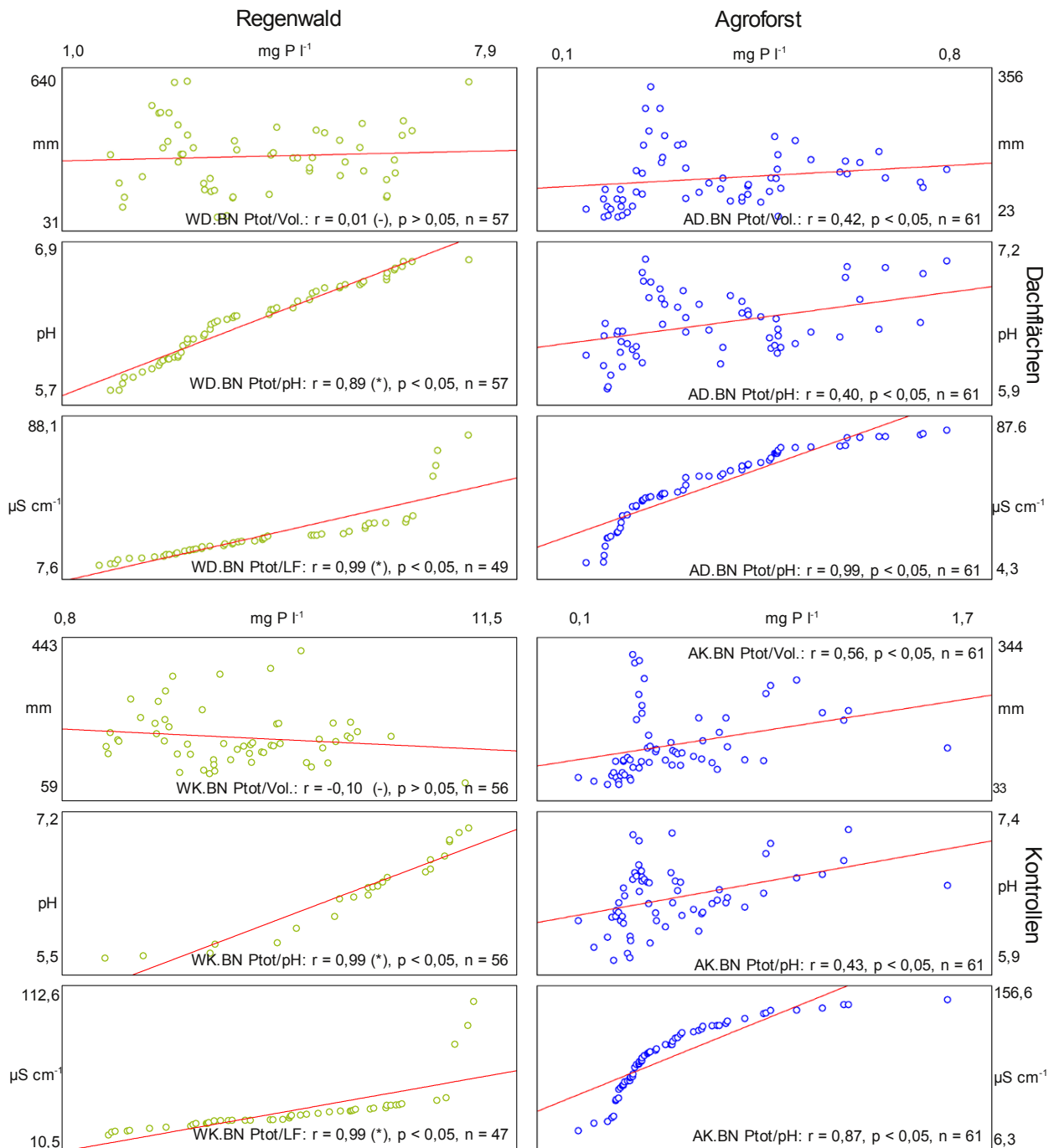


Abbildung 37 Korrelationen zwischen den  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen und dem Niederschlagsvolumen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit im Bestandesniederschlag für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 bis Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 bis Mai 2008, (-) nicht signifikant korreliert, (\*) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Gegenüber den Kontrollen traten Verringerungen um das Doppelte im Regenwald und um den Faktor 4,8 im Agroforst auf (Wald: 2,62 kg ha<sup>-1</sup>, Agroforst: 5,18 kg ha<sup>-1</sup>). Im Bestandesniederschlag des Regenwaldes besaß DOP Anteile von 78 - 83 % am P<sub>tot</sub> und im Agroforst von 48 - 61 %. Infolge der Kronenraumpassage gingen die leicht wasserlöslichen DOP-Anteile besonders im Agroforst zurück und die in den biologischen Kreislauf eingebundenen PO<sub>4</sub>-P-Austräge gewannen an Bedeutung. Im Regenwald war dies nur auf den Dachflächen zu beobachten (Tab. 25, Abb. 42).

Die in der Literatur dokumentierten jährlichen P<sub>tot</sub>-Flüsse aus dem Bestandesniederschlag beginnen mit 0,45 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (McDOWELL, 1998) bei der Hälfte der zehnmonatigen P<sub>tot</sub>-Flüsse der Agroforst Dachflächen (1,05 kg ha<sup>-1</sup>). Die P<sub>tot</sub>-Flüsse von LIU et al. (2002a) sind mit 1,46 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> den Flüssen der Regenwaldplots (1,59 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) sehr nahe. McDONALD & HEALEY (2000) und CHUYONG et al. (2004) nannten für einen Sekundär- und Primärregenwald hohe P<sub>tot</sub>-Flüsse von 2,95 - 4,75 ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, welche den Höhen der zehnmonatigen Kontroll-Flüssen beider Standorte in Zentral-Sulawesi entsprachen. Zudem beobachteten McDONALD & HEALEY (2000), CAVELIER et al. (1997) und HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) Flüsse von 2,15 - 3,57 kg PO<sub>4</sub><sup>-</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (0,7 - 1,1 kg PO<sub>4</sub>-P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und 0,003 kg PO<sub>4</sub>-P ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (1,068 kg PO<sub>4</sub>-P ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), welche nur mit den Agroforst-Dachflächen übereinstimmen (Tab. 25, Abb. 42).

### 7.3.2 Streueinträge und Streuvorräte von Phosphor sowie Austräge der Phosphorfractionen aus der organischen Auflage

#### Streueinträge und Streuvorräte

Im Regenwald zeigte der jährlichen Phosphoreintrag über die Streu und der mittlere P-Vorrat keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ ). Die Agroforst-Dachflächen wiesen einen nicht signifikant niedrigeren Phosphoreintrag auf ( $p < 0,05$ ). Des Weiteren machte die Streu von *Gliricidia sep.* 67 - 77 % der Gesamt-Phosphoreinträge im Agroforst aus und überstieg den P-Eintrag der Regenwaldflächen. Verminderte Abbau- und Mineralisierungsraten bzw. eine längere Dauer der Zersetzung führten auf den Agroforst-Dachflächen (1,3) gegenüber den Kontrollen (0,9) zu höheren Phosphorvorräten (Tab. 18, 26, Abb. 42).

Aus der sehr umfangreichen, vorhandenen Literatur nennen CHUYONG et al. (2004), McDONALD & HEALEY (2000) und WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) einen P-Eintrag über die Blattstreu von 5,4 - 7,84 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Diese Angaben befinden sich leicht über den Regenwald-Kontrollen, aber im Bereich des Agroforstes dieser Studie. WEERAKKODY & PARKINSON (2006a,b) geben für einen Bergregenwald in Sri Lanka P-Vorräte von 3,8 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> sowie eine Umsatzzeit von 0,7 Jahren an. Die P-Vorräte werden auf beiden Standorten,



unabhängig vom Dachexperiment um das 1,5- bis 2,5-fache übertroffen. Eine Umsatzzeit von 0,7 wird nur auf den Agroforst-Kontrollen erreicht. In den Agroforst-Dachplots und den Regenwaldplots (Dach: 1,4; Kontrolle: 1,2) betragen sie fast das Doppelte.

Tabelle 24 Jährliche P-Einträge ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), mittlere P-Vorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen für den Zeitraum von Mai 2007 - März 2008. (C: *Theobroma cacao*; G: *Gliricidia sep.*; Bodentiefen: Ah-Wald: 0 - 5 cm; Ah-Agroforst: 0 - 10 cm, Bv-Wald: 5 - 40 cm; Bv-Agroforst: 10 - 40 cm; HWEx: Heißwasserextrakt, Anhang 1.9)

	Regenwald		Agroforst	
	Dach	Kontrolle	Dach	Kontrolle
Streueinträge ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ )	3,64 <sup>a</sup>	4,54 <sup>a</sup>	2,46 <sup>a</sup> (C) 5,03 <sup>a</sup> (G) 7,49 <sup>a</sup> (C+G)	2,12 <sup>a</sup> (C) 7,30 <sup>b</sup> (G) 9,42 <sup>a</sup> (C+G)
Streuvorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	5,84 <sup>a</sup>	5,72 <sup>a</sup>	9,60 <sup>a</sup>	6,74 <sup>b</sup>
Zersetzungsdauer (a)	1,6	1,3	1,3	0,9
N:P-Verhältnisse (Streueintrag)	22,7	20,8	12,7 (C) 14,3 (G)	13,0 (C) 13,3 (G)
C:P-Verhältnisse (Streueintrag)	711,5	678,2	507,7 (C) 313,5 (G)	542,0 (C) 292,5 (G)
Bodenvorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ )				
Ah	166,6 <sup>a</sup>	167,7 <sup>a</sup>	709,8 <sup>a</sup>	786,0 <sup>b</sup>
Bv	1.660 <sup>a</sup>	1.116 <sup>a</sup>	1.601 <sup>a</sup>	1.748 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Werte der Dachplots, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Werte der Kontrollplots signifikant von denen der Dachplots verschieden ( $p < 0,05$ )

BURGHOUTS et al. (1998) nennt für einen Regenwald auf der Nachbarinsel Borneo einen P-Streueintrag von  $0,25 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ( $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), einen P-Streuvorrat von  $0,47 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ( $4,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) sowie eine Verweildauer von 164 Tagen (0,46). In Zentral-Sulawesi war der geringe Streueintrag nur dem der Kakao-Streu im Agroforst ähnlich. Der niedrige P-Vorrat erreichte nur 80 - 82 % der Regenwaldplots und die geringe Verweildauer wird um das Drei- bis Vierfache überschritten.

YAVITT et al. (2004), BRASELL & SINCLAIR (1983) und ANDERSON et al. (1983) liegen mit 224 - 320 Tagen ebenfalls unter der in dieser Studie ermittelten Zersetzungsdauer.

BEER (1988), ALPIZAR et al. (1983), SANTANA & CABALA (1985), BOYER (1973), NAIR (1979) geben für Bestände mit *Theobroma Cacao* P-Einträge in der Laubstreu von 4 - 14  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an, wobei die Werte aus dem Agroforst dieser Studie gut damit übereinstimmen.

Die in der Regenwaldstreu aufgetreten P-Einträge führten, zusammen mit N-Gehalten (Dach  $82,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , Kontrolle:  $94,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) zu N:P-Verhältnissen von 22,7 für die Dachbereiche und 20,8 für die Kontrollflächen. Auf dem Agroforst-Standort wurden für Kakao (Dach:  $31,2 \text{ kg}$

ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; Kontrolle: 27,7 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und für Gliricidia (Dach: 71,7 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; Kontrolle: 97,1 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) N:P-Verhältnisse von 13,0 (Dach) und 12,7 (Kontrolle) für Kakao bzw. von 13,3 (Dach) und 14,3 (Kontrolle) für Gliricidia quantifiziert.

In Bezug auf die jährlichen C-Einträge der Regenwaldplots (Dach: 2.590 kg ha<sup>-1</sup>; Kontrolle: 3.079 kg ha<sup>-1</sup>) bzw. des Agroforstes (Kakao-Dach: 1,249 kg ha<sup>-1</sup>; Kontrolle: 1.149 kg ha<sup>-1</sup>; Gliricidia-Dach: 1.577 kg ha<sup>-1</sup>; Kontrolle: 2.135 kg ha<sup>-1</sup>) ergaben sich C:P-Verhältnisse von 711,5 (Dach) und 678,2 (Kontrolle) für den Regenwald-Standort bzw. von 507,7 und 313,5 (Kakao, Gliricidia) für die Dachplots sowie 542,0 und 292,5 für die Kontrollen (Kakao, Gliricidia) des Agroforstes.

HERBERT & FOWNES (1995) und TESSIER & RAYNAL (2003) berichteten über ein N:P-Verhältnis von 13,8 aus einem Bergwald auf Hawaii, den sie als Phosphorlimitiert einstufen. GÜSEWELL & VERHOEVEN (2006), AERTS (1997), KOERSELMAN & MEULEMAN (1996), AERTS & CHAPIN (2000) und KNECHT & GORASSON (2004) bezeichneten N:P-Verhältnisse zwischen 10 - 15 und zwischen 14 - 16 N & P-limitiert. GÜSEWELL & FREEMANN (2005) nannten ein N:P-Verhältnis von 22,0 P-limitiert. Der Regenwald-Standort ist nach diesen Autoren besonders P-limitiert, obwohl die niedrigen N-Einträge und die hohen DON-Austräge (Kapitel 7.2) auch eine N-Limitierung vermuten lassen (HEDIN et al., 1995, 2003). Der Agroforst wäre nach diesen Autoren ein N- & P-limitierter Standort.

Die höchsten von CREWS et al. (1995) ermittelten C:P-Verhältnisse lagen für einen sehr jungen Standort (300 Jahre) bei 425 und damit allein im Bereich der Gliricidiastreu.

### **Stoffausträge aus der organischen Auflage**

In den Austrägen aus den Streuauflagen waren die Phosphor-Konzentrationen gegenüber dem Bestandesniederschlag bereits wieder gesunken. Sie erreichten auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes noch einen Anteil von ca. 60 - 64 % (P<sub>tot</sub>), 73 - 75 % (DOP) und 24 - 41 % (PO<sub>4</sub>-P). Alle Phosphorfraktionen besaßen auf den Dach- und Kontrollflächen im Regenwald ähnliche Konzentrationen (p > 0,05). Dies zeigt, dass die Überdachung von 67 % nicht ausreichte um Veränderungen in den Konzentrationen zwischen Dach- und Kontrollflächen auszulösen. Stattdessen überwogen standortbedingte Prozesse, wie die Aufnahme des PO<sub>4</sub>-P durch die Biomasse und die Sorption an das Bodenmaterial (Tab. 23, Abb. 41).

Auch die Agroforst-Kontrollen zeigten unter der Streuauflage Abnahmen in den Phosphor-Konzentrationen, da hier gegenüber dem Bestandesniederschlag nur noch ca. 56 % (P<sub>tot</sub>), 63 % (DOP) und 50 % (PO<sub>4</sub>-P) der Konzentrationen erreicht wurden. Im Gegensatz dazu stiegen die Konzentrationen aller Phosphorfraktionen unter der Streuauflage auf den überdachten Flächen

gegenüber dem Bestandesniederschlag um rund 19 % ( $P_{\text{tot}}$ ), 34 % (DOP) und 3 % ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) an. Der Abdeckgrad von 80 % erzeugte demnach nicht nur signifikant höhere P-Vorräte in der Streuauflage, sondern führte darunter auch zu signifikant höheren Konzentrationen in den Perkolaten ( $p < 0,05$ ).

Der Anteil des DOP erreichte am  $P_{\text{tot}}$  im Regenwald 80 - 87 % und 49 - 57 % im Agroforst (Tab. 23, Abb. 41). Im Gegenzug lagen die Anteile der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen entsprechend höher. Ursachen für die höheren  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Agroforst könnten auf den Abbau der Streu von *Gliricidia sep.* oder die Bewirtschaftung (eventuelle P-Düngung) des Agroforstes basieren.

Im Gegensatz zu den vielen Studien über Streueintrag, -abbau und -akkumulation, waren nur wenige Angaben über P-Konzentrationen aus der Streuauflage zu finden. SAUNDERS et al. (2006) nannten Konzentrationen aus dem peruanischen Amazonasgebiet mit im Median 33,9  $\mu\text{M}$  DOP (1,05 mg DOP  $\text{l}^{-1}$ ). Ein Wert, welcher in dieser Studie im Regenwald ca. 12-fach und im Agroforst ca. fünf- bis achtfach unterschritten wurde.

NEPSTAD et al. (2002) beobachteten vor Beginn ihrer Untersuchungen im Amazonasgebiet auf der späteren Dachfläche unter der Streuauflage Konzentrationen von 0,22  $\mu\text{M}$   $\text{PO}_4^-$  (0,007 mg  $\text{PO}_4\text{-P}$   $\text{l}^{-1}$ ) und auf der späteren Kontrollfläche bei 0,13  $\mu\text{M}$   $\text{PO}_4^-$  (0,004 mg  $\text{PO}_4\text{-P}$   $\text{l}^{-1}$ ). Beide Angaben liegen um das Zwei- bis Dreifache unter denen der Regenwaldplots und um das 26- bis 29-fache unter denen der Agroforstplots dieser Studie.

Die  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beider Standorte waren auf Dach- und Kontrollplots signifikant positiv miteinander korreliert (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 57$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 56$ ). Auf den Dach- und Kontrollplots des Agroforstes führten signifikant höhere Niederschlagsvolumen zu ansteigenden  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen (Dach:  $r = 0,92$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 61$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 61$ ). Somit konnten die Auswaschungen aus der Streuauflage, vermutlich zusammen mit dem Bestandesniederschlag, ausgeglichen werden. Auf den Regenwald-Dachplots war dies ebenfalls erkennbar, doch zeigten die Regenwald-Kontrollen keine signifikanten Korrelationen (Dach:  $r = 0,39$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 57$ , Kontrolle:  $r = 0,13$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 56$ ). Elektrische Leitfähigkeit und pH-Werte standen in signifikant positiven Zusammenhang zu den  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen der Dach- und Kontrollflächen beider Standorte (Abb. 38).

Die jährlichen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse in der Streuauflage der Regenwald-Dachplots übertrafen die des Bestandesniederschlags um das 1,3-fache und auf den Agroforst-Dachplots um das 2,5-fache an. Die Kontrollen beider Standorte zeigten hingegen unterschiedliche Entwicklungen. Während der jährliche  $P_{\text{tot}}$ -Fluss der Regenwald-Kontrollen bereits wieder niedriger war, wiesen die Agroforst-Kontrollen um 59,1 % höhere neunmonatige  $P_{\text{tot}}$ -Austrages auf (Tab. 25, Abb. 42).

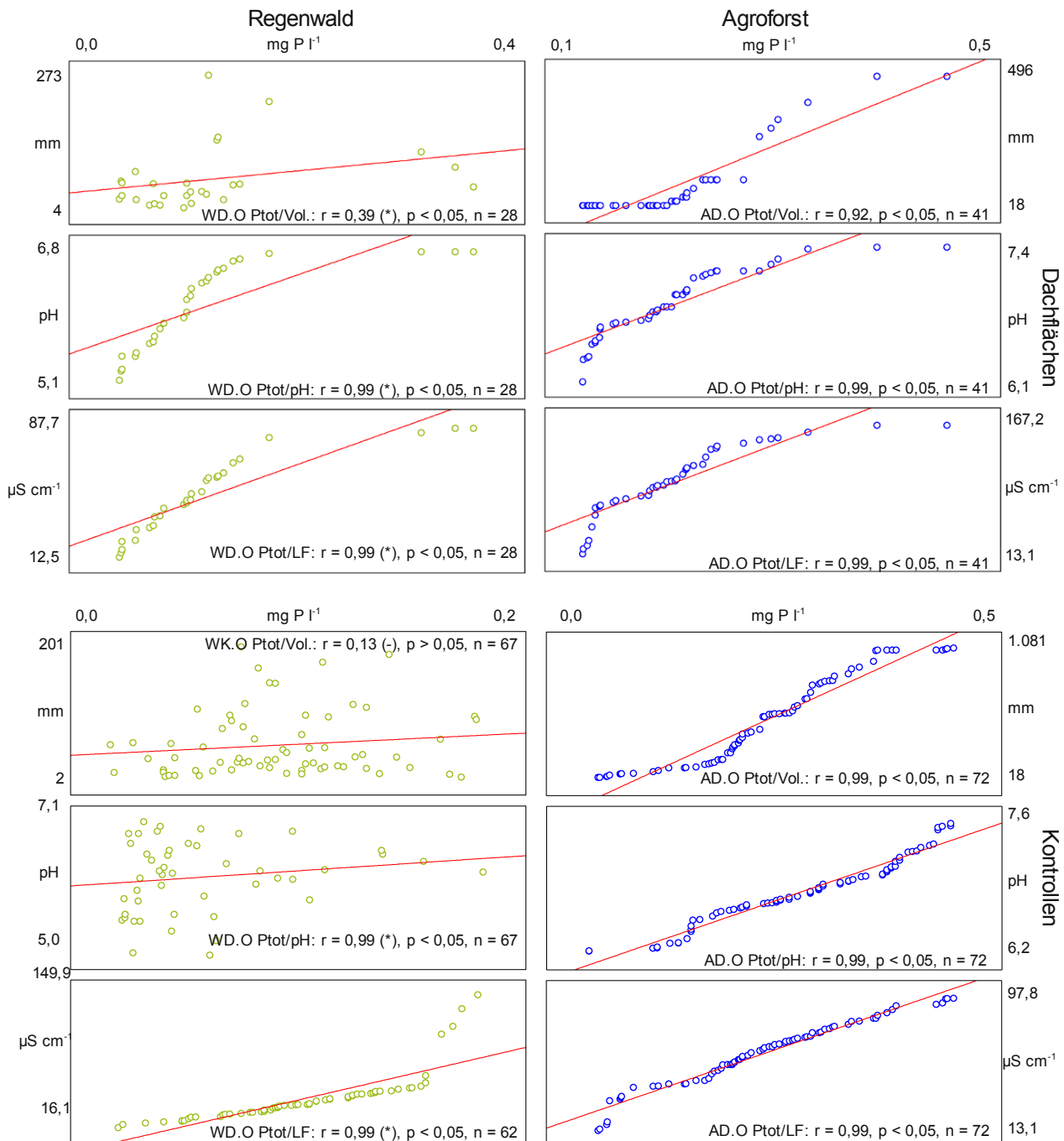


Abbildung 38 Korrelationen zwischen den  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen und den Wasserflüssen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit in der Streuauflage für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, (-) nicht signifikant korreliert, (\*) signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Im Agroforst führte der Abdeckgrad von 80 % somit zu einer Verringerung des  $P_{\text{tot}}$ -Flusses um den Faktor 4,7. Der Abdeckgrad von 67 % im Regenwald erzeugte kaum Differenzen zwischen den  $P_{\text{tot}}$ -Austrägen der Dach- und Kontrollflächen (Tab. 25, Abb. 42). Ähnlich den  $P_{\text{tot}}$ -Flüssen entfielen auf die neunmonatigen DOP-Flüsse im Agroforst nur 41 - 66 %, während die jährlichen DOP-Flüsse im Regenwald noch 70 - 93 % ausmachten. Gegenüber den Regenwaldflächen

fürten im Agroforst höhere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen und entsprechende Wasserflüsse demnach zu höheren  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Flüssen. Die  $\text{P}_{\text{tot}}$ -Flüsse der Regenwald-Kontrollen lagen weit unter denen im Agroforst-Kontrollen, was vermutlich ein Resultat der P-ärmeren Streu im Regenwald ist.

TOBON et al. (2004b) ermittelten für das nordwestliche Amazonasgebiet unter der Streuauflage einen jährliche Austrag von  $0,61 - 0,75 \text{ kg PO}_4^- \text{ ha}^{-1}$  ( $0,2 \text{ kg PO}_4\text{-P ha}^{-1}$ ), welche nur mit den Austrägen Dach- und Kontrollflächen im Regenwald vergleichbar sind (Tab. 25).

Tabelle 25  $\text{P}_{\text{tot}}$ , DOP- und  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Flüsse der Regenwald- und Agroforstflächen ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ )  
Zeiträume: Wald: Mai 2007 - April 2008, Agroforst: April 2007 - März 2008 unter Berücksichtigung der Fluss-Zeiträume (Monate); B-Korr.: um Abdeckgrad reduzierte Flüsse (Wald: 67 %, Agroforst: 80 %), SB-Korr.: um Schluckbrunneneffekt bereinigte Flüsse; Q- $\text{P}_{\text{tot}}$  und D/K ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ): Ab- und Anreicherungsquotienten gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene und zwischen Dach- und Kontrollplots; P/DOP (%): Anteil des DOP am  $\text{P}_{\text{tot}}$

Dach	$\text{P}_{\text{tot}}$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	Q- $\text{P}_{\text{tot}}$	$\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	DOP	$\text{P}_{\text{tot}}/\text{DOP}$ (%)	D/K ( $\text{P}_{\text{tot}}$ )	$\text{P}_{\text{tot}}$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	Q- $\text{P}_{\text{tot}}$	$\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	DOP	$\text{P}_{\text{tot}}/\text{DOP}$ (%)	Kontr.
<b>Regenwald</b>												
W.FN	1,26 <sup>12</sup>		0,110 <sup>10</sup>	1,04 <sup>10</sup>	83							
WD.BN	4,43 <sup>12</sup>		0,948 <sup>12</sup>	3,44 <sup>12</sup>			3,14 <sup>12</sup>	2,5	0,474 <sup>12</sup>	2,60 <sup>12</sup>	83	WK.BN
B-Korr.	1,59 <sup>12</sup>	1,3	0,318 <sup>12</sup>	1,24 <sup>12</sup>	78	-2,0	-		-	-		-
WD.O	2,10 <sup>12</sup>	1,3	0,126 <sup>12</sup>	1,47 <sup>12</sup>	70	1,0	2,19 <sup>12</sup>	-1,4	0,175 <sup>12</sup>	2,03 <sup>12</sup>	93	WK.O
WD.Ah	0,157 <sup>12</sup>	-13,4	0,042 <sup>12</sup>	0,115 <sup>12</sup>	73	-3,9	0,625 <sup>12</sup>	-3,5	0,099 <sup>12</sup>	0,517 <sup>12</sup>	83	WK.Ah
WD.Bv	0,327 <sup>12</sup>		0,080 <sup>12</sup>	0,240 <sup>12</sup>			0,433 <sup>12</sup>		0,100 <sup>10</sup>	0,313 <sup>10</sup>		WK.Bv
SB-Korr.	0,130 <sup>12</sup>	-1,2	0,032 <sup>12</sup>	0,095 <sup>12</sup>	73	-2,6	0,337 <sup>12</sup>	-1,5	0,077 <sup>10</sup>	0,243 <sup>10</sup>	72	SB-Korr.
			0,027 <sup>10</sup>	0,079 <sup>10</sup>								
<b>Agroforst</b>												
A.FN	0,416 <sup>7</sup>		0,083 <sup>7</sup>	0,333 <sup>7</sup>	80							
AD.BN	5,41 <sup>10</sup>		1,77 <sup>9</sup>	3,28 <sup>9</sup>			5,18 <sup>10</sup>	12,5	2,33 <sup>9</sup>	2,51 <sup>9</sup>	48	AK.BN
B-Korr.	1,08 <sup>10</sup>	2,6	0,354 <sup>9</sup>	0,656 <sup>9</sup>	61	-4,8	-		-	-		-
AD.O	2,43 <sup>9</sup>	2,3	1,39 <sup>9</sup>	0,987 <sup>8</sup>	41	-4,7	11,4 <sup>9</sup>	2,2	3,89 <sup>9</sup>	7,55 <sup>9</sup>	66	AK.O
										6,71 <sup>8</sup>		
AD.Ah	1,41 <sup>9</sup>	-1,7	0,326 <sup>9</sup>	1,08 <sup>9</sup>	77	-1,1	2,29 <sup>9</sup>	-5,0	0,381 <sup>9</sup>	1,88 <sup>9</sup>	82	AK.Ah
AD.Bv	0,057 <sup>9</sup>	-24,7	0,014 <sup>9</sup>	0,043 <sup>9</sup>	75	-15,5	1,84 <sup>10</sup>		0,239 <sup>10</sup>	1,60 <sup>10</sup>		AK.Bv
-	-		-	-			1,26 <sup>10</sup>		0,164 <sup>10</sup>	1,10 <sup>10</sup>	87	SB-Korr.
							1,13 <sup>9</sup>	-2,0	0,148 <sup>9</sup>	0,99 <sup>9</sup>		

4 - 12 Zeiträume der zugehörigen Flüsse

### 7.3.3 Phosphorvorräte von und Phosphorausträge aus den Mineralbodenhorizonten

#### Mineralbodenvorräte

Die mittleren P-Vorräte des Regenwaldes wiesen in den Ah- und Bv-Horizonten keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen auf (Tab. 24, Abb. 42). In den Agroforst-Kontrollen zeigten die P-Vorräte der Ah-Horizonte signifikant ( $p < 0,05$ ) oder um  $76,2 \text{ kg ha}^{-1}$  höhere Phosphorvorräte gegenüber den Dachbereichen (Dach:  $709,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , Kontrolle:  $786,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ). In den Ah-Horizonten übertrafen die Vorräte des Agroforstes die des Regenwaldes um etwa den Faktor vier. Die wesentlich höheren P-Vorräte des Agroforstes könnten mit dem höheren Streueintrag und somit besonders der Streu von *Gliricidia sep.* im Zusammenhang stehen. Andererseits könnte auch der Cambisol noch Phosphor aus der Bodenmatrix zur Verfügung stellen, was auf dem stärker verwitterten Acrisol-Standort im Regenwald nur in geringerem Umfang möglich ist.

Der Abdeckgrad von 80 % führte demnach im Agroforst zu einer signifikanten Verringerung des P-Oberbodenvorrates. Dieser basierte teilweise auf natürlichen Differenzen, wie die P-Vorräte vor dem Experimentbeginn zeigten. Andererseits setzte sich wahrscheinlich auch der signifikant geringe P-Vorrat aus der Streuauflage noch in den Oberbodenhorizonten fort.

CLEVELAND et al. (2002) ermittelten in einem tropischen Regenwald P-Vorräte für ein Gesamtprofil von 0,06 - 0,13 %, welche unter einer Lagerungsdichte von 0,52 (Oxisol) und 0,65 (Mollisol) im Mittel  $31,2 - 84,5 \text{ kg P ha}^{-1}$  ergeben. Hier wurden jedoch lediglich ein Neuntel bis ein Drittel der P-Vorräte Zentral-Sulawesis erreicht. SANTIAGO et al. (2005) nannten P-Vorräte für einen tropischen Regenwald in Panama von  $2,85 - 5,26 \text{ mg/kg P}$  (0 - 10 cm), was unter einer Lagerungsdichte von 0,51 mittlere Vorräte von  $1,45 - 2,68 \text{ kg P ha}^{-1}$  ergibt. Diese Vorräte lagen noch eine Zehnerpotenz unter den von CLEVELAND et al. (2002) quantifizierten Vorräten. KLINGE et al. (2004) berichteten über P-Vorräte für einen Regenwald im östlichen Amazonasgebiet von  $30,1 \text{ kg ha}^{-1}$  (0 - 5 cm) und  $27,8 \text{ kg ha}^{-1}$  (5 - 10 cm), welche wiederum einem Zehntel bis einem 28-stel der P-Vorräte dieser Studie entsprechen.

DECHERT, et al. (2005) quantifizierten im Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, einen P-Vorrat von  $2,1 - 2,6 \text{ t ha}^{-1}$  für den Regenwald (0-40 cm). Dies war den Bv-Horizonten der Regenwaldplots (5 - 40 cm) sehr ähnlich.

HEDIN et al. (2003), CREWS et al. (1995) und KLINGE et al. (2004) beobachteten P-Vorräte von  $0,036 - 0,54 \text{ kg m}^{-2}$  und  $53,1 - 47,9 \text{ kg ha}^{-1}$  (10 - 30 cm), wobei nur die Vorräte von KLINGE et al. (2004,  $53,1 - 47,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) in den weiteren Rahmen der in dieser Studie quantifizierten P-Vorräte fallen.

### Konzentrationen und Stoffdynamik der Oberbodenhorizonte

Gegenüber der Streuauflage verringerten sich  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen in Ah-Horizonten um ca. 55 - 68 % im Regenwald und um 30 - 60 % im Agroforst (Tab. 23, Abb. 41). DOP zeigte auf beiden Standorten um 10 - 20 % geringere Konzentrationen. Die Aufnahme des verfügbaren  $\text{PO}_4\text{-P}$  durch die lebende Biomasse bzw. der Einschluss in die Bodenmatrix dürften entscheidende die Faktoren für die Rückgänge in den Konzentrationen sein.

Weder im Regenwald noch im Agroforst wurden Differenzen zwischen Dach- und Kontrollplots quantifiziert ( $p > 0,05$ ). Außerdem zeigte  $P_{\text{tot}}$  signifikant positive Korrelationen zwischen den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte (Dach  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 29$ , Kontrolle  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 68$ ). Künstliche Überdachung, unterschiedliche Einträge aus darüberliegenden Horizonten, artenspezifische Unterschiede und verschiedene Bodentypen erzeugten somit in den Oberböden von Regenwald und Agroforst keine signifikanten Unterschiede in den  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen.

Die in dieser Studie beobachteten  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen aus den Oberböden liegen im unteren Bereich der von FISCHER (2004) und HETZEL (1999) in Elfenbeinküste beobachteten Konzentrationen von  $0,04 \text{ mg l}^{-1} P_{\text{tot}}$  (25 - 65 cm) und  $0,8 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$  für Waldbestände bzw. von  $0,17 - 0,90 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $0,17 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$  (25 - 45 cm) für Kakao-Plantagen. POELS (1987) nannte für einen tropischen Regenwald in Surinam Konzentration von  $0,3 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$ . Diese ist allerdings nur mit den Gehalten aus dem Agroforst vergleichbar, wobei auch hier die Werte im unteren Bereich liegen.

HEDIN et al. (2003) fanden in Hawaii Konzentrationen von maximal  $4,1 \mu\text{g } \text{PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  und  $0,8 \mu\text{g } \text{DOP } \text{l}^{-1}$  in einem 2.100 Jahre alten Boden vor, welche nur einem Bruchteil der in dieser Studie vorgefundenen Gehalten entsprechen. FISCHER (2004) und POELS (1987) berichteten über Konzentrationen von  $0,14 \text{ mg } \text{PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $0,3 \text{ mg } \text{PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  für Regenwaldstandorte in Elfenbeinküste und Surinam. Ferner nannte FISCHER (2004) Konzentrationen von  $0,16 - 0,24 \text{ mg } \text{PO}_4^- \text{ l}^{-1}$  (25 - 65 cm) für eine Kakao-Plantage in Elfenbeinküste. Den Angaben beider Autoren kommen die Beobachtungen aus dem Agroforst am nächsten. Im Regenwald lagen die Konzentrationen um das Vier- bis Achtfache darunter.

$P_{\text{tot}}$  nahm in den Oberbodenhorizonten der Regenwaldflächen signifikant unter steigendem Niederschlagsvolumen zu (Dach  $0,59$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 29$ , Kontrolle:  $0,43$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 68$ ). Im Gegensatz zu den Ah-Horizonten zeigten die Regenwaldplots in den Bv-Horizonten keine signifikanten Korrelationen zwischen  $P_{\text{tot}}$  und dem Niederschlagsvolumen (Dach:  $-0,16$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 47$ , Kontrolle:  $0,08$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 66$ ).

Gegenüber den darüberliegenden Streuauflagen wiesen die Ah-Horizonte im Regenwald Verringerungen der  $P_{\text{tot}}$ -Austräge um den Faktor 1,3 - 3,5 und im Agroforst um den Faktor 1,7 - 5,0 auf. Die  $P_{\text{tot}}$ -Austräge der Agroforst-Dachflächen verringerten sich stärker als im Regenwald. Dies könnte neben Unterschieden zwischen den Bodentypen und der unterschiedlich starken Sorption von  $\text{PO}_4\text{-P}$  in die Bodenmatrix, noch Folge des höheren biologischen Bedarfs des Kakao-Standes sein (Tab. 25, Abb.42).

Auf den Regenwald-Dachplots traten trotz geringerer Abdeckung (67 %) höhere Differenzen zwischen den Dach- und Kontrollflächen als im Agroforst mit einer Abdeckung von 80 % auf. Da im Regenwald kaum Effekte der Überdachung für weitere Elemente erkennbar waren, dürfte es sich hierbei, trotz signifikanter Unterschiede, wohl um eine räumliche Heterogenität handeln. DOP, welches auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte Anteile von 77 - 83 % am  $P_{\text{tot}}$  besaß, folgte in der Verteilung den Flüssen von  $P_{\text{tot}}$ . Weiterhin wurden in den Oberböden beider Standorte wesentlich geringere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Flüsse als in der darüberliegenden Streuauflage beobachtet (Tab. 25, Abb. 42). Dies dürfte neben dem biologischen Verbrauch vor allem ein Resultat der Sorption des  $\text{PO}_4\text{-P}$  an der Bodenmatrix sein (FALCÃO et al., 2003; FISCHER, 2004).

### **Konzentrationen und Stoffflüsse der Phosphorfraktionen in den Bv-Horizonten**

Die Dachflächen beider Standorte wiesen hier ähnliche  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen auf (Wald:  $0,030 \text{ mg l}^{-1}$ , Agroforst:  $0,026 \text{ mg l}^{-1}$ ). Auch die Regenwald-Kontrollen bewegten sich in diesem Konzentrationsbereich, doch wiesen die Agroforst-Kontrollen immer noch zweifach höhere Konzentrationen auf (Wald:  $0,027 \text{ mg l}^{-1}$ , Agroforst:  $0,065 \text{ mg l}^{-1}$ ). Außerdem ließen die Dach- und Kontrollflächen beider Standorte eine jeweils signifikant positive Korrelation erkennen (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ , Dach- $n = 28$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05 = 45$ ). Auf DOP entfiel in dieser Ökosystemebene ein Anteil von 83 - 89 % am  $P_{\text{tot}}$ . DOP und  $\text{PO}_4\text{-P}$  zeigten eine Verteilung der Konzentrationen, welche der des  $P_{\text{tot}}$  ähnlich war (Tab. 23, Abb. 41).

In den Bv-Horizonten beider Standorte erreichten die  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im vertikalen Verlauf ihr Minimum. Gegenüber den Ah-Horizonten waren die  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen in den Bv-Horizonten des Agroforstes geringer und zeigten in den Kontrollen höhere Konzentrationen ( $p < 0,05$ ). Auf den Regenwaldflächen hatte dieser von DOP-Auswaschung und von Fixierung an die Bodenmatrix geprägte starke Rückgang der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen bereits in den Oberbodenhorizonten eingesetzt (Tab. 24). Im Agroforst könnte die höhere aus dem Bodenkörper stammende Feuchte es vermutlich den Pflanzenwurzeln ermöglicht haben  $\text{PO}_4\text{-P}$  aufzunehmen. Es könnte sich aber auch um eine räumliche Heterogenität handeln, da die Konzentrationen sehr gering waren und nachhaltige starke Veränderungen in der Bodenmatrix nicht eintraten.



Im Kontrast zu Zentral-Sulawesi fanden weder McDOWELL (1990, 1998) in Puerto Rico noch NEPSTAD et al. (2002) im Amazonasgebiet in den gefilterten Lösungen aus 40 cm bzw. 25 cm Tiefe noch messbare  $P_{\text{tot}}$  oder  $\text{PO}_4^-$  Konzentrationen vor. HETZEL (1999) nannte für 75 - 95 cm Tiefe jedoch noch Konzentrationen von jeweils  $0,04 \text{ mg } P_{\text{tot}} \text{ l}^{-1}$  für einen Regenwald und eine Kakao-Plantage in Elfenbeinküste. Dies stimmt gut mit den in Zentral-Sulawesi beobachteten Gehalte der Bv-Horizonte überein. Lediglich auf den Agroforst-Kontrollen wurden höhere  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen beobachtet (Tab. 23, Abb. 41).

Die neunmonatigen  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse der Regenwald-Dachflächen lagen um 41,4 % über den Flüssen der Agroforst-Dachplots (Wald:  $0,098 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $0,057 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Aufgrund der äußerst geringen Flüsse übertrafen die  $P_{\text{tot}}$ -Austräge der Kontrollen (Wald:  $0,253 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $1,13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) die der Dachflächen um 61,5 % im Regenwald und um 95,0 % im Agroforst. DOP besaß auch hier einen Anteil von 72 - 87 % am  $P_{\text{tot}}$ . Zusammen mit  $\text{PO}_4\text{-P}$  wies DOP eine ähnliche Konzentrationsverteilungen wie  $P_{\text{tot}}$  auf (Tab. 25, Abb. 42).

In den Bv-Horizonten reduzierten sich die  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse gegenüber den Ah-Horizonten auf den Regenwaldflächen nur leicht. Im Agroforst kam es unter den überdachten Flächen zu einem extremen Rückgang um das 25-fache, während die Kontrollen, ähnlich dem Regenwald, einen moderaten Rückgang aufwiesen. Im vertikalen Verlauf wurden hier die niedrigsten Flüsse erreicht, wobei die Austräge auch unterhalb der Einträge über den Freilandniederschlag lagen. Die Verringerungen der  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse stehen vermutlich vor allem mit dem Einschluss von  $\text{PO}_4\text{-P}$  in die Bodenmatrix und dem Austrag des löslichen DOP im Zusammenhang.

Die geringen P-Flüsse der verschiedenen Ökosystemebenen und der hohe Anteil des DOP am  $P_{\text{tot}}$  in den Bodenlösungen beider Standorte können ein Anzeichen für eine P-Limitierung sein (HEDIN et al., 1995, 2003; MATSON et al., 1999). Diese Einschätzung wird von der Blattstreu gestützt, die N:P-Verhältnisse aufwies (Wald: 21,8, Agroforst: 13,3), welche ebenfalls auf eine P-Limitierung hinweisen (GÜSEWELL & VERHOEVEN, 2006; AERTS, 1997; GÜSEWELL & FREEMANN, 2005). Im Vergleich zu Stickstoff besitzt Phosphor marginale Anteile am Nährstoffbudget. Dies erzeugte nur äußerst geringe und auf den Agroforst-Kontrollen trotz sinkender Wassermengen mit zunehmender Bodentiefe keine Erhöhungen in den Phosphorkonzentration und -Flüssen.

FISCHER (2004) und HETZEL (1999) beobachteten in einem tropischen Regenwaldgebiet der Elfenbeinküste jährliche Flüsse von  $0,9 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25-65 cm) und  $1,5 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25 - 45 cm). Des weiteren dokumentierten sie  $5,1 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und  $0,7 \text{ kg } P_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für Kakao-Plantagen. Diese Flüsse entsprechen dem rund Zehnfachen der Regenwaldflächen bzw. liegen

leicht über den Agroforstflächen. McDOWELL (1990, 1998) quantifizierte noch  $0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (40 - 80 cm), was beiden Standorten dieser Studie sehr nahe kommt. Eine Ausnahme bilden die Kontrollen des Agroforstes, dort wurden die dreifach höhere Flüsse ermittelt.

Nach Beendigung des replizierten Regenausschlusses im Agroforst wurden, ähnlich dem DOC und DNB weder in der Streuauflage noch in den Ah- und Bv-Horizonten zu Erhöhungen in den Konzentrationen oder Anstiege in den Flüssen der Stickstofffraktionen beobachtet. Auch im Falle der Phosphorfraktionen könnte dies auf die hohe Aktivität der Biomasse in dem von einem schnellen Stoffumsatz geprägten Ökosystem zurückzuführen sein. Die mit einsetzender Feuchtigkeit verfügbaren Phosphorfraktionen wurden vermutlich in ausreichendem Maße gebunden, der signifikant höhere P-Vorrat in der Streu des Agroforstes war zu gering oder aber die überaus starken Niederschläge führten zu einem Verdünnungseffekt.

## 7.4 Vergleichende Stoffdynamik und -vorräte von $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ mit Schwerpunkt $K^+$ im replizierten Regenausschlussexperiment in Regenwald- und Agroforst

### 7.4.1 $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ , $Na^+$ im Freiland- und Bestandesniederschlag

#### Freilandniederschlag

Die  $K^+$ -Konzentrationen des Freilandniederschlages der Regenwaldplots lagen mit  $0,378 \text{ mg l}^{-1}$  nur leicht über den Konzentrationen im Agroforst ( $0,338 \text{ mg l}^{-1}$ ) und waren positiv miteinander korreliert ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 30$ ).  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  beider Standorte unterschieden sich ebenfalls nicht wesentlich (Tab. 26, Abb. 41). Jedoch überstiegen die  $Ca^{2+}$ -Konzentration im Regenwald die des Agroforstes um den Faktor 2,5 (Wald:  $0,971 \text{ mg l}^{-1}$ , Agroforst:  $0,383 \text{ mg l}^{-1}$ ).  $K^+$  lies weder im Regenwald noch im Agroforst eine signifikante Korrelation zur Menge des Niederschlags erkennen (Wald:  $r = -0,08$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 31$ , Agroforst:  $r = -0,20$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 31$ ). Der Lore-Lindu-Nationalpark schien einen positiven Effekt auf die Konzentrationen von  $Ca^{2+}$  und  $K^+$  auf den Regenwaldflächen auszuüben, da im Agroforst, mit seiner geringeren Kronenraumbiomasse, die Konzentration dieser Kationen niedriger war. Ein Eintrag über die Partikel, welche als Folge der in dieser Region üblichen Brandrodung auftreten, trat in den Hintergrund, da die Agroforstflächen geringere Konzentrationen aufwiesen (LEVIA & FROST, 2006; WEBER, 2006).

Die von LIU et al. (2002a), BURGHOUTS et al. (1998) und McDOWELL (1990, 1998) dokumentierten Konzentrationen von  $0,10 - 0,16 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$ , entsprechen nur einem Drittel der in Zentral-Sulawesi beobachteten  $K^+$ -Konzentrationen. Auch HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) und CHUYONG et al. (2004) nannten für einen subtropischen Regenwald in Puerto Rico und einen tropischen Regenwald in Afrika Konzentrationen von  $0,219 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  und von  $0,29 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$ , welche nur ca. zwei Drittel der Werte dieser Studie erreichen. NEPSTAD et al. (2002) berichteten aus dem Amazonasgebiet dagegen über eine Konzentration von  $14,7 \text{ } \mu\text{M K}^+$  ( $0,575 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$ ), welche um das rund 1,6-fache über den Gehalten aus Zentral-Sulawesi liegt.

Der jährliche  $K^+$ -Eintrag aus dem Freilandniederschlag des Regenwaldes übertraf den des Agroforstes um den Faktor 2,4 (Wald:  $14,0 \text{ kg ha}^{-1}$ , Agroforst:  $5,73 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Die Einträge von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  wiesen im Regenwald für einen zehnmonatigen Zeitraum sechs-, 1,5- und 1,3-fach höhere Flüsse als der Agroforst auf (Tab. 28, Abb. 42). Die Unterschiede zwischen beiden Standorten könnten mit verschiedenen Einträgen von Partikeln in der Atmosphäre erklärt werden. Die höheren Nährelement-Konzentrationen ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ) im Bereich des Lore-Lindu-Nationalparks führten, unter relativ ähnlichen Wasserflüssen, zu höheren Einträgen auf den Regenwaldflächen.

Die hohen  $K^+$ -Konzentrationen und hohen Wasserflüsse führten, besonders im Regenwald zu  $K^+$ -Einträgen, welche in ähnlicher Höhe nur von CAVELIER et al. (1997) für einen tropischen Bergregenwald in Panama ( $13,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) aufgezeichnet wurden. HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007) und CHUYONG et al. (2004) berichteten für einen subtropischen Feuchtreigenwald und einen Zentral-Afrikanischen Regenwald über Einträge von  $0,022 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  ( $8,03 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) und  $7,77 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , welche jedoch nur etwa 50 % der  $K^+$ -Flüsse im Regenwald aus dieser Studie ausmachen (Tab. 28). Die im Agroforst in Zentral-Sulawesi quantifizierten  $K^+$ -Flüsse befinden sich leicht über den etwa  $5 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , welche von HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007), CHUYONG et al. (2004), BURGHOUTS et al. (1998) und McDOWELL (1990, 1998) genannt wurden. LIU et al. (2002a) liegen mit nur  $3,0 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für einen subtropischen Feuchtwald in SW-China auch unterhalb der im Agroforst registrierten  $K^+$ -Einträge.

### Bestandesniederschlag

Die hohen  $K^+$ -Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag erhöhten sich nach der Passage des Kronenraumes im Regenwald um das 9,6- bis 11,6-fache und im Agroforst um das 10- bis 15-fache. Weiterhin zeigte besonders  $Ca^{2+}$  im Bestandesniederschlag des Agroforstes um den Faktor 4,8 höhere Konzentrationen (Tab. 26, Abb. 41).

Die  $K^+$ -Konzentrationen der Dachflächen im Bestandesniederschlag beider Standorte lagen nahe beieinander (Dach:  $3,62 \text{ mg l}^{-1}$ , Kontrolle:  $3,84 \text{ mg l}^{-1}$ ). In den Kontrollen wurden die  $K^+$ -Konzentrationen der Dachflächen um das rund 1,2 - 1,3-fache übertroffen (Wald:  $4,39 \text{ mg l}^{-1}$ , Agroforst:  $5,04 \text{ mg l}^{-1}$ ). Weiterhin wiesen die Dach- und Kontrollflächen beider Standorte einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen den  $K^+$ -Konzentrationen auf (Dach:  $r = 0,98$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 21$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 23$ ). Ähnlich  $K^+$ , zeigten  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  auf beiden Standorten signifikant höhere Konzentrationen in den Kontrollen ( $p < 0,05$ ; Tab. 26, Abb. 41). Eine Verringerung der Wasserflüsse um 67 % und um 80 % hatte somit eine Reduzierung der Kationen-Flüsse zur Folge.

Da die Konzentrationen von  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  im Bestandesniederschlag des Agroforstes trotz niedrigerer Einträge aus dem Freilandniederschlag, über denen im Regenwald lagen, müssen sie durch Auswaschungen während der Passage des Kronenraumes aus den Blättern von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* in den Lösungen stärker angereichert worden sein.

Die auf den Dachflächen in Zentral-Sulawesi beobachteten  $K^+$ -Konzentrationen aus dem Bestandesniederschlag lagen im Bereich der von BURGHOUTS et al. (1998) und CHUYONG et al. (2004) für einen tropischen Regenwald auf der Nachbarinsel Borneo und für einen zentral-afrikanischen Regenwald ( $3,09 - 4,14 \text{ mg l}^{-1}$ ) genannten Werten. Die von NEPSTAD et al. (2002), HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007), LIU et al. (2002a) und McDOWELL (1990,1998) genannten Konzentrationen von  $55,0 \text{ } \mu\text{M K}^+$  ( $2,15 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$ ) bis  $2,82 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  erreichen nur ca. 50 - 75 % der Konzentrationen aus Zentral-Sulawesi.

Tabelle 26 Konzentrationsdynamik von  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  ( $mg\ l^{-1}$ ) aus den Regenwald- und Agroforstflächen (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, Q- $K^+$  und D/K ( $K^+$ ): An- und Abreicherungsquotient gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene bzw. zwischen Dach- und Kontrollflächen.

Dach	$K^+$ ( $mg\ l^{-1}$ )	Q- $K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^+$	D/K ( $K^+$ )	$K^+$ ( $mg\ l^{-1}$ )	Q- $K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^+$	Kontr.
			(mg $l^{-1}$ )						(mg $l^{-1}$ )			
<b>Regenwald</b>												
W.FN	0,378		0,971	0,139	0,205							
WD.BN	3,62 <sup>a</sup>	9,6	0,994 <sup>a</sup>	0,515 <sup>a</sup>	0,202 <sup>a</sup>	-1,2	4,39 <sup>b</sup>	11,6	1,24 <sup>b</sup>	0,691 <sup>b</sup>	0,257 <sup>b</sup>	WK.BN
WD.O	3,71 <sup>a</sup>	1,0	1,33 <sup>a</sup>	0,536 <sup>a</sup>	0,270 <sup>a</sup>	-1,7	6,22 <sup>b</sup>	1,4	2,07 <sup>b</sup>	1,11 <sup>b</sup>	0,265 <sup>a</sup>	WK.O
WD.Ah	2,57 <sup>a</sup>	-1,4	2,02 <sup>a</sup>	0,633 <sup>a</sup>	0,309 <sup>a</sup>	-1,4	3,52 <sup>b</sup>	-1,8	2,04 <sup>a</sup>	1,03 <sup>b</sup>	0,271 <sup>a</sup>	WK.Ah
WD.Bv	1,47 <sup>a</sup>	-1,7	1,62 <sup>a</sup>	0,486 <sup>a</sup>	0,301 <sup>a</sup>	-1,1	1,69 <sup>a</sup>	-2,1	1,58 <sup>a</sup>	0,582 <sup>b</sup>	0,274 <sup>b</sup>	WK.Bv
<b>Agroforst</b>												
A.FN	0,338		0,383	0,126	0,232							
AD.BN	3,84 <sup>a</sup>	11,4	1,83 <sup>a</sup>	0,862 <sup>a</sup>	0,212 <sup>a</sup>	-1,3	5,04 <sup>b</sup>	14,9	2,22 <sup>b</sup>	0,893 <sup>a</sup>	0,217 <sup>a</sup>	AK.BN
AD.O	4,99 <sup>a</sup>	1,3	5,10 <sup>a</sup>	1,83 <sup>a</sup>	0,425 <sup>a</sup>	1,3	3,72 <sup>a</sup>	-1,4	3,92 <sup>b</sup>	1,20 <sup>b</sup>	0,307 <sup>b</sup>	AK.O
AD.Ah	3,22 <sup>a</sup>	-1,5	4,59 <sup>a</sup>	1,45 <sup>a</sup>	0,527 <sup>a</sup>	1,5	2,18 <sup>b</sup>	-1,7	4,88 <sup>a</sup>	1,25 <sup>a</sup>	0,379 <sup>b</sup>	AK.Ah
AD.Bv	1,39 <sup>a</sup>	-2,3	4,48 <sup>a</sup>	1,15 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	-1,1	1,53 <sup>a</sup>	-1,4	5,96 <sup>b</sup>	1,93 <sup>c</sup>	0,436 <sup>b</sup>	AK.Bv

<sup>a</sup> Konzentrationen der Dachflächen, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Konzentrationen der Kontrollflächen signifikant von denen der Dachflächen verschieden ( $p < 0,05$ )

Der Bestandesniederschlag der Regenwaldplots ließ zwischen Niederschlagsvolumen und den  $K^+$ -Konzentrationen keine Korrelationen erkennen (Dach  $r = 0,26$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 21$  Kontrolle:  $r = -0,34$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 23$ ). Im Agroforst traten dagegen signifikant positive Korrelationen auf (Dach:  $0,40$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 53$ , Kontrolle:  $r = 0,57$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 60$ ). In Bezug auf den pH-Wert wurden für die Regenwaldflächen signifikant positive Korrelationen zu den  $K^+$ -Konzentrationen ermittelt. Im Agroforst (Dach:  $r = 0,70$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 53$ , Kontrolle:  $r = 0,43$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 60$ ) wiesen nur die Kontrollen signifikant positive Zusammenhänge zwischen pH und  $K^+$  auf. Einzig die elektrische Leitfähigkeit besaß auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte im Bestandesniederschlag eine signifikant positive Korrelation zu den  $K^+$ -Konzentration (Abb. 39).

Für den Abdeckgrad (67 % Regenwald und 80 % Agroforst) wurden im Bestandesniederschlag jährliche  $K^+$ -Austräge von  $38,0\ kg\ ha^{-1}$  (Wald) und  $15,3\ kg\ ha^{-1}$  (Agroforst) quantifiziert. Gegenüber den Kontrollen führte dies zu Verringerungen um den Faktor 2,4 im Regenwald und um den Faktor 4,2 im Agroforst (Wald:  $91,5\ kg\ ha^{-1}$ , Agroforst:  $65,1\ kg\ ha^{-1}$ ). Für die Kationen  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  wurden auf den Dachflächen entsprechend dem Grad der Abdeckung beider Standorte ebenfalls niedrigere Austräge ermittelt (Tab. 28, Abb. 42) und somit die geringeren Flüsse im Agroforst erzeugte.

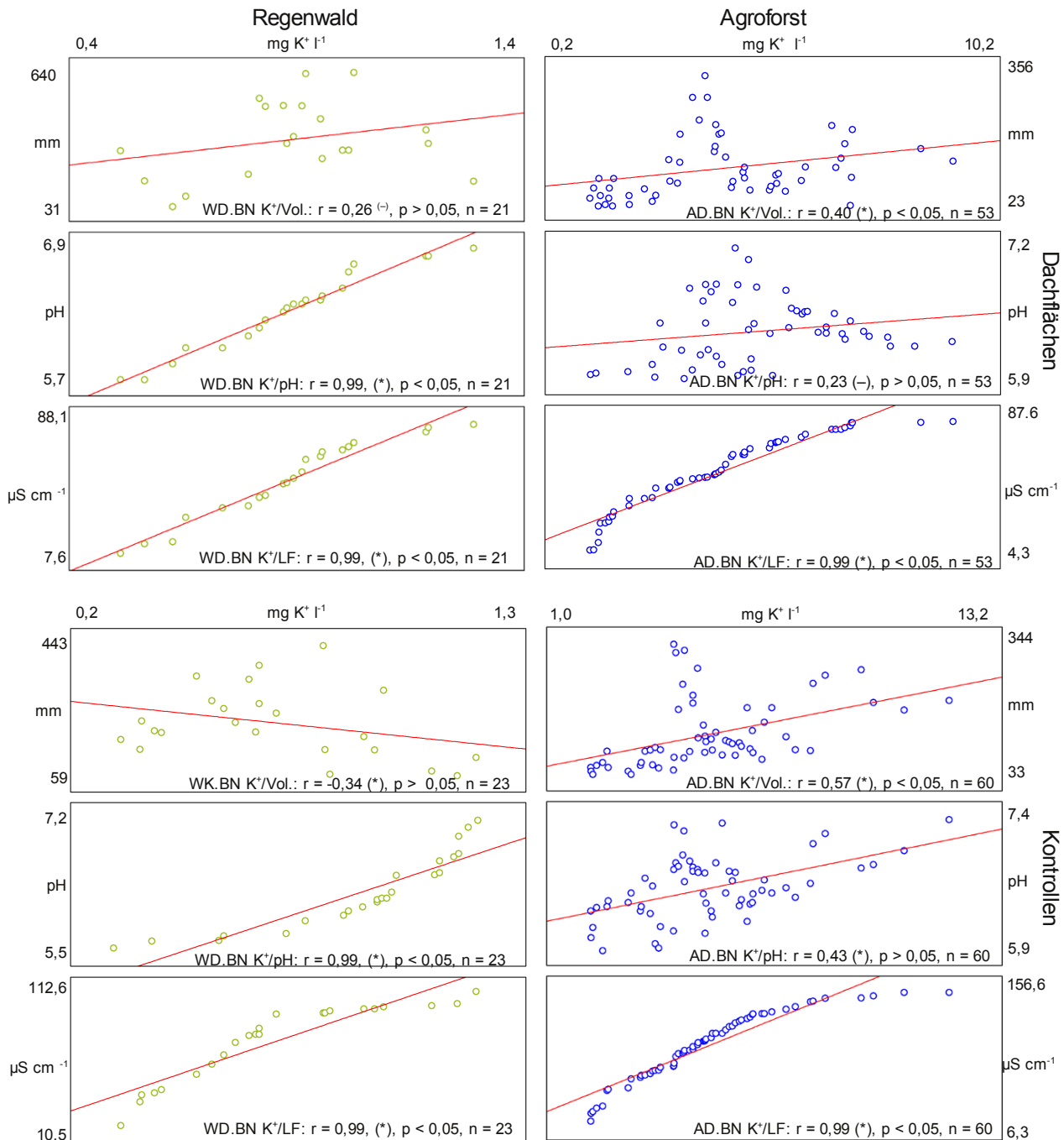


Abbildung 39 Korrelationen zwischen den  $K^+$ -Konzentrationen und dem Niederschlagsvolumen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit im Bestandesniederschlag für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, <sup>(-)</sup> nicht signifikant korreliert, <sup>(\*)</sup> signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Die  $K^+$ -Flüsse der Agroforst-Kontrollen lagen trotz höherer Konzentrationen unter denen im Regenwald, doch wiesen die Agroforst-Kontrollen leicht höhere Flüsse für  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  auf. Hier kann es sich nur um eine Ungenauigkeit bei der Quantifizierung handeln, da die Wasserflüsse im Bestandesniederschlag auf beiden Standorten relativ ähnlich waren. Die für die Dachflächen quantifizierten  $K^+$ -Flüsse im Bestandesniederschlag des Regenwaldes sind mit

den Flüssen von LIU et al. (2002a) von  $33,0 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  vergleichbar. Doch erreichte der  $\text{K}^+$ -Austrag der Agroforst-Dachfläche in Zentral-Sulawesi nur die knapp Hälfte. McDOWELL (1990, 1998) liegt mit  $51,60 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  etwas unter den Agroforst-Kontrollen aus Zentral-Sulawesi. CAVELIER et al. (1997), HEARTSILL-SCALLEY et al. (2007, BURGHOOTS et al. (1998) und McDONALD & HEALEY (2000) quantifizierten im Bestandesniederschlag Flüsse von  $62,1 - 79,2 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , welche mit den Austrägen der Kontrollen beider Standorte dieser Studie übereinstimmen. CHUYONG et al. (2004) liegen mit  $118,9 - 122,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  noch über den sehr hohen  $\text{K}^+$ -Austrägen der Kontrollen des Regenwald-Standortes in Zentral-Sulawesi.

#### 7.4.2 Streueinträge und Streuvorräte von $\text{K}^+$ sowie Kationen-Konzentrationen und -flüsse ( $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ und $\text{Na}^+$ ) aus der organischen Auflage

##### Streueinträge und Streuvorräte

Der jährliche  $\text{K}^+$ -Streueintrag der Regenwald-Dachplots lag im Bereich des  $\text{K}^+$ -Eintrages der Agroforst-Dachflächen und zeigte keine Unterschiede zu den Regenwald-Kontrollen ( $p > 0,05$ ). Außerdem waren die  $\text{K}^+$ -Vorräte im Regenwald zwischen Dach- und Kontrollflächen ähnlich ( $p > 0,05$ ). Die Verringerung der Wasserflüsse um 67 % zeigte somit keine Effekte auf den Kalium-Eintrag und den Kalium-Vorrat im Regenwald.

Für die zu 80 % überdachten Flächen im Agroforst wurden signifikant geringere  $\text{K}^+$ -Einträge ermittelt ( $p < 0,05$ , Dach:  $40,2 \text{ kg ha}^{-1}$ , Kontrolle:  $47,7 \text{ kg ha}^{-1}$ ), welche durch den signifikant höheren Streueintrag von *Gliricidia sep.* entstanden ( $p < 0,05$ , Tab. 27, Abb. 42). Im Gegensatz dazu wurde auf den Agroforst-Dachflächen, trotz relativ kurzer Zersetzungsdauer, höhere  $\text{K}^+$ -Vorräte beobachtet, welche jedoch nicht signifikant waren ( $p > 0,05$ ). Die Verminderung der Wasserflüsse um 80 % hatte somit eine Reduzierung der Abbau- und Mineralisationsrate der Streu und damit der Freisetzung von  $\text{K}^+$  zur Folge.

CHUYONG et al. (2004) und BURGHOOTS et al. (1998) nannten jährliche Streueinträge von  $31,8 - 39,5 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$  für einen Zentral-Afrikanischen und einen Indonesischen Regenwald. Diese sind den jährlichen Einträgen der auf dem Regenwald-Dachplots in Zentral-Sulawesi ähnlich. Ferner lagen die von LIU et al. (2002b) genannten Einträge aus der Trockenstreu ( $7,5 - 11,5 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) eines südwest-chinesischen subtropischen Feuchtwaldes unter den in dieser Studie beobachteten Werten.

Für Bestände mit *Theobroma cacao* dokumentierte NAIR (1979), BEER (1988) und BOYER (1973) jährliche Streueinträge von  $31 - 38 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ , welche im Bereich der Agroforst-Dachflächen liegen. ALPIZAR et al. (1983) und BEER (1988) gaben jährliche Streueinträge von  $40 - 57 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$  für Kakaobestände in Costa Rica an. In diesem Bereich befinden sich die Agroforst-Kontrollen aus Zentral-Sulawesi. SANTANA & CABALA (1985) nannten mit  $26 \text{ kg K}^+$

ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> aus Brasilien um knapp die Hälfte geringere Streueinträge, als sie für diese Studie quantifiziert wurden.

BURGHOUTS et al. (1998) quantifizierte in einem Regenwald auf Borneo einen K<sup>+</sup>-Streuvorrat von 4,75 g K<sup>+</sup> m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> (47,5 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), dieser übersteigt die Vorräte beider Standorte aus dieser Studie um das Doppelte. Im Kontrast dazu wurde von HARTEMINK (2004) speziell für die Streu von *Gliricidia sep.* in Papua New Guinea ein Gehalt von nur 8,0 kg K<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> angegeben, welcher auf dem Agroforst um das Fünf- bis Sechsfache übertroffen wurde.

Tabelle 27 Jährliche Kaliumeinträge (kg ha<sup>-1</sup>), mittlere K<sup>+</sup>-Vorräte (kg ha<sup>-1</sup>) der Blattstreu und des Mineralbodens sowie Zersetzungsdauer der Blattstreu (Jahre) auf den Dach- und Kontrollflächen für den Zeitraum von Mai 2007 - März 2008. (C: *Theobroma cacao*; G: *Gliricidia sep.*; Bodentiefen: Ah-Wald: 0 - 5 cm; Ah-Agroforst: 0 - 10 cm, Bv-Wald: 5 - 40 cm; Bv-Agroforst: 10 - 40 cm; HWEx: Heißwasserextrakt, Anhang 1.9)

	Regenwald		Agroforst	
	Dach	Kontrolle	Dach	Kontrolle
Streueinträge (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	34,3 <sup>a</sup>	50,0 <sup>a</sup>	14,4 <sup>a</sup> (C) 25,8 <sup>a</sup> (G) 40,2 <sup>a</sup> (C+G)	13,9 <sup>a</sup> (C) 33,8 <sup>b</sup> (G) 47,7 <sup>b</sup> (C+G)
Streuvorräte (kg ha <sup>-1</sup> )	23,1 <sup>a</sup>	24,9 <sup>a</sup>	35,6 <sup>a</sup>	23,1 <sup>a</sup>
Zersetzungsdauer (a)	0,7	0,5	0,9	0,5
Bodenvorräte (kg ha <sup>-1</sup> )				
Ah	2.674 <sup>a</sup>	2.455 <sup>a</sup>	3.670 <sup>a</sup>	4.244 <sup>b</sup>
Bv	30.733 <sup>a</sup>	26.923 <sup>a</sup>	12.209 <sup>a</sup>	13.564 <sup>a</sup>
K <sup>+</sup> -Vorrat aus HWEx (kg ha <sup>-1</sup> )				
Ah	11,5 <sup>a</sup>	9,24 <sup>a</sup>	14,0 <sup>a</sup>	16,3 <sup>a</sup>
Bv	27,7 <sup>a</sup>	40,8 <sup>a</sup>	32,0 <sup>a</sup>	30,3 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Werte der Dachplots, keine signifikanten Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollplots ( $p > 0,05$ )

<sup>b</sup> Werte der Kontrollplots signifikant von denen der Dachplots verschieden ( $p < 0,05$ )

### Stoffausträge aus der organischen Auflage

Unter der Streuauflage der Dachflächen beider Standorte stiegen die K<sup>+</sup>-Gehalte gegenüber dem Bestandesniederschlag kaum an. Die Regenwald-Kontrollen zeigten einen sehr starken Anstieg und die Agroforst-Kontrollen wiesen einen Rückgang der K<sup>+</sup>-Gehalte auf.

Im Regenwald lagen die K<sup>+</sup>-Konzentrationen der Dachplots signifikant (um 40,4 %) unter denen der Kontrollen (Dach: 3,71 mg l<sup>-1</sup>, Kontrolle: 6,22 mg l<sup>-1</sup>). Ein ähnliches Muster wurde auch für die Ca<sup>2+</sup>- und Mg<sup>2+</sup> beobachtet (Tab. 26, Abb. 41). Die Verringerung der Wasserflüsse um 67 % bewirkte in der Streuauflage, ähnlich dem Bestandesniederschlag, eine Reduzierung der Kationen-Konzentrationen, da die Wassermengen weiterhin hoch genug waren, um die aus der Streuauflage nachgelieferten Kationen zu verdünnen.

In der Agroforst-Streuauflage übertrafen die K<sup>+</sup>-Konzentrationen der Dachplots zwar die



Kontrollen um 25,5 %, doch war die Differenz nicht signifikant ( $p > 0,05$ ; Dach:  $4,99 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $3,22 \text{ mg l}^{-1}$ ). Die  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen der Dachplots lagen dafür signifikant über den Kontrollen ( $p < 0,05$ ; Tab. 26, Abb. 41). Die Reduzierung der Wasserflüsse um 80 % führte somit zu einem Anstieg der Konzentrationen, da die Freisetzungen der Kationen aus der Streuauflage unter geringen Wassermengen Konzentrationserhöhungen in den Perkolaten bewirkten.

Die  $\text{K}^+$ -Konzentrationen der Regenwald-Dachplots lagen in der Streuauflage 25,7 % unter denen der Agroforst-Dachplots. Dagegen überstiegen die  $\text{K}^+$ -Konzentrationen der Regenwald-Kontrollen die des Agroforstes um den Faktor 1,7. Diese Unterschiede weisen darauf hin, dass in der Streuauflage des Agroforstes zwar geringere Mengen  $\text{K}^+$ , aber größere Mengen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  bei der Passage durch den Kronenraum von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* ausgewaschen wurden.

Die  $\text{K}^+$ -Konzentration der Streuauflage zeigte besonders zwischen den Kontrollen beider Standorte eine signifikant positive Korrelation (Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 47$ ). Weiterhin ließen die Dach- und Kontrollplots beider Standorte zwischen  $\text{K}^+$  und den pH-Werten sowie der elektrischen Leitfähigkeit signifikant positive Zusammenhänge erkennen (Abb. 40). Allerdings war die signifikante Korrelation zwischen pH und  $\text{K}^+$  auf den Agroforst-Dachflächen nicht so stark ausgeprägt. In Bezug auf das Niederschlagsvolumen zeigte  $\text{K}^+$  im Regenwald keine signifikanten Korrelationen (Dach:  $r = 0,04$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 35$ , Kontrolle:  $r = 0,16$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 47$ ), während im Agroforst signifikant positive Zusammenhänge quantifiziert wurden (Dach:  $r = 0,82$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 31$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 86$ ).

Infolge der künstlichen Überdachung erreichten die  $\text{K}^+$ -Flüsse der Dachflächen unter den Streuauflagen  $27,4 \text{ kg ha}^{-1}$  im Wald und  $16,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Agroforst (Tab. 28, Abb. 42). Gegenüber den Kontrollen bewirkte die Abdeckung eine Verringerung der  $\text{K}^+$ -Austräge um den Faktor 2,7 (Wald) und um den Faktor 4,6 (Agroforst). Der Regenwald wies somit ungefähr doppelt so hohe Flüsse wie der Agroforst auf.

Gegenüber den Regenwald-Kontrollen zeigten die Flüsse von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  auf den Dachflächen Verminderungen um das zwei- bis vierfache, sie verhielten sich damit ähnlich wie  $\text{K}^+$ . Weiterhin wiesen die Agroforst-Kontrollen um 7,4 - 15-fach höhere Austräge als die Dachflächen auf, wobei die  $\text{K}^+$ -Austräge um das ca. zweifache übertroffen wurden. Die  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Na}^+$ -Austräge der Dach- und Kontrollflächen im Agroforst übertrafen generell die Austräge im Regenwald, da diese aus dem Hypereutric Cambisol in starkem Maße ausgewaschen und in den internen Nährstoffkreislauf eingebracht wurden (Tab. 28, Abb. 42).

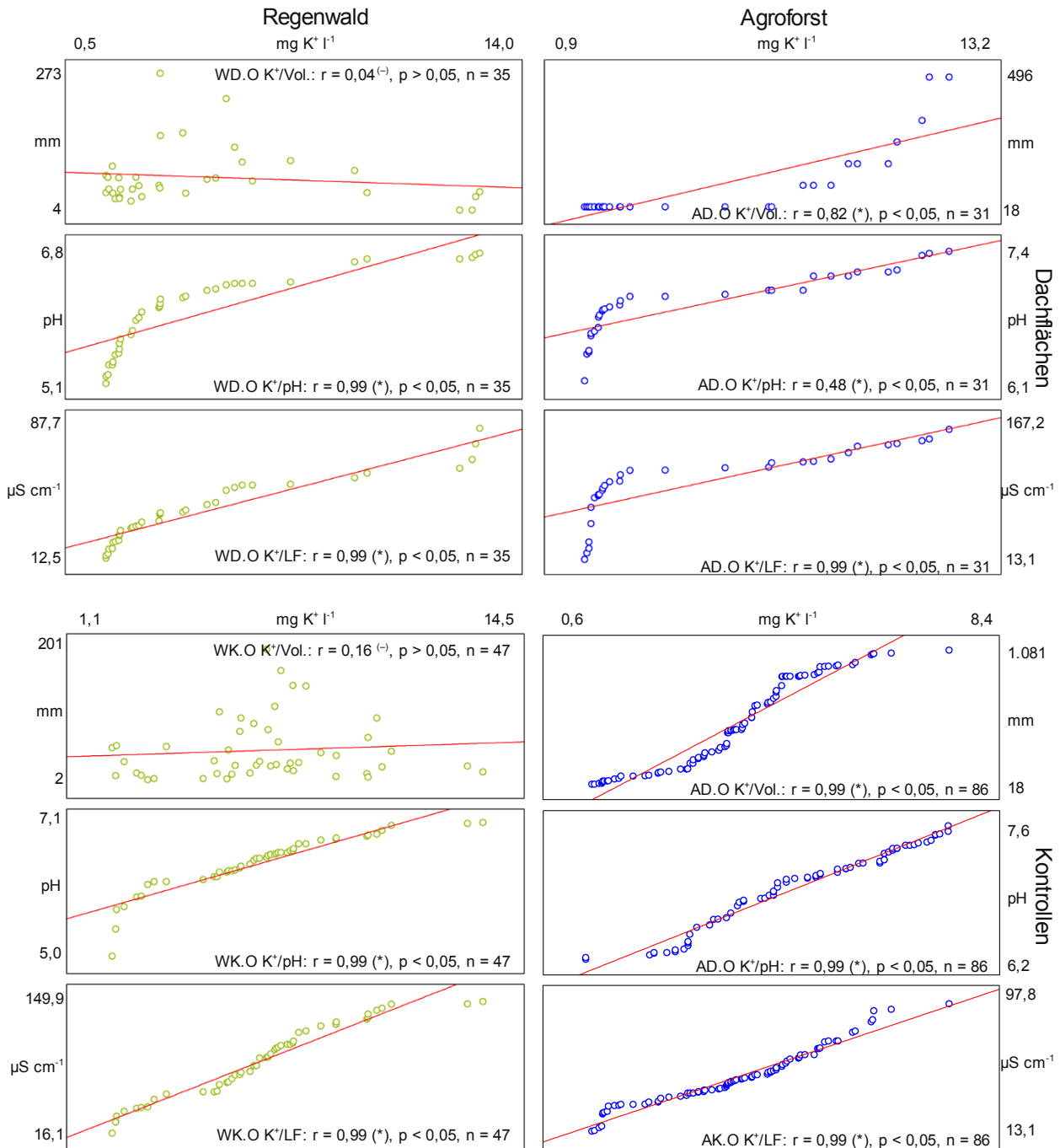


Abbildung 40 Korrelationen zwischen den  $K^+$ -Konzentrationen und den Wasserflüssen, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit in der Streuauflage für die Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes und des Agroforstes (Zeiträume: Wald: Februar 2007 - Juni 2008, Agroforst: Februar 2007 - Mai 2008, <sup>(-)</sup> nicht signifikant korreliert, <sup>(\*)</sup> signifikant korreliert, Signifikanzniveau = 0,05)

Die um ein Vielfaches erhöhten Austräge von  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  auf den Kontrollen beider Standorte weisen darauf hin, dass die Flüsse der Kationen besonders über die Wassermenge gesteuert werden. Außerdem enthielt die Streu des Regenwaldes mehr  $K^+$ , während aus der Streu im Agroforst besonders viel  $Ca^{2+}$  ausgewaschen wurde ( $297,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Im Gegensatz zur umfangreichen Literatur über  $K^+$ -Einträge und  $K^+$ -Vorräte der Streuauflage sind nur wenige

Studien zu den  $K^+$ -Konzentrationen und Flüssen aus Perkolaten der Streuauflage, den Oberbodenhorizonten und den Bv-Horizonten vorhanden. Die mittleren von NEPSTAD et al. (2002) in Brasilien beobachteten  $K^+$ -Konzentrationen von  $64,0 \mu M K^+$  ( $2,49 mg K^+ l^{-1}$ ) aus der Streuauflage liegen 1,5- bis zweifach unter den Konzentrationen beider Standorte in Zentral-Sulawesi. Die von TOBÓN et al. (2004) für das nordwestlichen Amazonasgebiet quantifizierten Flüsse von  $17,9 - 26,6 kg K^+ ha^{-1} a^{-1}$  stimmen dagegen mit den Austrägen der Dachflächen aus dieser Studie überein.

Tabelle 28 Jährliche Flüsse von  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  der Regenwald- und Agroforstflächen ( $kg ha^{-1}$ ), Zeiträume: Wald: Mai 2007 - April 2008, Agroforst: April 2007 - März 2008, B-Korr.: um Abdeckgrad reduzierte Flüsse (Wald: 67 %, Agroforst: 80 %), SB-Korr.: um Schluckbrunneneffekt bereinigte Flüsse; Q- $K^+$  und D/K ( $K^+$ ): An- und Abreicherungsquotient gegenüber der darüberliegenden Ökosystemebene bzw. zwischen Dach- und Kontrollflächen<sup>10</sup> 10-monatige Flüsse.

Dach	$K^+$ ( $kg ha^{-1}$ )	Q- $K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$ ( $kg ha^{-1}$ )	$Na^+$	D/K ( $K^+$ )	$K^+$ ( $kg ha^{-1}$ )	Q- $K^+$	$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$ ( $kg ha^{-1}$ )	$Na^+$	Kontr.
<b>Regenwald</b>												
W.FN	14,0		36,4	4,30	5,04							
WD.BN	114,7		24,6	12,3	5,80		91,5	6,5	24,4	12,3	5,85	WK.BN
B-Korr.	38,0	2,7	8,47	4,32	1,98	-2,4	-		-	-	-	
WD.O	27,4	-1,4	12,1	4,27	2,50	-2,7	74,9	-1,2	41,0	20,9	4,75	WK.O
WD.Ah	28,3	1,0	15,9	3,92	2,03	-2,2	63,1	-1,2	27,0	13,5	5,53	WK.Ah
WD.Bv	13,1		13,4	7,61	2,38		39,1		29,3	12,2	5,02	WK.Bv
SB-Korr.	5,20	-5,4	5,32	3,02	0,944	-5,9	30,4	-2,1	22,8	9,52	3,90	SB-Korr.
<b>Agroforst</b>												
A.FN	5,73		4,97 <sup>10</sup>	2,29 <sup>10</sup>	3,18 <sup>10</sup>							
AD.BN	76,7		38,8	25,1	4,26		65,1	11,4	29,2	16,9	4,10	AK.BN
B-Korr.	15,3	2,7	7,75	5,03	0,852	-4,0	-		-	-	-	
AD.O	16,3	1,1	33,2	12,2	1,95	-4,6	74,8	1,1	297,4	90,6	29,0	AK.O
AD.Ah	6,35	-2,6	37,8	11,6	3,23	-1,9	12,0	-6,2	84,6	22,5	6,54	AK.Ah
AD.Bv	2,60	-2,4	20,6 <sup>10</sup>	5,17 <sup>10</sup>	4,65		17,1		159,7	51,8	12,1	AK.Bv
SB-Korr.	-		-	-	-	-4,5	11,7	1,0	109,5	35,5	8,32	SB-Korr.
									91,3 <sup>10</sup>	29,6 <sup>10</sup>		

### 7.4.3 Vorräte von $K^+$ und Stoffausträge von $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ aus den Mineralbodenhorizonten

#### Mineralbodenvorräte

Allein in den Oberbodenhorizonten des Agroforstes traten auf den Kontrollen signifikant oder um 13,5 % höhere  $K^+$ -Vorräte gegenüber den Dachflächen auf ( $p < 0,05$ ). Die mittleren  $K^+$ -Vorräte der Bv-Horizonte zeigten im Regenwald, bezogen auf 5 cm Bodentiefe, gegenüber dem

Oberboden 1,5 - 2-fach höhere Gehalte (Tab. 27, Abb. 42). Im Agroforst waren die  $K^+$ -Vorräte der Ah- und Bv-Horizonte, ebenfalls bezogen auf 5 cm Bodentiefe, etwa ähnlich. Außerdem wiesen der Agroforst ca. 20 - 30 % geringere  $K^+$ -Vorräte als der Regenwald auf. Weiterhin zeigte der Ah-Horizont des Agroforstes bereits in den Proben vor dem Experimentbeginn auf den Agroforst-Kontrollen einen 17,3 % höheren  $K^+$ -Vorrat. Der signifikant höhere  $K^+$ -Vorrat auf den Agroforst-Kontrollen stellt somit vermutlich eine natürliche Heterogenität dar.

DECHERT et al. (2005) quantifizierten für Böden im Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, einen  $K^+$ -Vorrat (0 - 40 cm) von 40,2 t ha (Wald) und von 34,8 t ha<sup>-1</sup> (Agroforst). Beide Werte liegen etwas über den Ergebnissen dieser Studie. SANTIAGO et al. (2005) fanden Vorräte von 21,4 - 32,0 mg  $K^+$  kg<sup>-1</sup> in einen Tieflandregenwald in Panama (0 - 10 cm; unter Lagerungsdichte von 0,51: 10,9 - 16,3 kg  $K^+$  ha<sup>-1</sup>). Sie übersteigen die in den Ah-Horizonten in Zentral-Sulawesis ermittelten Vorräte um das Drei- bis Vierfache. KLINGE et al. (2004) nannten für das Ost-Amazonas-Gebiet Vorräte von rund 21,1 t  $K^+$  ha<sup>-1</sup> (0 - 5 cm), die um ein Vielfaches über den Vorräten dieser Studie liegen.

### **Stoffdynamik der Oberbodenhorizonte**

Die Oberbodenhorizonte zeigten auf beiden Standorten geringere  $K^+$ -Konzentrationen als in den darüberliegenden Streuauflagen. Die Regenwaldplots (Dach: 2,57 mg l<sup>-1</sup>; Kontrolle: 3,52 mg l<sup>-1</sup>) wiesen auf den Dachplots signifikant ( $p < 0,05$ ) geringere  $K^+$ -Konzentrationen auf, während im Agroforst (Dach: 3,22 mg l<sup>-1</sup>; Kontrolle: 2,18 mg l<sup>-1</sup>) die  $K^+$ -Konzentrationen der Dachflächen signifikant ( $p > 0,05$ ) über denen Kontrollen lagen. Für die  $Ca^{2+}$ - und  $Na^+$ -Konzentrationen des Regenwaldes sowie die  $Ca^{2+}$ - und  $Mg^{2+}$ -Gehalte des Agroforst wurden auf Dach- und Kontrollflächen ähnliche Konzentrationen beobachtet. Die  $Mg^{2+}$ -Konzentrationen der Regenwald-Dachplots lagen signifikant unter denen der Kontrollen und die  $Na^+$ -Konzentrationen der Agroforst-Dächer signifikant über den Kontrollflächen ( $p < 0,05$ ; Tab. 26, Abb. 41).

In dieser Ökosystemebene setzten sich die gleichen Effekte, wie im Bestandesniederschlag und der Streuauflage fort. Im Regenwald lieferte die Abdeckung von 67 % weiterhin ausreichend hohe Wasserflüsse, um die nachgelieferten Kationen ohne Konzentrationserhöhungen in den Perkolate aufnehmen zu können. Während die Verringerung der Wasserflüsse um 80 % im Agroforst höhere Ionenkonzentrationen in den Perkolaten der Dachflächen hervorrief.

NEPSTAD et al. (2002) fanden im Amazonasgebiet  $K^+$ -Konzentrationen von 41,5  $\mu M$   $K^+$  (1,62 mg  $K^+$  l<sup>-1</sup>) auf der späteren überdachten Fläche und von 24,5  $\mu M$   $K^+$  (0,96 mg  $K^+$  l<sup>-1</sup>) auf der späteren Kontrollfläche in 25 cm Bodentiefe vor. Diese niedrigeren Lösungskonzentrationen wurden in Sulawesi auf den Dachplots um das ungefähr zweifache übertroffen.

Die  $K^+$ -Konzentrationen beider Standorte besaßen in den Oberbodenhorizonten auf den Dach- und Kontrollflächen der Ah-Horizonte eine signifikant positive Korrelation (Dach:  $r = 0,96$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 32$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 47$ ). In den Ah- und Bv-Horizonten des Regenwaldes waren, mit Ausnahme des Dach-Bv, keine signifikanten Korrelationen zwischen den Niederschlagsvolumen und  $K^+$  zu erkennen. Die Bv-Horizonte der Dachplots wiesen eine signifikant negative Korrelation zum Niederschlagsvolumen auf (Dach:  $r = -0,34$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 57$ ).

Im Vergleich zur darüberliegenden Streuauflage blieben die  $K^+$ -Flüsse der Oberbodenhorizonte auf den Regenwald-Dachflächen etwa gleich ( $28,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Die jährlichen  $K^+$ -Flüsse der Agroforst-Dachflächen ( $6,35 \text{ kg ha}^{-1}$ ) waren so weit abgesunken, dass sie bereits wieder leicht über den  $K^+$ -Flüssen im Freilandniederschlag lagen. Weiterhin wiesen die Regenwald-Kontrollen in den Ah-Horizonten wesentlich höhere  $K^+$ -Flüsse als der Agroforst und eine stärkere Verringerung erst zwischen Ah- und Bv-Horizonten auf. Gegenüber den Kontrollen zeigten die Dachplots beider Standorte für die Austräge von  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  um den Faktor 1,7 bis 3,4 erhöhte Werte.

Der geringe Austrag aus den Agroforst-Dachflächen könnte noch mit dem Regenausschluss im Zusammenhang stehen, da die wasserabhängigen  $K^+$ -Flüsse hier weiter vermindert blieben. Schließlich traten in den Oberböden beider Standorte die starke Feinwurzelbildung zur Nährstoffaufnahme auf, weshalb die Pflanzen einen Großteil ihres Bedarfs in dieser Ökosystemebene decken sollten.

Die besonders starken  $Ca^{2+}$ -Flüsse aus der Streuauflage des Agroforstes verringerten sich zwar im Ah-Horizont um den Faktor 3,5, stellten jedoch mit  $84,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  die mit Abstand höchsten Austräge aus den Oberböden dar (Tab. 28, Abb. 42). In den Ah-Horizonten wurde vermutlich die aus der Streu-Mineralisierung freigesetzten Kationen ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$ ) mit denen ergänzt, welche aus der Bodenmatrix des Cambisol bzw. von der Silikatverwitterung freigegeben wurden. Andererseits entzogen mikrobielle und pflanzliche Biomasse wahrscheinlich wieder einen Teil der Kationen.

### **Konzentrationen und Stoffflüsse von $K^+$ , $Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$ und $Na^+$ in den Bv-Horizonten**

Die Kationen-Konzentrationen beider Standorte übertrafen die Konzentrationen aus dem Freilandniederschlag. Ferner waren zwischen den Dach- und Kontrollplots beider Standorte signifikant positiv Korrelationen erkennbar (Dach:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 44$ , Kontrolle:  $r = 0,99$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 68$ ).

Im Regenwald wiesen die Bv-Horizonte geringere  $K^+$ -,  $Ca^{2+}$ -,  $Mg^{2+}$ - und  $Na^+$ -Konzentrationen als die Ah-Horizonte auf (Tab. 26, Abb. 41). Ein signifikanter Effekt der Abdeckung (um 67 %) war für  $K^+$  und  $Ca^{2+}$  nicht erkennbar, da keine Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen

beobachtet wurden ( $p > 0,05$ ; Tab. 26, Abb. 41). Die in den Bv-Horizonten des Regenwaldes verfügbaren Wassermengen und die Sorption an das Bodenmaterial dürften daher wichtige Faktoren für die Verringerung der  $K^+$  und  $Ca^{2+}$ -Konzentrationen sein.

Mit Ausnahme von  $K^+$  erreichten  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  im Bv-Horizont der Agroforst-Kontrollen ihre Konzentrationsmaxima und signifikant höhere Konzentrationen als die überdachten Flächen ( $p < 0,05$ ). Die starke Nachlieferung aus der Bodenmatrix führte im Falle von  $Ca^{2+}$  zu einer extremen Konzentration von  $5,69 \text{ mg l}^{-1}$ .

Dagegen wies  $K^+$  auf den Dach- und Kontrollplots ähnliche Konzentrationen auf ( $p > 0,05$ ). Die Abdeckung um 80 % übte somit keinen Einfluss auf die  $K^+$ -Konzentrationen aus. Im Falle von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  waren die Wassermengen offenbar bereits wieder hoch genug, weshalb geringe Konzentrationen in den Perkolaten unter den Dächern auftraten.

Die von FISCHER (2004) und HETZEL (1999) in Böden beobachteten  $K^+$ -Konzentrationen von  $2,0 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $0,85 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  (25 - 45 cm) für Waldstandorte in Elfenbeinküste, liegen besonders nahe an Konzentrationen dieser Studie. Die weiterhin von beiden Autoren genannten Konzentrationen für Kakaobestände von  $0,4 - 0,6 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $4,25 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  betragen jedoch das Zwei- bis Dreifache der Konzentrationen des Agroforstes in Zentral-Sulawesi. Ein Gehalt der Bodenlösung von  $24,4 \text{ mg K}^+ \text{ l}^{-1}$  (POELS, 1987) aus Surinam liegt weit über den in Zentral-Sulawesi beobachteten Werten.

In den Bv-Horizonten beider Standorte wurden minimale Kationen-Flüsse beobachtet. Diese lagen auf den Dach- und Kontrollflächen des Regenwaldes unter den Einträge über den Freilandniederschlag.

Die jährlichen  $K^+$ -Flüsse in den Bv-Horizonten der überdachten Flächen hatten, gegenüber den Ah-Horizonten, im Regenwald (auf  $5,20 \text{ kg ha}^{-1}$ ) um das 5,4-fache und im Agroforst 2,4-fache (auf  $2,60 \text{ kg ha}^{-1}$ ) abgenommen. Gegenüber den Kontrollen wiesen beide Standorte wegen der künstlichen Abdeckung  $K^+$ -Verminderungen um ungefähr den Faktor 4,5 auf.

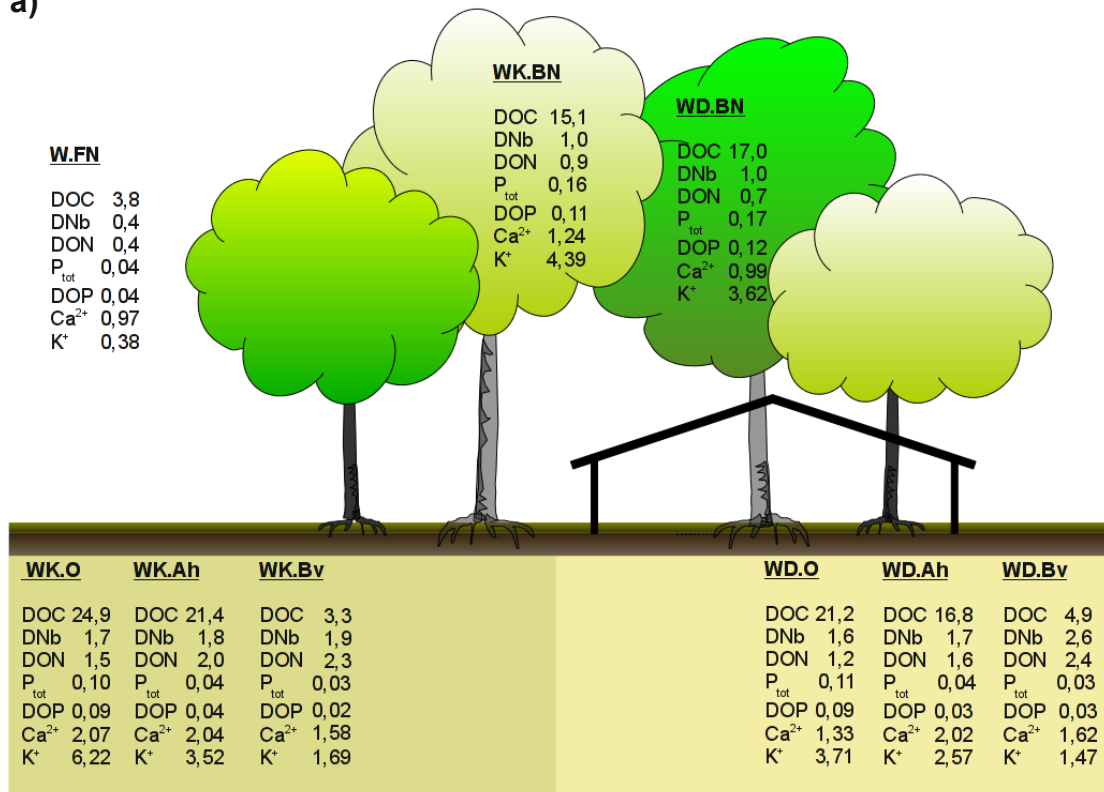
Die Bv-Flüsse von  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  lagen auf den Dach- und Kontrollflächen beider Standorte unterhalb der Flüsse in den Ah-Horizonten. Doch wiesen die  $Ca^{2+}$ -Austräge der Agroforst-Kontrollen mit  $109,5 \text{ kg ha}^{-1}$  leicht höhere Flüsse als der Oberboden auf (Tab. 28, Abb. 42). Im Falle von  $K^+$  zeigte der Regenwald wesentlich höhere Austräge als der Agroforst, doch übertrafen die Flüsse von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  im Agroforst die des Regenwaldes um ein Vielfaches.

Wie bereits für den Oberboden besprochen wurden im Agroforst vermutlich geringere Mengen an  $K^+$  und höhere Mengen an  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  aus der Bodenmatrix freigesetzt. Eine Anreicherung im System wird unterstützt, da die Kationen im Ah-Horizont von den Pflanzen teilweise aufgenommen wird. Dieses gelangt über die Streu erneut in den Kreislauf.

Nach Beendigung des replizierten Regenausschlussexperimentes im Agroforst und mit eintretender Wiederbefeuchtung wurden, wie bereits für DOC, DNb und  $P_{\text{tot}}$  diskutiert, weder in der Streuauflage noch in den Ah- und Bv-Horizonten erhöhte  $K^+$ -Austräge beobachtet.

Die von FISCHER (2004) und HETZEL (1999) für die Elfenbeinküste berichteten Austräge von  $30,4 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $36,8 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25 - 45 cm) stimmen mit den Flüssen aus den Regenwald-Kontrollen dieser Studie überein. Die Agroforst-Kontrollen erreichten nur ca. ein Drittel dieser Flüsse. Der niedrige von McDOWELL et al. (1990, 1998) für Puerto Rico genannte jährliche Fluss von  $5,40 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$  ist dem der Regenwald-Dachplots in Zentral-Sulawesi ähnlich ( $5,20 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Die von FISCHER (2004) und HETZEL (1999) genannten Austräge von  $6,9 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25 - 65 cm) und  $7,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (25 - 45 cm) für Kakaobestände und befinden sich ebenfalls in diesem Bereich.

a)



b)

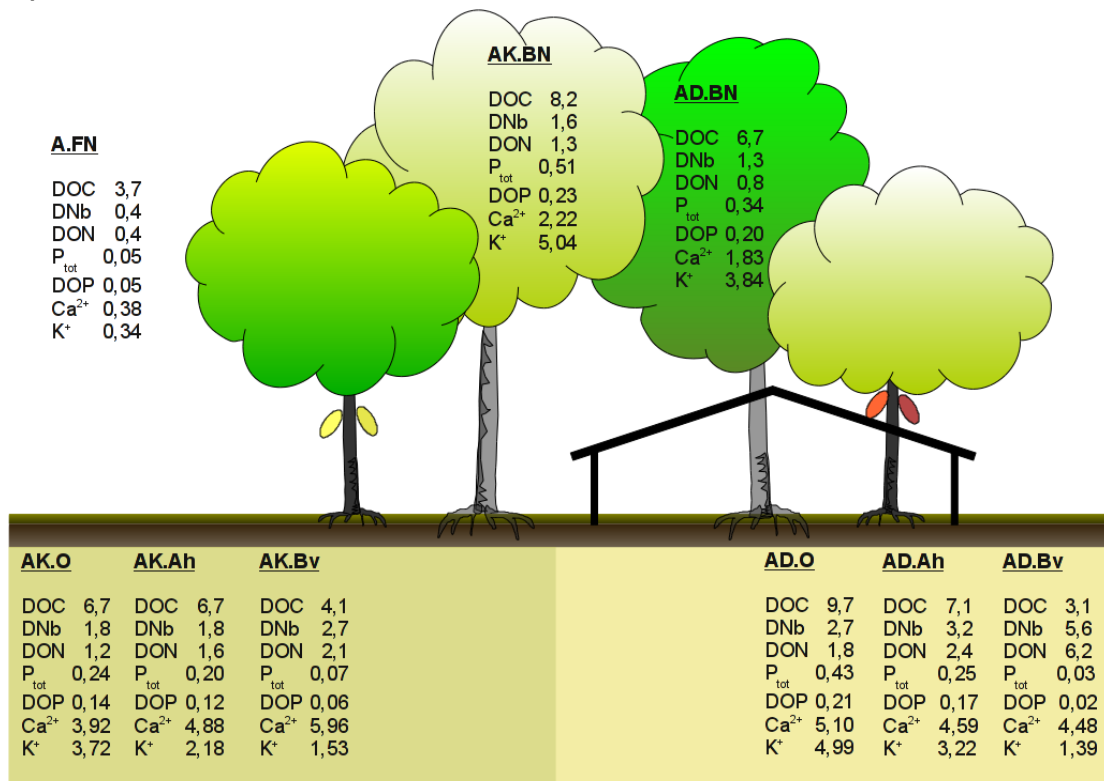
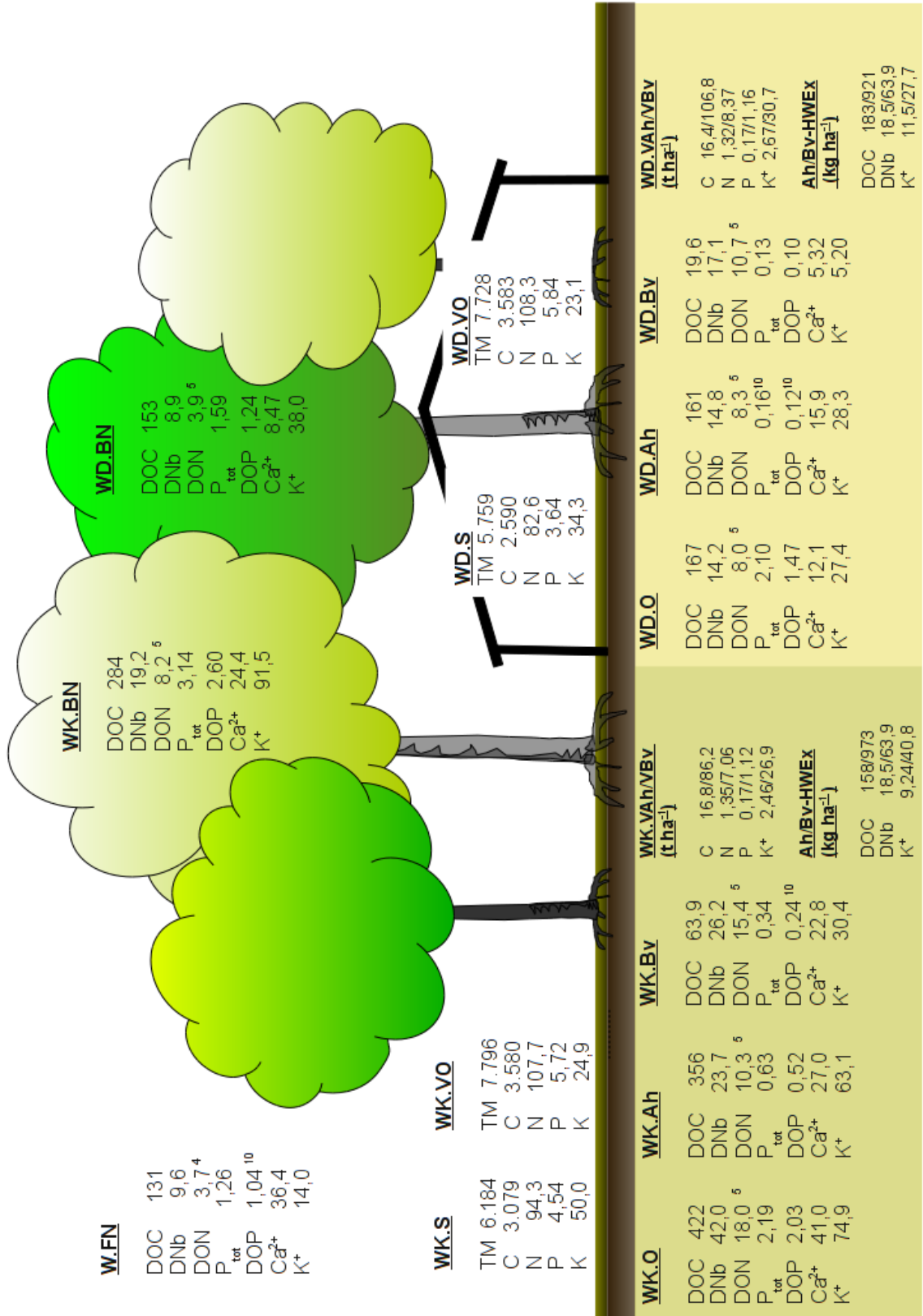


Abbildung 41 Übersicht über die Konzentrationsdynamik von DOC, DNb, DON, P<sub>tot</sub>, DOP, K<sup>+</sup> (mg l<sup>-1</sup>) im Freiland- und Bestandesniederschlag, der Streuauflage und den Bodenhorizonten a) auf dem Regenwald-Standort und b) dem Kakao-Agroforst-Standort in Marena



a)



b)

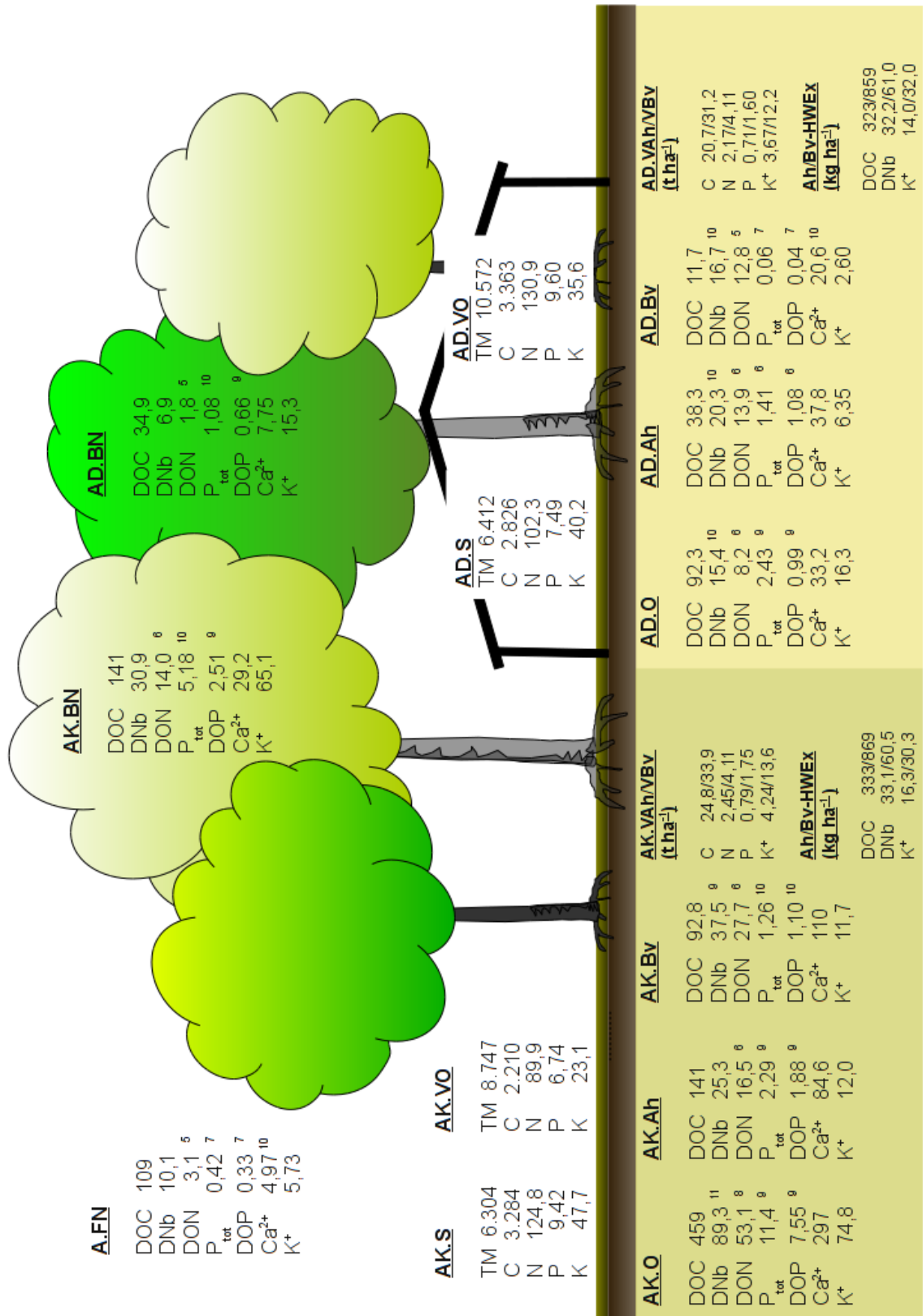


Abbildung 42 Verlauf der Stoffflüsse von DOC, DNb, DON, P<sub>tot</sub>, DOP, K<sup>+</sup> (kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) in Freiland- und Bestandesniederschlag, der Streuauflage und den Bodenhorizonten (Ah, Bv); jährlicher Streueintrag (kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), mittlere Streuvorräte (kg ha<sup>-1</sup>) und mittlere Vorräte der Ah- und Bv-Bodenhorizonte (kg ha<sup>-1</sup>) sowie heißwasserlösliche Bodenvorräte (HWEx, kg ha<sup>-1</sup>) a) auf dem Regenwald-Standort und b) dem Kakao-Agroforst-Standort

## 8 Ergebnisse und Diskussion des Bewirtschaftungsexperimentes (Fokus 2)

Die in diesem Kapitel werden die Resultate der Ergebnisse der beiden Bodenprobennahmen präsentiert (Dezember 2006 und März 2008; arithmetisches Mittel (MW) und Standardabweichung (SD)).

Auf den Untersuchungsstandort Kulawi wurde bereits ausführlicher eingegangen. Das Palolo-Tal ist ebenfalls von Palu aus erreichbar und stellt den nördlichen Zugang zum Lore-Lindu-Nationalpark dar. Es ist durch eine ausgedehnte Talsohle mit Überflutungsaue und durch einen geologischen Hintergrund geprägt, welcher sich etwas vom Kulawi-Tal unterscheidet (HÄRING et al., 2005; MACKENSEN, et al., 1999).

### Bodenchemische Eigenschaften der Oberbodenhorizonte in den Kakaobeständen des Kulawi- und Palolo-Tales

Die im Kulawi- und Palolo-Tal liegenden Untersuchungsflächen (Abb. A 1.11) wiesen neben Abweichungen in dem Alter der Kakaobäume, der Intensität der Bewirtschaftung (Düngung, Unkrautbeseitigung), der Höhe ü. NN, der Entfernung zum Wald und dem Vorhandensein von Waldbäumen auch verschiedene Merkmale in den Oberbodenhorizonten auf. Eine Zuordnung zu einem Bodentyp kann nicht vorgenommen werden, da die Flächen nicht über Bodenprofile kartiert wurden.

Generell zeigte die Häufigkeit der Unkrautentfernung (oft, selten), wie im Falle des beispielhaft dargestellten C/N-Verhältnisses (Abb. 43), keine Auswirkungen auf die Mittelwerte der bodenchemischen Eigenschaften ( $p > 0,05$ ) für beide Teile der jeweiligen Flächen. Auch der Abstand zum Lore-Lindu-Nationalpark (0-100 m/100-500 m) führte nur 2008 zu signifikant höheren mittleren  $\text{Ca}^{2+}$ -Vorräten mit zunehmender Entfernung zum Wald (0-100 m:  $2,19 \text{ t ha}^{-1}$ , 100-500 m:  $3,17 \text{ t ha}^{-1}$ ).

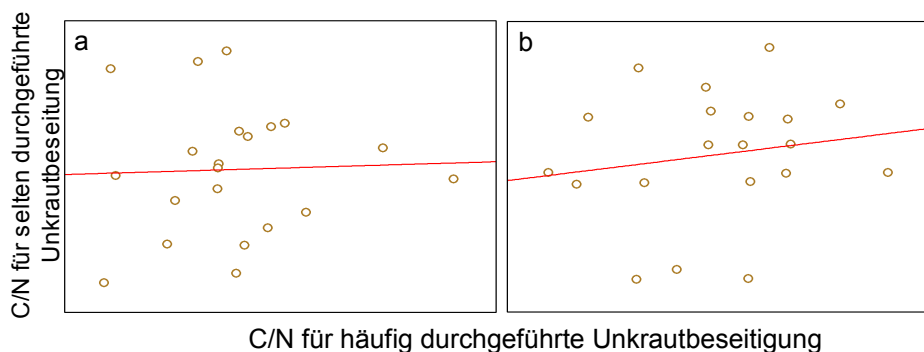


Abbildung 43 C/N-Verhältnisse der Oberbodenhorizonte a) 2006 und b) 2008 in Bezug auf häufige bzw. selten durchgeführte Unkrautbeseitigung

Gleiches galt für das Alter der Kakaobäume (5-10/10-20 Jahre, 5-10/über 20 Jahre), denn hier stieg die mittlere Basensättigung nur in 2008 (5-10 Jahre: 86,6, 10-20 Jahre: 85,7, > 20 Jahre: 88,8) und das C/N-Verhältnis nur in 2006 (5-10 Jahre: 11,5 10-20 Jahre: 11,8, über 20 Jahre: 12,1) signifikant ( $p < 0,05$ ) mit zunehmenden Baumalter an.

Im Vergleich mit den anderen Standorteigenschaften besaß der Höhengradient den größten Einfluss auf die Bodenparameter. So traten beispielsweise signifikant höhere C- und N-Gehalte in 2008 (C-400-600 m: 1,85 %, C-700-900 m: 2,51 %, N-400-600 m: 0,185 %, N-700-900 m: 0,250 %), signifikant höhere N-Gehalte in 2006 (400-600 m: 0,151 %, 700-900 m: 0,192 %) bzw. eine stark signifikante Differenz der P-Vorräte in 2006 (600-700 m: 1,04 t ha<sup>-1</sup>, 700-900 m: 0,671 t ha<sup>-1</sup>) auf.

Schließlich führte auch das Vorhandensein von Waldbäumen in den Kakaobeständen nur zu signifikanten Unterschieden einzelner Parameter (C- und N-Gehalt (2008), DNb-Vorrat (2006)).

Weder für 2006 noch für 2008 wurden auf den Flächen in Palolo und Kulawi Veränderungen innerhalb der gedüngten- und ungedüngten Flächen quantifiziert ( $p > 0,05$ ). Die C/N-Verhältnisse (H: 9,79, UK: 10,4 mit  $p < 0,05$ ) sowie der pH-Wert (H: 5,43, UK: 5,57 mit  $p < 0,05$ ) Kulawis wiesen 2008 zwar signifikant unterschiedliche Werte zwischen gedüngten und ungedüngten Teilflächen auf, doch waren diese nur schwach ausgeprägt. Im Kontrast dazu lagen die Gehalte der Gesamtflächen 2008 größtenteils erheblich über denen von 2006. Ausnahmen stellten die Kohlenstoffvorräte (06: 23,4 C t ha<sup>-1</sup>, 08: 23,8 t C ha<sup>-1</sup>) und die DIC-Vorräte (06: 7,94 C t ha<sup>-1</sup>, 08: 8,58 t C ha<sup>-1</sup>) der gedüngten und ungedüngten Teilflächen in Kulawi dar, welche sich mit je  $p > 0,05$  nicht zwischen 2006 und 2008 unterschieden.

Die Erhöhung aller Gehalte im Jahre 2008 stand vermutlich eher mit der räumlichen Heterogenität oder Messfehlern im Zusammenhang, da die Bewirtschaftungsmethoden, wie punktuelle Düngung, Unkrautjäten und Beschneiden, keinen Einfluss auf die bodenchemischen Eigenschaften der Oberböden ausübten. Eine Beeinflussung der Zersetzungs- und Mineralisierungsraten, welche die Nährstoffvorräte und -verfügbarkeiten veränderten, wurde weder 2006 noch 2008 beobachtet.

Wie in Tabelle 29 dargestellt, zeigten die mittleren pH-Werte (KCl) weder 2006 noch 2008 signifikante Unterschiede (2006-r = -0,05,  $p > 0,05$ , n = 132, 2008-r = 0,02,  $p > 0,05$ , n = 126). Auch die mittlere pH-Werte (H<sub>2</sub>O) wiesen 2006 und 2008 keine signifikanten Unterschiede auf (2006-r = -0,18,  $p < 0,05$ , n = 132, 2008-r = -0,02,  $p > 0,05$ , n = 126).

Generell spiegelte die  $KAK_{\text{eff}}$  für weitere Elemente (K, Mg, Na, Al) wieder, dass 2008 gegenüber 2006 auf den Flächen in Kulawi und Palolo stark signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) bzw. die 3,4-fachen (Kulawi) und die 4,7-fachen (Palolo) Gehalte beobachtet wurden (Tab. 29). Weiterhin wurde nur 2008 ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Flächen in Palolo und Kulawi festgestellt

(06:  $r = -0,03$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 132$ , 08:  $r = 0,20$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 126$ ).

Die Basensättigung zeigte 2006 mit 97,5 % (Kulawi) und 98,3 % (Palolo) leicht höhere Werte als 2008 (Kulawi: 88,7 %, Palolo: 84,5 %). Dies stand vermutlich auch mit den höheren gemessenen Aluminium-Gehalten in 2008 im Zusammenhang (Tab. 29). Die Mittelwerte der Basensättigung Kulawis waren 2006 signifikant höher als 2008 ( $p < 0,05$ ), für Palolo konnte mit  $p > 0,05$  kein Unterschied quantifiziert werden (Tab. 29). In beiden Jahren traten keine Korrelationen zwischen den Flächen beider Gebiete auf (06:  $r = 0,01$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 132$ , 08:  $r = -0,03$ ,  $p > 0,05$ ,  $n = 126$ ).

Tabelle 29 Mittlere Konzentrationen an austauschbaren Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{cmol kg}^{-1}$ ),  $\text{KAK}_{\text{eff}}$  ( $\text{cmol kg}^{-1}$ ) und Basensättigung (%) für die Fokus-2-Flächen in Palolo und Kulawi (Zeit: Dezember 2006 und März 2008, QK\_06/08 und QP\_06/08: Ab- und Anreicherungsquotienten zwischen 2006 und 2008 im Kulawi- und Palolo-Tal)

	pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	Ca	K	Mg	Na	Al	KAK <sub>eff</sub>	BS (%)
	cmol kg <sup>-1</sup>								
Kulawi_06	4,50	5,83	8,23	0,34	2,51	0,61	0,16	11,89	97,5
Palolo_06	5,13	5,57	7,00	0,38	1,60	0,44	0,06	9,56	98,3
Kulawi_08	4,46	5,45	27,9	1,92	3,57	2,69	0,63	40,1	88,7
Palolo_08	4,59	5,50	32,1	1,79	0,89	3,39	0,37	44,7	84,5
QK_06/08	1,0	1,1	-3,4	-5,7	-1,4	-4,4	-4,0	-3,4	1,1
QP_06/08	1,1	1,0	-4,6	-4,7	-0,6	-7,6	-6,1	-4,7	1,2

Die ähnlichen ( $p > 0,05$ ) und signifikant negativ miteinander korrelierten (C-r = -0,26,  $p < 0,05$ ,  $n = 132$ , N-r = -0,26,  $p < 0,05$ ,  $n = 132$ ) C- und N-Gehalte der Flächen in Kulawi und Palolo im Jahre 2006 führten entsprechend zu signifikant nahen C/N-Verhältnissen (Kulawi: 12,0, Palolo 11,7, Tab. 30).

Im Kontrast dazu ergaben die Messungen im Jahr 2008, dass signifikant keine Bezüge zwischen beiden Gebieten vorhanden waren (C-r = -0,13,  $p > 0,05$ ,  $n = 126$ , N-r = -0,14,  $p > 0,05$ ,  $n = 126$ ). Zudem lagen alle C- und N-Gehalte 2006 signifikant ( $p < 0,05$ ) unter denen von 2008, was vermutlich auf den Anstieg der N-Gehalte zurückzuführen ist.

Dennoch zeigten die C/N-Verhältnisse sowohl 2006 (Kulawi: 12,0, Palolo: 11,7) als auch 2008 (Kulawi: 10,1, Palolo: 9,80) eine signifikant negative Korrelation zwischen Kulawi und Palolo auf (2006-r = -0,40,  $p < 0,05$ ,  $n = 132$ , 2008-r = -0,22,  $p < 0,05$ ,  $n = 126$ , Tab. 30).

BABBAR & ZAK (1994), SCHWENDENMANN & VELDKAMP (2005) und SANTIAGO et al. (2005) gaben C-Gehalte von 2,52 - 7,07 % und N-Gehalte von 0,29 - 0,54 % für Oberböden tropischer Wälder und Plantagen an. In den Fokus-2-Flächen wurden diese beiden Wertebereiche nicht

erreicht. Allerdings befanden sie sich noch oberhalb der 1,5 - 1,7 C %, welche von DEB et al. (2008) berichtet wurden.

DEB et al. (2008) berichteten über N-Gehalte von 0,7 %, welche etwa dem Dreifachen der in Kulawi und Palolo beobachteten Gehalte entsprechen. Für das subtropische China wurden von OHNO et al. (2007) C-Gehalte von 6,7 - 7,6 % (Laubbäume) bzw. von 7,3 - 9,7 % (Koniferen) genannt, welche ebenfalls dem mehr als Dreifachen der Untersuchungsflächen in Zentral-Sulawesi entsprechen.

Tabelle 30 Mittlere C- und N-Gehalte, C/N-Verhältnisse für die Flächen aus Kulawi und Palolo sowie Korrelationen für die Jahre 2006 und 2008 ( $R_{Kul\_06/Pal\_06}$ : Korrelation Kulawi gegen Palolo aus den Daten von 2006,  $R_{Kul\_08/Pal\_08}$ : Korrelation für 2008)

	Gesamtfläche		
	C%	N %	C/N
Kulawi_06	2,05	0,171	12,0
Palolo_06	2,01	0,172	11,7
Kulawi_08	2,31	0,219	10,1
Palolo_08	2,45	0,237	9,80
$R_{Kul\_06/Pal\_06}$	-0,26 <sup>2</sup>	-0,26 <sup>2</sup>	-0,40 <sup>2</sup>
$R_{Kul\_08/Pal\_08}$	-0,13 <sup>1</sup>	-0,14 <sup>1</sup>	-0,22 <sup>2</sup>

<sup>1</sup>  $p > 0,05$ ,  $n = 132$  (2006) und  $126$  (2008)

<sup>2</sup>  $p < 0,05$ ,  $n = 132$  (2006) und  $126$  (2008)

Studien von GREENLAND et al. (1975), HOWARD & HOWARD (1990) und JANZEN et al. (1992) zeigten, dass SOC-Gehalte von weniger als 2% Instabilität der Bodenaggregate und eine Reduktion des Ernteertrages zur Folge haben können. GREENLAND et al. (1975) bezeichnete ferner Böden mit SOC-Gehalten von 2 - 2,5 % als moderat stabil und solche mit mehr als 2,5 % als sehr stabil. Weiterhin stellten KAY & ANGERS (1999) und GREENLAND et al. (1975) fest, dass ab SOC-Gehalten unter 1 % Missernten auftraten. CARTER (1992) schlussfolgerte, dass ein Maximum der Strukturstabilität mit SOC-Gehalten von 4,5 % erreicht sei. Für tonreiche Böden nannten KÖRSCHENS et al. (1998) Schwellenwerte optimaler Ernteproduktion von 2 % SOC für einen Tonanteil von 21 % und von 3,5 - 4,4 % SOC für Böden mit einem Tongehalt von 38 %.

DORAN & SAFLEY (1997) wiesen darauf hin, dass Böden verschiedene Schwellenwerte aufweisen, da z. B. für die hochverwitterten Ultisole im Südosten der USA ein SOC-Gehalt von 1,2 % bereits ausreichend hoch sei, um eine maximale Bodenproduktivität zu gewährleisten. BALDOCK & SKJEMSTAD (1999) relativierten Einteilungen „niedrig“ und „hoch“, da weitere Abhängigkeiten, wie Klima oder Bewirtschaftung, mit zu berücksichtigen seien. Schließlich

entspricht die Menge des Pflanzenbedarfs nicht der Bedarfsmenge für die Aggregatstabilität.

Die Böden der Fokus-2-Flächen lagen besonders 2006 knapp über einem C-Gehalt von 2 %. Im Hinblick auf den Erhalt der Aggregatstabilität bzw. des Erosionsschutzes sollten zukünftige Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht nur auf die Erhöhung der N-Gehalte abzielen, sondern auch eine regelmäßige Überprüfung des SOC-Status in Betracht gezogen werden (Tab. 29). Die C-Gehalte hatten sich bis zum Jahre 2008 auf den intensiv und wenig bewirtschafteten Flächen erhöht. Ein stärkerer Kohlenstoffverbrauch blieb auch bei erhöhter Stickstoffzufuhr aus. Offensichtlich führten die geringen, aber regelmäßigen Bewirtschaftungsmaßnahmen bereits zur Verbesserung des C- und N-Gehaltes der Fokus-2-Flächen. Eine signifikante Erhöhung der Ernteerträge trat jedoch nur auf den stärker gedüngten Flächen auf (CLOUGH, ANSHARY, BUCHORI, TSCHARNTKE, 2009, unveröffentlichte Ergebnisse)

Tabelle 31 Vergleich der C/N-Verhältnisse aus dieser Studie mit ausgewählten C/N-Verhältnissen tropischer und außertropischer Standorte.

DEB et al. (2008)	traditioneller Agroforst	2,3
	tropischer Regenwald	2,5
BABBAR & ZAK (1994)	Kaffeeplantage	4,6 - 8,0
WANG & WANG (2007)	Laubbaumbestand	14,3
	chinesischer Fichtenbestand	15,7
MAITHANI et al. (1996)	Sekundärwald	10,0 - 10,5
WATANABE et al. (2001)	Primärregenwald	13,3 - 20,2
	Sekundärregenwald	10,7 - 18,1
	Kaffeeplantage	9,8 - 14,2
McGRATH et al. (2001)	Primär- & Sekundärwald	12,3 - 13,7
	Baumplantagen	14,6
QUALLS & HAINES (1991)	temperater Eichenwald	30,4 - 42,9
KHOMUTOVA et al. (2000)	Eichenbestand	17,5
	Koniferenforst	22,5
Diese Studie	Kakao-Bestand 2006	11,7 - 12,0
	Kakao-Bestand 2008	9,8 - 10,1
	Kakao-Bestand (Fokus-3-Fläche)	12,3 - 12,4
	tropischer Regenwald (Fokus-3-Fläche)	10,2 - 11,2

Wie Tabelle 31 zeigt, stimmen die in dieser Untersuchung beobachteten C/N-Verhältnisse gut mit den dokumentierten C/N-Verhältnissen für tropische Wälder überein. Die C/N-Verhältnisse von

DEB et al. (2008) und BABBAR & ZAK (1994) befinden sich jedoch darunter. QUALLS & HAINES (1991) und KHOMUTOVA et al. (2000) geben für temperate Standorte andererseits C/N-Verhältnisse an, welche zwei- bis dreifach über den in Zentral-Sulawesi beobachteten liegen. Diese hohen C/N-Gehalte stehen jedoch mit dem gehemmten Abbau der Streu in den Wintermonaten und der Qualität der Nadelstreu im Zusammenhang. Die von McGRATH et al. (2001) genannten C/N-Verhältnisse aus ihrer Auswertung von über 100 Studien für das Amazonasgebiet liegen ebenfalls über denen der Untersuchungsflächen in Zentral-Sulawesi. Die Werte von WATANABE et al. (2001) und MAITHANI et al. (1996) sind dagegen den Werten dieser Studie sehr nahe. GUNDERSEN et al. (1998) und DISE et al. (1998) dokumentierten aus temperaten Forsten höhere Nitratausträge, wenn die Streuauflage oder Bodenhorizonte ein C/N-Verhältnis von  $> 25$  aufwiesen. Alle hier genannten tropischen Standorte aus Tab. 31 würde in diese Kategorie fallen.

Tabelle 32 Mittlere Mineralbodenvorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ , 0 - 10 cm) der Fokus-2-Flächen in Kulawi und Palolo Zeit: Dezember 2006 und März 2008, QK\_06/08 und QP\_06/08: Ab- und Anreicherungsquotienten zwischen 2006 und 2008 auf den Flächen in Kulawi und Palolo  $R_{\text{Kul}_06/\text{Pal}_06}$  und  $R_{\text{Kul}_08/\text{Pal}_08}$ : Korrelation Kulawi gegen Palolo für 2006 und 2008

	<b>C</b>	<b>N</b>	<b>Ca</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Na</b>	<b>P</b>	<b>DIC</b>	<b>DC</b>	<b>DOC</b>	<b>DNb</b>
	<b>t ha<sup>-1</sup></b>						<b>kg ha<sup>-1</sup></b>				
Kulawi_06	23,4	1,96	7,47	4,66	8,42	1,29	856,4	7,94	850,6	842,7	24,8
Palolo_06	21,6	1,84	6,08	1,57	8,17	1,25	860,8	19,9	470,2	450,3	20,8
Kulawi_08	23,8	2,31	28,8	45,9	45,5	18,6	2238,6	8,58	473,9	465,4	94,3
Palolo_08	27,3	2,75	29,3	37,1	41,9	29,0	2923,8	11,7	545,2	533,5	90,3
QK_06/08	1,0	-1,2	-3,9	-9,8	-5,4	-14,4	-2,6	-1,1	1,8	1,8	-3,8
QP_06/08	-1,3	-1,5	-4,8	-23,7	-5,1	-23,2	-3,4	1,7	-1,2	-1,2	-4,3
$R_{\text{Kul}_06/\text{Pal}_06}$	-0,17 <sup>1</sup>	-0,06 <sup>1</sup>	0,14 <sup>1</sup>	-0,41 <sup>2</sup>	0,26 <sup>2</sup>	0,21 <sup>2</sup>	0,05 <sup>1</sup>	-0,08 <sup>1</sup>	0,00 <sup>1</sup>	-0,07 <sup>1</sup>	-0,06 <sup>1</sup>
$R_{\text{Kul}_08/\text{Pal}_08}$	0,02 <sup>1</sup>	-0,03 <sup>1</sup>	0,06 <sup>1</sup>	0,06 <sup>1</sup>	0,10 <sup>1</sup>	0,00 <sup>1</sup>	-0,03 <sup>1</sup>	0,01 <sup>1</sup>	-0,06 <sup>1</sup>	-0,06 <sup>1</sup>	-0,14 <sup>1</sup>

<sup>1</sup>  $p > 0,05$ ,  $n = 132$  (2006) und  $126$  (2008)

<sup>2</sup>  $p < 0,05$ ,  $n = 132$  (2006) und  $126$  (2008)

Ähnlich den C- und N-Gehalten wurden für die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte 2006 und 2008 keine Beziehungen zwischen beiden Gebieten quantifiziert (Tab. 32). Kulawis C-Vorräte von 2006 und 2008 waren ähnlich, wohingegen die N-Vorräte 2006 signifikant geringer ( $p < 0,05$ ) als 2008 waren. Auf den Flächen in Palolo wurden 2008 signifikant höhere C- und N-Vorräte ( $p < 0,05$ ) als 2006 quantifiziert (Tab. 32).

Im Vergleich zu den mittleren C- und N-Vorräten der Kakaobestand-Kontrollflächen (C-Vorrat: 24,8



t ha<sup>-1</sup>, N-Vorrat: 2,45 t ha<sup>-1</sup>) aus dem Fokus-3-Projekt, erreichten die Kakaobestände des Fokus-2-Projektes in beiden Jahren etwa gleiche Kohlenstoffvorräte und zumindest 2008 auch ähnliche Stickstoffvorräte. Die Stickstoffvorräte der Fokus-2-Flächen von 2006 befanden sich noch ca. 28 % über denen des Regenwald-Standortes (N-Vorrat: 1,33 t ha<sup>-1</sup>).

DECHERT et al. (2005) berichtete aus dem Palolo-Tal, Zentral-Sulawesi, über sehr ähnliche C- und N-Vorräte von 97,4 t ha<sup>-1</sup> und 9,9 t ha<sup>-1</sup> (0 - 40 cm). Die C- und N-Vorräte von KLINGE et al. (2004) aus dem Ost-Amazonas-Gebiet (0 - 10 cm) von C: 9,13 - 13,46 t C ha<sup>-1</sup>, N: 644 - 904 kg N ha<sup>-1</sup>, erreichen dagegen nur die Hälfte der in Zentral-Sulawesi beobachteten Vorräte. In ihrer Zusammenfassung der mehr als 100 Studien aus dem Amazonasgebiet quantifizierten McGRATH et al. (2001) für Primär- und Sekundärwälder 20,5 - 22,2 Mg C ha<sup>-1</sup>, N: 1,6 - 1,8 Mg N ha<sup>-1</sup> und damit Vorräte, welche sich nur leicht unterhalb der in dieser Studie beobachteten befinden.

Die Anteile der heißwasserlöslichen anorganischen und organischen Kohlenstofffraktionen erreichte 2006 in Kulawi 0,03 % (DIC) und 3,6 % (DOC) sowie in Palolo 0,1 % (DIC) und 2,1 % (DOC). Im Jahre 2008 wurden besonders in Kulawi (DIC: 0,04 %, DOC: 2,0 %) 1,6 % weniger DOC quantifiziert, wohingegen in Palolo ähnliche Anteile wie 2006 extrahiert wurden (DIC: 0,04 %, DOC: 2,0 %). Für die heißwasserlösliche Gesamtstickstofffraktion wurden 2006 in beiden Gebieten (Kulawi-DNb: 1,3 %, Palolo-DNb: 1,1 %) etwa dreifach geringere Mengen als 2008 extrahiert (Kulawi-DNb: 4,3 %, Palolo-DNb: 3,4 %, Tab. 32).

Die unterschiedlichen Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte beider Gebiete wurden durch die ebenfalls nicht in Korrelation stehenden Heißwasserextrakte 2006 (DC-r = -0,00, p > 0,05, n = 132, DNb-r = -0,06, p > 0,05, n = 132) wie auch 2008 (DC-r = -0,06, p > 0,05, n = 126, DNb-r = -0,14, p > 0,05, n = 126) gespiegelt. Des weiteren traten überall Mittelwert-Differenzen (p < 0,05) zwischen den Messwerten von 2006 und 2008 auf. Im Falle von DOC zeigte sich dies in einer Abnahme für Kulawi und einer leichten Zunahme für Palolo (Tab. 32). Für das heißwasserlösliche DNb wurden sowohl in Kulawi wie in Palolo starke Zunahmen um ca. das vierfache beobachtet, wobei sich jedoch auch hier die Frage nach der Messqualität stellt (Tab. 32).

Die Vorräte der Kationen Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> und P übertrafen 2008 die Vorräte aus dem Jahre 2006 um ein Vielfaches und ergänzen damit die Beobachtungen der anderen Analysen. Es muss auch hier wieder von Messfehlern ausgegangen werden.

Die Messungen von 2006 zeigen für die Elemente K (r = -0,41, p < 0,05, n = 132), Mg (r = 0,26, p < 0,05, n = 132) und Na (r = 0,21, p < 0,05, n = 132) eine signifikant positive Korrelation zwischen den Flächen in Kulawi und Palolo auf (Tab. 32), wobei die Korrelation für Kalium negativ signifikant war.

## 9 Überprüfung der Hypothesen

Das Hauptziel der vorliegenden Arbeit ist die Identifikation der Auswirkungen simulierter ENSO-Trockenperioden auf die Dynamik von C, N, P sowie der Kationen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  in den Böden eines tropischen Regenwaldes und eines Kakao-Agroforstes. Als Ergänzung der Analysen zu den Stoffflussdynamiken im replizierten Regenausschlussexperiment wird ermittelt, ob unterschiedliche Intensitäten der Düngung und der Unkrautbeseitigung (oft, selten) zu einer Veränderung der C- und N-Vorräte führen.

Die formulierten Hypothesen werden zunächst genannt und anhand der gewonnenen Ergebnisse überprüft.

### Fokus 3:

- H1 Als Folge des künstlichen Regenausschlusses treten auf den überdachten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen qualitative und quantitative Veränderungen der oberirdischen Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag ( $\text{DOC}$ ,  $\text{DNb}$ ,  $\text{P}_{\text{tot}}$ ,  $\text{K}^+$ ) und der Blattstreu (C, N, P,  $\text{K}^+$ ) ein, welche sich auch auf die Bodennährstoffvorräte auswirken.

Aus der vergleichenden volumetrischen und chemischen Beprobung zwischen den Dach- und Kontrollflächen in Regenwald und Agroforst wurden aus dem Bestandesniederschlag, den Perkolaten der Streuauflagen und den Einträgen über die Blattstreu fallweise signifikant qualitative und quantitative Veränderungen der oberirdischen Stoffeinträge festgestellt. Diese veränderten Stoffeinträge führten jedoch nur vereinzelt zu Veränderungen in den Vorräten der Oberböden.

Für die Regenwald-Dachflächen wurden Verringerungen in den Stoffflüssen um 46,1 % ( $\text{DOC}$ ), 53,8 % ( $\text{DNb}$ ), 49,4 % ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ) und 58,5 % ( $\text{K}^+$ ) gegenüber den Kontrollen ermittelt. Im Agroforst betragen die Verringerungen der Austräge mit dem Bestandesniederschlag 75,7 % ( $\text{DOC}$ ), 77,8 % ( $\text{DNb}$ ), 79,2 % ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ) und um 75,0 % ( $\text{K}^+$ ).

Als Folge des künstlichen Regenausschlusses traten besonders in der organischen Auflage des Agroforstes signifikante qualitative und quantitative Veränderungen auf. Besonders der Streueintrag von *Gliricidia sep.* zeigte signifikant höhere C-, N-, P- und  $\text{K}^+$ -Einträge auf den Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Doch wirkte sich dies innerhalb der gesamten Streueinträge nur für N und  $\text{K}^+$  aus ( $p < 0,05$ ), sonst überwog der Einfluss durch die Streu von *Theobroma cacao*. Im Regenwald betraf dies nur die Kohlenstoffeinträge, welche auf den Kontrollen signifikant ( $p < 0,05$ ) höher lagen. Weder im Regenwald noch im Agroforst wurde ein erhöhter Blattabwurf als Merkmal für einen unter Trockenstress stehenden Bestand beobachtet. Auf den Flächen im Regenwald könnte dies vor allem an der

unzureichenden Abdeckung (um 67 %) gelegen haben. Da die Überdachung im Agroforst (um 80 %) zu einer, über einen längeren Zeitraum wahrnehmbaren Austrocknung der Streuschicht und des Oberbodens führte, ist jedoch ein Einfluss tieferer Bodenbereiche durch das Hangzugswasser am Unterhang nicht auszuschließen.

- H2 Während der experimentellen Trockenheit setzt auf den überdachten Flächen gegenüber den Kontrollen eine Verminderung der Abbau- und Mineralisationsraten (C, N, P, K<sup>+</sup>) und damit eine Abnahme der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden ein.

Die Streuaufgabe der Agroforst-Dachflächen wies als Folge der Abdeckung (80 %) verminderte Abbau- und Mineralisationsraten in Bezug auf die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte auf, da hier signifikant höhere mittlere Vorräte auf den Dachflächen quantifiziert wurden ( $p < 0,05$ ). Zudem zeigte auch Kalium auf den Dachflächen verminderte Umsatzraten. Der signifikant niedrigere Kaliumeintrag ( $p < 0,05$ ) stand hier einem Kaliumvorrat gegenüber, welcher keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen aufwies. Für C, N, P und K<sup>+</sup> zeigten sich auf den Dachflächen eine um 30 - 50 % höhere Zersetzungsdauer, was wahrscheinlich auf eine verminderte mikrobielle Abbautätigkeit und Freisetzung von C, N, P und K<sup>+</sup> infolge der künstlichen Überdachung zurückzuführen war (Tab. 16, Abb. 43).

Die Oberbodenhorizonte des Agroforstes (0 - 10 cm) wiesen auf den zu 80 % überdachten Flächen signifikant geringere Kohlenstoff-, Phosphor- und Kaliumvorräte auf. Stickstoff zeigte zwar ebenfalls niedrigere Vorräte, doch waren diese nicht signifikant ( $p > 0,05$ ). Da aus der extrem trockenen organischen Auflage nur lokal Nährstoffe nachgeliefert wurden (Stammabfluss, Dachlücken), sanken vermutlich die Vorräte im Ah-Horizont. Die Oberböden waren zwar ebenfalls ausgetrocknet, doch vermutlich ermöglichte die verbliebene Feuchtigkeit und die Art der im Hypereutric Cambisol gespeicherten Nährstoffe eine ausreichende Versorgung der mikrobiellen und pflanzlichen Biomasse.

Die Reduzierung der Wasserflüsse um 67 % (Wald) und um 80 % (Agroforst) besaß in den Bv-Horizonten der beiden Standorte keinen Einfluss. Die räumliche Heterogenität der Stoffvorräte und die Pufferfunktion des Bodens führten zum Ausgleich der Wasser- und Nährstoffflüsse und überdeckten den Einfluss des Regenausschlusses.

Infolge des künstlichen Regenausschlusses lagen, mit Ausnahme des Ah-Horizontes im Agroforst, die mittleren DOC-Konzentrationen der Dachplots beider Standorte signifikant

über denen der Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Die künstlich verringerten Wasserflüsse besaßen entsprechend der jährlichen DOC-Flüsse in der Streuauflage beider Standorte den größten Einfluss. Hier wurde eine Reduzierung der Austräge um das 2,5-fache (Wald) und das Fünffache (Agroforst) gegenüber den Kontrollen beobachtet.

Die mittleren DNB-Konzentrationen des Agroforstes lagen von der Streuauflage bis zum Bv-Horizont über denen im Regenwald. Infolge der Abdeckung wurden die jährlichen DNB-Flüsse in der organischen Auflage des Regenwaldes um den Faktor 3 und im Agroforst um den Faktor 5,3 reduziert. Da auf den Agroforst-Dachflächen die Wassermengen am stärksten reduziert wurden, trat noch eine weitere Verminderung DNB-Flüsse um das 2,5-fache in den Bv-Horizonten auf ( $p < 0,05$ ). Die verringerten Wasserflüsse erzeugten höhere Stickstoff-Konzentrationen in den verbleibenden Perkolaten der Streuauflage und Bodenhorizonten. Eine Nachlieferung an Stickstoff, vorwiegend als DON, aus der Bodenmatrix war sowohl im Regenwald als auch im Agroforst möglich.

Im Agroforst wurden zwei- bis sechsfach höhere  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen als im Regenwald beobachtet, wobei beide Standorte einen hohen Anteil an DOP und nur geringe  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen aufwiesen. Die Abdeckung (67 %) auf den Regenwald-Dachflächen war nicht ausreichend, um signifikant höhere Phosphor-Konzentrationen zu erzeugen ( $p > 0,05$ ). Allerdings wurden als Folge der künstlichen Überdachung (80 %) in den Streuauflagen und den Bv-Horizonten des Agroforstes signifikant verschiedene P-Konzentrationen quantifiziert ( $p < 0,05$ ).

Der künstliche Regenausschluss reduzierte die  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse in den Ah- und Bv-Horizonten der Regenwald-Dachflächen um das 2,6- bis 3,3-fache. Der Agroforst-Standort zeigte besonders in den Bv-Dachflächen eine Verringerung der  $P_{\text{tot}}$ -Austräge um das 15,5-fache. Im Gegensatz zu den Konzentrationserhöhungen von DNB/DON, fand keine messbare Erhöhung der  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen statt. Geringere Einträge und die starke Sorption an die Bodenmatrix der Bv-Horizonte dürften dabei ausschlaggebend gewesen sein.

Die Konzentrationen der Regenwald-Dachplots zeigten in der Streuauflage und den Ah-Horizonten meist signifikant geringere  $\text{K}^+$ -,  $\text{Ca}^{2+}$ -,  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen als die Regenwald-Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Dies zeigt, dass die Abdeckung von 67 % noch zu einer Verdünnung der nachgelieferten Kationen in den Perkolaten führte. Im Gegensatz dazu wiesen die Kationen-Konzentrationen der Agroforst-Dachflächen gleich hohe oder höhere Konzentrationen als die Kontrollen auf. Der Abdeckgrad von 80 % bewirkte somit eine ausreichende Verringerung der Wasserflüsse, um höhere Konzentrationen in den Perkolaten zu erzeugen. Allerdings wirkte sich dieser Mechanismus für  $\text{K}^+$  nicht mehr in den Bv-Horizonten aus.

Die hohe Mobilität der Kationen spiegelte sich in der kurze Zersetzungsdauer wieder. Im

Bestandesniederschlag und der Streuauflage beider Standorte traten daher auch die mit Abstand höchsten Flüsse auf. Der Einfluss des experimentellen Regenausschlusses auf den Makronährstoff Kalium zeigte sich in einer Verminderung der  $K^+$ -Flüsse auf den Dachplots, welche im Regenwald das 2,2- bis 5,9-fache bzw. im Agroforst das 1,9- bis 4,6-fache der Kontrollen erreichte.

- H3 Eine Wiederbefeuchtungsphase löst auf den überdachten Flächen einen kurzzeitig stark erhöhten Mineralisations- und Mobilisierungsschub aus (DOC, DNb,  $P_{\text{tot}}$  und  $K^+$ ), welcher den biologischen Bedarf und die Sorptionskapazität des Bodens übersteigt und zu einem verstärkten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser führt.

Trotz vereinzelter signifikanter Auswirkungen während des Regenausschlusses löste die Wiederbefeuchtungsphase im Agroforst keinen messbar erhöhten Mineralisierungs- und Mobilisierungsschub für DOC, DNb,  $P_{\text{tot}}$ ,  $K^+$  sowie weiterer Nährstoffe aus, welcher den biologischen Bedarf und die Sorptionskapazität des Bodens überstieg und zu einem verstärkten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser führte. Vermutlich ist eine stärkere Austrocknung der Streuauflage und des Ah-Horizontes sowie eine leichte Austrocknung des Bv-Horizontes nicht ausreichend, um die Mineralisierung langfristig und damit nachhaltig zu beeinflussen. Weder in der Streuauflage noch in den Ah- und Bv-Horizonten wurden derartige Anstiege beobachtet. Dies könnte auf die starke Aktivität der mikrobiellen Biomasse und Pflanzenwurzeln in einem von einem schnellen Stoffumsatz geprägten Ökosystem zurückzuführen sein. Die mit einsetzender Feuchtigkeit verfügbaren Nährstoffe konnten in ausreichendem Maße gebunden werden oder die starken Niederschläge führten zu einem Verdünnungseffekt.

## Fokus 2:

- H4 Die Intensität der Stickstoffdüngung und Unkrautbeseitigung beeinflusst die mikrobiell gesteuerten Zersetzungs- und Mineralisierungsraten, welche in der Folge Nährstoffvorräte und -verfügbarkeiten im Oberboden (C, N) verändern.

Die Mittelwertvergleiche der C- und N-Gehalte sowie der C- und N-Vorräte zeigten zwischen den wenig und den stärker bewirtschafteten Teilflächen weder für die Proben vom Dezember 2006 noch den für die vom März 2008 signifikante Unterschiede ( $p > 0,05$ ). Insgesamt lagen die Gehalte aller Nährstoffe der 44 Gesamtflächen im Palolo- und Kulawi-Tal 2008 signifikant über den Gehalten von 2006 ( $p < 0,05$ ).

## 10 Zusammenfassung / Summary

Der Schwerpunkt dieser Arbeit umfasste Untersuchungen zu den Auswirkungen simulierter ENSO-Trockenperioden auf die Dynamik von C, N, P sowie der Kationen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  in tropischen Wald- und Agroforstökosystemen. Eine Umsetzung des Forschungsvorhabens wurde im Rahmen der dritten Phase des von der DFG geförderten Sonderforschungsbereiches (552) „Stabilität von Randzonen tropischer Regenwälder“ ermöglicht (Fokus 3: „The Sulawesi Throughfall Displacement Experiment - Ecosystem and economic responses to ENSO droughts in rainforest and agroforest“). Für die Durchführung des replizierten Regenausschlussexperimentes wurde je eine ausgewählte Fläche im Randgebiet des Lore-Lindu-Nationalparks und in einem, in dieser Region weit verbreiteten, Kakao-Agroforst mit einer mehrgliedrigen Dachkonstruktion versehen. Der Kakao-Agroforst lag auf den Flächen der Dorfgemeinde Marena, an einem Unterhang im Kulawi-Tal unweit des Lore-Lindu-Nationalparks. Der Platz für den Regenwald-Standort befand sich innerhalb des Parks mit Zugang über das Seitental Pono und konnte vom Kulawi-Tal im zweistündigem Fußmarsch erreicht werden. Als Bodentypen wurden für den Kakao-Agroforst ein Hypereutric Cambisol und für den Regenwald ein Acrisol bestimmt.

Um replizierte Ergebnisse zu erhalten, setzten sich die Dachkonstruktionen beider Flächen aus je drei überdachten und drei Kontrollflächen zusammen wobei ein Abdeckgrad von etwa 67 % für die Regenwaldflächen und von ca. 80 % auf dem Agroforst-Standort erzeugt wurde. Auf diese Dachkonstruktionen wurden, zur Quantifizierung des Bestandesniederschlages und des Streueintrages, Regen- und Streusammler in regelmäßigen Abständen installiert. Zur Bestimmung des Systemeintrags wurden mit weiteren Regensammlern der Freilandniederschlag erfasst. Um die über den Bestandesniederschlag eingetragenen Nährstoffflüsse in der Streuauflage und den Bodenhorizonten zu quantifizieren, wurden freidrainende Lysimeter in den Steuauflagen, den Oberböden und den Bv-Horizonten eingebracht.

Alle Wasserproben wurden über den Zeitraum vom Februar 2007 bis Mai 2008, im wöchentlichen Rhythmus gesammelt und zu monatlichen volumengewichteten Mischproben vereinigt. Die Streuproben wurden 14-tägig gesammelt und am Monatsende zu einer Monatsprobe vermengt. Zur Bestimmung ergänzender Streu- und Bodenvorräte wurden in zweimonatigen Abständen Bohrstockproben (Ah, Bv) und Proben der Bodenstreu genommen. Aus den Bohrstockproben wurden zusätzlich Heißwasserextrakte hergestellt, welche Ergebnisse zu den heißwasserlöslichen Anteilen der Bodennährstoffe lieferten. Nach den unterschiedlichen Aufbereitungsverfahren wurden alle Proben sorgfältig gelagert und schließlich im STORMA-Labor in Palu und dem Institutslabor der Landschaftsökologie an der Universität Göttingen analysiert.

Als Ergänzung zu den Stoffflussdynamik-Analysen im replizierten Regenausschlussexperiment wurde, im Rahmen des „Fokus 2“ („Ecological and socio-economic assessment of agroforstry

management: Upscaling from the plot and household level to villages and landscapes“) die Entwicklung der Stickstoffdynamik im Hinblick auf verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Variation der N-Düngung (0 und 100 kg Harnstoff ha<sup>-1</sup>) und der Unkrautbeseitigung (oft, selten) untersucht. Dafür wurden auf 44 Flächen im Kulawi- und Palolo-Tal jeweils vor Beginn der Maßnahmen bzw. nach dessen Abschluss Bodenproben und Heißwasserextrakte aus den weniger und den stark bewirtschafteten Bereichen der Einzelflächen analysiert. Es wurden um jeweils drei Bäume in einem Abstand von etwa einem Meter fünf Bodenproben genommen und diese pro Baum vermengt. Die anschließende Probenaufbereitung und Messung erfolgte nach dem Muster der „Fokus-3-Proben“.

### **Dieser Studie lagen folgende Fragestellungen zu Grunde:**

#### **Fokus 3:**

- H1 Treten als Folge des künstlichen Regenausschlusses auf den überdachten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen qualitative und quantitative Veränderungen der oberirdischen Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag (DOC, DN<sub>b</sub>, P<sub>tot</sub>, K<sup>+</sup>) und der Blattstreu (C, N, P, K<sup>+</sup>) ein, welche sich auch auf die Bodennährstoffvorräte auswirken?
- H2 Setzt während der experimentellen Trockenheit auf den überdachten Flächen gegenüber den Kontrollen eine Verminderung der Abbau- und Mineralisationsraten (C, N, P, K<sup>+</sup>) und damit eine Abnahme der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden ein?
- H3 Löst eine Wiederbefeuchtungsphase löst auf den überdachten Flächen einen kurzzeitig stark erhöhten Mineralisations- und Mobilisierungsschub aus (DOC, DN<sub>b</sub>, P<sub>tot</sub> und K<sup>+</sup>), welcher den biologischen Bedarf und die Sorptionskapazität des Bodens übersteigt und zu einem verstärkten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser führt?

#### **Fokus 2:**

- H4 Beeinflusst die Intensität der Stickstoffdüngung und der Unkrautbeseitigung die mikrobiell gesteuerten Zersetzungs- und Mineralisationsraten, welche in der Folge Nährstoffvorräte und -verfügbarkeiten im Oberboden (C, N) verändern?

### Die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen stellen sich für das replizierte Regenausschlussexperiment (Fokus 3) wie folgt dar:

Die Freilandniederschläge dieser Region sind, im Verhältnis zu anderen feucht-tropischen Regionen, durch überdurchschnittlich hohe DOC- und  $K^+$ -Konzentrationen bzw. -einträge (Wald: DOC:  $131 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ,  $K^+$ :  $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ; Agroforst: DOC:  $109 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) sowie im Mittelfeld liegenden Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen bzw. -einträge (Wald: DNb:  $9,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ,  $P_{\text{tot}}$ :  $1,26 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ; Agroforst: DNb:  $10,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ,  $P_{\text{tot}}$ :  $0,42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) gekennzeichnet. Sowohl Stickstoff- als auch Phosphoreinträge wiesen hohe Anteile an DON und DOP auf. Als Quelle der Einträge kommen der Eintrag aus dem Lore-Lindu-National-Park und Partikel, welche als Folge der in dieser Region üblichen Brandrodung auftreten in Frage.

Im Bestandesniederschlag des Regenwaldes wurden, außer für Kalium und wenige andere Nährstoffe, keine signifikanten Unterschiede zwischen den Dach- und Kontrollflächen beobachtet. Jedoch traten auf den Agroforst-Dachplots signifikant niedrigere Konzentrationen von DOC, DNb,  $P_{\text{tot}}$ ,  $K^+$  und weiteren Nährstoffen auf. Dies war ausschließlich auf die stark ausgeprägte räumliche Heterogenität von Niederschlägen in den für die chemischen Analysen verwendeten Proben zurückzuführen ( $n = 12$ ), da die Regensammler über der Dachkonstruktion angebracht waren.

Da die Stoffflüsse mit dem Bestandesniederschlag von den unterhalb der Dächer installierten Rinnen nur unzureichend quantifizierbar waren, wurden diese gemäß des Abdeckungsgrades durch eine Reduktion um 67 % (Wald) und 80 % (Agroforst) aus den Regensammlern über der Dachkonstruktion quantifiziert. Für die Regenwald- Dachflächen wurden somit Nährstoffverluste um 46,1 % (DOC), 53,8 % (DNb), 49,4 % ( $P_{\text{tot}}$ ) und um 58,5 % ( $K^+$ ) gegenüber den Kontrollen ermittelt. Im Agroforst betragen die Verringerungen der Flüsse auf den Dachflächen mit dem Bestandesniederschlag 75,7 % (DOC), 77,8 % (DNb), 79,2 % ( $P_{\text{tot}}$ ) und 75,0 % ( $K^+$ ).

Des Weiteren besaß der Regenwald auf seinen Dach- und Kontrollflächen 4,4- bis 2,2-fach höhere DOC bzw. 1,4- bis 2,3- fach höhere  $K^+$ -Flüsse als der Agroforst. Gründe dafür dürften in der größeren Kronenraumbiomasse des Regenwaldes und in den höheren Freilandniederschlag-Einträgen aus dem Lore-Lindu-Nationalpark liegen. Hingegen zeigte das DNb und  $P_{\text{tot}}$  der Regenwaldplots nur auf den Dachflächen leicht höhere Flüsse (DNb: 1,3-fach,  $P_{\text{tot}}$ : 1,5-fach). In den Kontrollen erreichten die DNb- und  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen des Agroforstes jeweils um das 1,6-fach höhere Stoffflüsse. Eine unregelmäßig durchgeführte Harnstoff-Düngung (N), trockene Deposition (P: Blütenstaub v. a. von Palmenarten) und Auswaschungen aus der Streu von *Gliricidia sep.* (N, P) könnten entscheidende Faktoren für die höheren DNb- und  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen im Agroforst sein.



Als Folge des künstlichen Regenausschlusses traten in der organischen Auflage des Agroforstes signifikante qualitative und quantitative Veränderungen auf. Besonders *Gliricidia sep.* zeigte signifikant höhere C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Streueinträge auf den Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Doch wirkte sich dies innerhalb der gesamten Streueinträge nur für N und K<sup>+</sup> aus ( $p < 0,05$ ), sonst überwog der Einfluss der Streu von *Theobroma cacao*. Im Regenwald betraf dies nur die Kohlenstoffeinträge, welche auf den Kontrollen signifikant höher lagen ( $p < 0,05$ ). Weder im Regenwald noch im Agroforst wurde ein erhöhter Blattabwurf als Merkmal für einen unter Trockenstress stehenden Bestand beobachtet. Auf den Flächen im Regenwald könnte dies vor allem an der unzureichenden Abdeckung (um 67 %) gelegen haben. Da die Überdachung im Agroforst (um 80 %) zu einer, über einen längeren Zeitraum wahrnehmbaren Austrocknung der Streuschicht und des Oberbodens führte, ist jedoch ein Einfluss tieferer Bodenbereiche durch das Hangzugswasser am Unterhang nicht auszuschließen.

Die Streuauflage der Agroforst-Dachflächen wies als Folge der Abdeckung (80 %) verminderte Abbau- und Mineralisationsraten in Bezug auf die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte auf, da hier signifikant höhere mittlere Vorräte auf den Dachflächen quantifiziert wurden ( $p < 0,05$ ). Zudem zeigte Kalium auf den Dachflächen verminderte Umsatzraten. Der signifikant niedrigere Kaliumeintrag ( $p < 0,05$ ) stand einem Kaliumvorrat gegenüber, welcher keine Unterschiede zwischen Dach- und Kontrollflächen aufwies. Für C, N, P K<sup>+</sup> und TM zeigten sich auf den Dachflächen um 30 - 50 % höhere Zersetzungsdauern, was wahrscheinlich auf eine verminderte mikrobielle Abbautätigkeit und Freisetzung von C, N, P und K<sup>+</sup> infolge der künstlichen Überdachung zurückzuführen war (Tab. 16, Abb. 43).

Die Oberbodenhorizonte des Agroforstes (0 - 10 cm) wiesen auf den zu 80 % überdachten Flächen signifikant geringere Kohlenstoff-, Phosphor- und Kaliumvorräte auf. Stickstoff zeigte zwar ebenfalls niedrigere Vorräte, doch waren diese nicht signifikant. Da aus der extrem trockenen organischen Auflage nur lokal Nährstoffe nachgeliefert wurden (Stammabfluss, Dachlücken), sanken vermutlich die Vorräte im Ah-Horizont. Die Oberböden waren zwar ebenfalls angetrocknet, doch bestand die Gegebenheit, dass die verbliebene Feuchtigkeit und die Art der im Hypereutric Cambisol gespeicherten Nährstoffe eine ausreichende Versorgung der mikrobiellen und pflanzlichen Biomasse ermöglicht haben.

In den darunter liegenden Bv-Horizonten zeigten die Agroforst-Dachflächen zwar verringerte Kaliumvorräte, doch wurden dort bereits vor dem Dachschluss geringere Vorräte gegenüber den späteren Kontrollen beobachtet. Es handelte sich somit um eine räumliche Heterogenität der Stoffvorräte. Im Regenwald konnten in den Ah- und Bv-Horizonten keine signifikanten Unterschiede ( $p > 0,05$ ) zwischen Dach- und Kontrollflächen für C, N, P und K<sup>+</sup> festgestellt werden. Die Reduzierung der Wasserflüsse um 67 % (Wald) und um 80 % (Agroforst) besaß in den Bv-Horizonten der beiden Standorte keinen Einfluss. Die räumliche Heterogenität der Stoffvorräte und

die Pufferfunktion des Bodens führten zum Ausgleich der Wasser- und Nährstoffflüsse und überdeckten den Einfluss des Regenausschlusses.

Generell lagen die C-, N-, P- und K<sup>+</sup>-Vorräte der Bv-Horizonte im Regenwald nur leicht unter denen des Agroforstes. Dies zeigt, dass der Acrisol noch nicht extrem an Nährstoffen verarmt ist und aus dem Cambisol bereits reichlich Nährstoffe, besonders Kationen ausgewaschen wurden.

DOC wies, nach mehrmonatigen Experimentverlauf, in den Streuauflagen der Dach- und Kontrollflächen beider Standorte seine höchsten Flüsse und, außer in den Agroforst-Kontrollen, auch seine höchsten Konzentrationen auf. Infolge des künstlichen Regenausschlusses lagen, mit Ausnahme des Ah-Horizontes im Agroforst, die mittleren Konzentrationen der Dachplots beider Standorte signifikant über denen der Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Die künstlich verringerten Wasserflüsse besaßen entsprechend der jährlichen DOC-Flüsse der Streuauflage beider Standorte den größten Einfluss. Hier wurde eine Reduzierung der Austräge um das 2,5-fache (Wald) und das Fünffache (Agroforst) gegenüber den Kontrollen beobachtet. In den Bv-Horizonten verringerten sich die DOC-Konzentrationen und -Flüsse auf beiden Standorten stark, was auf die Sorption an der Bodenmatrix und/oder Abbauprozessen zurückzuführen sein dürfte. Die Austräge aus den Bv-Horizonten unterschritten die Einträge über den Freilandniederschlag. Im Vergleich mit anderen feucht-tropischen Standorten lagen die DOC-Konzentrationen im Mittelfeld, doch wurden ähnlich hohe DOC-Flüsse nur von wenigen Autoren genannt.

Die mittleren DNb-Konzentrationen des Agroforstes lagen von der Streuauflage bis zum Bv-Horizont über denen im Regenwald. Der ökologisch günstigere Bodentyp (Hypereutric Cambisol), das Vorhandensein der Leguminosenart *Gliricida sep.* und die ab und zu durchgeführte Harnstoff-Düngung dürften sich positiv auf die höheren DNb-Konzentrationen im Agroforst auswirken. DON besaß auf beiden Standorten den mit Abstand höchsten Anteil am DNb, außerdem stiegen die DNb/DON-Konzentrationen beider Standorte mit zunehmender Bodentiefe an. Infolge des künstlichen Regenausschlusses wurden die jährlichen DNb-Flüsse in der organischen Auflage des Regenwaldes um den Faktor 3 und im Agroforst um den Faktor 5,3 reduziert. Da auf den Agroforst-Dachflächen die Wassermengen am stärksten reduziert wurden, trat noch eine weitere Verringerung um das 2,5-fache in den Bv-Horizonten auf ( $p < 0,05$ ). Verringerte Wasserflüsse erzeugten somit höhere Stickstoff-Konzentrationen in den verbleibenden Perkolaten. Eine Nachlieferung an Stickstoff war sowohl im Regenwald als auch im Agroforst möglich.

Die Kontrollen des Agroforstes und des Regenwaldes zeigten in den Streuauflagen die höchsten jährlichen DNb-Flüsse. Dagegen traten maximale Austräge unter den Dächern in den Ah-Horizonten auf. In den Ah-Horizonten der Agroforst-Dachflächen war offenbar ausreichend Stickstoff vorhanden, so dass weitere Konzentrationserhöhungen in den Wasserflüssen aus den darüberliegenden Ebenen möglich waren. Hierbei ist der hohe Anteil des DON am DNb zu

berücksichtigen, der weder von der Biomasse aufgenommen, noch an die Bodenmatrix sorbiert werden konnte und deshalb in der Bodenlösung verblieb bzw. schnell in die Lösung aufgenommen wurde. Der hohe DON-Anteil am DNB ist demnach ein Hinweis auf stickstofflimitierte Standorte.

Im Agroforst wurden zwei- bis sechsfach höhere  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen als im Regenwald beobachtet, wobei beide Standorte einen hohen Anteil an DOP und nur geringe  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen aufwiesen. Beide Standorte zeigten im Bestandesniederschlag und der Streuauflage maximale  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen. Die höheren  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen des Agroforstes basierten vermutlich auf der Nährstoffabgabe aus dem Cambisol, dem Stoffumsatz aus der *Gliricidia* sowie dem höheren P-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag. Der jüngere Cambisol des Agroforstes kann wahrscheinlich noch Phosphor aus der Bodenmatrix zur Verfügung stellen, was im stärker verwitterten Acrisol weniger möglich ist. Die Abdeckung (67 %) auf den Regenwald-Dachflächen war nicht ausreichend, um signifikant höhere Phosphor-Konzentrationen zu erzeugen ( $p > 0,05$ ). Allerdings wurden als Folge der künstlichen Überdachung (80 %) in den Streuauflagen und den Bv-Horizonten des Agroforstes signifikant verschiedene P-Konzentrationen quantifiziert ( $p < 0,05$ ).

Die künstlich verminderten Wasserflüsse reduzierten die  $P_{\text{tot}}$ -Flüsse in den Ah- und Bv-Horizonten der Regenwald-Dachflächen um das 2,6- bis 3,3-fache. Der Agroforst-Standort zeigte besonders in den Bv-Dachflächen eine Verringerung der  $P_{\text{tot}}$ -Austräge um das 15,5-fache. Im Gegensatz zu den Konzentrationserhöhungen von DNB/DON, fand keine messbare Erhöhung der  $P_{\text{tot}}$ -Konzentrationen statt. Geringere Einträge und die starke Sorption an die Bodenmatrix der Bv-Horizonte dürften dabei ausschlaggebend gewesen sein. Dieser Effekt und die N:P-Verhältnisse in der Blattstreu beider Standorte wiesen (Wald: 21,8, Agroforst: 13,3) auf eine N- und P-Limitierung beider Standorte hin.

Die Konzentrationen der Regenwald-Dachplots zeigten in der Streuauflage und den Ah-Horizonten meist signifikant geringere Kationen Konzentrationen ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$ ) als die Regenwald-Kontrollen ( $p < 0,05$ ). Dies zeigt, dass die Abdeckung von 67 % noch zu einer Verdünnung der nachgelieferten Kationen in den Perkolaten führte.

Im Gegensatz dazu wiesen die Kationen-Konzentrationen der Agroforst-Dachflächen gleich hohe oder höhere Kationen-Konzentrationen als die Kontrollen auf. Der Abdeckgrad von 80 % bewirkte somit eine ausreichende Verringerung der Wasserflüsse, um höhere Konzentrationen in den Perkolaten zu erzeugen. Allerdings wirkte sich dieser Mechanismus für  $\text{K}^+$  nicht mehr in den Bv-Horizonten aus. Da  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  in den Bv-Horizonten der Agroforst-Kontrollen besonders hohe Konzentrationen erreichten, ist davon auszugehen, dass der Hypereutric Cambisol höhere Mengen dieser Kationen verliert.

Die hohe Mobilität der Kationen spiegelte sich in der kurze Zersetzungsdauer wieder. Der Einfluss

des experimentellen Regenausschlusses auf den Makronährstoff Kalium zeigte sich in einer Verminderung der  $K^+$ -Flüsse auf den Dachplots, welche im Regenwald das 2,2- bis 5,9-fache bzw. im Agroforst das 1,9- bis 4,6-fache der Kontrollen erreichte. Zusammen mit den hohen Kationen-Konzentrationen erzeugten die im Bv-Horizont des Agroforstes vorhandenen Wassermengen sehr hohe  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$ -Austräge, welche die Einträge über den Freilandniederschlag um ein Vielfaches überstiegen.

Trotz vereinzelter signifikanter Auswirkungen während des künstlichen Regenausschlusses löste die Wiederbefeuchtungsphase im Agroforst keinen messbar erhöhten Mineralisierungs- und Mobilisierungsschub für DOC, DNb,  $P_{tot}$ ,  $K^+$  sowie weiterer Nährstoffe aus, welcher für kurze Zeit den biologischen Bedarf und die Sorptionskapazität des Bodens überstieg und zu einem verstärkten Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser führte. Vermutlich ist eine stärkere Austrocknung der Streuauflage und des Ah-Horizontes sowie eine leichte Austrocknung des Bv-Horizontes nicht ausreichend, um die Mineralisierung langfristig und damit nachhaltig zu beeinflussen. Das Ausbleiben könnte aber auf den schnellen Umsatz durch die mikrobielle Biomasse und Pflanzenwurzeln, in einem von einem schnellen Stoffumsatz geprägten Ökosystem, zurückzuführen sein. Die mit einsetzender Feuchtigkeit verfügbaren Nährstoffe konnten somit in ausreichendem Maße gebunden werden. Schließlich bestand auch die Möglichkeit, dass die starken Niederschläge, besonders im April zu einem Verdünnungseffekt führten. Auf dem Regenwald-Standort blieb die Dachkonstruktion auch nach dem Ende der Projektlaufzeit installiert und Analysen zur Wiederbefeuchtung waren somit nicht möglich.

**Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen über die Auswirkungen einer unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität auf die Bioverfügbarkeit der Bodennährstoffe (C und N) lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:**

Die Mittelwertvergleiche der C- und N-Gehalte sowie der C- und N-Vorräte zeigten zwischen den wenig und den stärker bewirtschafteten Teilflächen weder für die Proben vom Dezember 2006 noch den für die vom März 2008 signifikante Unterschiede. Einen wesentlich größeren Einfluss übten Standortfaktoren wie die Höhe der Versuchsflächen, das Alter der Kakaobäume und das Vorhandensein von ehemaligen Waldbäumen in den eher heterogenen Kakaobeständen aus. Allerdings lagen die Nährstoffgehalte der 44 Gesamtflächen im Palolo- und Kulawi-Tal 2008 signifikant über den Gehalten von 2006 ( $p < 0,05$ ). Speziell die Zunahme des C-Gehaltes ist als positiv zu bewerten, da diese 2006 an der Grenze des von Autoren empfohlenen Schwellenwertes für die Aggregatstabilität lagen (Kulawi: 2,05 %, Palolo: 2,01 %). Die kontinuierliche Bewirtschaftung, unabhängig davon, ob sie intensiv oder weniger intensiv durchgeführt wird, führte zu einer Zunahme des C-Gehaltes auf 2,31 % (Kulawi) und 2,45 % (Palolo). Des Weiteren wurde auch ein Anstieg der N-Gehalte um 21,9 % (Kulawi) und 27,4 % (Palolo) quantifiziert.

## Summary

This thesis aimed to characterize the response of nutrient (C, N, P) and cation ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ) soil pools and dynamics to experimental drought and land-use practices in Central Sulawesi, Indonesia. To carry out a replicated throughfall exclusion experiment in an outlying district of the Lore-Lindu-National-Park, and in a for this region typical Cacao-Agroforestry area, a multi-parted roof construction was installed at two areas in the Kulawi-Valey. Both selected areas were divided into three roof-plots and three control-plots. This roof construction achieved a throughfall exclusion of approx. 67 % in the rain forest and of approx. 80 % in the Cacao-Agroforestry area. Before, during and after the throughfall exclusion samples of rainfall, throughfall, litter fall, litter stocks, soil stocks, litter leachate and soil leachate (by zero-tension lysimeters) were selected to determine weight, volume and nutrient contents. The study was conducted from February 2007 to June 2008 with the exclusion experiment ranging from March 2007 to April 2008.

As a result of the artificial throughfall exclusion, the throughfall of the roof-plots in the rain forest showed decreases of nutrient-fluxes of about 46,1 % (DOC), 53,8 % (DNb), 49,4 % ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ) and of 58,5 % ( $\text{K}^+$ ) compared to the control-plots. In the Cacao-Agroforest decreases of about 75,7 % (DOC), 77,8 % (DNb), 79,2 % ( $\text{P}_{\text{tot}}$ ) and of 75,0 % ( $\text{K}^+$ ) were observed. The litter of *Gliricidia sep.* showed significant higher C-, N-, P- und  $\text{K}^+$  input fluxes on the control-plots (each  $p < 0,05$ ,  $n = 312$ , Mann-Whitney-U-Test, MWU) than at the roof plots. However, for the entire litter input the part of *Gliricidia sep.* was only prevailed for N and  $\text{K}^+$ , otherwise the influences of *Theobroma cacao* were dominant. Neither the rain forest nor the Cacao-Agroforest area showed higher litter fall as a indicator for a dry-stressed ecosystem stand. Perhaps the roof cover degree (approx. 67 %) at the rain forest sites was not strong enough. The Cacao stand with a cover degree of approx. 80% showed a notable drying of the litter and the upper soil layer during the exclusion experiment, whereas an influence of the deeper and wetter soil areas by subsurface water flow appeared possible.

During the rain exclusion period the litter layer of the Agroforest roof-plots showed significant higher C-, N- and P-stocks (each  $p < 0,05$ ,  $n = 85$ , MWU) and reduced decompositions and mineralisation rates compared to the controls. In addition, C, N, P and  $\text{K}^+$  on the roof plots posses a 30 - 50 % longer turnover time which likely was the result of a decreased microbial decomposition and reduced nutrient release (C, N, P and  $\text{K}^+$ ) due to water stress. In opposite to the higher nutrient stocks in the litter layer, the nutrient stocks (C, P,  $\text{K}^+$ ) of the upper mineral soil layer (0 - 10 cm) were significant lower on the roof-plots ( $p > 0,05$ ,  $n = 95$ , MWU). Because of the extremely dry litter layer, decomposition and mineralisation processes were hampered and only a local nutrient release was possible (via stem flow, roof holes). Together with plant roots the microbial biomass consumed moisture and nutrients from the Hypereutric Cambisol. Consequently a net decrease of the nutrient stocks in the upper soil layer was observed.

Neither in the rain forest nor in the Agroforest area the artificial roof construction showed an effect on the deeper soil layer. Spatial heterogeneity of nutrient stocks and the buffer function of the mineral soil presumably surpassed the influence of the roof construction.

At both sites, the nutrient fluxes of all investigated parameters were highest in the litter layer and upper soil horizons reflecting the important source function of these two compartments within both ecosystems (rain forest: factor 2, Cacao-Agroforest: factor 5).

Nutrient fluxes in the rain forest and Cacao stands were characterised by a large proportion of DON in DNb. Besides both sites showed higher DON-fluxes in deeper soil horizons than in the upper soil, because of the nitrogen release and delivery from the soil matrix. The high proportion of DON in DNb point to a N-limited system. In comparison to the DNb/DON ratio, DOP possesses a large part in  $P_{tot}$ . This fact and the litter N:P ratios marked a P-limitation for both locations (rain forest: 21,8, Cacao-Agroforest: 13,3). Especially in the Cacao-Agroforest a high release of  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  was observed, which is a result of cation leaching from the soil matrix of the Hypereutric Cambisol.

Despite significant effects during the artificial throughfall exclusion, there was no indication of enhanced decomposition and mineralisation rates for DOC, DNb,  $P_{tot}$ ,  $K^+$  and the other nutrients caused by the subsequent rewetting phase in the Cacao-Agroforest. Consequently, the nutrient mobilization during the rewetting period was too low to surpass the biological nutrient demand and the absorption capacity of soil matrix to set off an increased nutrient export with seepage water. This could be attributed to the intensified nutrient up-take of the microbial biomass and the plant roots in this highly productive ecosystems, or to a dilution effect caused by the high rainfall amounts entering the soil after the roof removal.

In addition to the investigations on the nutrient –dynamics in the replicated throughfall exclusion experiment, a second aim was to study the development of the soil nitrogen dynamic in view of diverse cultivation measures like variation in nitrogen fertilization (0 and 100 kg urea ha<sup>-1</sup>) as well as weeding (2-, 6-monthly). Before (2006) and after (2008) the experimental manipulations, soil samples (0 - 10 cm) were taken from the intensively and less- intensively treated subplot forming part of 44 plots each in the Kulawi- and Palolo-Valey. Analysis results neither showed differences between intensively and less-intensively treated subplots in 2006 and 2008, although the contents of all nutrients in all plots were higher in 2008 than in 2006 ( $p < 0,05$ ,  $n = 264$ , MWU). For example, in 2006 the C-content (2.0%) was near the threshold value indicating for good soil quality and increased to 2.,5 % in 2008.

Although the soil compartment is capable to buffer smaller changes in water deficits and nutrient losses, the field results showed that with intensified throughfall reduction not only the water supply but also the release and availability of nutrients were significantly diminished, potentially leading to nutrient deficiency symptoms in forest ecosystems and Agroforestry systems in the long run.

**11 Literaturverzeichnis**

**Aerts R.** (1997): Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79, 439-449.

**Aerts R. & F. S. Chapin III** (2000): The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecology Research*, 30, 1-67.

**Aldrian E. & R. D. Susanto** (2003): Identification of three dominant rainfall regions within Indonesia and their relationship to sea surface temperature. *International Journal of Climatology*, 23, 1435-1452.

**Alpizar L., Fassbender H. W. & J. Heuvelodp** (1983): Estudio de sistemas agroforestales en el experimento central de CATIE, Turrialba. III Producción de residuos vegetales, Centro Agronomico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba/Costa Rica, 14.

**Anderson J. M., Proctor J. & H. W. Vallack** (1983): Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. III. Decomposition processes and nutrient losses from leaf litter. *Journal of Ecology*, 71, 503-527.

**Anderson J. M. & T. Spencer** (1991): Carbon, nutrient and water balances of tropical rain forest ecosystems subject to disturbance. MAB DIGEST. Management implications and research proposals. Educational, Scientific and Cultural Organization, UNESCO-workshops, 7, 95.

**Aranguren J., Escalante G. & R. Herrera** (1982): Nitrogen cycle of tropical perennial crops under shade trees: I Coffee. *Plant Soil* 67:247-258

**Asdak C., Jarvis P. G., van Gardingen P. & A. Fraser** (1998): Rainfall interception loss in unlogged and logged forest areas of Central Kalimantan, Indonesia, *Journal of Hydrology*, 206, 237-244

**Audley-Charles M. G.** (1987): Dispersal of Gondwanaland: relevance to evolution of the Angiosperms. *Biogeographical Evolution of the Malay archipelago*. In: T. C. Whitemore (Hrsg.): *Monographs on Biogeography*. Clarendon Press, Oxford, 4, 25.

**Austin A. T., Yahdjian L., Stark J. M., Belnap J., Porporato A., Norton U., Ravetta D. A. & S. M. Schaeffer** (2004): Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141, 221-235.

**Babbar L. I. & D. R. Zak** (1994): Nitrogen cycling in coffee agroecosystems: net N mineralization and nitrification in the presence and absence of shade trees. *Agriculture, Ecosyst. and Environ.*, 48, 107-113.

**Baggie I., Rowell D. L., Robinson J. S. & G. P. Warren** (2004): Decomposition and phosphorus release from organic residues as affected by residue quality and added inorganic phosphorus. *Agroforestry Systems*, 63, 125-131.

**Baldock J. A. & B. D. Kay** (1987): Influence of cropping history and chemical treatments on the waterstable aggregation of a silt loam soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 61, 501-511.

**Baldock J. A. & P. N. Nelson** (1999): Soil Organic Matter. In: M. E. Sumner (Hrsg.): *Handbook of Soil Science*., B25-B84, (CRC Press: Boca Raton, USA.).

**Baldock, J. A. & J. O. Skjemstad** (1999): Soil organic carbon/soil organic matter. In: Peverill K. I., Sparrow L. A. & D. J. Reuter (Hrsg.): *Soil Analysis: an Interpretation Manual*, 159-170, (CSIRO Publishing: Collingwood).

**Bardgett R. D. Wardle D. A. & G. W. Yeates** (1998): Linking above-ground and below-ground interactions how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biol. and Biochem.*, 30/14, 1867-1878.

- Bates B. C., Kundzewicz Z. W., Wu S. & J. P. Palutikof** (2008): Climate change and water. Technical paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Geneva, <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tp-climate-change-water.htm>.
- Bäumler R. & W. Zech** (1998): Soil solution and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. *For. Ecol. and Manag.*, 108, 231-238.
- Bebi P., Kulakowski D. & T. T. Veblen** (2003): Interactions between Fire and Spruce Beetles in a Subalpine Rocky Mountain Forest Landscape. *Ecology*, 84/2, 362-371.
- Beer J.** (1987): Advantages, disadvantages and desirable characteristics of shade trees for coffee, cacao and tea. *Agroforestry Systems*, 5, 3-13.
- Beer J.** (1988): Litter production and nutrient cycling in coffee (*Coffea arabica*) or cacao (*Theobroma cacao*) plantations with shade trees. *Agroforestry Systems*, 7, 103-114.
- Beer J., Muschler R., Kass D. & E. Somarriba** (1998): Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems*, 38, 139-164.
- Belsky J. M. & S. F. Siebert** (2003): Cultivating cacao: Implications of sun-grown cacao on local food security and environmental sustainability. *Agric. Human Values*, 20, 277-285
- Blair G. J., Lefroy R. D. B. & A. Whitbread** (2001): The development of the  $\text{KMnO}_4$ -oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index. In: Lal R., Kimble J. M., Follett R. F. & B. A. Stewart (Hrsg.): *Assessment methods for soil carbon*. Lewis publishers, Boca Raton, Florida, USA, 323-338.
- Bottner P.** (1985): Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with  $^{14}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  labeled plant material. *Soil Biol. and Biochem.*, 17/3, 329-337.
- Boyer J.** (1973): Cycles de la matière organique et des éléments minéraux dans une cacaoyère Camerounaise. *Care Cacao The* 17, 1, 3-24.
- Brady N. C.** (1990): *The nature and properties of soils*. MacMillan Publishing Company, New York, 14.
- Brando P. M., Nepstad D. C., Davidson E. A., Trumbore S. E., Ray D. & P. Camargo** (2008): Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 363, 1839-1848.
- Brasell H. M. & D. F. Sinclair** (1983): Elements returned to forest floor in tea rainforest and three plantation plots in tropical Australia. *Journal of Ecology*, 71, 367-378.
- Bruijnzeel L. A.** (1990): Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state knowledge review. UNESCO International Hydrological Programme, Humid Tropics Programme, 224.
- Burghouts T. B. A., van Straalen N. M. & L. A. Bruijnzeel** (1998): Spatial heterogeneity of element and litter turnover in a Bornean rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 14, 477-506.
- Caldwell M. M. & J. H. Richards** (1986): Competing root systems: morphology and models of adsorption. In: T. J. Givnish (Hrsg.): *On the economy of plant form and function*. Cambridge University Press, 251-273.
- Callesen I., Borken W. & E. Matzner** (2007): Long-term development of nitrogen fluxes in a coniferous ecosystem: Does soil freezing trigger nitrate leaching?. *Jour. Plant Nutr. Soil Sci.*, 170, 189-196.
- Carter M. R.** (1992): Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil & Tillage Research*, 23, 361-372.



- Cavelier J., Tanner E. & J. Santamaria** (2000): Effect of water, temperature and fertilizers on soil nitrogen net transformations and tree growth in an elfin cloud forest of Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 16, 83-99.
- Chen C. R., Xu Z. H. & N. J. Mathers** (2004): Soil Carbon Pools in Adjacent Natural and Plantation Forests of Subtropical Australia . *S.S.S.A.J.*, 68, 282-291.
- Chen X. Y., Mulder J., Wang Y. H., Zhao D. W. & R. J. Xiang** (2004): Atmospheric deposition, mineralization and leaching of nitrogen in subtropical forested catchments, South China. *Environmental Geochemistry and Health*, 26, 179-186.
- Chuyong G. B., Newbery D. M. & N. C. Songwe** (2004): Rainfall input, throughfall and stemflow of nutrients in a central African rain forest dominated by ectomycorrhizal trees. *Biogeochemistry*, 67, 73-91.
- Clark D. A.** (2004): Sources or sinks? The responses of tropical forests to current and future climate and atmospheric composition. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 359, 477-491.
- Cleveland C. C., Townsend A. R. & S. K. Schmidt** (2002): Phosphorus Limitation of Microbial Processes in Moist Tropical Forests: Evidence from Short-term Laboratory Incubations and Field Studies. *Ecosystems*, 5, 680 - 691.
- Cornu S., Ambrosi J. P., Lucas Y. & D. Fevrier** (1997): A comparative study of the soil solution chemistry of two Amazonian forest soils (Central-Amaonia, Brazil). *Hydrology and Earth Sciences*, 1/2, 313-324.
- Craswell E. T. & R. D. B. Lefroy** (2001): The role and function of organic matter in tropical soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 7-18.
- Crews T. H., Kitayama K., Fownes J. H., Riley R. H., Herbert D. A., Mueller-Dombois D. & P. M. Vitousek** (1995): Changes in Soil Phosphorus Fractions and Ecosystem Dynamics across a Long Chronosequence in Hawaii. *Ecology*, 76/5, 1407-1424.
- Culmsee H. & R. Pitopang** (2009): Tree diversity in Sub-Montane and lower montane primary rain forests in Central-Sulawesi. *Blumea : tijdschrift voor de systematiek en de geografie der planten : a journal of plant taxonomy and plant geography*, 54, 119-123.
- Currie W. S., Aber J. D., McDowell W. H., Boone R. D. & A. H. Magill** (1996): Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochemistry*, 35, 471-505.
- Dalva M. & T. R. Moore** (1991): Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15, 1-19.
- Davidson E. A. & P. Artaxo** (2004): Globally significant changes in biological processes of the Amazon Basin: results of the Large-scale Biosphere-Atmosphere Experiment. *Global Change Biology*, 10, 519-529.
- Dawson H. J., Ugolini F. C. & J. Zachara** (1978): Role of soluble organics in the soil processes of a podzol, Central Cascades, Washington. *Soil Science*, 126/5, 290-296.
- Deb S., Barbhuiya A. R., Arunachalam A. & K. Arunachalam** (2008): Ecological analysis of traditional agroforest and tropical forest in the foothills of Indian eastern Himalaya: vegetation, soil and microbial biomass. *Journal of Tropical Ecology*, 49/1, 73-78.
- Dechert G.** (2003): Nutrient dynamics and their control in land use systems of forest margins in Central Sulawesi, Indonesia. Dissertation, University of Göttingen, 110.
- Dechert G., Veldkamp E. & I. Anas** (2004): Is soil degradation unrelated to deforestation? Examining soil parameters of land use systems in upland Central Sulawesi, Indonesia. *Plant and Soil*, 265, 197-209.

- Dechert G., Veldkamp E. & R. Brumme** (2005): Are partial nutrient balances suitable to evaluate nutrient sustainability of land use systems? Results from a case study in Central Sulawesi, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, 201-212.
- Dietz J., Hölscher D., Leuschner C. & Hendrayanto** (2006): Rainfall partitioning in relation to forest structure in differently managed montane forest stands in Central Sulawesi, Indonesia. *For. Ecol. and Manag.*, 237, 170-178.
- Dise N. B., Matzner E. & M. Forsius** (1998): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution*, 102, S 1, 453-456.
- Doran, J. W. & M. Safley** (1997): Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst C. E., Doube B. M. & V. V. S. R. (Hrsg.): *Gupta. Biological Indicators of Soil Health.* (CAB International: New York.), 1-28.
- Driscoll C.T., Fuller R.D. & W.D. Schecher** (1989): The role of organic acids in the acidification of surface waters in the eastern U.S. *Water Air and Soil Pollution*, 43: 21-40.
- Duxbury J. M., Smith M. S., Doran J. W., Jordan C., Larry Szott L. & E. Vance** (1989): Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: Coleman D. C., Oades J. M. & G. Uehara (Hrsg.): *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems.* NifTAL-Project, University of Hawaii Press, Honolulu, 33-67.
- Edwards P. J.** (1977): Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. 2: The production and disappearance of litter. *Journal of Ecology*, 65, 971-992.
- Eklund T. J., McDowell W. H. & C. M. Pringle** (1997): Seasonal variation of tropical precipitation chemistry: La Selva, Costa Rica. *Atmospheric Environment*, 31/23, 3903-3910.
- Erasmí S., Twele A., Ardiansyah M., Malik A. & M. Kappas** (2004): Mapping deforestation and land cover conversion at the rainforest margins in Central Sulawesi, Indonesia. *EARSeL eProceedings*, 3/3, 288-297.
- Fahey T. J., Yavitt J. B., Pearson J. A. & D. H. Knight** (1985): The nitrogen cycle in lodgepole pine forests, southeastern Wyoming. *Biogeochemistry*, 1, 257-275.
- Falcão de Souza N.P., Comerford N. & J. Lehmann** (2003): Determining nutrient bioavailability of Amazonian dark earth soils- methodological challenges. In: J. Lehmann et al. (Hrsg.) *Amazonian Dark Earths: Origin, properties, management.* Kluwer. 255-270.
- FAO (2007):** State of the World's Forests, 2007. Electronic Publishing Policy and Support Branch, Communication Division, FAO. Food and agriculture organisation of the United Nations. Rome, Italy, 99.
- Finlay, R.D.** (2004) Mycorrhizal fungi and their multifunctional roles. *Mycologist*. 18: 91-96.
- Feller C. & M. H. Beare** (1997): Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79, 69-116.
- Feller C., Albrecht A., Blanchart E., Cabidoche Y. M., Chevallier T., Hartmann C., Eschenbrenner V., Larre -Larrouy M. C. & J. F. Ndandou** (2001): Soil organic carbon sequestration in tropical areas. General considerations and analysis of some edaphic determinants for Lesser Antilles soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 19-31.
- Finlay R. D.** (2004): Mycorrhizal fungi and their multifunctional roles. *The Mycologist.*, 18/2, 91-96.
- Fischer E.** (2004): Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffhaushalt im Teileinzugsgebiet des Hana an der Grenze des Taï-Nationalparks (Côte d'Ivoire) Ein Vergleich zwischen Wald und Kakaopflanzungen. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen, 197.

- Franzluebbers A. J., Haney R. L., Honeycutt C. W., Schomberg H. H. & F. M. Hons** (2000): Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *S.S.S.A.J.*, 64, 613- 623.
- Fujii K., Funakawa S., Hayakawa C. & T. Kosaki** (2008): Contribution of different proton sources to pedogenetic soil acidification in forested ecosystems in Japan. *Geoderma*, 144, 478-490.
- Fujii K., Funakawa S., Hayakawa C., Sukartiningih & T. Kosaki** (2009a): Quantification of proton budgets in soils of cropland and adjacent forest in Thailand and Indonesia. *Plant and Soil*, 316, 241-255.
- Fujii K., Uemura M, Hayakawa C., Funakawa S., Sukartiningih, Kosaki T. & S. Ohta** (2009b): Fluxes of dissolved organic carbon in two tropical forest ecosystems of East Kalimantan, Indonesia. *Geoderma*, 152, 127-136.
- Gallardo J. F., Martín A. & I. Santa Regina** (1997): Dynamic of organic fractions in the decomposition of oak and chestnut leaves. In: Drozd J., Gonet S.S., Senesi N. & J. Weber (Hrsg.): *The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection*. Polish Chapter of the I.H.S.S., Wroclaw (Poland), 335-345.
- Gallardo J. & M. Vicente Esteban** (2000): EU project PROTOS: Production and transport of organic solutes: effects of natural climatic variation. Final report (2000). *Biogeochemistry*, 14, 31-55.
- Germer S., Neill C., Krusche A. V., Gouveia Neto S. C. & H. Elsenbeer** (2007): Seasonal and within-event dynamics of rainfall and throughfall chemistry in an open tropical rainforest in Rondonia, Brazil, *Biogeochemistry*, 86, 155-174
- Ghani A. , Dexter M. & K. W. Perrott** (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. and Biochem.*, 35, 1231-1243.
- Grace J., Lloyd J., McIntyre J., Miranda A. C., Meir P., Miranda H. S., Nobre C., Moncrieff J., Massheder J., Malhi Y., Wright I. & J. Gash** (1995): Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia, 1992-1993. *Science*, 270/5237, 778-780.
- Greenland D. J., Rimmer D. & D. Payne D.** (1975): Determination of the structural stability class of English and Welsh soils, using a water coherence test. *Journal of Soil Science*, 26, 294-303.
- Greenland D. J., Wild A. & D. Adams** (1992): Organic matter dynamics in soils of the tropics - from myth to reality. In: Lal R. and Sanchez P. A. (Hrsg.): *Myth and science of soils in the tropics*. Soil Science Society of America, Madison, USA, 17-39.
- Gregorich E. G., Liang B. C., Drury C. F., Mackenzie A. F. & W. B. McGill** (2000): Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 32, 581-587.
- Grimm U. & H. W. Fassbender** (1981): Ciclos bioquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. III: Ciclo hidrológico y translocación de elementos químicos con el agua. *Turrialba*, 31, 89-99.
- Gusewell S. & C. Freeman** (2005): Nutrient limitation and enzyme activities during litter decomposition of nine wetland species in relation to litter N:P ratios. *Functional Ecology*, 19, 582-593.
- Gusewell S. & J. T. A. Verhoeven** (2006): Litter N:P ratios indicate whether N or P limits the decomposability of graminoid leaf litter. *Plant and soil*, 287, 131-143.
- Guggenberger G.** (1992): Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich immissionsbelasteten Fichtenstandorten. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 26, 1-164.

- Guggenberger G. & W. Zech** (1994): Composition and dynamics of dissolved carbonhydrates and lignin-degradation products in two coniferus forests, NE Bavaria, Germany. *Soil Biol. and Biochem.*, 26, 19-27.
- Gunawan D., Gravenhorst G., Jacob D. & R. Podzun** (2003): Rainfall variability studies in South Sulawesi using regional climate model REMO. International research on food security, natural resource management and rural development. Deutscher Tropenrat 2003, Book of abstracts, in Druck.
- Gundersen P., Callesena I. & W. de Vries** (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 402-407.
- Gundersen P., Berg B., Currie W. S. Dise N. B., Emmett B. A., Gauci V., Holmberg M., Kjønnaas O.J., Mol-Dijkstra J., van der Salm C., Schmidt I. K., A. Tietema, W.W. Wessel, Vestgarden L. S., Akselsson C., De Vries W., Forsius M., Kros H., Matzner E., Moldan F., Nadelhoffer K. J., Nilsson L.-O., Reinds G.J., Rosengren U., Stuanes A.O. & R.F Wright** (2006): Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems. In: Final Report, Forest & Landscape Working. Danish Centre for Forest, Landscape and Planning, Papers no. 17
- Hafner S. D., Groffman P. M. & M. J. Mitchell** (2005): Leaching of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and other solutes from coarse woody debris and litter in a mixed forest in New York State. *Biogeochemistry*, 74, 257-282.
- Hall R. & M. E. J. Wilson** (2000): Neogene sutures in eastern Indonesia. *Journal of Asian Earth Sciences*, 18, 781-808.
- Hall R.** (2001): Cenozoic reconstructions of SE Asia and the SW Pacific: changing patterns of land and sea. In: Metcalfe I., Smith J. M. B., Morwood M. & I. Davidson (Hrsg.): Faunal and Floral Migrations and Evolution in SE Asia - Australia, Balkema, 35-56.
- Hamilton W. B.** (1979): Tectonics of the Indonesian region. U.S.G.S. Prof. Paper, 1078, 345 + map.
- Häring V., Köhler S. & G. Gerold** (2005): Ergebnisse der Bodenkartierung Toro, Nopu (Sulawesi, Indonesien). Bodenkartierung im Rahmen des SFB 552, Georg-August-Universität zu Göttingen, 40.
- Hartemink A. E.** (2004): Nutrient stocks of short-term fallows on a high base status soil in the humid tropics of Papua New Guinea. *Agroforestry Systems*, 63, 33-43.
- Haynes R.J. & R. S. Swift** (1990): Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Soil Science*, 41, 73-83.
- Haynes R. J., Swift R. S. & R. C. Stephen** (1991): Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil and Tillage Research*, 19, 77-87.
- Heartsill-Scalley T., Scatena F. N., Estrada C., McDowell W. H. & A.E. Lugo** (2007): Disturbance and long-term patterns of rainfall and throughfall nutrient fluxes in a subtropical wet forest in Puerto Rico. *Journal of Hydrology*, 333, 472- 485.
- Hedin L. O., Armesto J. J. & A. H. Johnson** (1995): Patterns of Nutrient Loss from Unpolluted, Old-Growth Temperate Forests: Evaluation of Biogeochemical Theory. *Ecology*, 76/2, 493-509.
- Hedin L. O., Vitousek P. M. & P. A. Matson** (2003): Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology*, 84/9, 2231-2255.
- Herbert D. A. & J. H. Fownes** (1995): Phosphorous limitation of forest leaf area and net primary production in a highly weathered soil. *Biogeochemistry*, 29, 223-235.
- Hetzel F.** (1999): The nutrient and water cycle in a tropical rain forest and a cocoa plantation in Côte d'Ivoire. Dissertation. EcoRegio, Georg-August-Universität zu Göttingen, 2, 147.

- Howard P. J. A. & D. M. Howard** (1990): Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. *Biol. Fertil. Soils*, 9, 306-310.
- Hu S., Coleman D. C., Carroll C. R., Hendrix P. F. & M. H. Beare** (1997): Labile soil carbon pools in subtropical forest and agricultural ecosystems as influenced by management practices and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65, 69-78.
- ICCO** (2008): International Cocoa Organisation. Annual Report, 2006/2007, 19.
- Jansen B., Nierop K. G. J. & J. M. Verstraten** (2004): Mobilization of dissolved organic matter, aluminium and iron in podzol eluvial horizons as affected by formation of metal-organic complexes and interactions with solid soil material, *European Journal of Soil Science*, 55, 287-297
- Janzen H. H., Campbell C. A., Brandt S. A., Lafond G.P. & L. Townley Smith** (1992): Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1799-1806
- Jaramillo V. J., Ahed-Hernández R. & J. B. Kauffman** (2003): Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 457-464.
- Jimenez A.E. & P. Martinez** (1979a): Estudios ecologicos del agro-ecosistema cafetalero: II Produccion de materia orgánica en diferentes tipos de estructura. *Biotica* 4 (3): 109-126, 1-12
- Jimenez A.E. & P. Martinez** (1979b): Estudios ecológicos del agro-ecosistema cafetalero: II Producción de materia orgánica en diferentes tipos de estructura. *Biótica* 4 (3): 109-126
- Jones D. L., Hodge A. & Y. Kuzyakov** (2004): Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New Phytologist*, 163/3, 459-480.
- Kahle M., Kieber M. & R. Jahn** (2003): Retention of dissolved organic matter by illitic soils and clay fractions: Influence of mineral phase properties, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 737-741
- Kaiser K., Eusterhues K., Rumpel C., Guggenberger G. & Kögel-Knabner I.** (2002): Stabilization of organic matter by soil minerals - investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 451-459
- Kalbitz K., Solinger S., Park J.-H., Michalzik B. & E. Matzner** (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165, 277-304.
- Kay B. D. & D. A. Angers** (1999): Soil Structure. In: M. E. Sumner. (Hrsg.): *Handbook of Soil Science*. A-229 - A-276. (CRC Press: Boca Raton, USA.)
- Keil A., Zeller M., Wida A., Sanim B. & R. Birner** (2008): What determines farmers' resilience towards ENSO-related drought? An empirical assessment in Central Sulawesi, Indonesia. *Climatic Change*, 86, 291-307.
- Khomutova T. E., Shirshova L. T., Tinz S., Rolland W. & J. Richter** (2000): Mobilization of DOC from sandy loamy soils under different land use (Lower Saxony, Germany). *Plant and Soil*, 219, 13-19.
- King A. W., Post W. M. & S. D. Wullschlegel** (1997): The potential response of terrestrial carbon storage to changes in climate and atmospheric CO<sub>2</sub>. *Climatic Change*, 35, 199-227.
- Kitayama K. & S. I. Aiba** (2002): Ecosystem structure and productivity of tropical rainforests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. *Journal of Ecology*, 90, 37-51.
- Kleinhans A.** (2003): Einfluß der pedo-hydrologischen Gebietsvarianz auf Wasser- und Nährstoffumsatz in Einzugsgebieten. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen, 143.

- Klinge R., Martines A. R. A., Mackensen J. & H. Fölster** (2004): Element loss on rain forest conversion in East Amazonia: comparison of balances of stores and fluxes. *Biogeochemistry*, 69, 63-82.
- Knecht M. R. & A. Goransson** (2004): Terrestrial plants require nutrients in similar proportions. *Tree Physiology*, 24/4, 447-460.
- Koerselman W. & A. F. M. Meuleman** (1996): The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Jour. of Applied Ecology*, 33/6, 1441-1450.
- Khomutova T. E., Shirshova L.T., S.Tinz S., Rolland W. & J. Richter** (2000): Mobilization of DOC from sandy loamy soils under different land use (Lower Saxony, Germany), *Plant and Soil* 219, 13-19.
- Körschens M., Schulz E. & R. Behm** (1990): Hot water extractable carbon and nitrogen of soils as a criterion for their ability of N-release. *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 145, 305-311.
- Körschens M., Weigel A. & E. Schulz** (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161, 409-424.
- Lavelle P., Blanchart E. & A. Martins** (1992): Impacts of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: Lal R. & P. A. Sanchez (Hrsg.): *Myth and science of soils in the tropics*. Soil Science Society of America, Madison, 157-185.
- Lefroy R. D. B., Blair G. J. & A. Conte** (1995): Chemical fractionation of soil organic matter and measurements of the breakdown rate of residues. In: Lefroy R. D. B., Blair G. J. & E. T. Craswell (Hrsg.): *Soil organic matter management for sustainable agriculture*. ACIAR, Canberra, Australia, 149-158.
- Levia Jr. D. F. & E. E. Frost** (2006): Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. *Progress in Physical Geography*, 30, 605-632.
- Lilienfein J., Qualls R. G., Uselman S. M. & S. D. Bridgham** (2004): Adsorption of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen in Soils of a Weathering Chronosequence. *S.S.S.A.J.*, 68, 292-305.
- Lin B., Perfecto I. & J. Vandermeer** (2008): Synergies between agricultural intensification and climate change could create surprising vulnerabilities for crops. *BioScience*, 58/9, 847-954.
- Liu C. P. & B. H. Sheu** (2003): Dissolved organic carbon in precipitation, throughfall, stemflow, soil solution, and stream water at the Guandaushi subtropical forest in Taiwan. *For. Ecol. and Manag.*, 172, 315-325.
- Liu W., Fox J. E. D. & Z. Xu** (2002): Nutrient fluxes in bulk precipitation, throughfall and stemflow in montane subtropical moist forest on Ailao Mountains in Yunnan, south-west China. *Journal of Tropical Ecology*, 527-548.
- Liu W., Fox J. E. D. & Z Xu** (2002b): Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains, SW China. *Plant Ecology*, 164, 157-170.
- Loveland P. & J. Webb** (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research*, 70, 1-18.
- Luizao R. C. C., Luizao F. J., Pavia R. Q., Monteiro T. F., Sousa L. S. & B. Kruitjes** (2004): Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10, 592-600.
- Mackensen J., Ampt J., Garrelts A., Kortekaas M. & E. Veldkamp** (1999): Report on reconnaissance soil survey in the Napu and Sopa-valley, Central Sulawesi, Indonesia. Reconnaissance Soil Survey, Palu, Indonesia, Submitted to SFB 1687, Göttingen on December 10, 1999, 18.

- Maithani K., Tripathi R. S., Arunachalam A. & H. N. Pandey** (1996): Seasonal dynamics of microbial biomass C, N and P during regrowth of a disturbed subtropical humid forest in north-east India. *Jour. of Applied Ecology*, 4, 31-37.
- Malhi Y., Nobre A. D. & J. Grace** (1998): Carbon dioxide transfer over a central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research*, 103, 31593-31612.
- Markussen M.** (2000): Zusammenfassender Endbericht des Aufenthaltes in Palu/Indonesien vom 20. Mai bis 10. August 2000, Abteilung Landschaftsökologie Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen
- Martius C., Höfer H., Garcia M. V. B., Römbke J. & W. Hanagarth** (2004): Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68: 137-154.
- Matson P., McDowell W. H., Townsend A. R. & P. M. Vitousek** (1999): The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67-83.
- McDonald M. A. & J. R. Healey** (2000): Nutrient cycling in secondary forests in the Blue Mountains of Jamaica. *Forest Ecology*, 139, 257-278.
- McDowell W. H. & G. E. Likens** (1988): Origin, Composition, and Flux of Dissolved Organic Carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecological Monographs*, 58/3, 177-195.
- McDowell W.H., Bowden W. B. & C.E. Asbury** (1992): Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: subsurface solute dynamics. *Biogeochemistry* 18:53-75.
- McDowell W. H., Sanchez C. G., Asbury C. E. & C. R. R. Perez** (1990): Influence of sea salt aerosols and long range transport on precipitation chemistry at El Verde, Puerto Rico. *Atmospheric Environment*, 24A/11, 2813-2821.
- McDowell W. H.** (1998): Internal nutrient fluxes in a Puerto Rican rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 14, 521-536.
- McDowell W.H.** (2001): Hurricanes, people, and riparian zones: controls on nutrient losses from forested Caribbean watersheds. 2001. *For. Ecol. and Manag.*, 154, 443-451.
- McGrath D. A., Smith C. K., Gholz H. L. & L. de Assis Oliveira** (2001): Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazonia. *Ecosystems*, 4, 625- 645.
- de Mendonça M. J. C., del Carmen Vera Diaz M., Nepstad D. C., da Motta R. S., Alencar A., Gomes J. C. & R. A. Ortiz** (2004): The economic cost of the use of fire in the Amazon. *Ecological Economics*, 49, 89-105.
- Michalzik B. & E. Matzner** (1999): Fluxes and Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *European Journal of Soil Science*, 50, 579-590.
- Michalzik B., Kalbitz K., Park J.-H., Solinger S. & E. Matzner** (2001): Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 52, 173-205.
- Möller A., Kaiser K. & G. Guggenberger** (2005): Dissolved organic carbon and nitrogen in precipitation, throughfall, soil solution, and stream water of the tropical highlands in northern Thailand. *Jour. of Plant Nutr. Soil Sci.*, 168, 649-659.
- Moser G., Leuschner C., Hertel D., Hölscher D., Köhler M., Leitner D., Michalzik B., Prihastani E., Tjitrosemito S. & L. Schwendenmann** (2009): Remarkable drought tolerance of cacao trees (*Theobroma cacao*) during a 13-months desiccation experiment in Central-Sulawesi, Indonesia. *Agrofor. Syst.*, eingereicht.

- Moss S. J. & M. E. J Wilson** (1998): Biogeographic implications of the Tertiary palaeogeographic evolution of Sulawesi and Borneo. In: Robert H. & J. D. Holloway (Hrsg.): Biogeography and Geological Evolution of SE Asia. Backhuys Publishers, Leiden, 133-163.
- NOAA/ESRL** (2009): Durchschnittliche Niederschlagsanomalien von Mai - September (Sommer El Niño Ereignis). Physical Sciences Division, Boulder Colorado, <http://www.cdc.noaa.gov/enso/compare/>.
- Nair P.K.R.** (Hrsg.) (1979): Intensive multiple cropping with coconuts in India. Internat. Coun. For Res. In Agroforstry, Nairobi, Kenia, Verlag: Paul Parey, Berlin, 69-82.
- Ndam-Ngoupayou J. R., Boeglin J. L. Probst J. L., Braun J. J., Meybeck M. & G. Nkoue Ndongo** (201): The organic carbon dynamics of a small catchment in the humid tropics. Congrès Sediment budgets 1(Foz do Iguaçó, 3-9 April 2005 ), International symposium on sediment budgets, BRESIL, 2005, 46-53.
- Neff J. C. & G. P. Asner** (2001): Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems: Synthesis and a Model. Ecosystems, 4, 29-48.
- Nepstad D. C., Veríssimo A., Alencar A., Nobre C., Lima E., Lefebvre P., Schlesinger P., Potter C., Moutinho P., Mendoza E., Cochrane M. & V. Brooks** (1999): Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature, 398, 505-508.
- Nepstad D. C., Moutinho P., Dias M. B., Davidson E., Cardinot E., Markewitz D., Figueiredo R., Vianna N., Chambers N., Ray D., Guerreiros J. B., Lefebvre P., Sternberg L., Moreira M., Barros L., Ishida F. Y., Tohler I., Belk E., Kalif K. & K. Schwalbe** (2002): The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. Journal of Geophysical Research- Atmospheres, 107, Art. No. 8085.
- Nepstad D. C., Lefebvre P., da Silva U. L., Tomasella J., Schlesinger P., Solorzano L., Mouthinho P., Ray D. & J. G. Benito** (2004): Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. Global Change Biology, 10, 704-717.
- Nicklas G. U.** (2006): Nährstoffeintrag durch Bestandsniederschlag und Streufall in Kakao-Agroforstsystemen in Zentral-Sulawesi, Indonesien. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Georg-August-Universität Göttingen, 1-136.
- ODUM E. P.** (Hrsg.) (1999): Ökologie. Grundlagen, Standorte, Anwendung. Thieme Verlag, Stuttgart, 3. Aufl., 471.
- Ohno T., Fernandez I. J, Hiradate S. & J. F. Sherman** (2007): Effects of soil acidification and forest type on water soluble soil organic matter properties. Geoderma, 140, 176 - 187.
- Opakunle J. S.** (1989): Throughfall, stemflow and rainfall interception in a cacao plantation in south western Nigeria. Journal of Tropical Ecology, 30/2, 244-252.
- Page S. E., Siegert F. & J.O. Rieley** (2002): The amount of carbon released during peat and forest fires in Indonesia during 1997. Nature, 420, 61-65.
- Parker G. G.** (1985): The effect of disturbance in water and solute budgets of hillslope tropical rainforest in northeastern Costa Rica. PhD Thesis. University Georgia, Athens,USA, 1-161.
- Perakis S. S. & L. O. Hedin** (2002): Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. Nature, 415, 416-419.
- Perez-Marin A. M. & R. S. Cezar Menezes** (2008): Nutrient cycling through rainfall, throughfall and stemflow in an agroforestry system with *Gliricidia sepium* in semi arid Paraiba, Brazil. R. Bras. Ci. Solo, 32, 2573-2579.
- Petersen L.** (Hrsg.) (1976): Podzols and podzolization. DSR Forlag Copenhagen, Denmark, 293.



- Phillips J. G., Cane M. A. & C. Rosenzweig** (1998): ENSO, seasonal rainfall patterns and simulated maize yield variability in Zimbabwe. *Agr. Forest Meteorology*, 90, 39-50
- Poels R. L. H.** (1987): Soils, Water and Nutrients in a Forest Ecosystem in Suriname. MAB series, Ecology and Management of Tropical Rain Forests in Suriname. Wageningen.
- Polvé M., Maury R. C., Bellon H., Rangin C., Priadi B., Yuwono S., Joron J. L. & r. S. Atmadjad** (1997): Magmatic evolution of Sulawesi (Indonesia): constraints on the Cenozoic geodynamic history of the Sundaland active margin. *Tectonophysics*, 272, 69-92.
- Potter C. S., Davidson E. A., Klooster S. A., Nepstad D. C., de Negreiros G. H. & V. Brooks** (1998): Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, 4, 315-333.
- Proctor J.** (1987): Nutrient cycling in primary and old secondary rainforests. *Applied Geography*, 7, 135-152.
- Qualls R. G., Haines B. L. & W. T. Swank** (1991): Fluxes of dissolved nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology*, 72/1, 254-266.
- Qualls R. G. & B. L. Haines** (1991): Geochemistry of Dissolved Organic Nutrients in Water Percolating through a Forest Ecosystem. *S.S.S.A.J.*, 55, 1112-1123.
- Qualls R. G. & B. L. Haines** (1992): Biodegradability of Dissolved Organic Matter in Forest Throughfall, Soil Solution, and Stream Water. *S.S.S.A.J.*, 56, 578-586.
- Qualls R. G., Haines B. L., Swank W. T. & S. W. Tyler** (2000): Soluble Organic and Inorganic Nutrient Fluxes in Clearcut and Mature Deciduous Forests. *S.S.S.A.J.*, 64, 1068-1077.
- Rice R. A. & R. Greenberg** (2000): Cocoa cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio*, 29/3, 167-173.
- Santana M. B. & P. Cabala** (1985): Reciclagem de nutrientes em uma plantacao de cacau sombreada com Eritrina. In: Proc IX Int Cocoa Res Conf, Togo 1984, Lagos/Nigeria. Cocoa Producers Alliance, 205-210.
- Santiago L. S., Schuur E. A. G. & K. Silvera** (2005): Nutrient cycling and plant-soil feedbacks along a precipitation gradient in lowland Panama. *Jour. of Tropical Ecology*, 21, 461-470.
- Saunders T. J., McClain, M. E. & C. A. Llerena** (2006): The biogeochemistry of dissolved nitrogen, phosphorus, and organic carbon along terrestrial-aquatic flowpaths of a montane headwater catchment in the Peruvian Amazon. *Hydrological Processes*, 20, 2549-2562.
- Save R., Biel C., Domingo R., Ruiz-Sanchez M. C. & A. Torrecillas** (1995): Some physiological and morphological characteristics of citrus plants for drought resistance. *Plant Science*, 110/2, 167-172.
- Schlesinger W. H. & W. T. Peterjohn** (1991): Processes controlling ammonia volatilization from Chihuahuan Desert soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 23/1, 637-442.
- Schroeder D. & W. E. H. Blum** (2007): *Bodenkunde in Stichworten*. Hirts Stichwortbücher, Verlag Borntraeger, Berlin/Stuttgart, 6. Auflage, 179.
- Schroth G., Elias M. E. A., Uguen K., Seixas R. & W. Zech** (2001): Nutrient fluxes in rainfall, throughfall and stemflow in tree-based land use systems and spontaneous tree vegetation of central Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87, 37-49.
- Schulz E.** (2002): Influence of extreme management on decomposable soil organic matter pool. *Arch. Acker Pfl. Boden.*, Vol. 48: 101-105.

- Schulze C., Steffan-Dewenter I. & T. Tschardtke** (2004): Effects of land use on butterfly communities at the rain forest margin: a case study from Central Sulawesi. In: Gerold G., Fremerey M. & E. Guhardja (Hrsg.): Land use, nature conservation and the stability of rainforest margins in Southeast Asia. Berlin, 282-297.
- Schwendenmann L. & E. Veldkamp** (2005): The Role of Dissolved Organic Carbon, Dissolved Organic Nitrogen, and Dissolved Inorganic Nitrogen in a Tropical Wet Forest Ecosystem. *Ecosystems*, 8, 339-351.
- Seneviratne R. & A. Wild** (1985): Effect of mild drying on the mineralization of soil nitrogen. *Plant and Soil*, 84/3, 175-179.
- Sheffield J. & E. F. Wood** (2008): Projected changes in drought occurrence under future global warming from multimodel, multi-scenario, IPCC AR4 simulations. *Climate Dynamics*, 31, 79-105.
- Siebert S. F.** (2002): From shade- to sun-grown perennial crops in Sulawesi, Indonesia: implications for biodiversity conservation and soil fertility. *Biodivers. Convers.*, 11, 1889-1902.
- Siegert F., Ruecker G., Hinrichs A. & A. A. Hoffmann** (2001): Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Nino. *Nature*, 414, 437-440.
- Silver E. A., McCaffrey R., Joyodiwiryo Y. & S. Stevens** (1983): Ophiolite emplacement and collision between the Sula platform and the Sulawesi island arc, Indonesia. *Journal of Geophysical Research*, 88, 9419-9435.
- Solinger S., Kalbtz K. & E. Matzner** (2001): Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in a Central European deciduous forest. *Biogeochemistry*, 55, 327-349.
- Stadler B., Solinger S. & B. Michalzik** (2001): Insect herbivores and the nutrient flow from the canopy to the soil in coniferous and deciduous forests. *Oecologia*, 126, 104-113
- Sukanto R.** (1975): The structure of Sulawesi in the light of plate tectonics. In: Proceedings, Regional Conference on the Geology and Mineral Resources of Southeast Asia, 4-7 August 1975, Jakarta, Indonesia, 121-141.
- Swift M. J., Heal O. W. & J. M. Anderson** (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 372.
- Tanner E. V. J.** (1981): The decomposition of leaf litter in Jamaican montane rain forest. *Jour. Tropical Ecology*, 7, 319-336.
- Tessier J. T. & D. J. Raynal** (2003): Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *Jour. of Applied Ecology*, 40, 523-534.
- Theng B. K. G., Tate K. R., Sollins P., Moris N., Nadkarni N. & R. L. Tate** (1989): Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: Coleman D. C., Oades J. M. & G. Uehara (Hrsg.): Dynamics of soil organic matter in a tropical ecosystem. NifTAL-Project, University of Hawaii, 5-32.
- Tian H., Melillo J. M., Kicklighter D. W., McGuire A. D., Helfrich III J. V. K., Moore III B. & C. J. Vorosmarty** (1998): Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature*, 396, 664-667.
- Timmermann A., Oberhuber J., Bacher A., Esch M., Latif M. & E. Roeckner** (1999): Increased El Nino frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature*, 398, 694-697.
- Tobon C., Sevink J. & J. M. Verstraaten** (2004a): Litterflow chemistry and nutrient uptake from the forest floor in northwest Amazonian forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 69, 315-339.
- Tobon C., Sevink J. & J. M. Verstraaten** (2004b): Solute fluxes in throughfall and stemflow in four forest ecosystems in northwest Amazonia. *Biogeochemistry*, 70, 1-25.

- Trumbore S. E., Davidson E. A., Camargo P. B., Nepstad D. C. & L. A. Martinelli** (1995): Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 515-528.
- van Leeuwen T. M.** (1981): The geology of southwest Sulawesi with special reference to the Biru area. In: Barber A. J. & S. Wiryosujono (Hrsg.): *The Geology and Tectonics of Eastern Indonesia*, Special Publication, 2. Geological Research and Development Centre, Bandung, Indonesia, 277-304.
- van Lynden G. W. J.** (2000): Soil Degradation in Central and Eastern Europe. The Assessment of the Status of Human-Induced Soil Degradation. (Version 1.0). FAO/ISRIC Report, 05, 1-39.
- Vasconcelos S. S., Zarin D. J., Arajo M. M., Rangel-Vasconcelos L. G. T., de Carvalho C. J. R., Staudhammer C. L. & F. de Assis Oliveira** (2008): Effects of seasonality, litter removal and dry-season irrigation on litterfall quantity and quality in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 24, 27-38.
- Veldkamp E., Becker A., Schwendenmann L., Clark D. A. & H. Schulte-Bisping** (2003): Substantial labile carbon stocks and microbial activity in deeply weathered soils below a tropical wet forest. *Global Change Biology*, 9, 1171-1184.
- Veneklaas E. J.** (1990): Nutrient fluxes in bulk precipitation and throughfall in two montane tropical rain forests, Colombia. *Journal of Ecology*, 78, 974-992.
- Veneklaas E. J.** (1991): Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia. *Journal of Tropical Ecology*, 7, 319-336.
- Verchot L. V., van Noordwijk M., Kandji S., Tomich T., Ong C., Albrecht A., Mackensen J., Bantilan C., Anupama K. V. & C. Palm** (2007): Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12, 901-918.
- Vitousek P. M. & R. L. Sanford** (1986): Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann. Rev. of Ecol. and Systemat.*, 17, 137-167.
- Vitousek P. M. & P.A. Matson** (1988): Nitrogen transformation in a range of tropical forest soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 20/3, 361-367.
- Vitousek P. M., Gerrish G., Turner D. R., Walker L. R. & D. Mueller-Dombois** (1995): Litterfall and nutrient cycling in four Hawaiian montane rainforests. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 189-203.
- Vogt R. D., Gjessing E.T. & L. Evje** (2003): Effect of Acid rain and Climate on TOC and the functional characteristics of NOM. Extended abstract submitted to the Workshop on Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences, Atna, Technical Report available at <http://www.nordtest.org/register/techn/tclickon.htm>, 21-23 May 2003.
- Waltert M., Langkau M., Maertens M., Härtel M., Erasmi S. & M. Mühlenberg** (2004): Predicting the loss of bird species from deforestation in Central Sulawesi. In: Gerold, G., Fremerey, M. & E. Guhardja (Hrsg.): *Land use, nature conservation and the stability of rainforest margins in Southeast Asia*. Berlin, 327-349.
- Wang Q. K. & Wang S. L.** (2007): Soil organic matter under different forest types in Southern China. *Geoderma*, 142, 349 - 356.
- Wardle D. A., Bonner K. I. & G. M. Barker** (2000): Stability of ecosystem properties in response to above-ground functional group richness and composition. *Oikos*, 89, 11-23.
- Watanabe A., Sarno, Rumbanraja J., Tsutsuki K. & M Kimura** (2001): Humus composition of soils under forest, coffee and arable cultivation in hilly areas of south Sumatra, Indonesia. *European Journal of Soil Science*, 52, 599-606.

- Weber R.** (2006): Kulturlandschaftswandel in Zentralsulawesi, Historisch-geographische Analyse einer indonesischen Bergregenwaldregion. In: Faust H., Kreisel W. & M. Waibel (Hrsg.): Pazifik Forum. Universitätsverlag Göttingen, Band 12, 45-49.
- Weerakkodya J. & D. Parkinson** (2006a): Input, accumulation and turnover of organic matter, nitrogen and phosphorus in surface organic layers of an upper montane rainforest in Sri Lanka. *Pedobiologia*, 50, 377-383.
- Weerakkodya J. & D. Parkinson** (2006b): Leaf litter decomposition in an upper montane rainforest in Sri Lanka. *Pedobiologia*, 50, 387—395.
- Whitten A. J., Mustafa M. & G. S. Henderson** (Hrsg.) (2002): The ecology of Sulawesi. The ecology of Indonesia, 4, 777.
- Wilke W., Yasin S., Abramowski U., Valarezo C. & W. Zech** (2002): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science*, 53/1, 15-27.
- Williams D. W., Long R. P., Wargo P. M. & A. M. Liebhold** (2000): Effects of climate change on forest insect and disease outbreaks. In: Mickler R. A., Birdsey R. A. & J. Hom (Hrsg.): Responses of northern U.S. forests to environmental change. *Ecological studies*. Springer-Verlag, New York, 139, 455-494.
- Williamson G. B., Laurance W. F., Oliveira A. A., Delamonice P., Gascon C., Lovejoy T.E. & L. Pohl** (2000): Amazonia tree mortality during the 1997 El Nino drought. *Conservation Biology*, 14, 1538-1542.
- Wood T. E., Lawrence D. & D. A. Clark** (2005): Variation in leaf litter nutrients of a Costa Rican rain forest is related to precipitation. *Biogeochemistry*, 73, 417-437.
- WRB** (2007): World Reference Base for Soil Resources 2006. IUSS Working Group WRB, FAO, Italy, Deutsche Ausgabe (2007), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (Hrsg.), Übersetzung Peter Schad.
- Yavitt J. B., Whright S. J. & R. K. Wieder** (2004): Seasonal drought and dry-season irrigation influence leaf-litter nutrients and soil enzymes in a moist, lowland forest in Panama. *Austral Ecology*, 29, 177-188.
- Young A. M.** (1994): The chocolate tree - a natural history of cacao. Univ. Press of Florida, 2007, 218.
- Zech W., Guggenberger G., Haumaier L., Pöhhacker R., Schäfer W., Amelung W., Miltner A., Kaiser K. & F. Ziegler** (1996): Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. In: A. Piccolo (Hrsg.): Humic substances in terrestrial ecosystems. Elsevier, 101- 170.
- Zuidema P.A., Leffelaar P.A., Gerritsma W., Mommer L. & N. P. R Anten** (2005): A physiological production model for cocoa (*Theobroma cacao*): model presentation, validation and application. *Agriculture Systems*, 84, 195-225.

## **Dank**

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) in der dritten Phase geförderten STORMA-Sonderforschungsbereiches SFB 552 (The Stability of Rainforest Margins in Indonesia), als Teilprojekt B 5, vom August 2006 bis Juni 2009, an der Universität Göttingen. In das Teilprojekt involvierte, indonesische Partner waren die UNTAD / Universitas Tadulaku (Palu, Sulawesi), und das IBP / Institut Pertanian Bogor (Agricultural University of Bogor, Java).

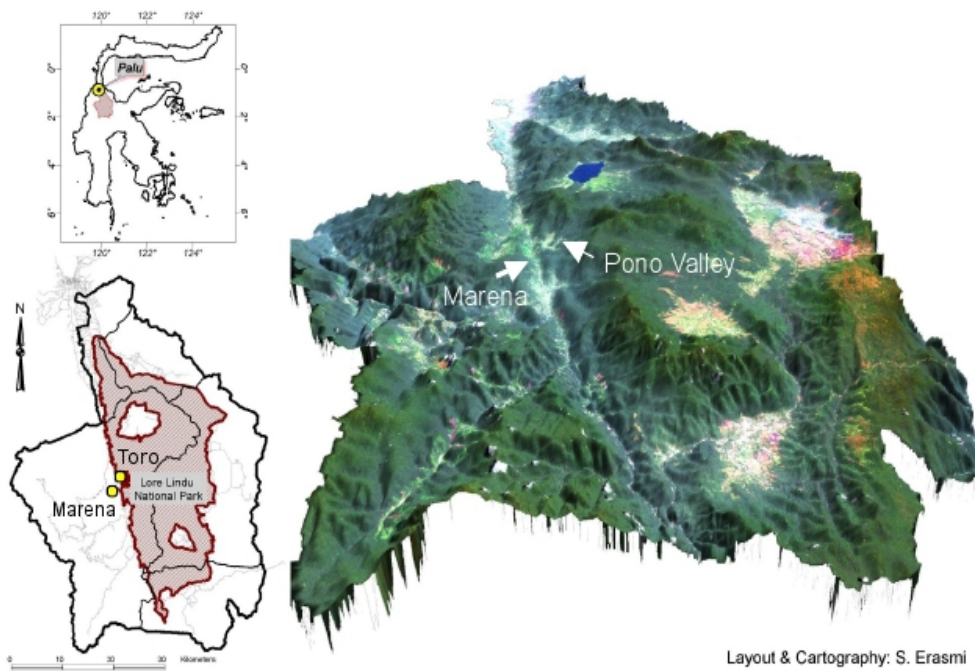
Mein besonderer Dank gilt Frau Prof. Dr. Beate Michalzik, die diese Arbeit von Anfang an begleitet und in jeglicher Hinsicht unterstützt hat. Außerdem möchte ich mich bei PD Dr. Hermann Jungkunst für die Übernahme des Koreferates meinen Dank aussprechen.

Mein tiefster Dank gilt auch Budianto, Arsyid, Suminto und Asri für ihre hohe Einsatzbereitschaft, ihre unermüdliche Ausdauer und das freundschaftliche Verhältnis, welches eine wirkliche Bereicherung während der Aufenthalte in Indonesien war. Mein besonderer Dank gilt den Mitarbeitern des Instituts für Bioklimatologie der Universität Göttingen, die mir einen Schaffensplatz zur Verfügung stellten und ich Rat und Unterstützung erhielt. Kathrin Stenchly danke ich vielmals für die Lösung vieler kleiner Problemchen und für die gegenseitige Unterstützung in der gemeinsamen Zeit. Großer Dank geht an Jan Mette für seine Aufmunterung und Unterstützung.

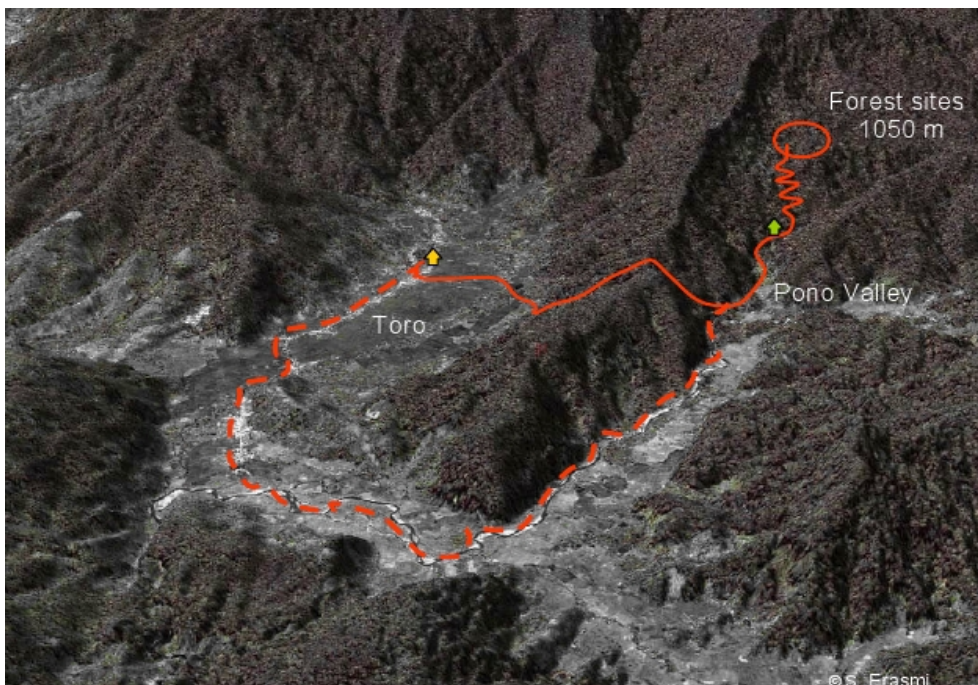
Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei den Mitarbeitern des Institutslabores der Landschaftsökologie in Göttingen und den indonesischen Mitarbeitern des STORMA-Labores in Palu. Des weiteren möchte ich mich an dieser Stelle bei Sigit von der UNTAD, Frau Kunzke vom Geographischen Institut sowie den STORMA-Koordinatoren für ihren Organisationsfleiß und die Unterstützung in organisatorischen Projektangelegenheiten bedanken.

## Anhänge

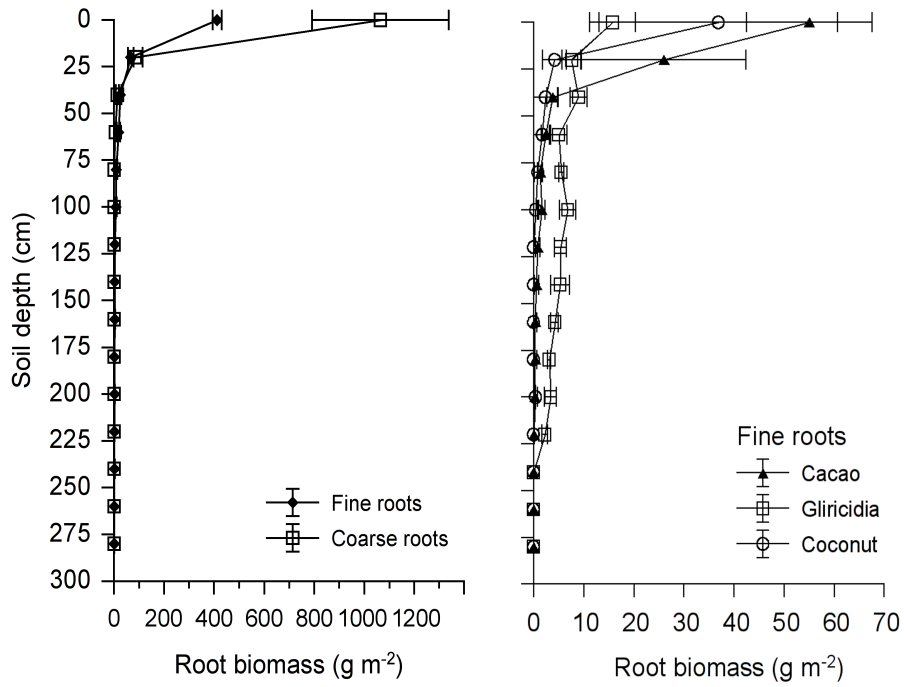
### A 1 Karten und Abbildungen zur Standortbeschreibung der Untersuchungsflächen



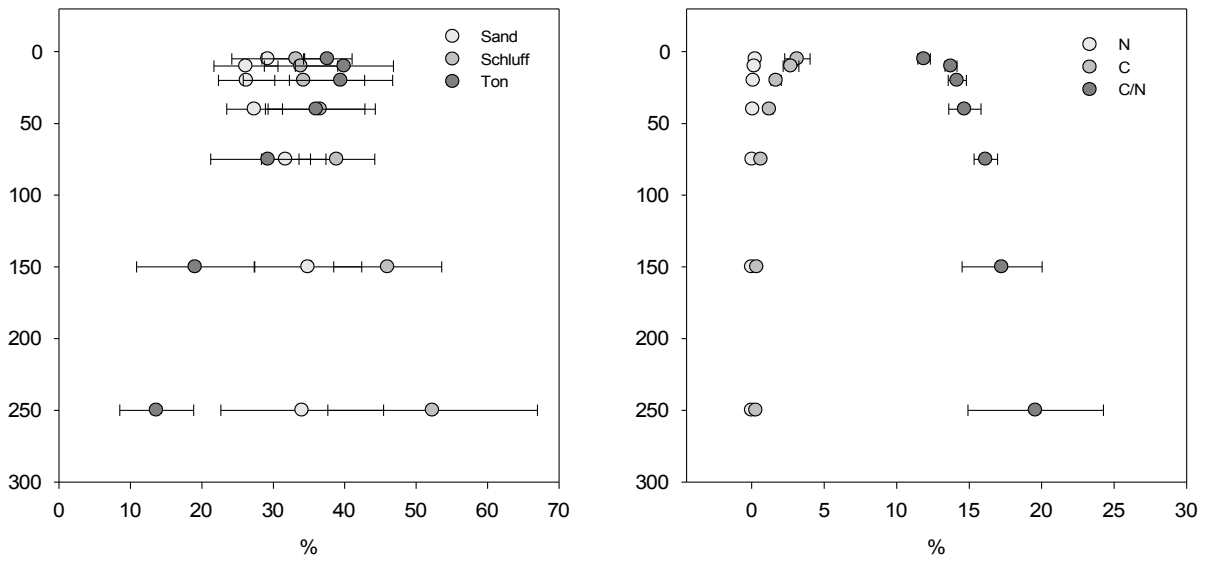
A 1.1 Lage der Untersuchungsflächen (Fokus 3) im Lore-Lindu-National-Park in Zentral-Sulawesi, Indonesien.



A 1.2 Quickbird Satellite Image, Mai 2007, Wege STORMA Toro und Pono im Grenzraum des Lore-Lindu-Nationalparks



A 1.3 Vertikale Wurzelverteilung aus Bodengruben, welche im Mindestabstand von 1m zum nächsten Stamm ausgehoben wurden; Links: Regenwald-Standort/Pono, Rechts: Kakao-Agroforst/Marena n = 6 (MOSER, 2009)

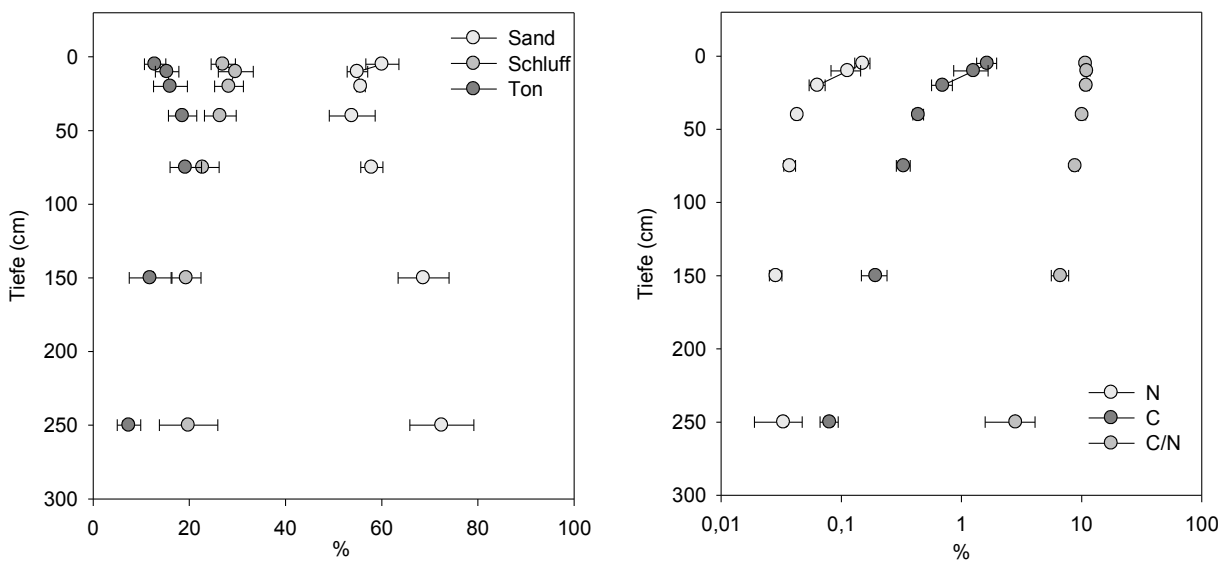


A 1.4 Diagramme zu Textur, C, und N-Gehalten des Regenwaldstandortes  
Links: Korngrößenverteilung, Rechts: C (%), N (%) und C/N-Verhältnis





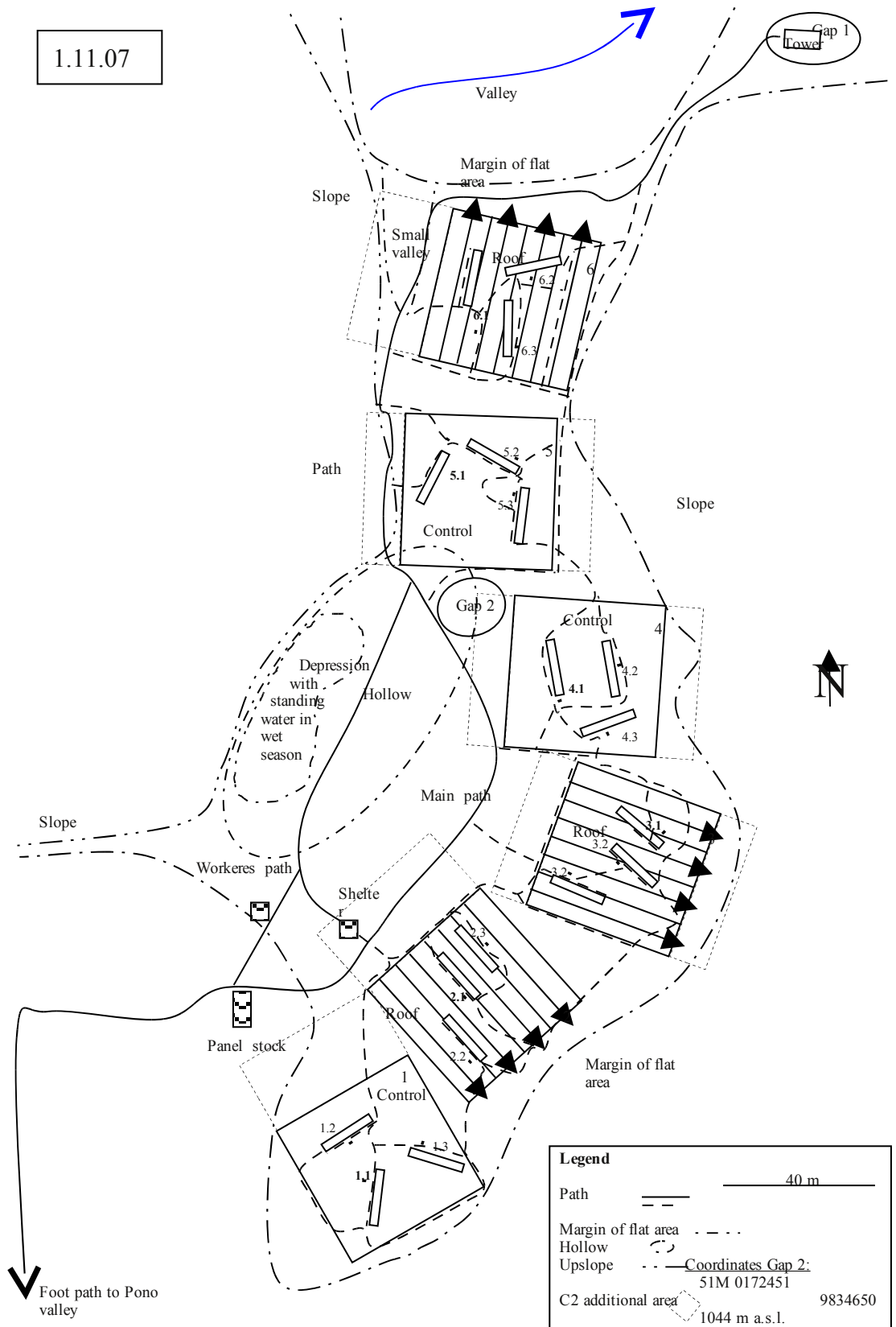
A 1.5 Quickbird Satelliten Bild, 2007, Kakao Agroforest, Marena im Kulawi-Tal (ERASMI, 2007, pers. Mitteilung)



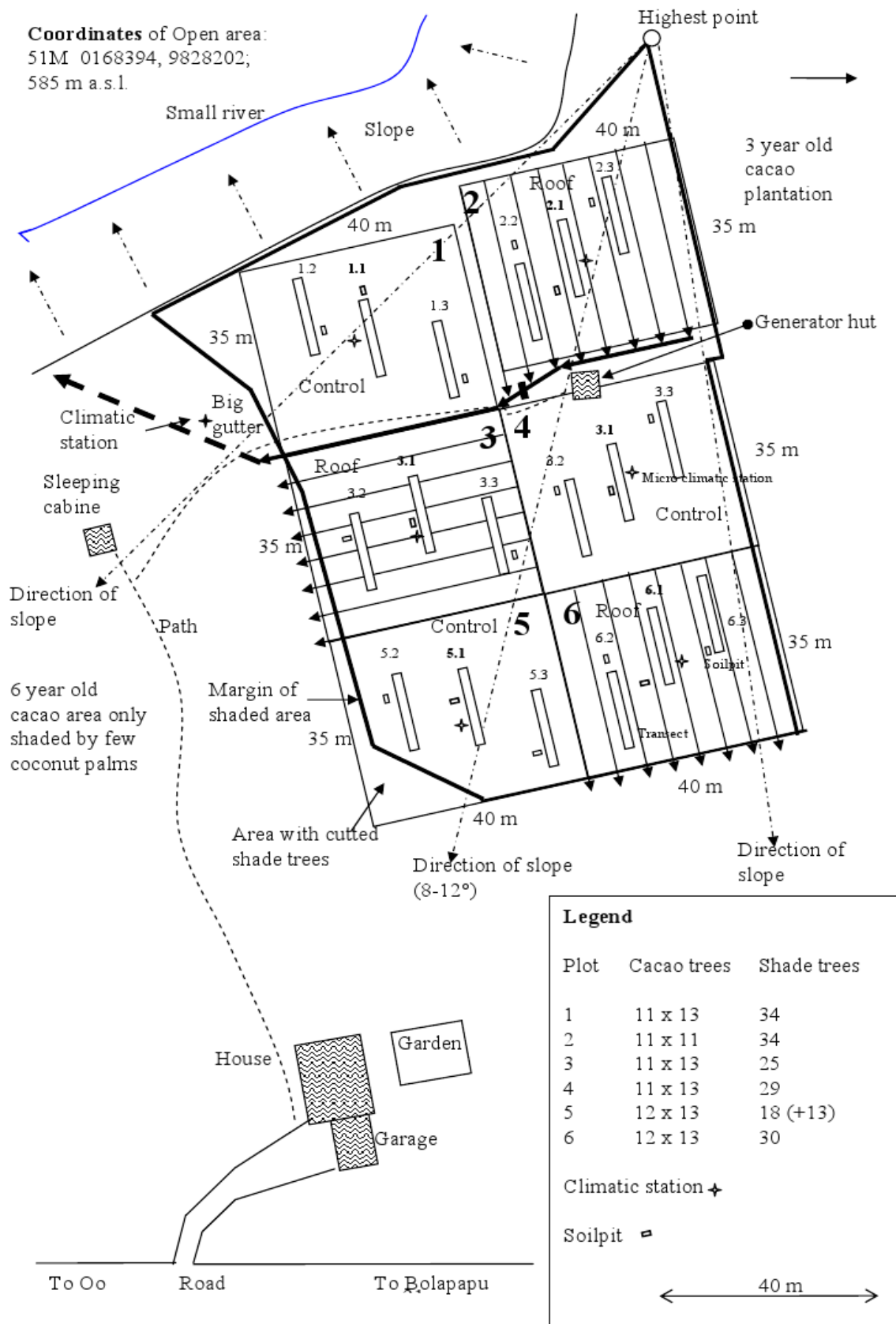
A 1.6 Diagramme zu Textur, C, und N-Gehalten des Agroforst-Standortes  
Links: Korngrößenverteilung, Rechts: C-, N -Gehalte (%) und C/N-Verhältnis



1.11.07



A 1.7 Plotdesign des replizierten Regenausschlussexperimentes der Regenwaldflächen bei Pono (MOSER, pers. Mitteilung)



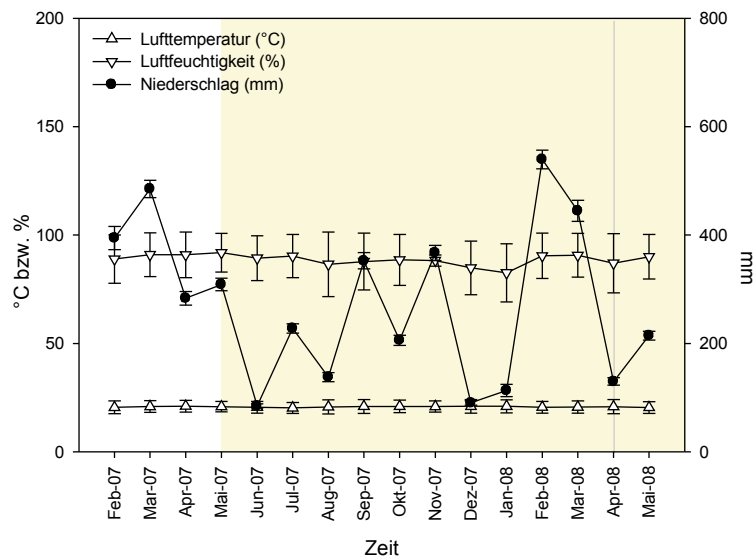
A 1.8 Plotdesign des replizierten Austrocknungsexperimentes der Agroforstflächen in Marena (MOSER, pers. Mitteilung)

A 1.9 Beschreibung für die Herstellung des Heiswasserextraktes

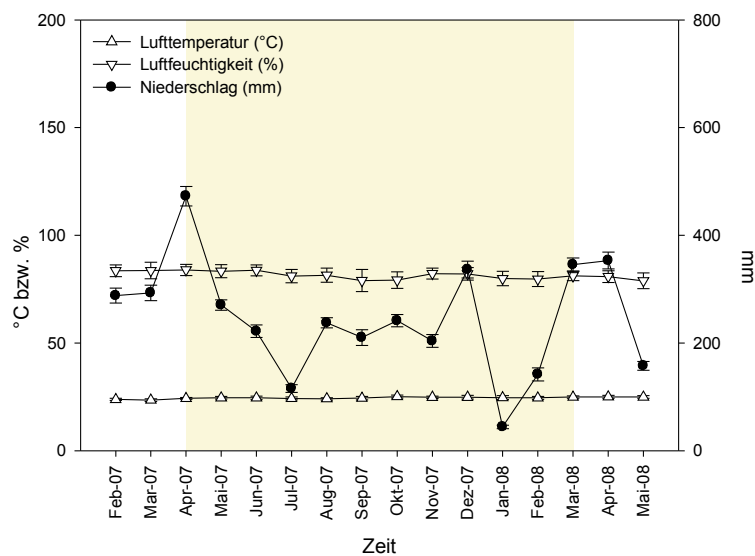
Für die Herstellung des Heiswasserextraktes (SCHLICHTING et al., 1995) wurden 4,0 g feldfrisches Bodenmaterial in einem hitzebeständigen Plastikröhrchen eingewogen, 40 ml Wasser (EASypure UV, Reinstwassersysteme, Fa. Barnstead) zugegeben und kräftig geschüttelt. Anschließend wurde die Suspension für 1 h bei 90°C in ein Wasserbad gestellt und in dieser Zeit vier Mal aus dem Wasserbad genommen und geschüttelt. Zum Abkühlen der Proben und zum Absetzen des Bodenmaterials wurden die Proben 10 Minuten lang stehen gelassen. Der Überstand wurde schließlich membranfiltriert (Porengröße: 0,45µm) und im Kühlschrank gelagert.

A 1.10 mittlere Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit und mittlerer Niederschlag von den Klimastationen a) des Regenwaldstandortes bei Pono und b) des Kakao-Agroforsts in Marena (Datenquelle: MOSER, SCHWENDENMANN, pers. Mitteilung)

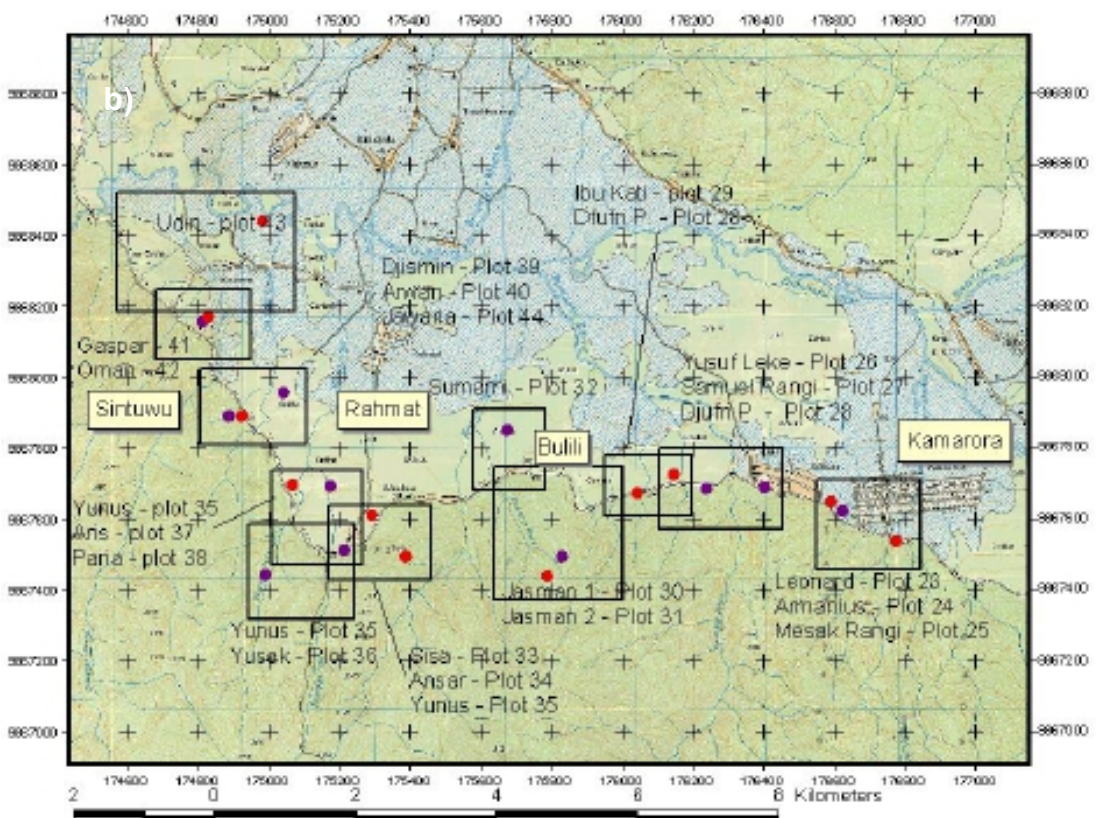
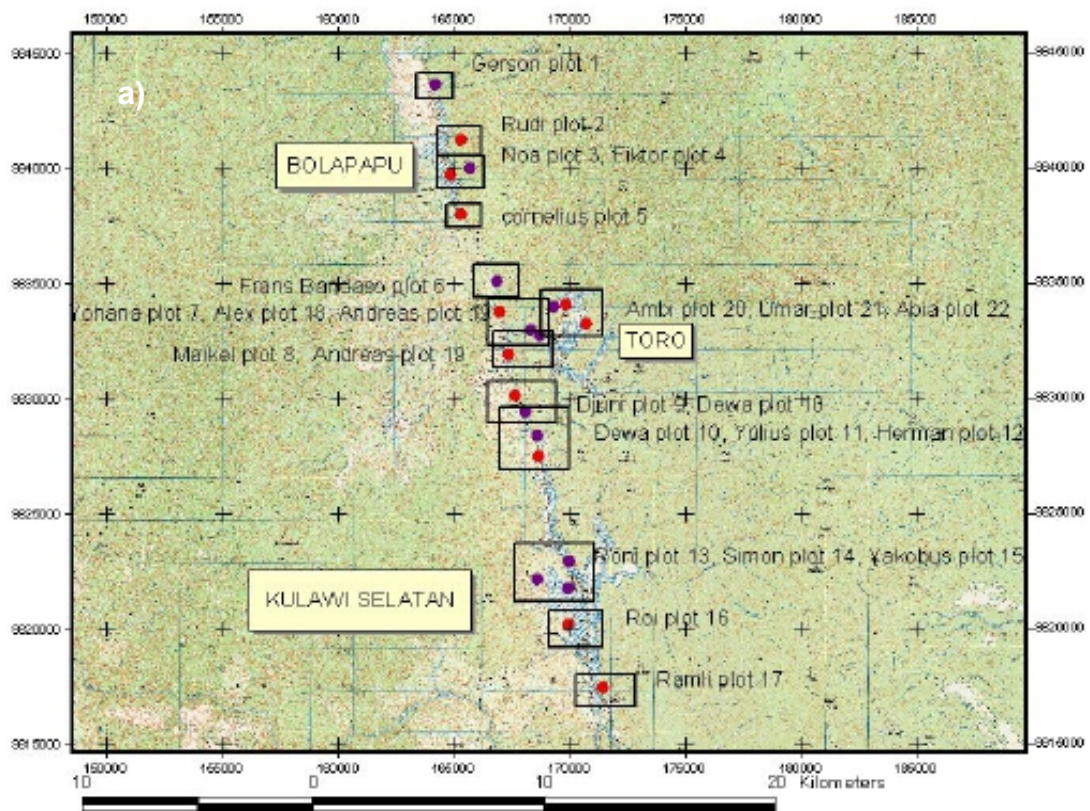
a)



b)



A 1.11 Lage der Untersuchungsflächen (Fokus 2) im a) Kulawi- und b) Palolo-Tal, Zentral Sulawesi Indonesien (Clough, 2009, persönl. Mitteilung)





## A.2 Textur und bodenchemische Parameter der Bodenprofile

### A 2.1 Regenwaldflächen bei Pono

Tiefe (cm)	Sand	Schluff (%)	Ton	Schluff/Ton	N (%)	C (%)	C/N
5	29.3 ± 5.1	33.2 ± 4.8	37.6 ± 3.4	0.9	0.26 ± 0.07	3.16 ± 0.88	11.9
10	26.2 ± 4.5	33.9 ± 5.1	40.0 ± 6.9	0.9	0.20 ± 0.04	2.71 ± 0.54	13.7
20	26.3 ± 3.9	34.3 ± 8.5	39.5 ± 7.2	0.9	0.12 ± 0.03	1.70 ± 0.35	14.2
40	27.4 ± 3.9	36.6 ± 7.7	36.0 ± 6.8	1.1	0.09 ± 0.02	1.23 ± 0.23	14.7
75	31.8 ± 3.5	38.9 ± 5.3	29.3 ± 8.1	1.5	0.04 ± 0.01	0.65 ± 0.12	16.2
150	34.9 ± 7.5	46.0 ± 7.6	19.1 ± 8.2	2.8	0.02 ± 0.00	0.37 ± 0.06	17.3
250	34.0 ± 11.4	52.3 ± 14.7	13.7 ± 5.2	4.9	0.02 ± 0.00	0.31 ± 0.08	19.6

Tiefe (cm)	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H
	(cmol kg <sup>-1</sup> )							
5	4.84 ± 0.93	0.72 ± 0.44	0.05 ± 0.03	0.29 ± 0.13	0.62 ± 0.37	0.03 ± 0.03	0.41 ± 0.04	0.15 ± 0.04
10	4.02 ± 0.38	0.55 ± 0.17	0.02 ± 0.01	0.17 ± 0.10	0.35 ± 0.13	0.01 ± 0.00	0.43 ± 0.03	0.08 ± 0.01
20	3.67 ± 0.69	0.47 ± 0.10	0.02 ± 0.01	0.15 ± 0.08	0.29 ± 0.08	0.01 ± 0.00	0.40 ± 0.02	0.07 ± 0.02
40	3.60 ± 0.73	0.46 ± 0.07	0.01 ± 0.00	0.10 ± 0.04	0.24 ± 0.03	0.00 ± 0.00	0.43 ± 0.03	0.06 ± 0.01
75	4.23 ± 0.83	0.45 ± 0.06	0.01 ± 0.00	0.08 ± 0.01	0.23 ± 0.03	0.00 ± 0.00	0.44 ± 0.02	0.07 ± 0.02
150	4.35 ± 1.27	0.45 ± 0.08	0.01 ± 0.00	0.07 ± 0.01	0.24 ± 0.02	0.01 ± 0.00	0.41 ± 0.03	0.08 ± 0.01
250	4.48 ± 1.12	0.45 ± 0.09	0.01 ± 0.00	0.08 ± 0.02	0.37 ± 0.20	0.01 ± 0.01	0.41 ± 0.03	0.07 ± 0.01

Tiefe (cm)	KAK <sub>eff</sub>	Σ Basen- bildner	Σ Säure- bildner	BS (%)
5	7.11 ± 0.64	2.05 ± 0.95	5.02 ± 0.92	28.6
10	5.62 ± 0.36	1.49 ± 0.34	4.12 ± 0.38	26.4
20	5.08 ± 0.67	1.32 ± 0.26	3.75 ± 0.70	26.3
40	4.90 ± 0.69	1.23 ± 0.06	3.66 ± 0.73	25.6
75	5.51 ± 0.82	1.20 ± 0.05	4.30 ± 0.84	22.2
150	5.62 ± 1.28	1.17 ± 0.10	4.44 ± 1.27	22.0
250	5.89 ± 1.29	1.32 ± 0.28	4.56 ± 1.13	22.8

Tiefe (cm)	Ca	K	Mg (mg g <sup>-1</sup> )	Na	P	pH (K Cl)	pH (H <sub>2</sub> O)
5	0.25 ± 0.18	2.29 ± 0.62	2.23 ± 0.24	0.41 ± 0.07	0.47 ± 0.09	3.73 ± 0.12	4.36 ± 0.34
10	0.14 ± 0.07	2.46 ± 0.69	2.34 ± 0.20	0.43 ± 0.08	0.37 ± 0.06	3.83 ± 0.07	4.32 ± 0.08
20	0.13 ± 0.06	2.67 ± 0.70	2.62 ± 0.44	0.46 ± 0.07	0.28 ± 0.06	3.93 ± 0.06	4.69 ± 0.27
40	0.10 ± 0.03	2.65 ± 0.90	2.69 ± 0.56	0.48 ± 0.10	0.19 ± 0.07	3.98 ± 0.10	4.64 ± 0.11
75	0.18 ± 0.21	4.28 ± 0.88	3.69 ± 0.50	0.57 ± 0.13	0.18 ± 0.04	3.96 ± 0.07	4.95 ± 0.32
150	0.11 ± 0.05	4.13 ± 0.98	3.97 ± 1.28	0.49 ± 0.07	0.15 ± 0.05	4.02 ± 0.48	5.07 ± 0.20
250	0.14 ± 0.16	4.01 ± 2.11	5.61 ± 1.71	0.53 ± 0.16	0.11 ± 0.07	3.91 ± 0.05	5.19 ± 0.10

## A 2.2 Agroforst-Standort in Marena

Tiefe (cm)	Sand	Schluff (%)	Ton	Schluff/Ton	N (%)	C	C/N
5	60.2 ± 3.44	27.0 ± 2.53	12.9 ± 2.22	2.2	0.15 ± 0.02	1.65 ± 0.31	10.8
10	55.0 ± 2.14	29.7 ± 3.64	15.4 ± 2.44	2.0	0.11 ± 0.03	1.26 ± 0.40	11.1
20	55.7 ± 0.93	28.2 ± 2.99	16.1 ± 3.48	1.9	0.06 ± 0.01	0.70 ± 0.14	11.0
40	53.9 ± 4.75	26.4 ± 3.28	18.6 ± 2.94	1.5	0.04 ± 0.00	0.44 ± 0.05	10.1
75	58.0 ± 2.29	22.8 ± 3.38	19.3 ± 3.27	1.2	0.04 ± 0.00	0.33 ± 0.04	8.8
150	68.7 ± 5.31	19.4 ± 3.03	11.9 ± 4.36	1.9	0.03 ± 0.00	0.19 ± 0.05	6.7
250	72.5 ± 6.67	19.9 ± 6.09	7.45 ± 2.45	2.9	0.03 ± 0.01	0.08 ± 0.01	2.8

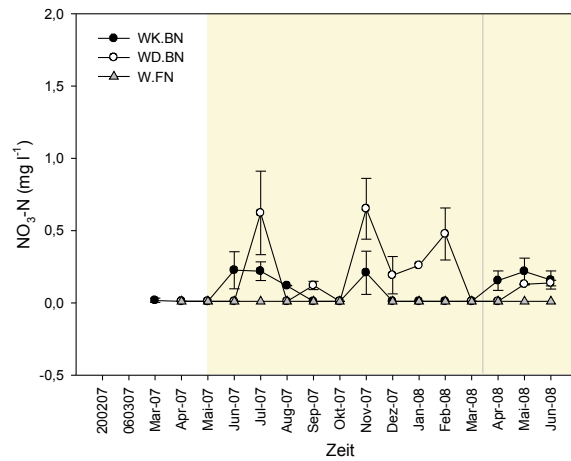
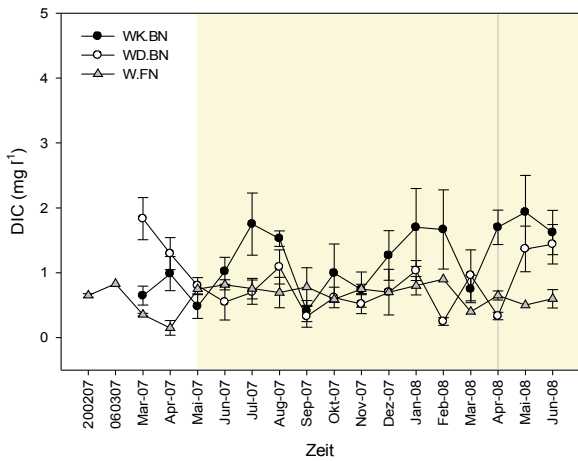
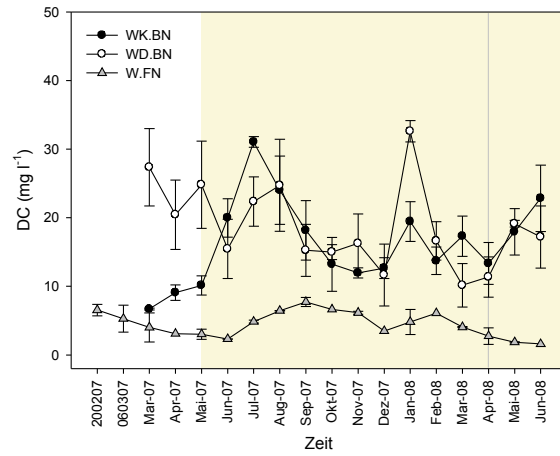
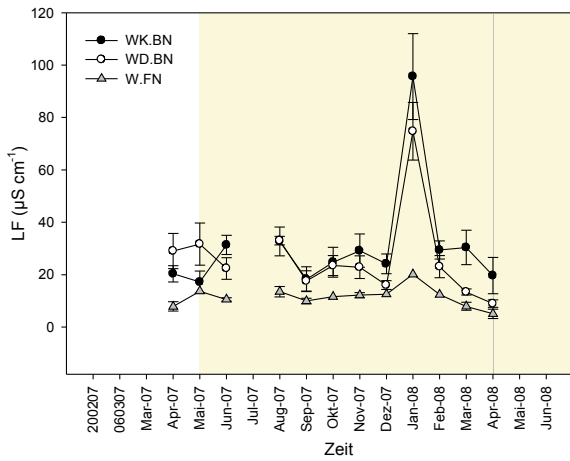
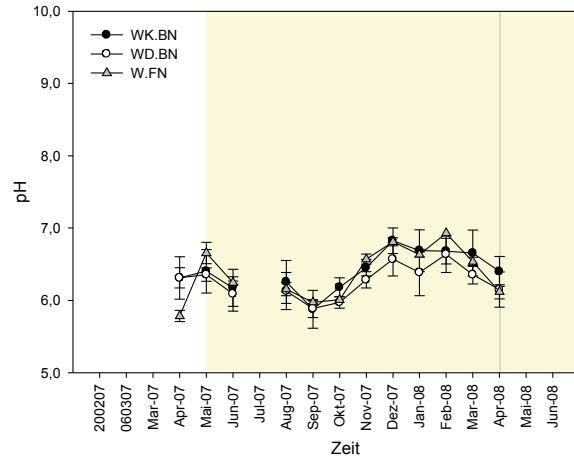
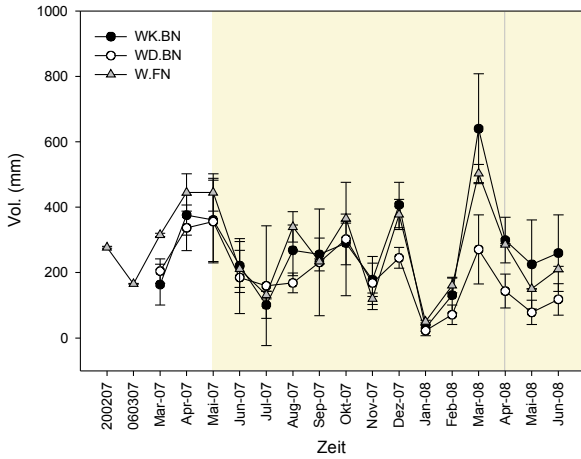
Tiefe (cm)	pH (K Cl)	pH (H <sub>2</sub> O)	Al	Ca	K (cmol kg <sup>-1</sup> )	Mg	Mn	Na
5	4.49 ± 0.37	5.92 ± 0.33	0.12 ± 0.12	6.63 ± 2.11	0.16 ± 0.056	1.50 ± 0.30	0.03 ± 0.02	0.34 ± 0.04
10	4.67 ± 0.68	6.00 ± 0.44	0.12 ± 0.18	5.83 ± 1.62	0.16 ± 0.059	1.27 ± 0.20	0.03 ± 0.02	0.38 ± 0.06
20	4.40 ± 0.59	6.12 ± 0.42	0.12 ± 0.19	5.48 ± 1.42	0.20 ± 0.177	1.35 ± 0.27	0.02 ± 0.01	0.40 ± 0.07
40	4.09 ± 0.13	5.87 ± 0.20	0.18 ± 0.08	3.44 ± 0.72	0.20 ± 0.196	1.26 ± 0.42	0.01 ± 0.00	0.37 ± 0.05
75	3.97 ± 0.09	5.86 ± 0.31	0.18 ± 0.13	4.82 ± 3.26	0.20 ± 0.125	2.02 ± 0.90	0.02 ± 0.01	0.46 ± 0.09
150	3.83 ± 0.11	5.93 ± 0.21	0.09 ± 0.08	5.83 ± 1.49	0.13 ± 0.075	2.29 ± 0.76	0.03 ± 0.04	0.48 ± 0.10
250	4.14 ± 1.05	6.08 ± 0.73	0.18 ± 0.19	7.95 ± 3.49	0.08 ± 0.019	2.60 ± 1.56	0.04 ± 0.01	0.54 ± 0.04

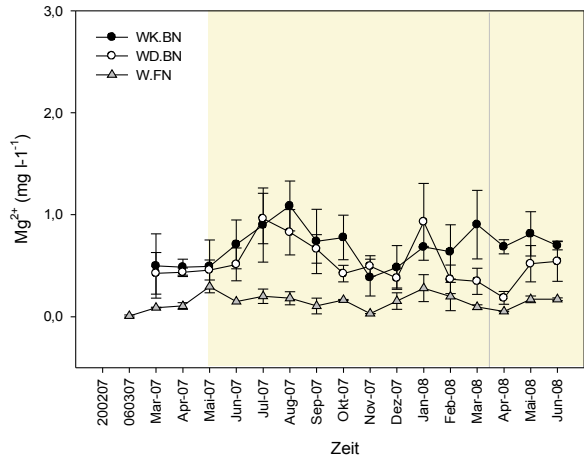
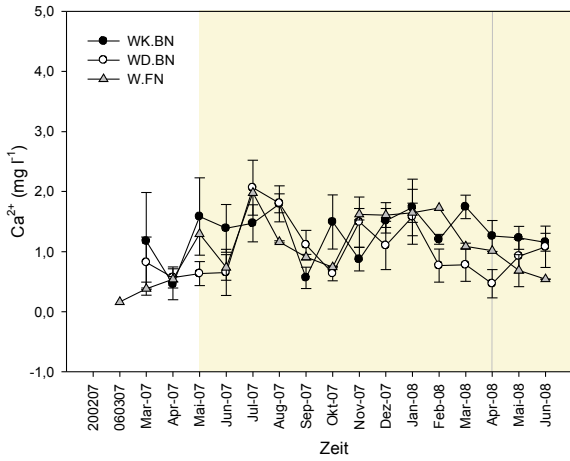
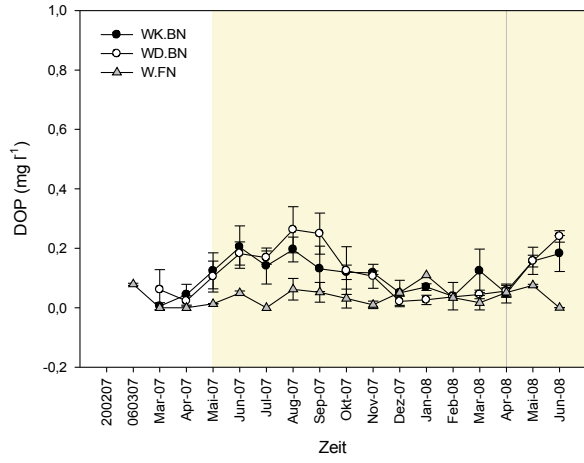
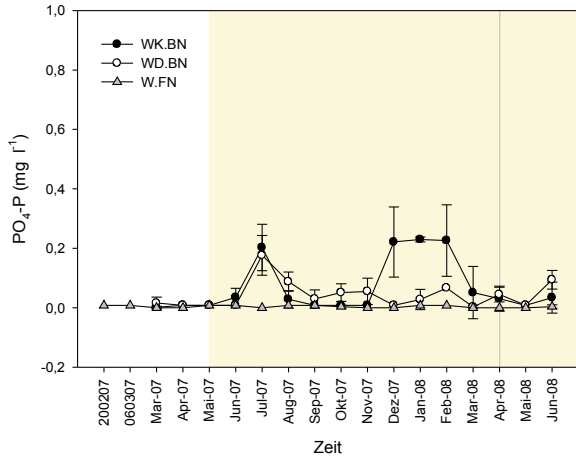
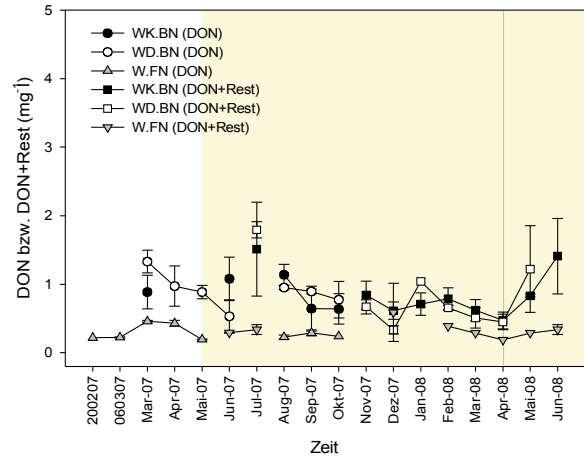
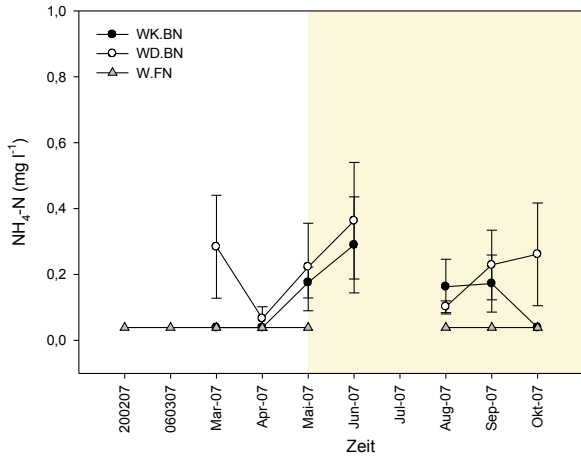
Tiefe (cm)	Basenbildner	KAK <sub>eff</sub>	BS (%)
5	8.63 ± 2.42	8.78 ± 2.30	97.8
10	7.63 ± 1.69	7.77 ± 1.52	97.6
20	7.43 ± 1.61	7.57 ± 1.45	97.7
40	5.28 ± 0.94	5.47 ± 0.87	96.2
75	7.51 ± 3.58	7.70 ± 3.46	96.4
150	8.73 ± 1.66	8.85 ± 1.69	98.6
250	11.16 ± 5.02	11.38 ± 5.00	97.8

Tiefe (cm)	Ca	K	Mg (mg g <sup>-1</sup> )	Na	P
5	6.35 ± 2.50	1.00 ± 0.11	8.45 ± 0.81	1.16 ± 0.45	0.76 ± 0.20
10	8.82 ± 5.42	0.97 ± 0.12	8.67 ± 0.71	1.56 ± 0.81	0.55 ± 0.14
20	4.60 ± 1.93	0.98 ± 0.10	8.93 ± 0.82	1.10 ± 0.45	0.36 ± 0.05
40	4.56 ± 1.61	1.10 ± 0.11	10.23 ± 1.03	1.07 ± 0.68	0.33 ± 0.05
75	5.85 ± 4.02	1.23 ± 0.17	12.32 ± 2.63	0.83 ± 0.42	0.32 ± 0.10
150	7.48 ± 4.94	1.31 ± 0.28	14.23 ± 1.84	1.11 ± 0.46	0.39 ± 0.20
250	6.30 ± 0.60	1.31 ± 0.06	15.16 ± 2.36	1.69 ± 0.54	0.96 ± 0.64

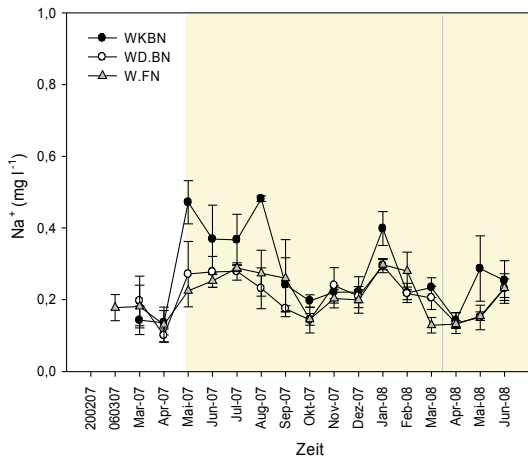
**A 3 Diagramme zum monatlichen Verlauf der Niederschlagsvolumen, der pH-Werte, der elektrischen Leitfähigkeit, der mittleren Stoffkonzentrationen und Stoffflüsse der Nährelemente ( $\text{mg l}^{-1}$ ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) sowie der jährlichen Streueinträge ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) auf den Regenwaldflächen**

**A 3.1 Freiland- und Bestandesniederschlag**

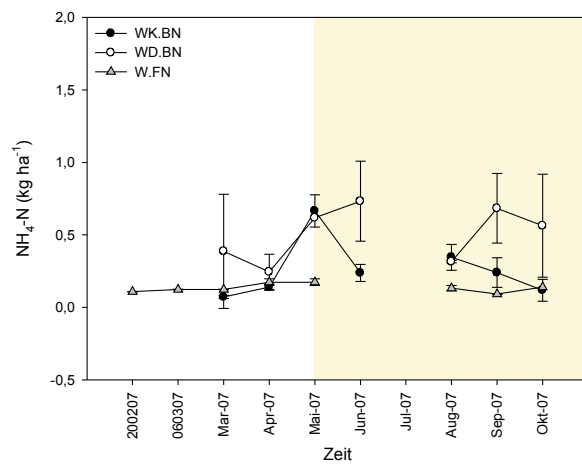
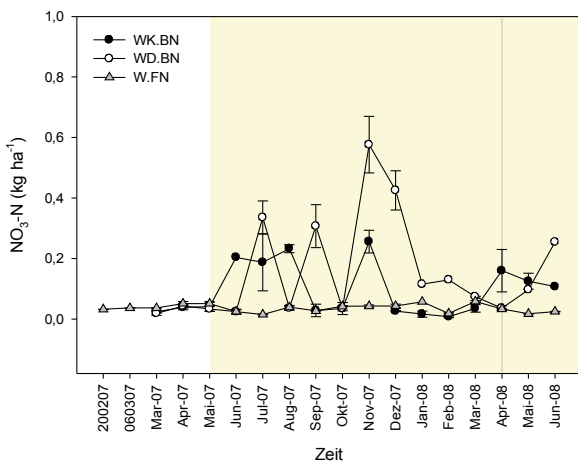
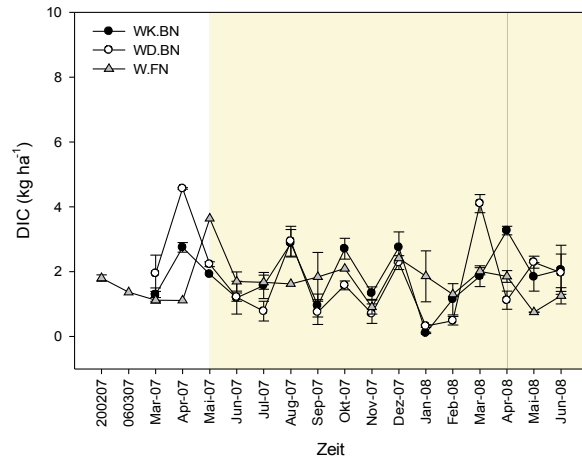
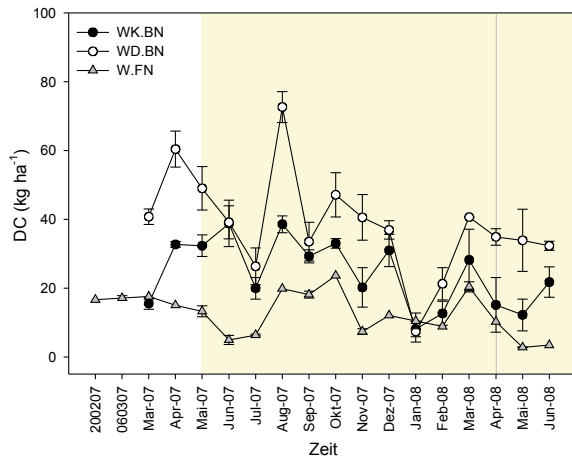




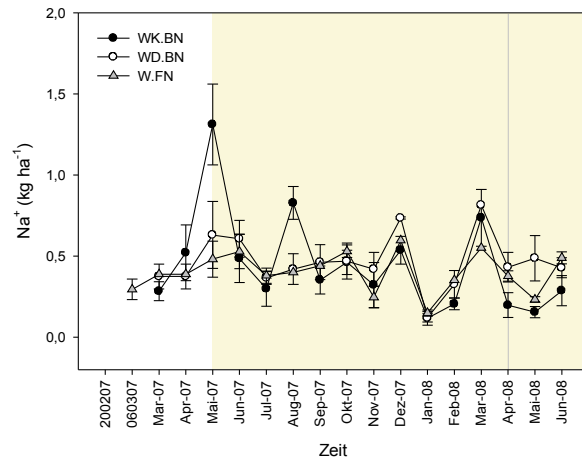
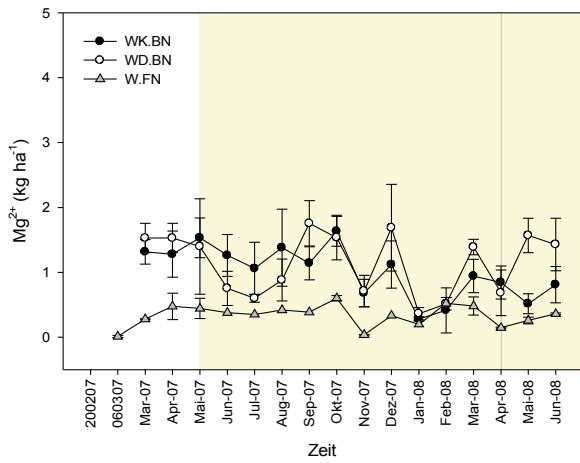
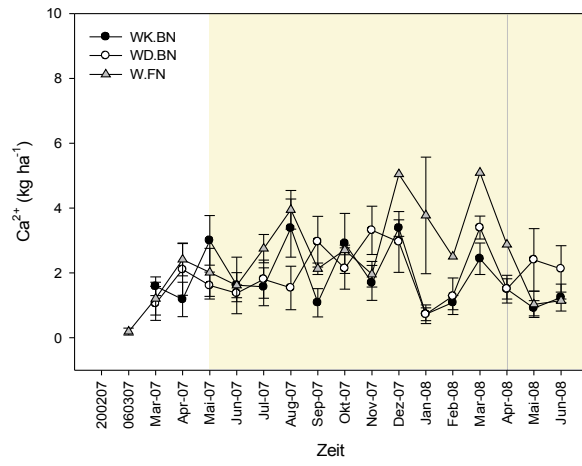
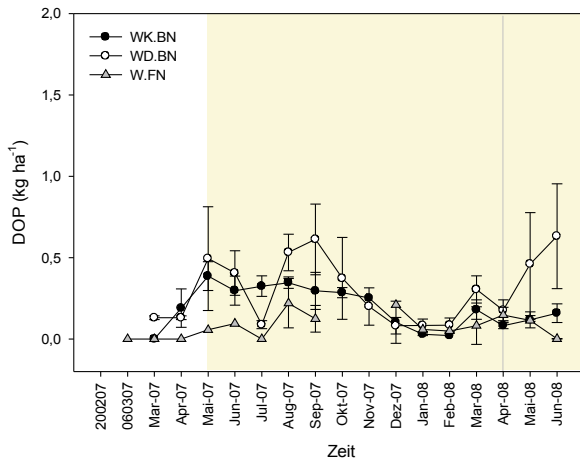
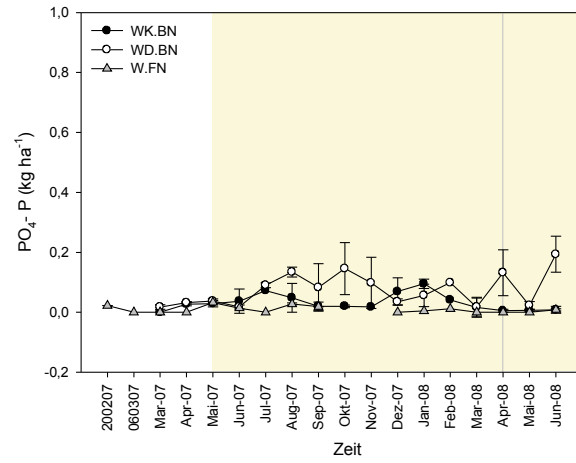
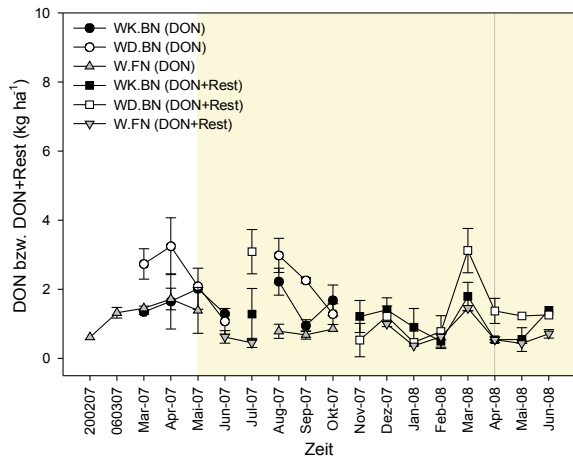




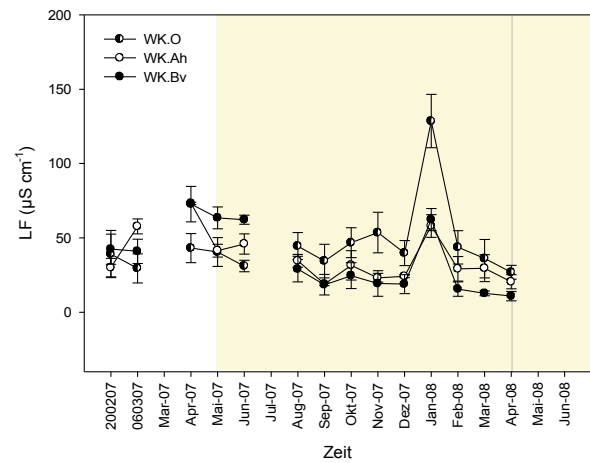
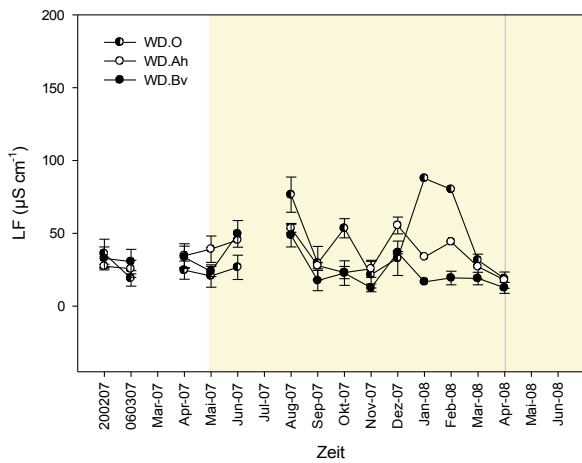
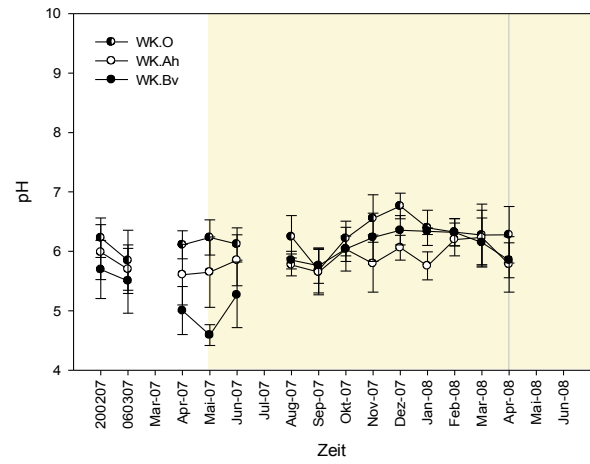
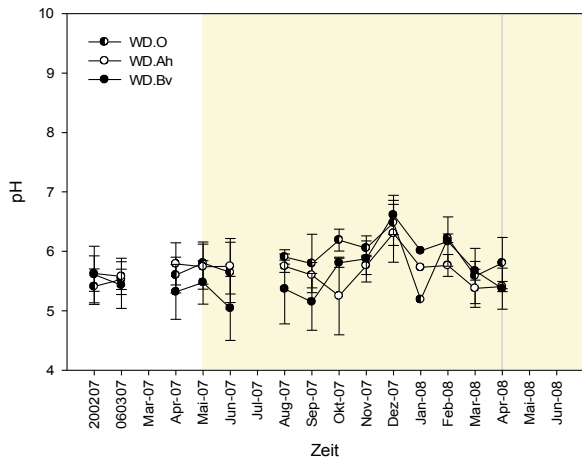
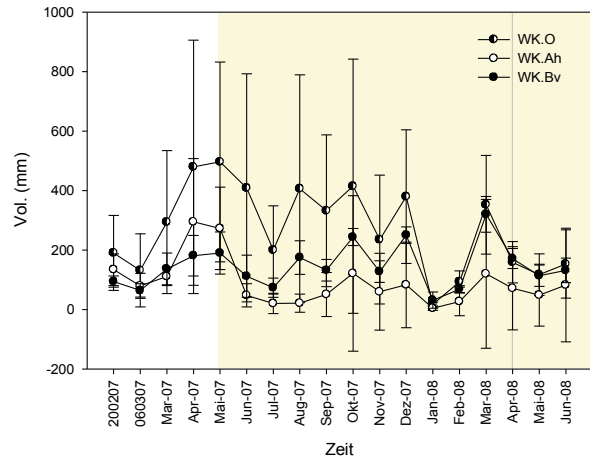
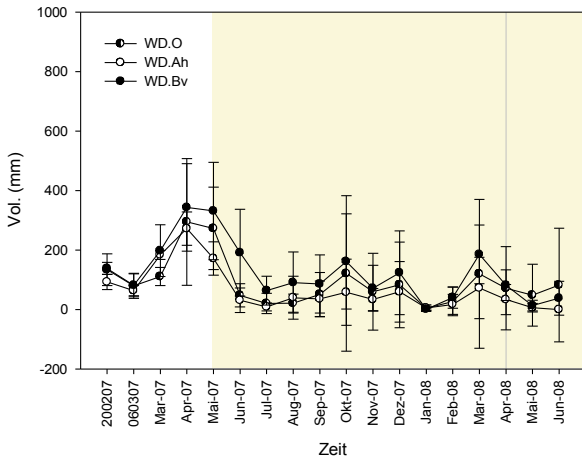
A 3.2 Flüsse weiterer Nähr Elemente im Freiland- und Bestandesniederschlag (kg ha<sup>-1</sup>)

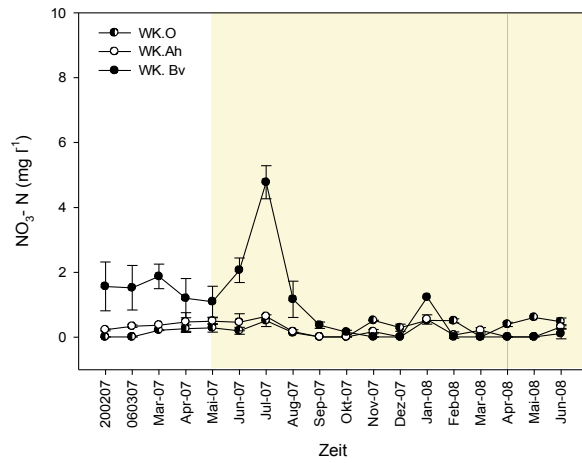
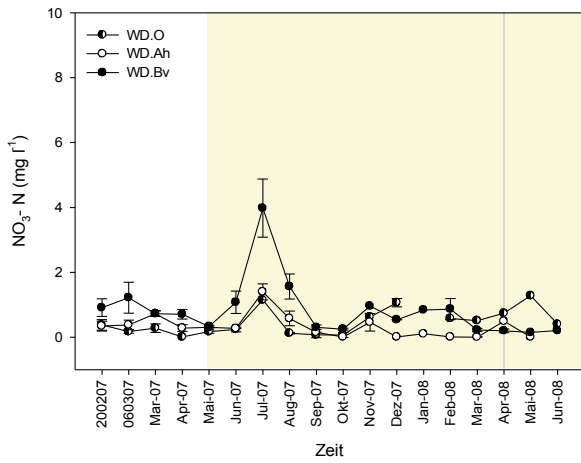
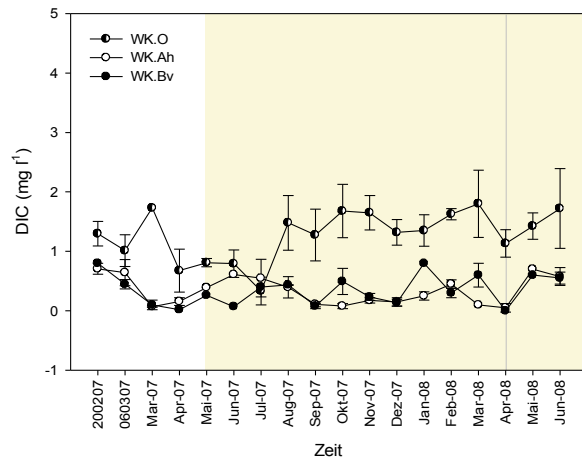
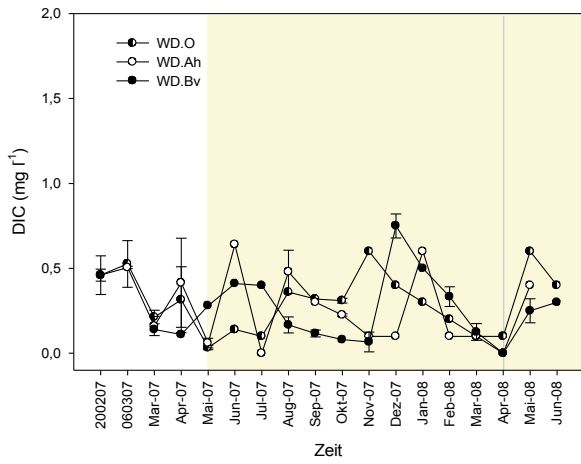
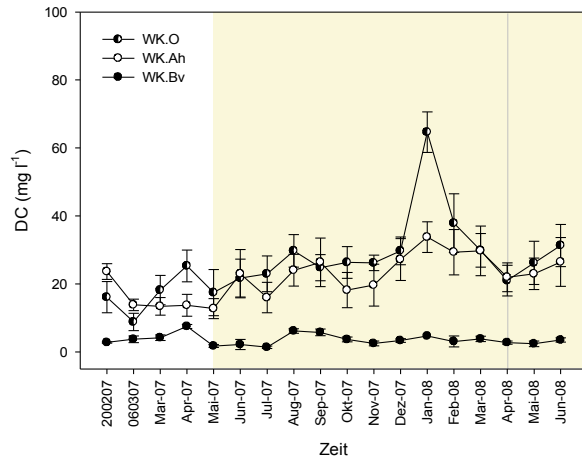
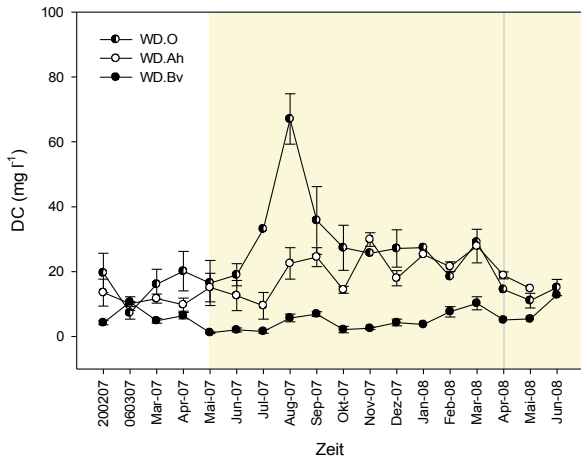


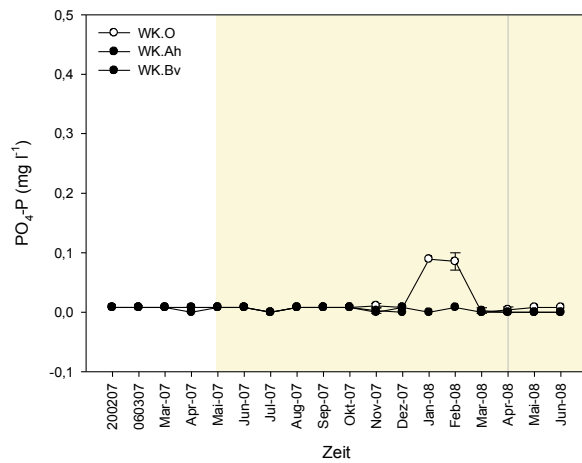
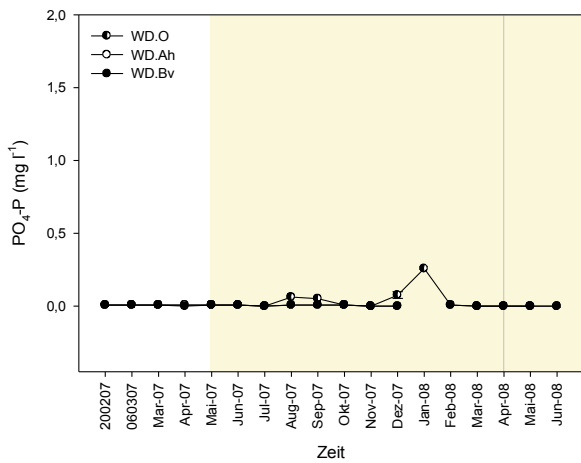
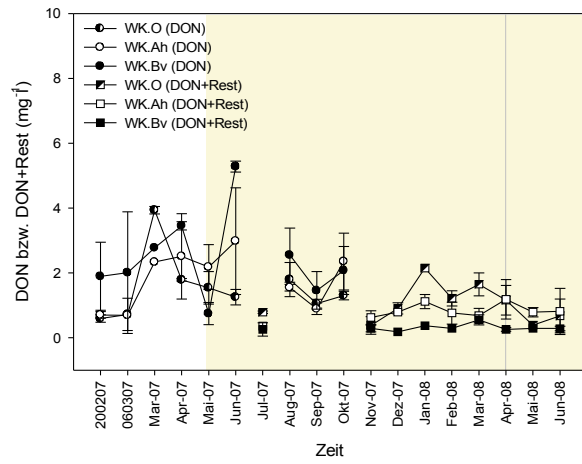
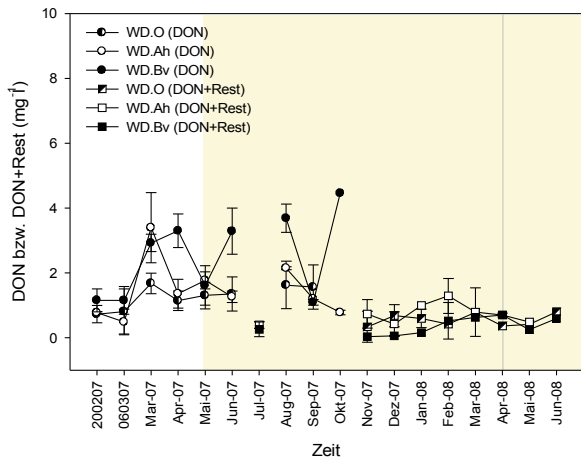
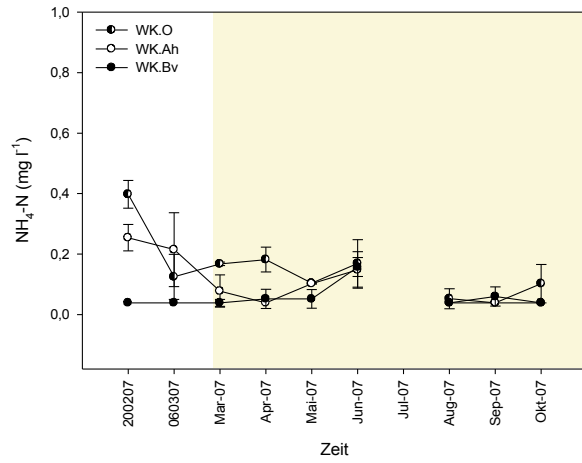
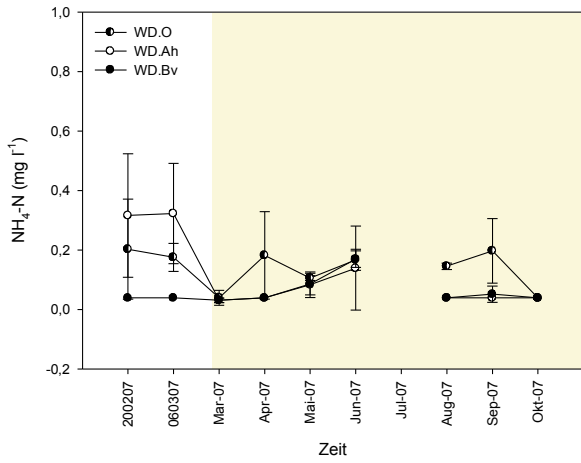
# Anhänge

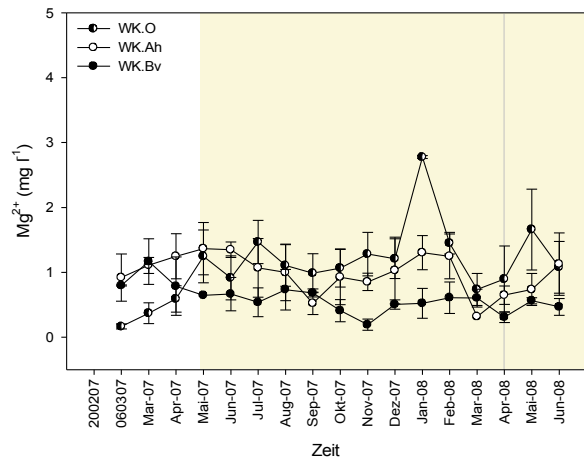
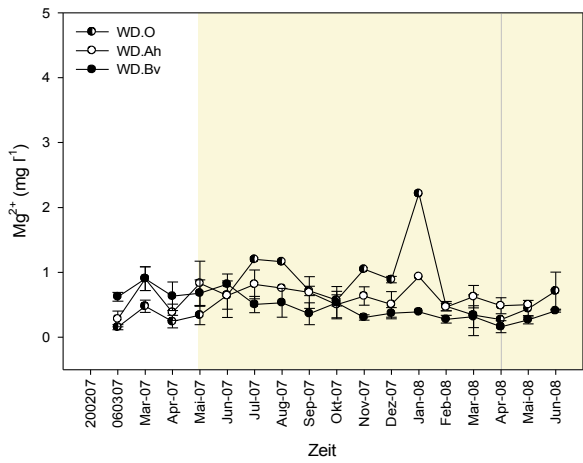
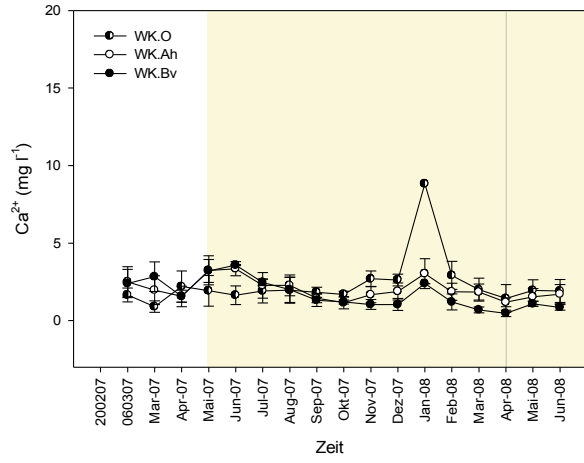
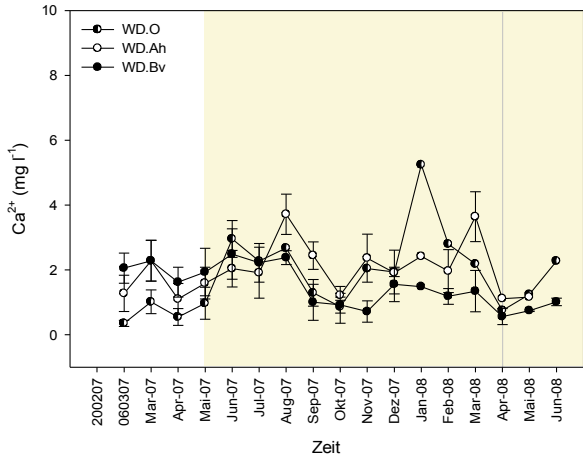
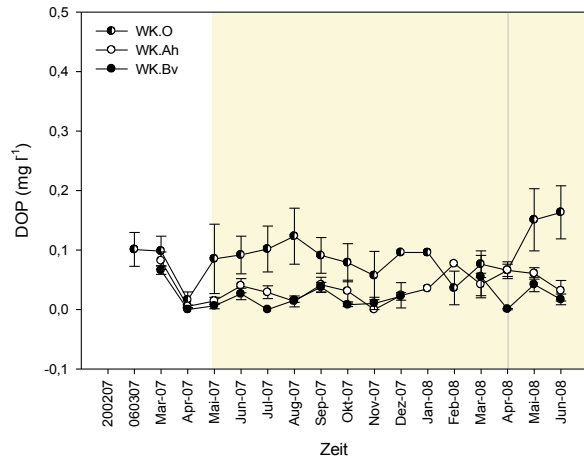
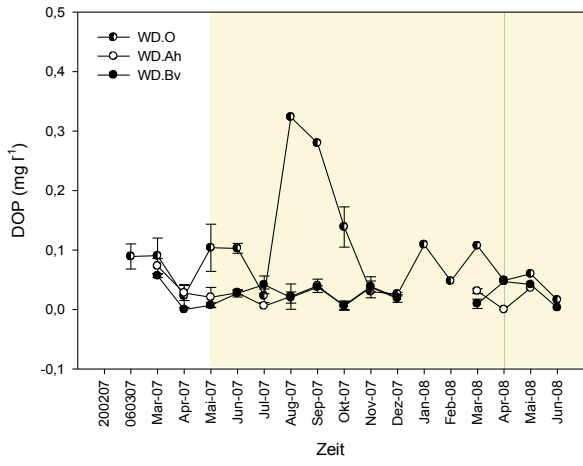


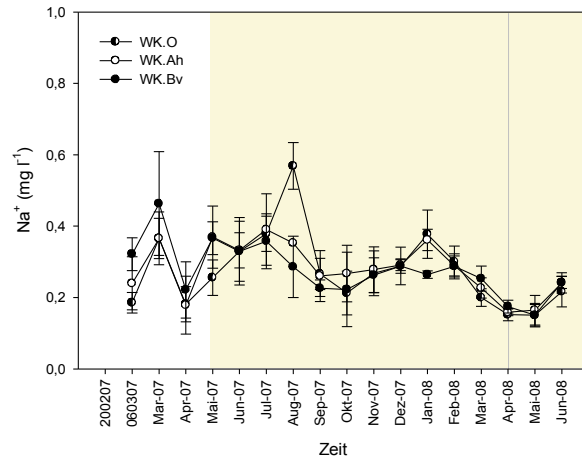
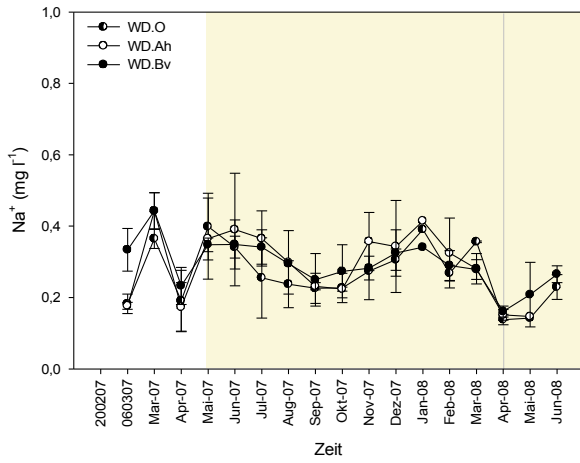
A 3.3 Niederschlagsvolumen, pH, LF und Lösungskonzentrationen aus den O-, Ah- und Bv-Horizonten (mg l<sup>-1</sup>)



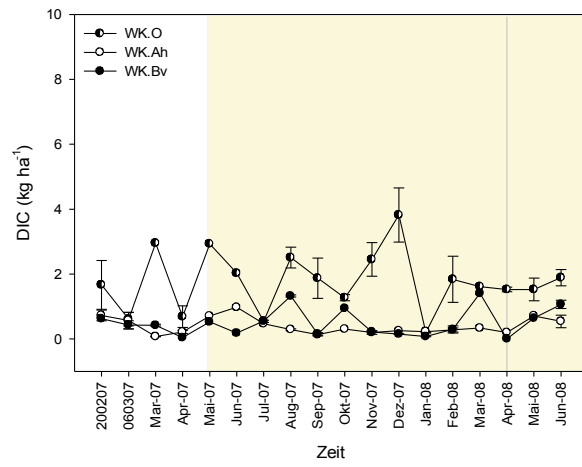
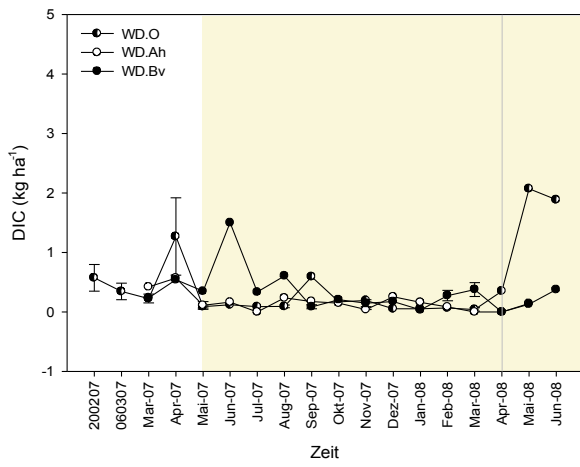
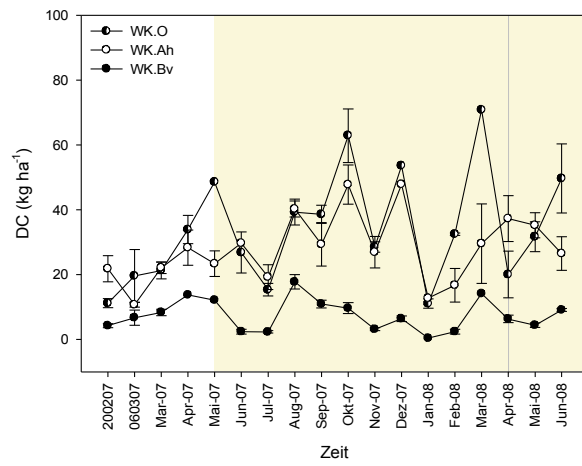
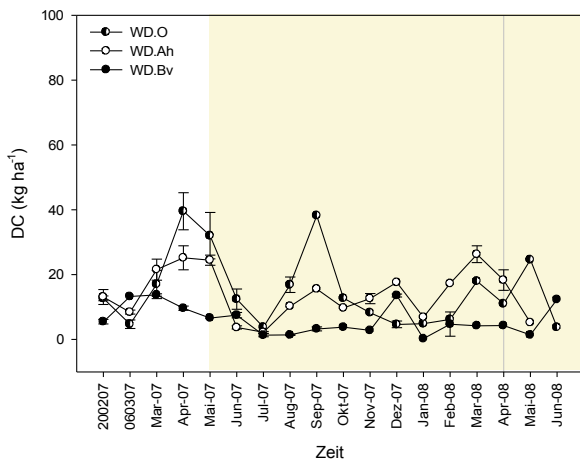


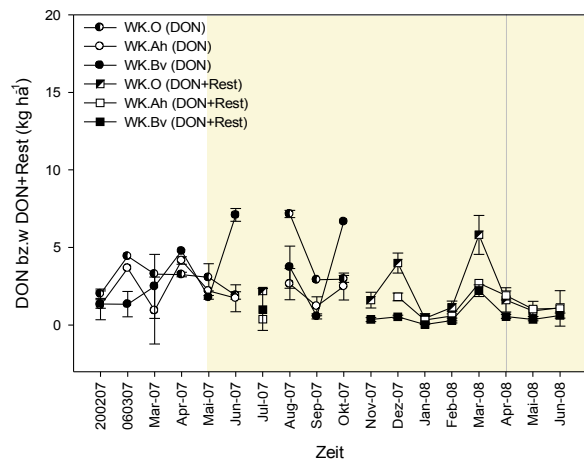
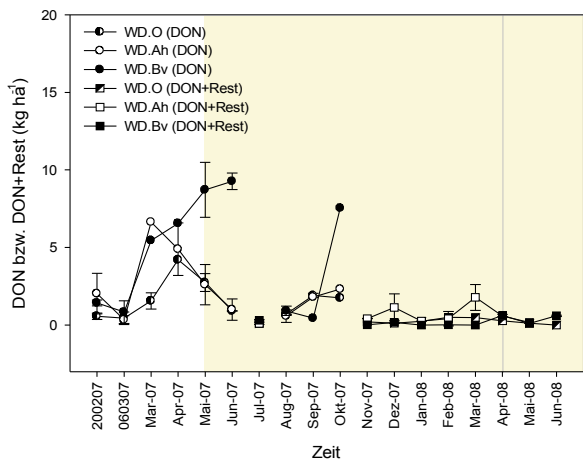
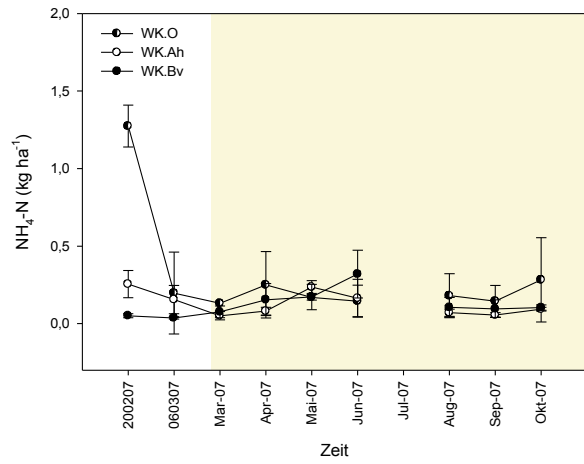
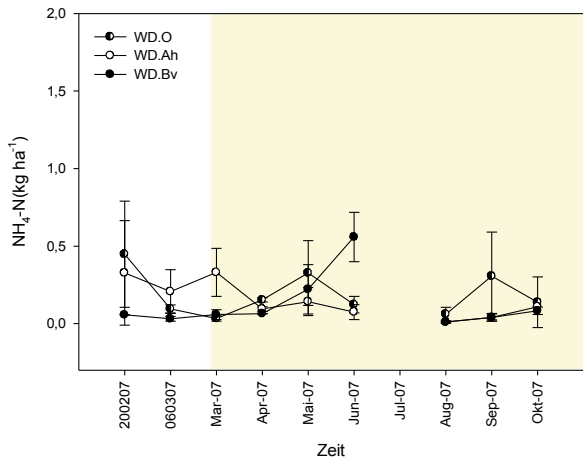
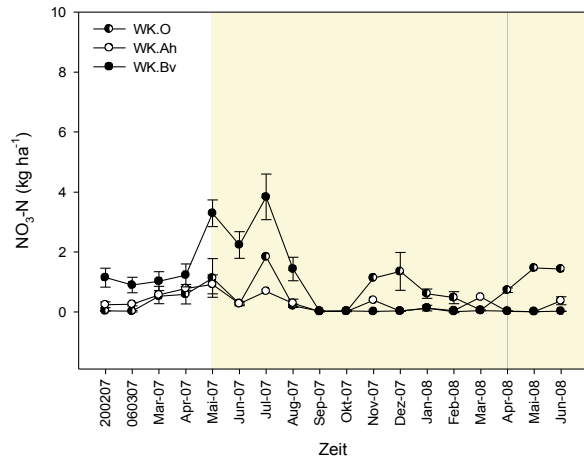
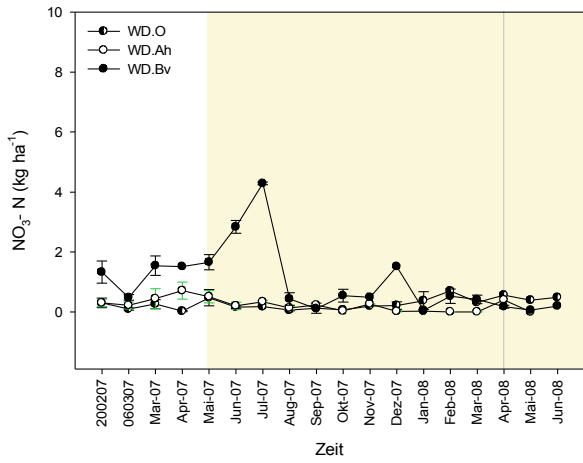




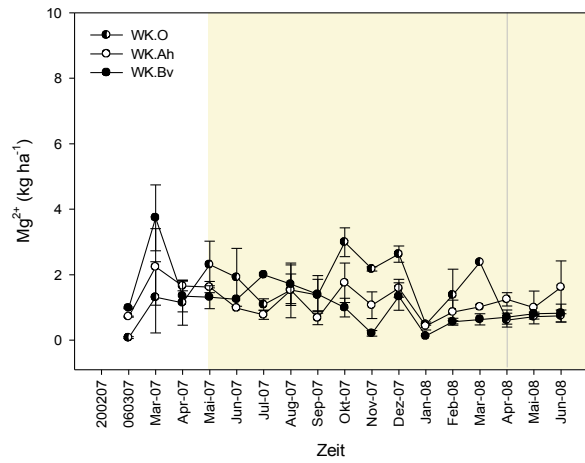
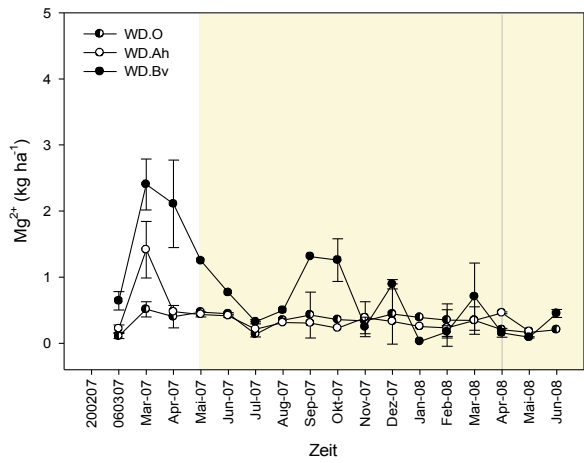
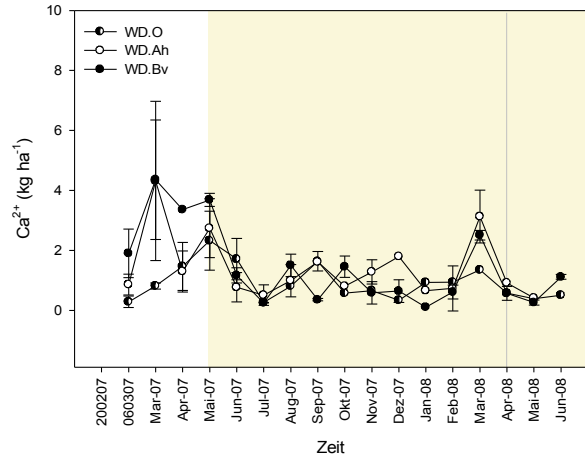
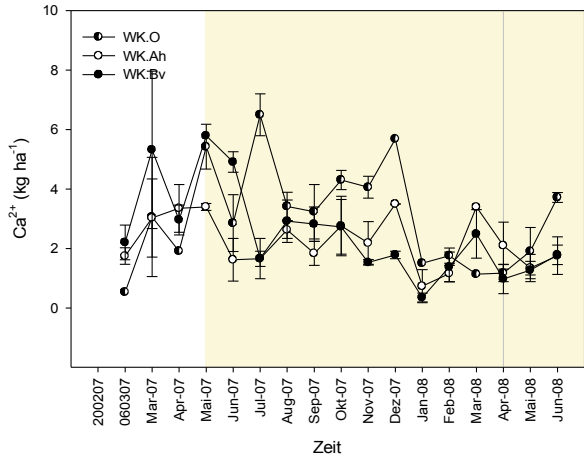
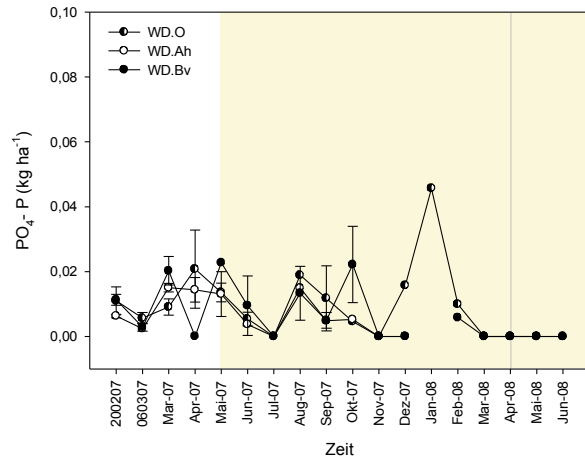
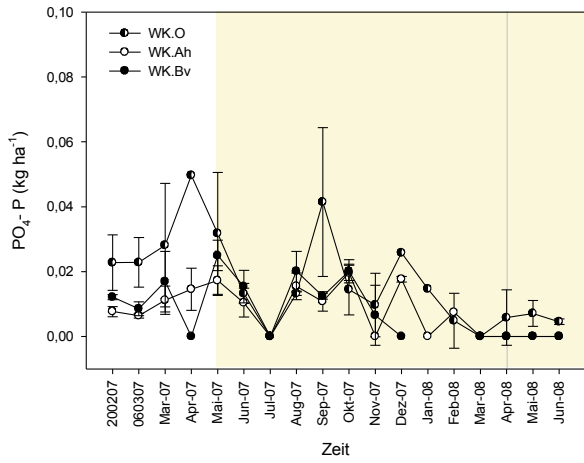


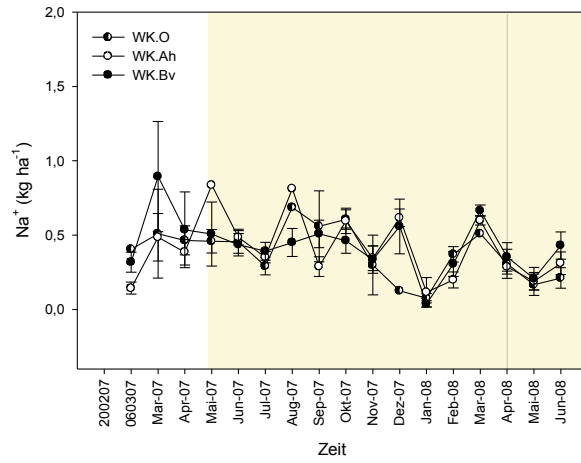
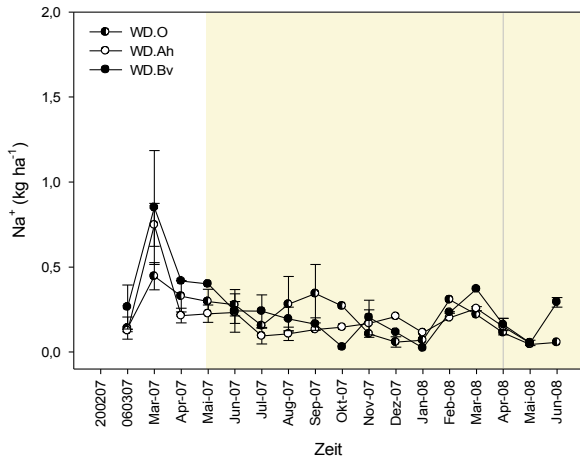
A 3.4 Stoffflüsse weiterer Nährelemente aus den O-, Ah- und Bv-Horizonten ( $\text{kg ha}^{-1}$ )



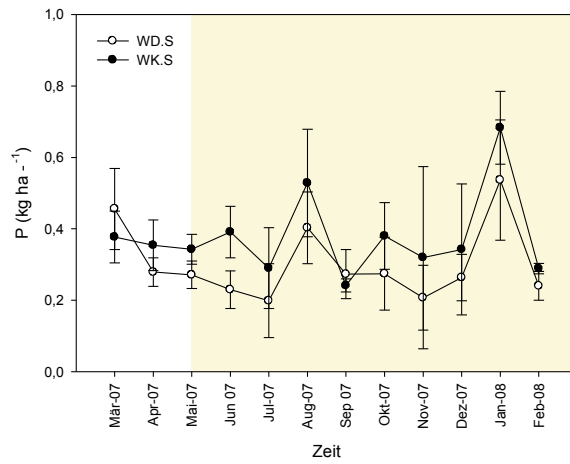
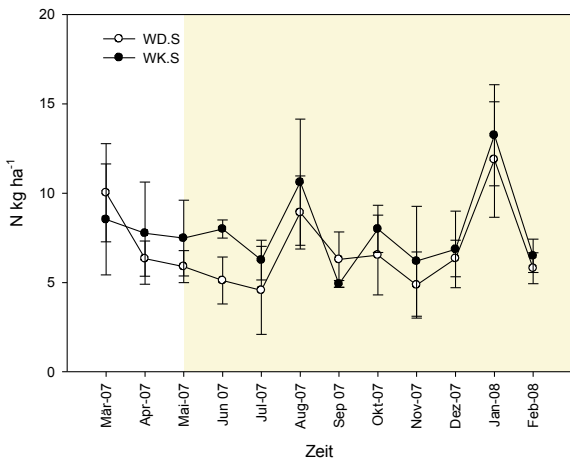
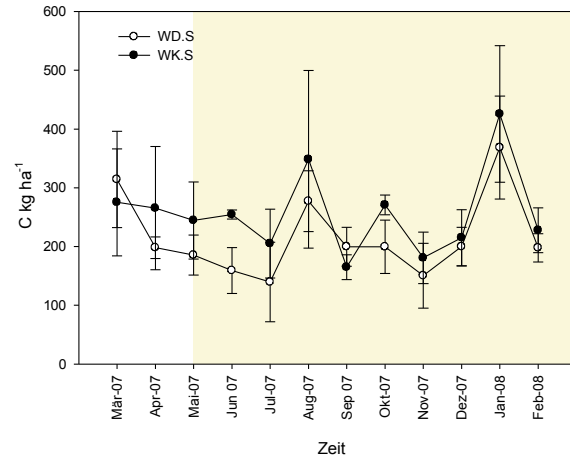
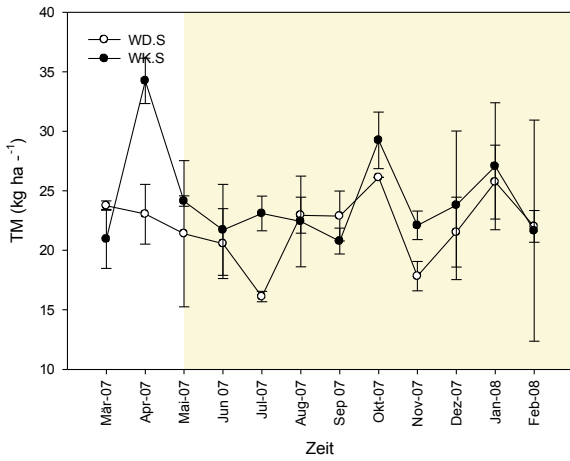




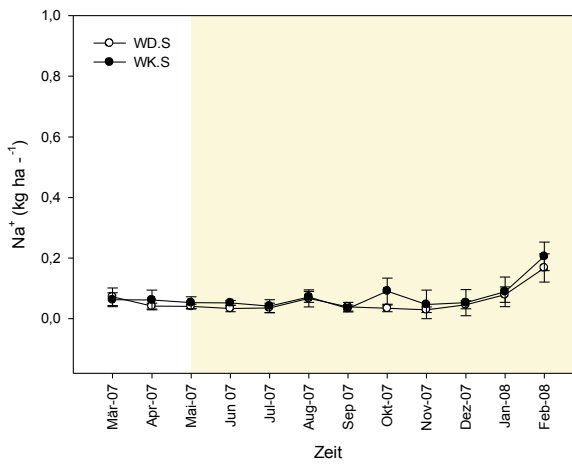
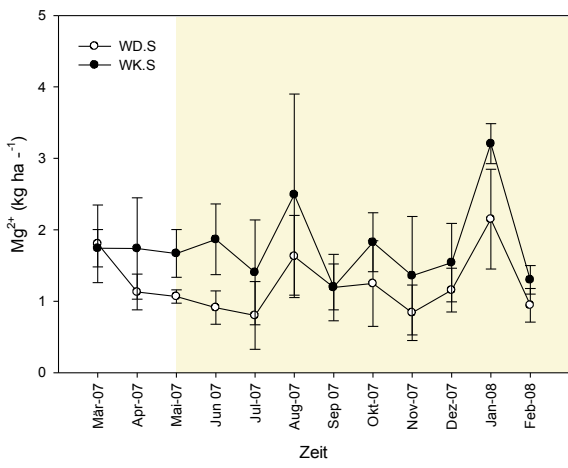
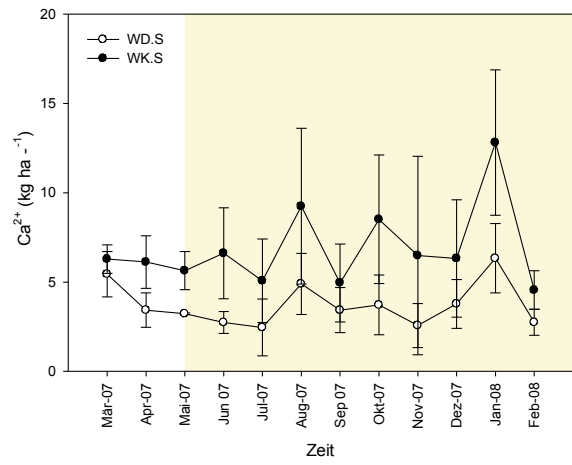
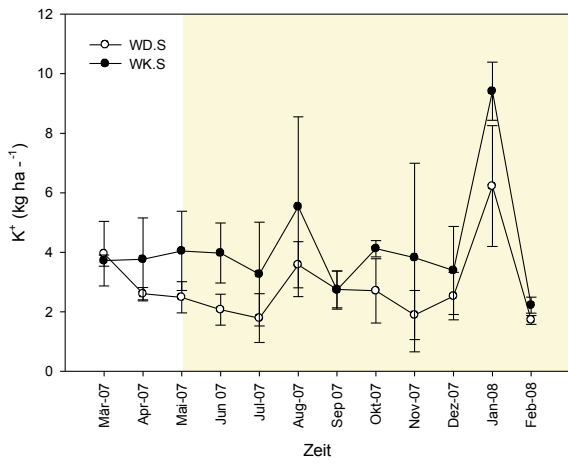




A 3.5 Monatlicher Verlauf der Streueinträge ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

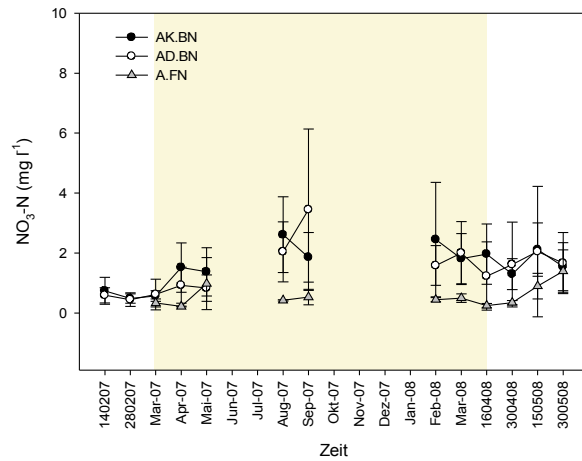
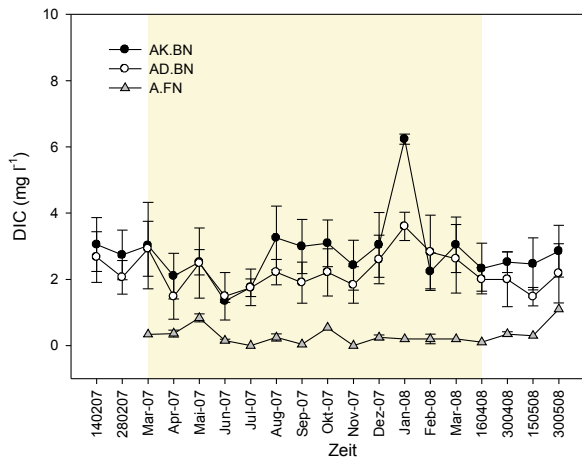
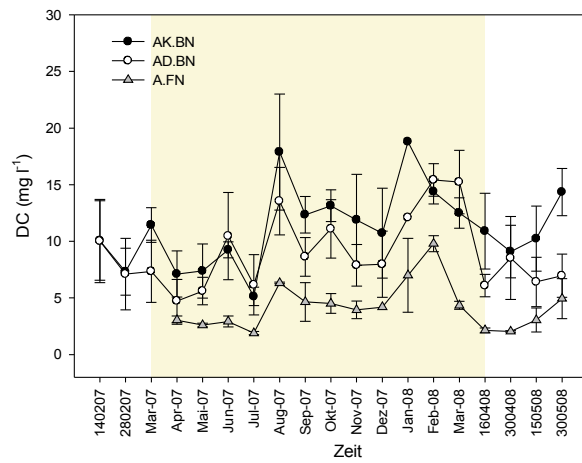
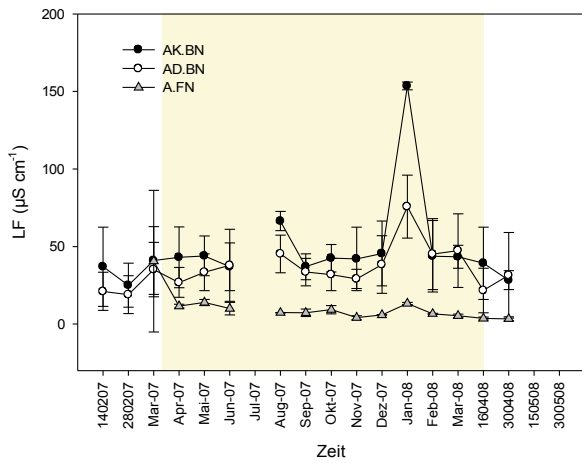
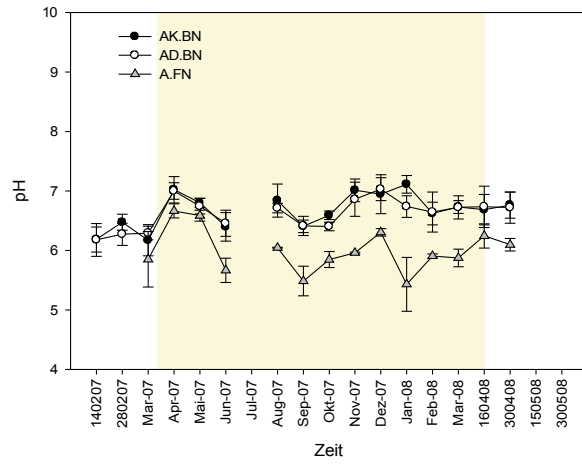
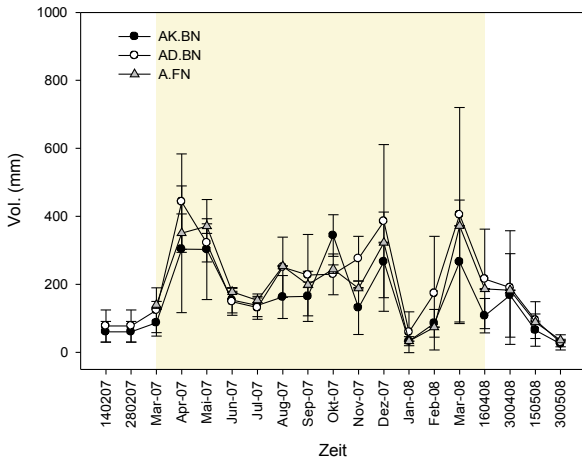


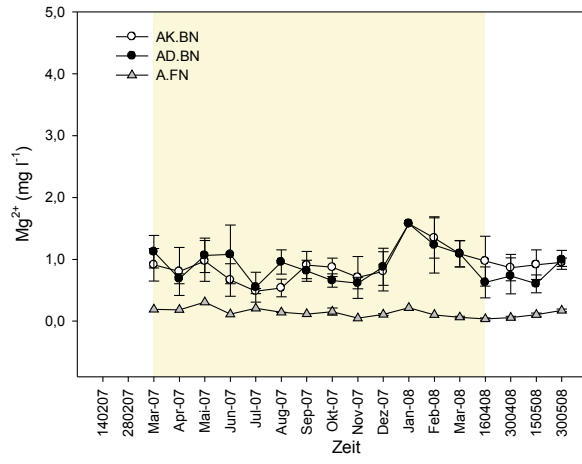
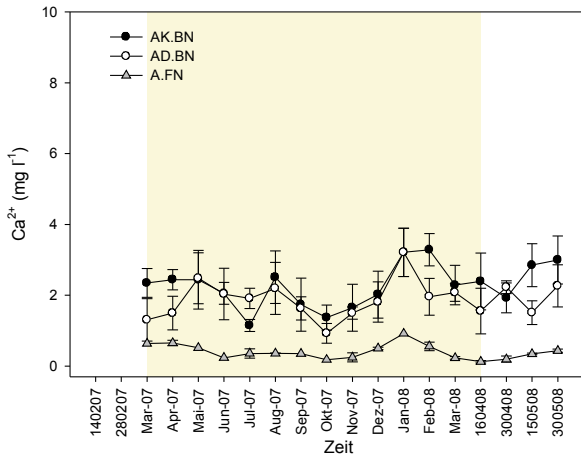
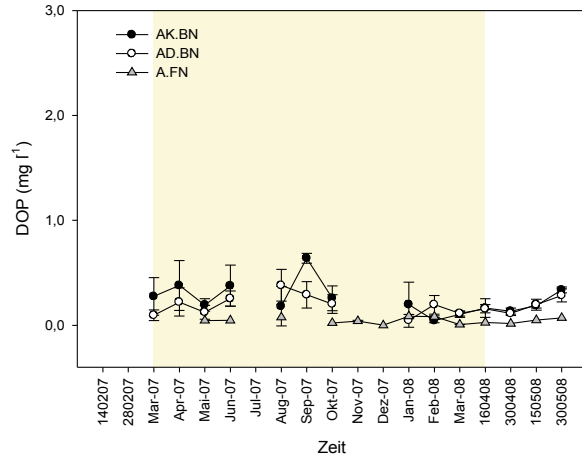
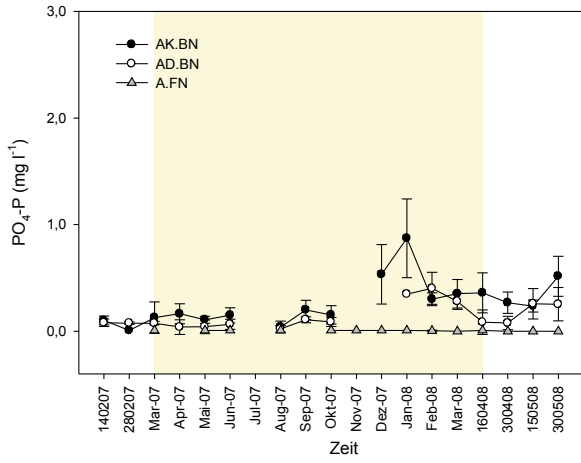
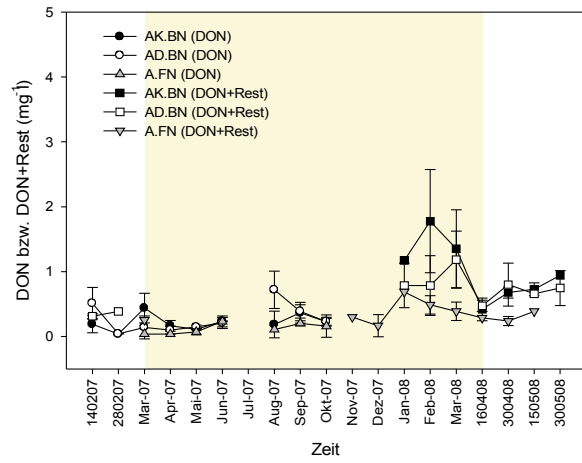
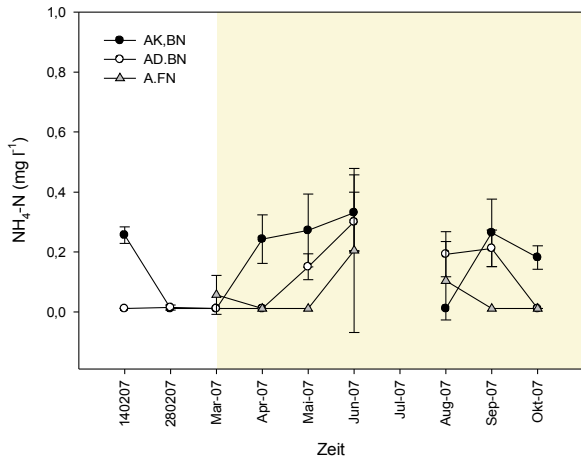
Anhänge

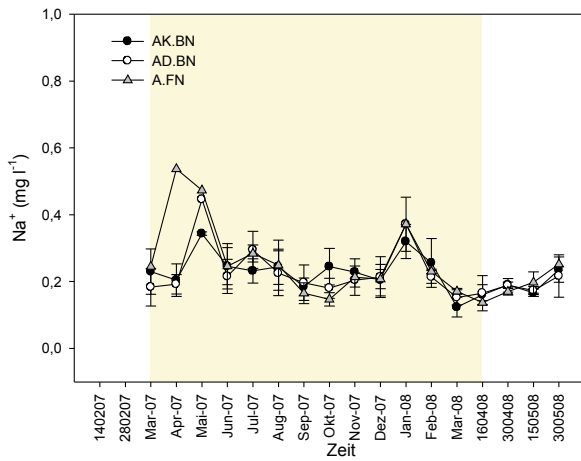


**A 4 Diagramme zum monatlichen Verlauf der Niederschlagsvolumen, der pH-Werte, der elektrischen Leitfähigkeit, der mittleren Stoffkonzentrationen und Stoffflüsse der Nährelemente ( $\text{mg l}^{-1}$ ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) sowie der jährlichen Streueinträge von *Theobroma cacao* und *Gliricidia sep.* ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) auf den Kakao-Agroforstflächen**

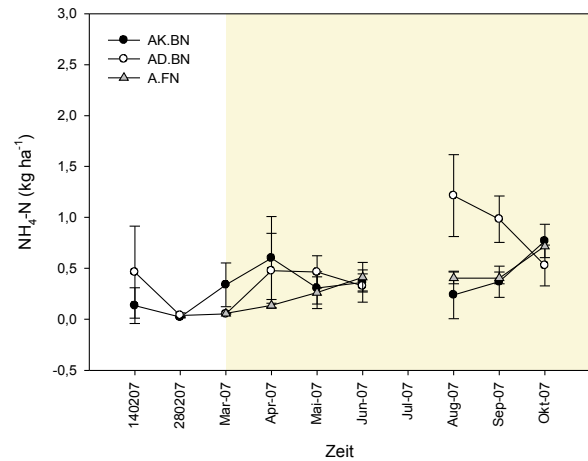
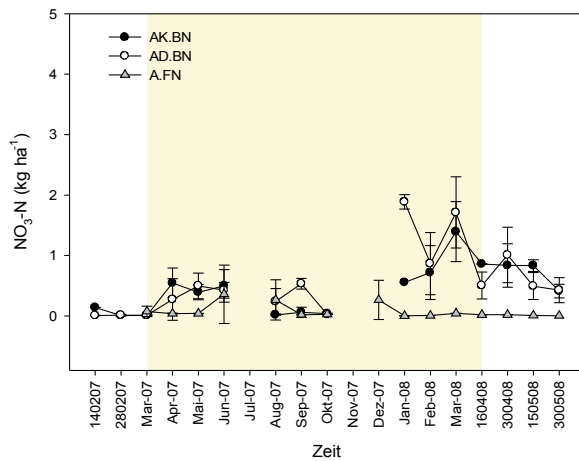
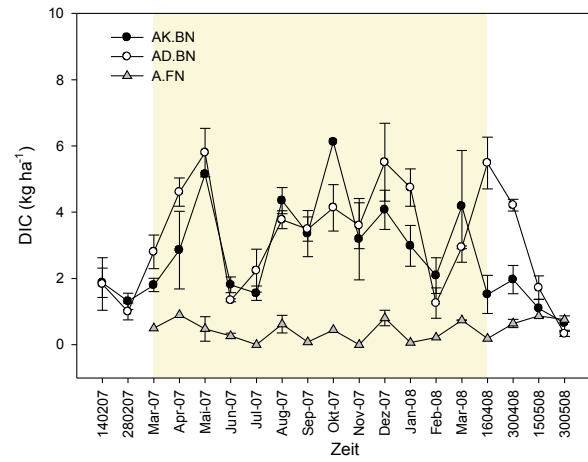
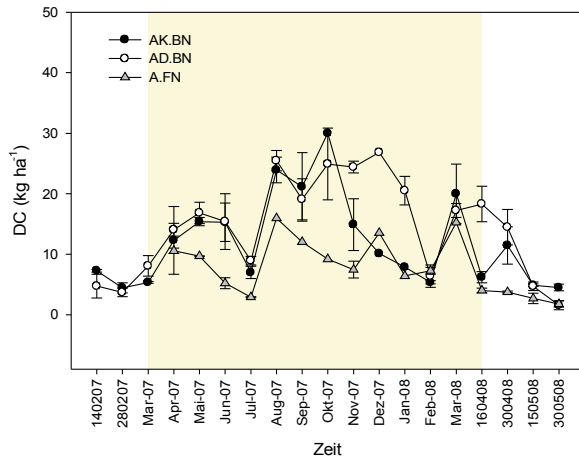
**A 4.1 Niederschlagsvolumen, pH, LF und Lösungskonzentrationen im Freiland- und Bestandesniederschlag**

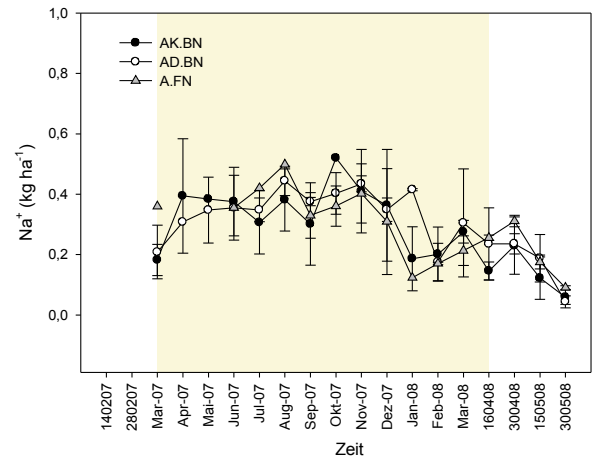
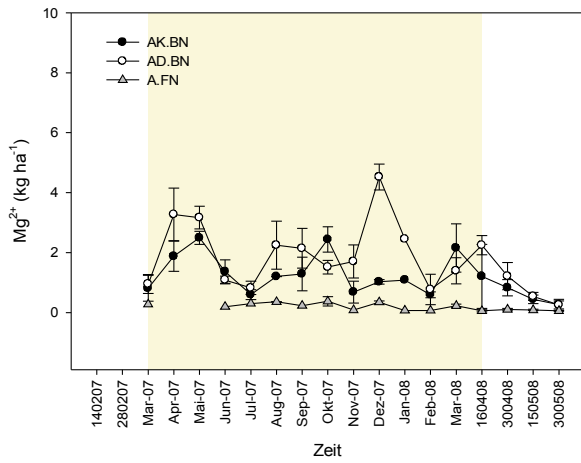
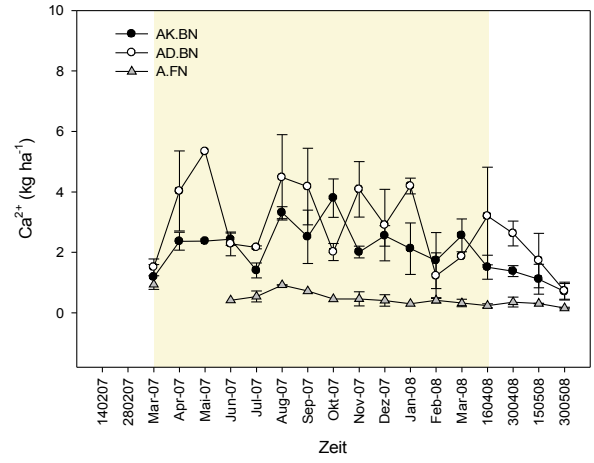
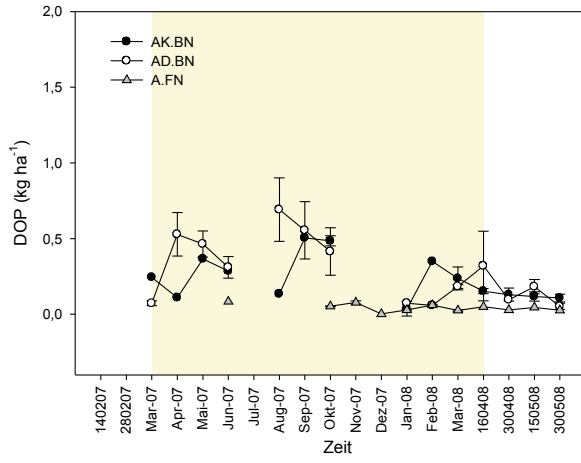
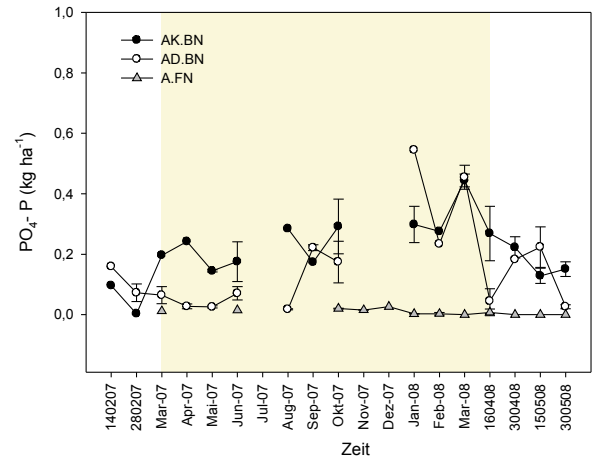
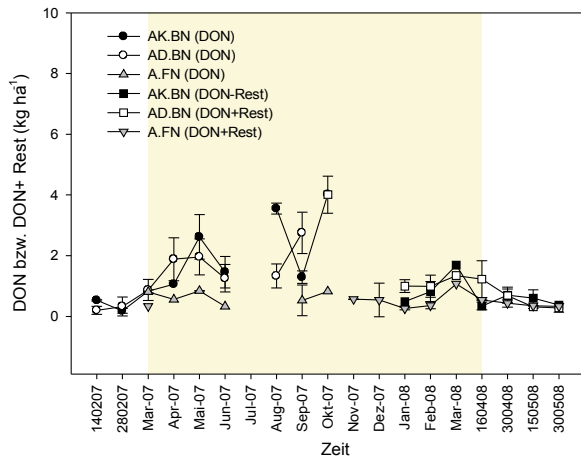




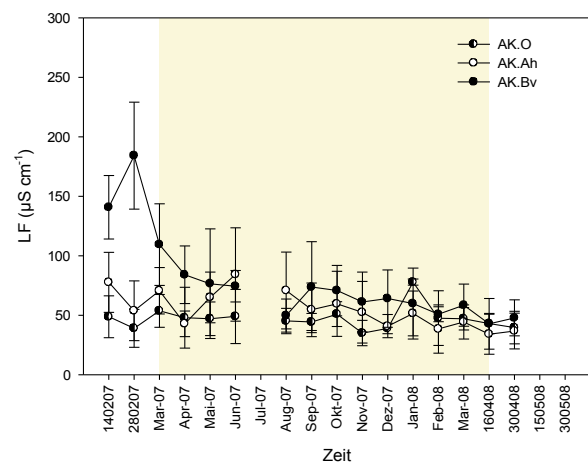
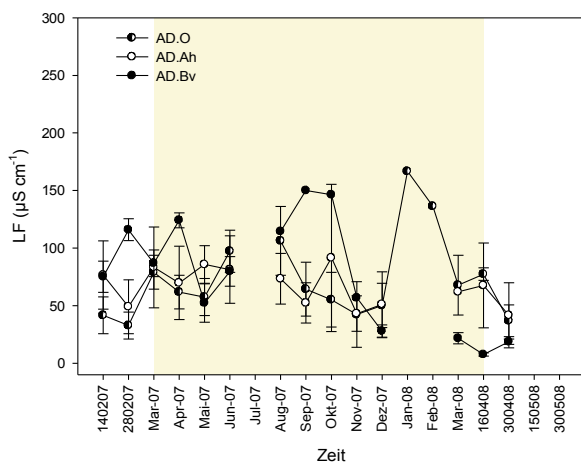
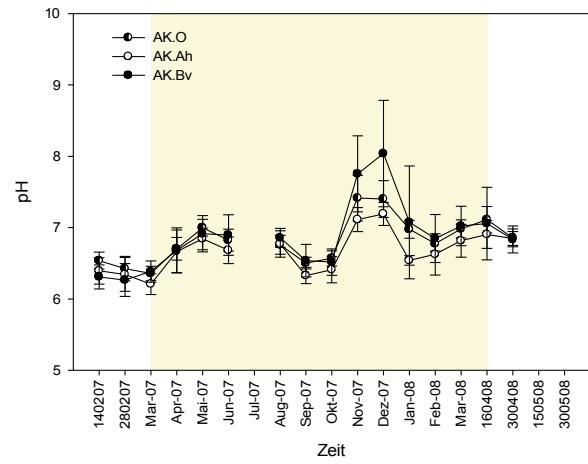
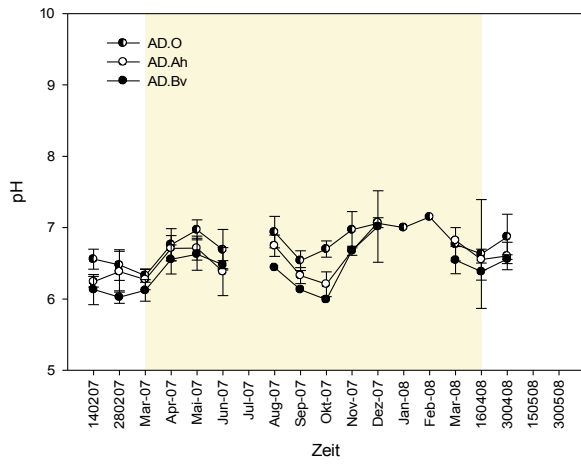
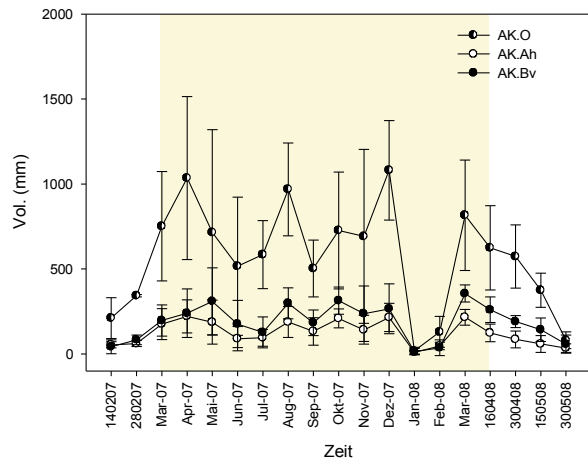
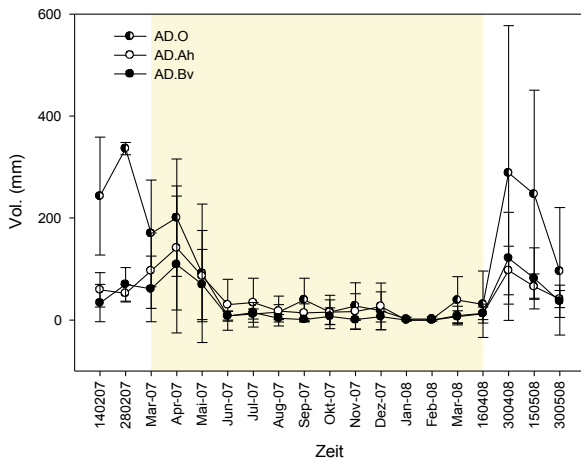


A.4.2 Flüsse weiterer Nähr Elemente im Freiland- und Bestandesniederschlag ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

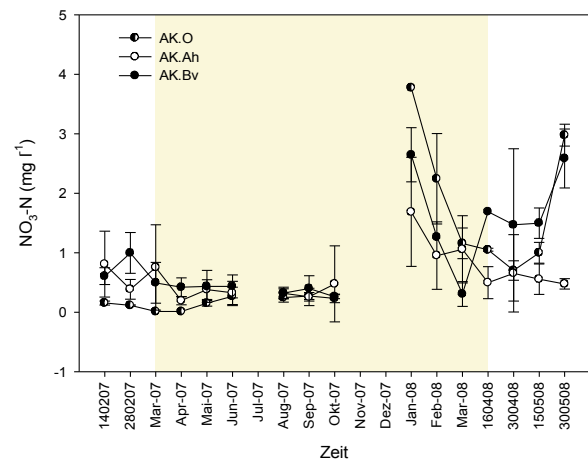
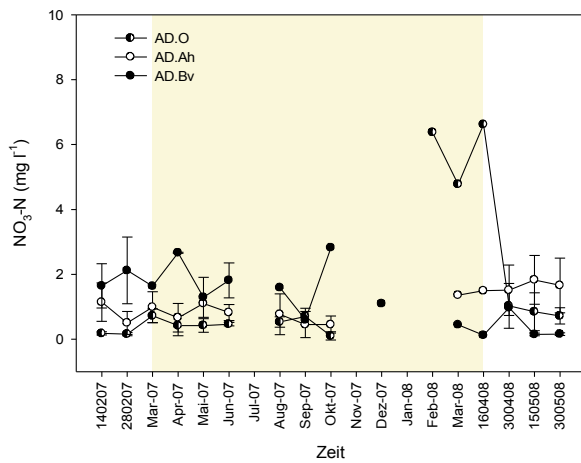
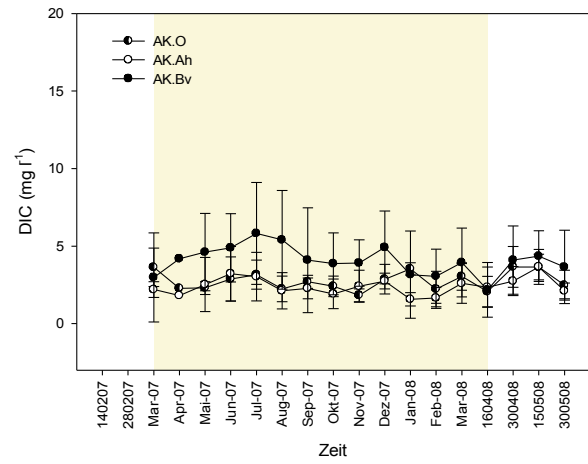
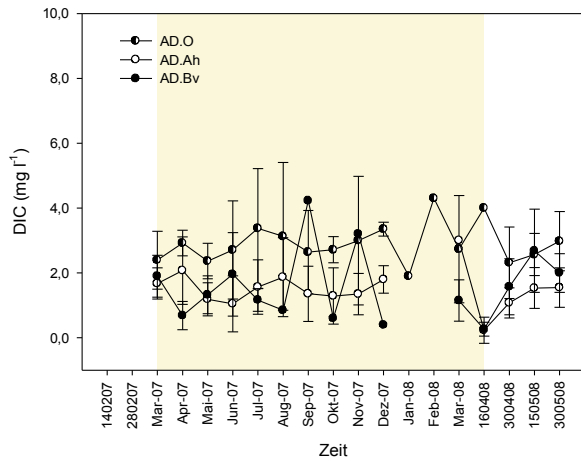
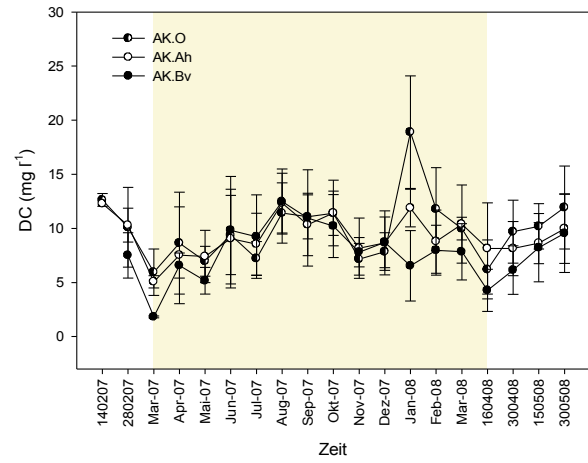
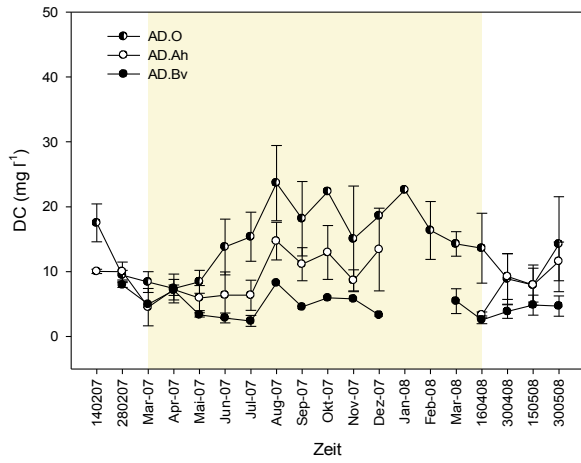


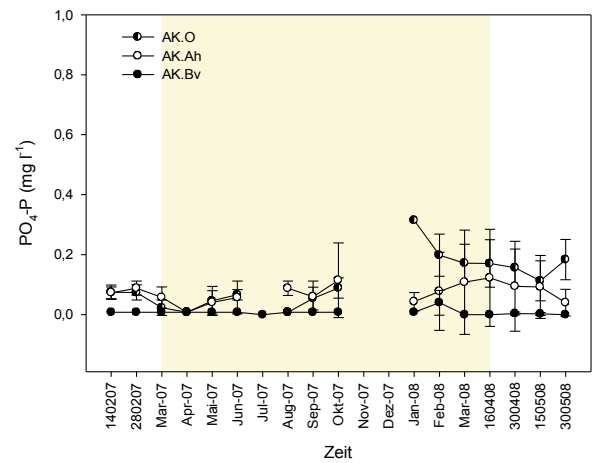
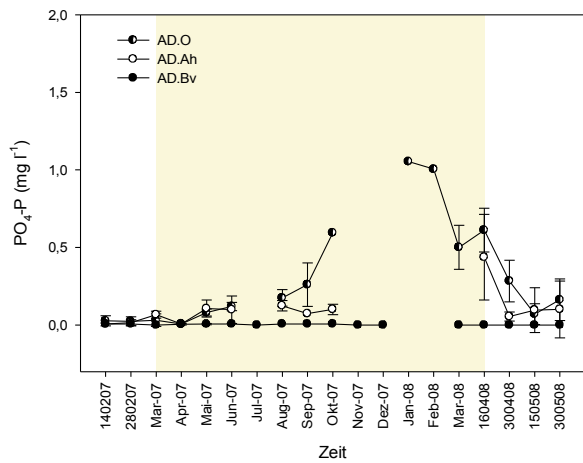
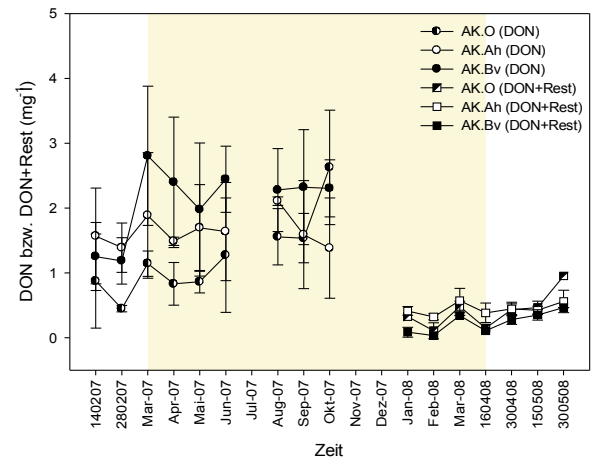
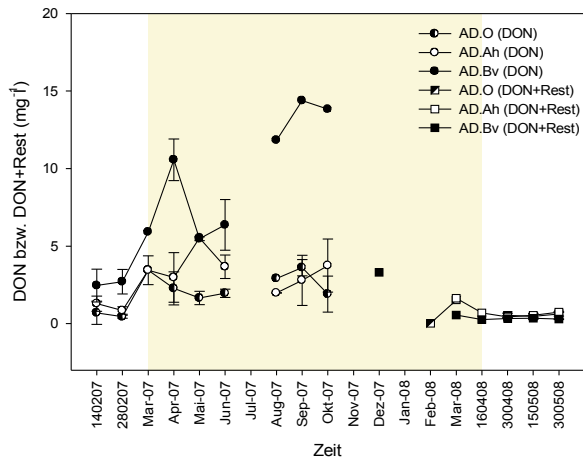
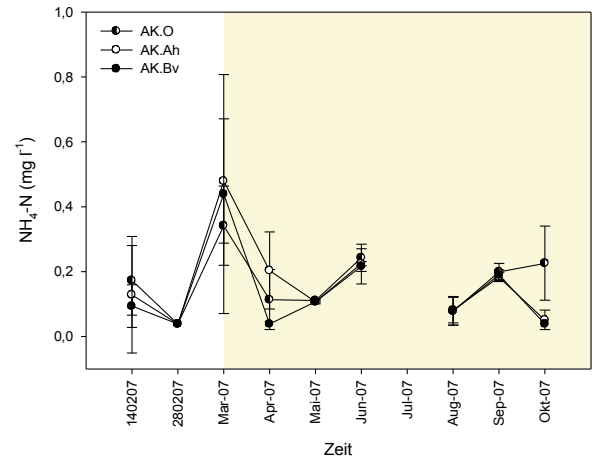
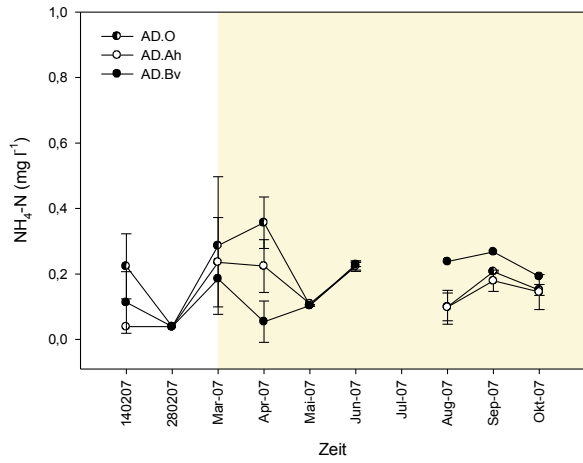


A 4.3 Niederschlagsvolumen, pH, LF und Lösungskonzentrationen aus den O-, Ah- und Bv-Horizonten (mg l<sup>-1</sup>)

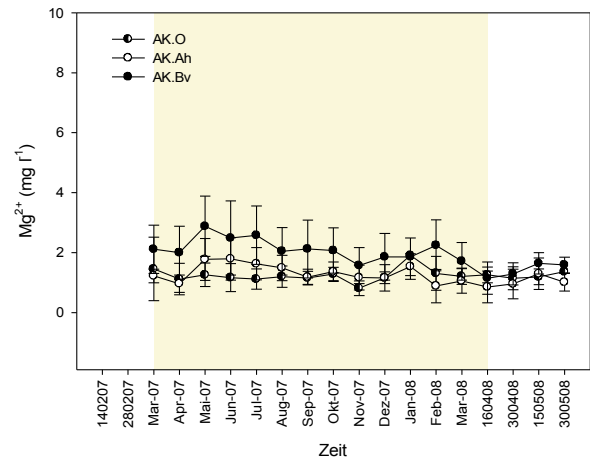
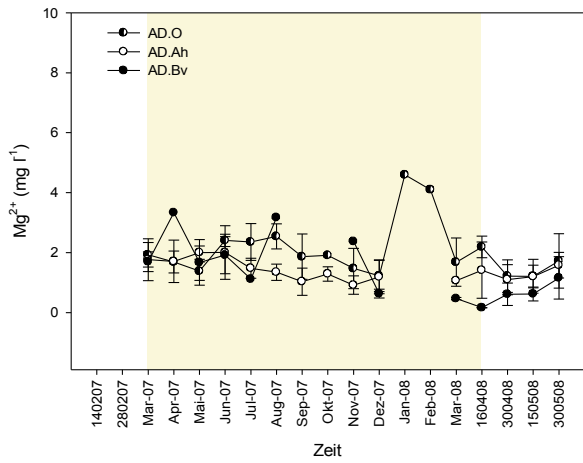
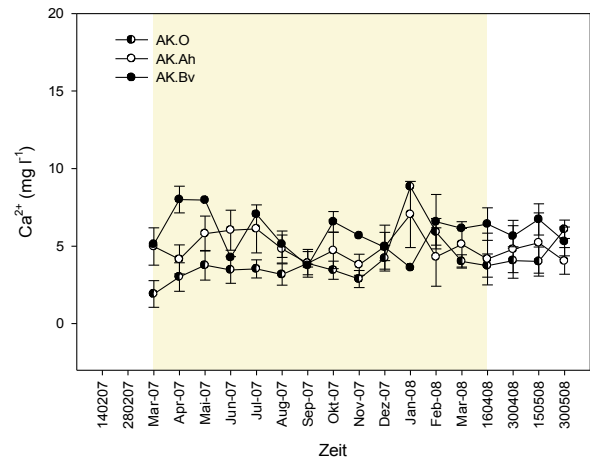
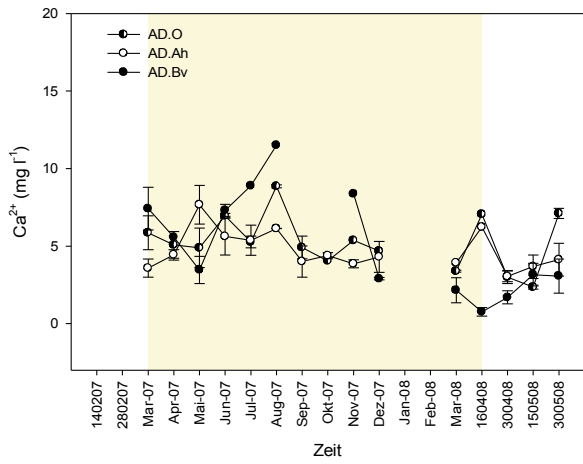
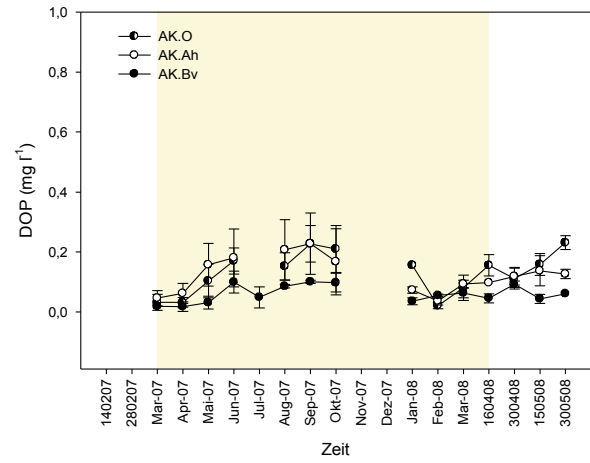
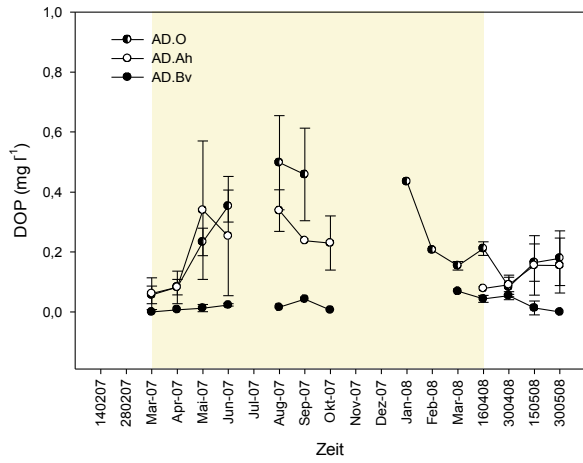


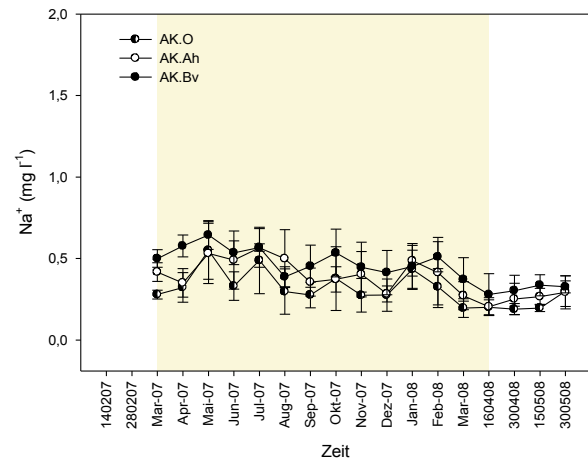
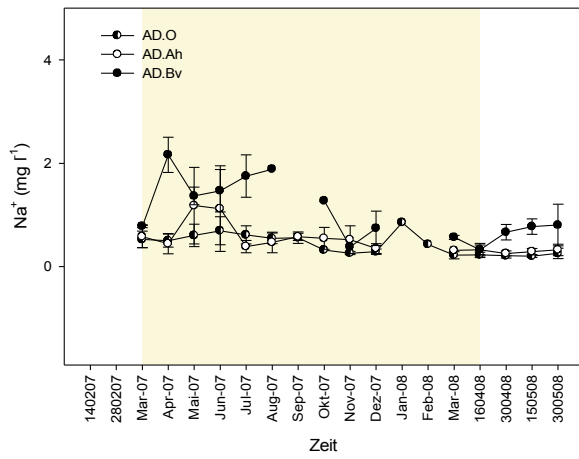




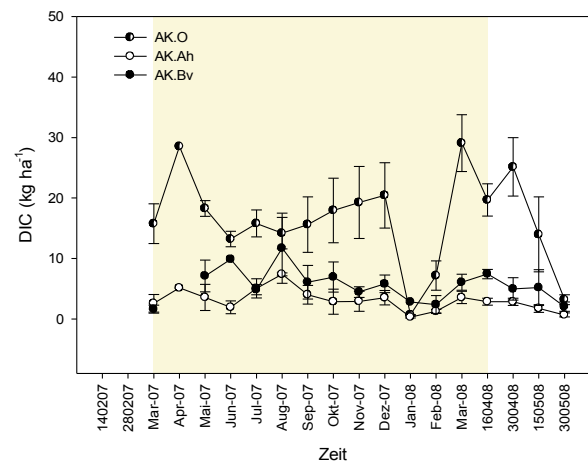
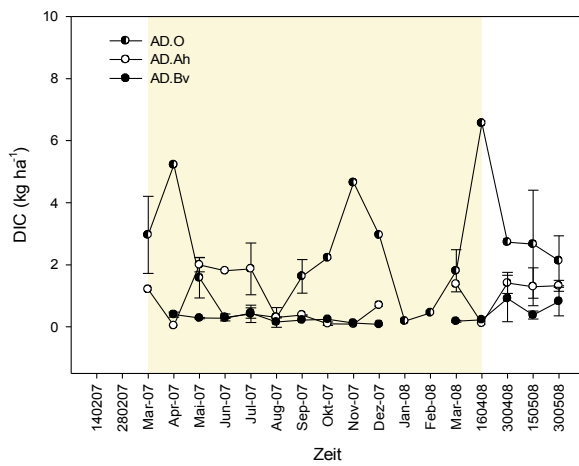
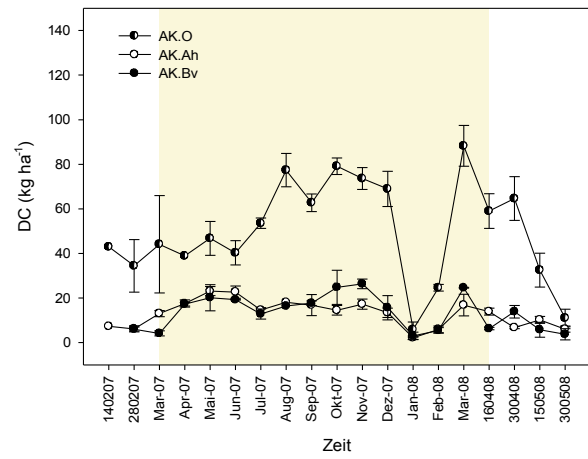
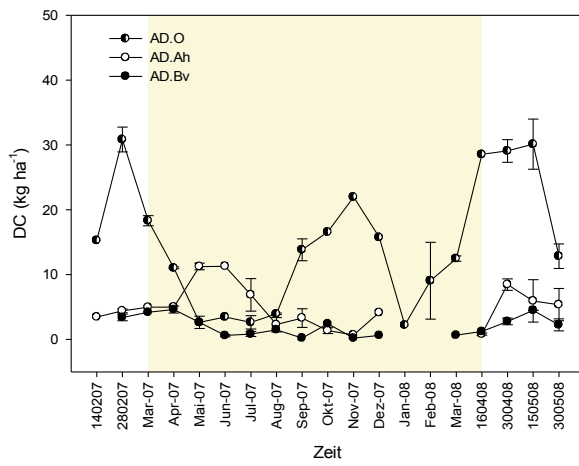


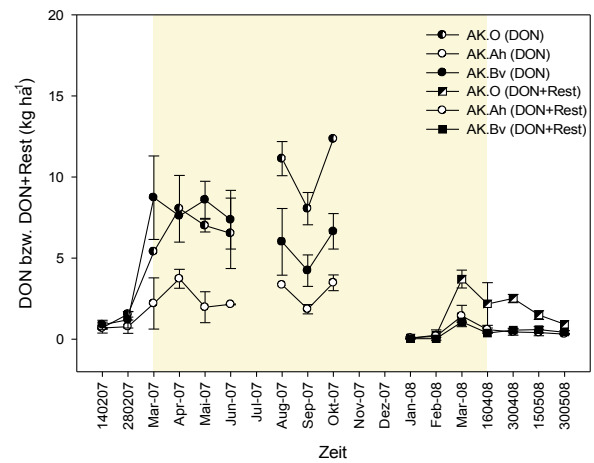
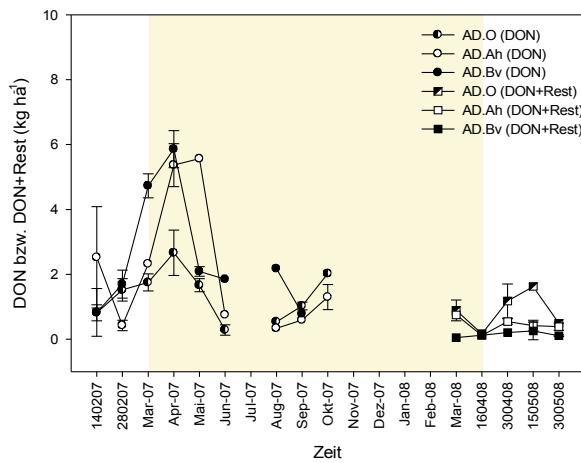
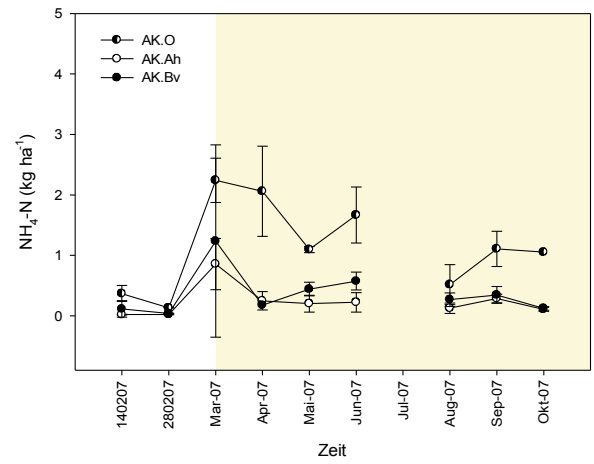
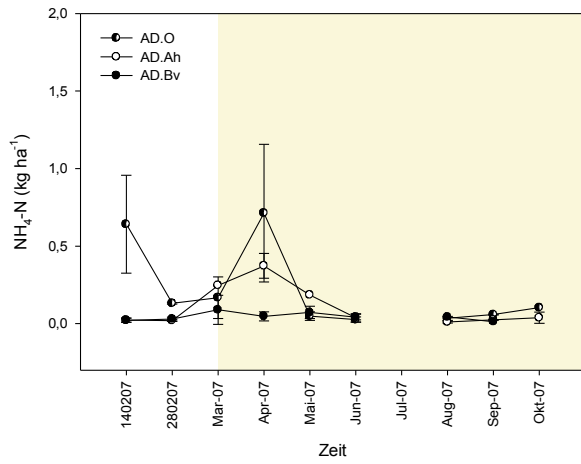
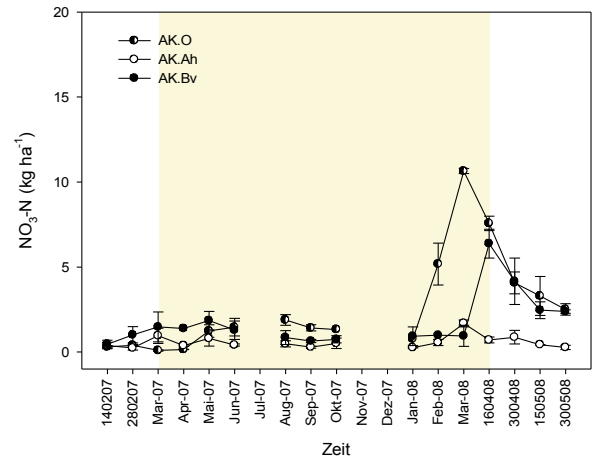
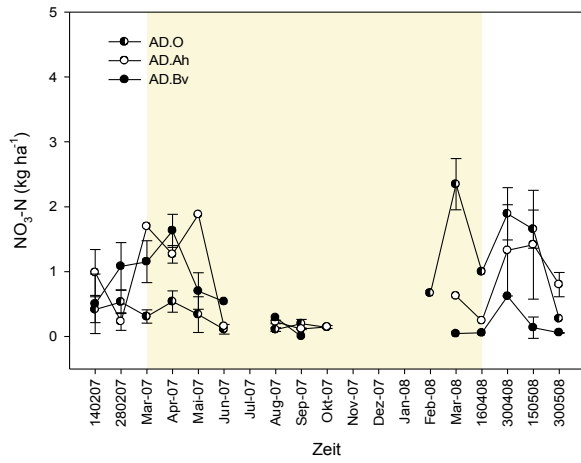
# Anhänge

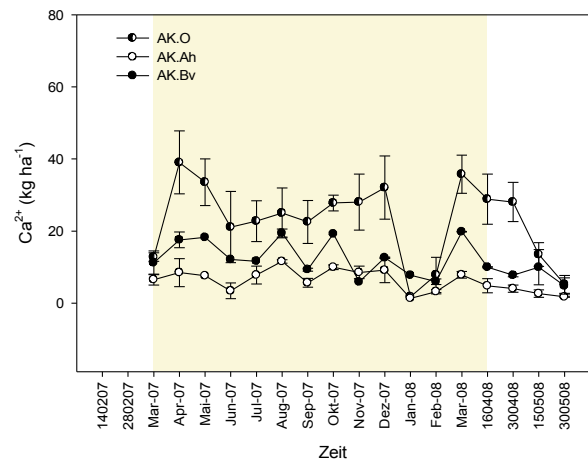
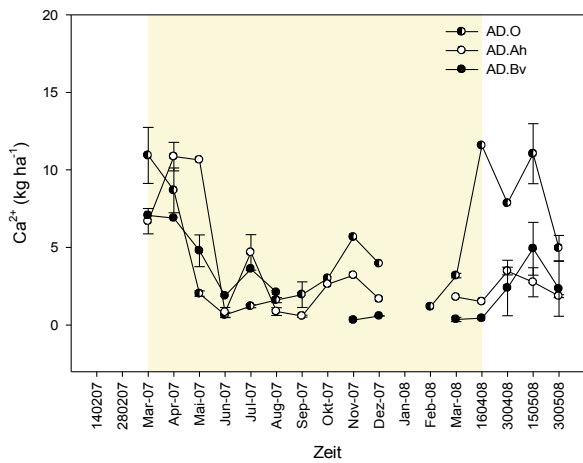
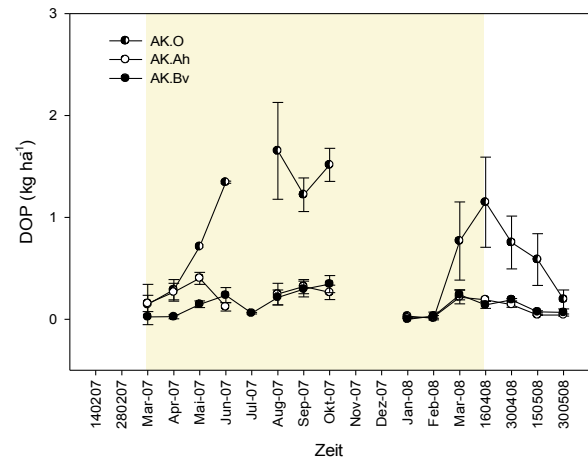
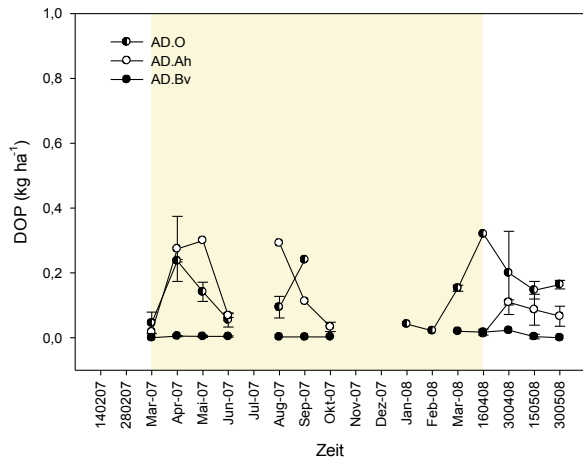
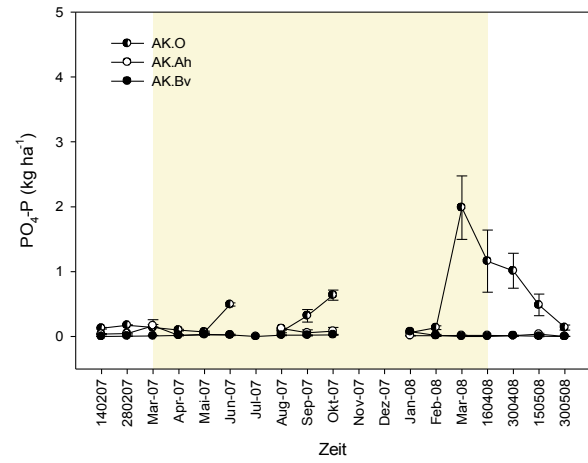
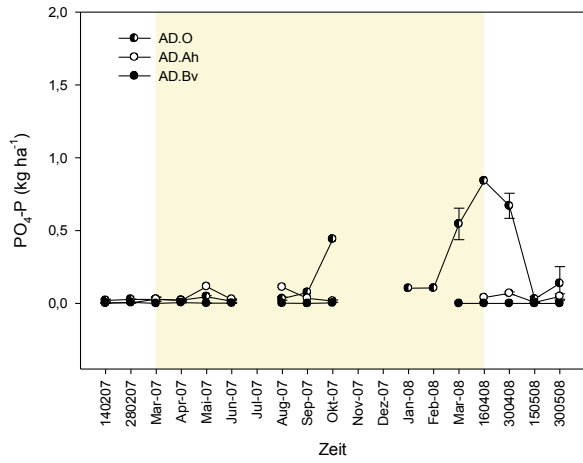


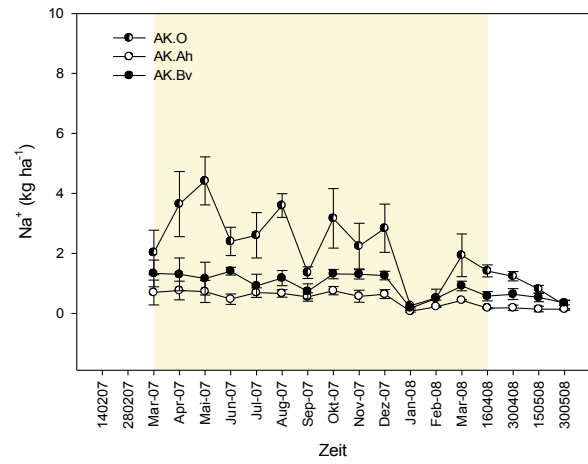
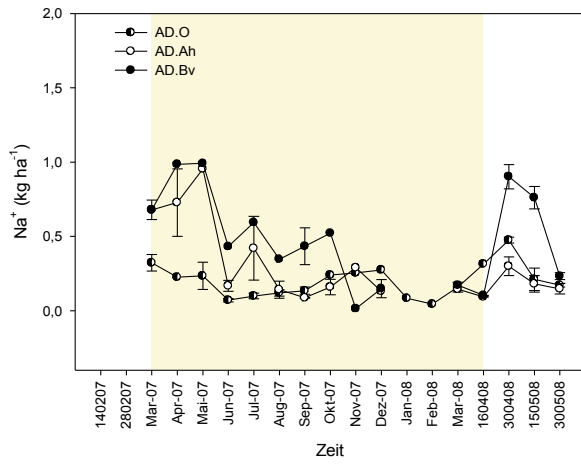
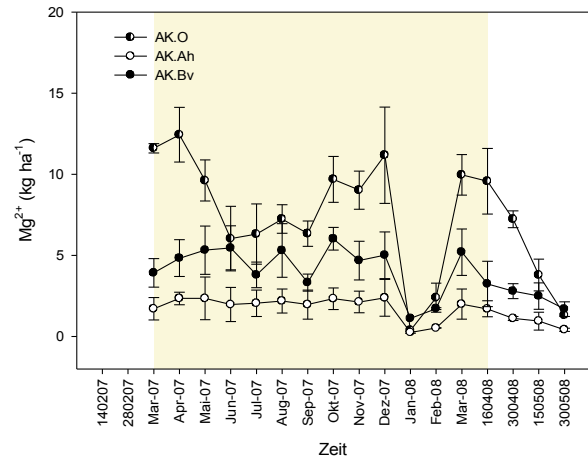
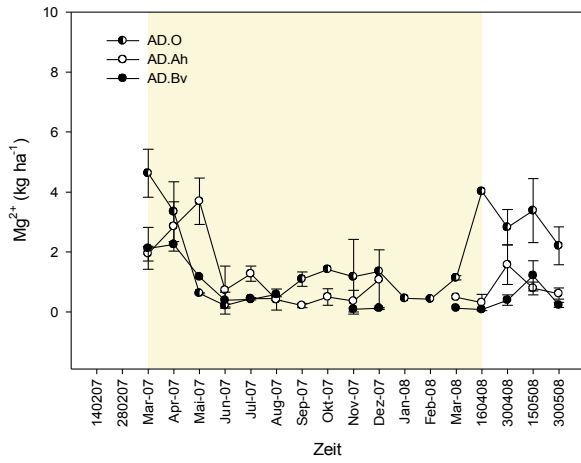


A 3.4 Stoffflüsse der O-, Ah- und Bv-Horizonte ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

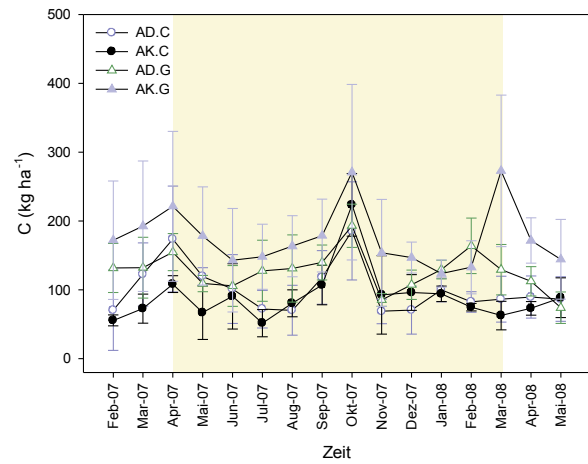
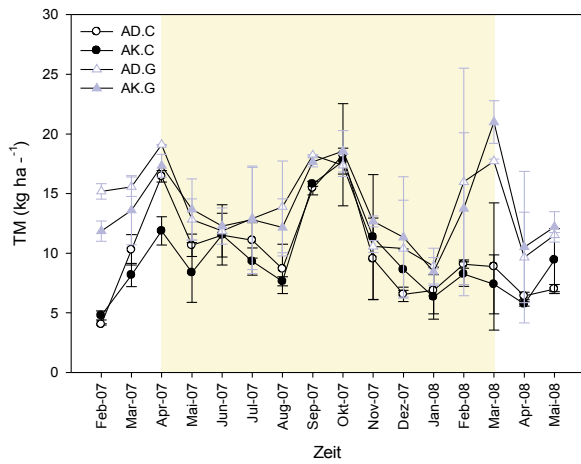


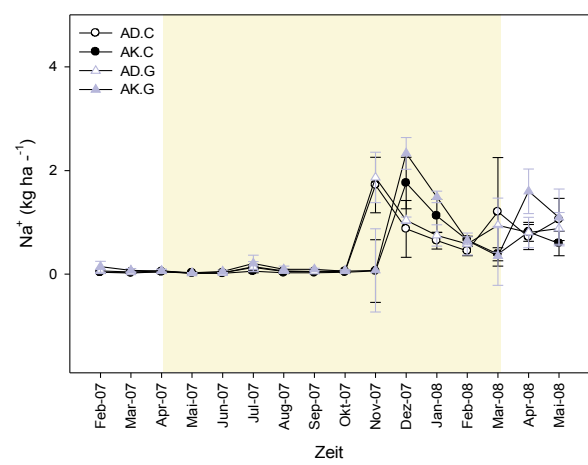
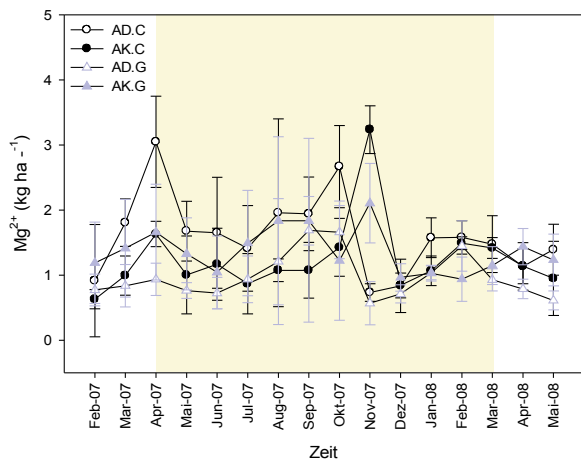
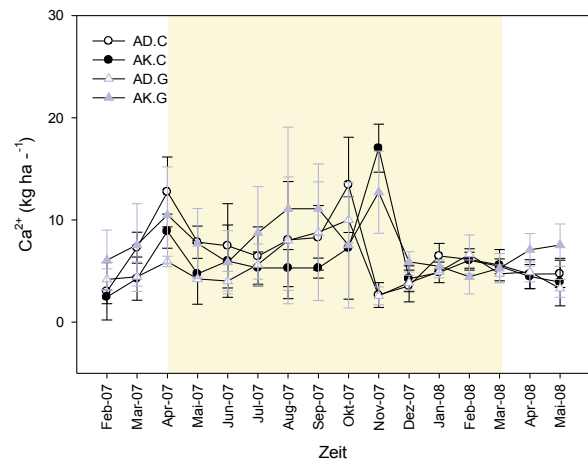
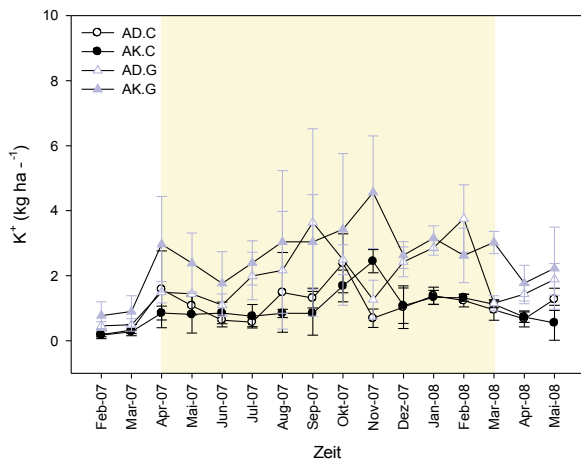
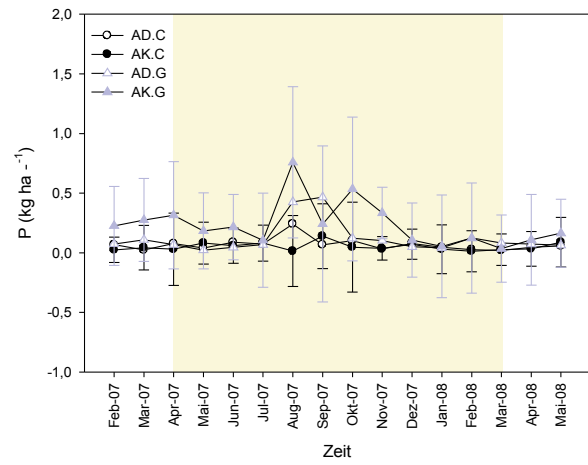
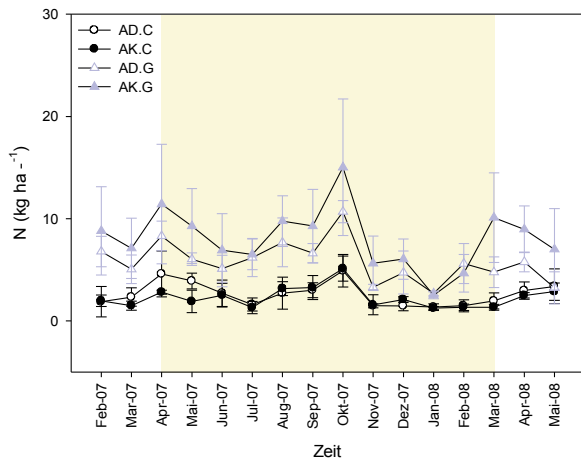






A 4.5 Monatlicher Verlauf der Streueinträge ( $kg\ ha^{-1}$ )







**A 5 Vergleich zwischen gemessenen DOC-Konzentrationen und -Flüssen anhand ausgewählter Literaturangaben aus tropischen und temperaten Waldbeständen** (<sup>1</sup> volumengewichtete Konzentration, <sup>2</sup> Niederschlagsereignisse während der Regenzeit, <sup>3</sup> Niederschlagsereignisse während des Überganges zwischen Regen- und Trockenzeit, <sup>4</sup> alle Niederschlagsereignisse)

Abkürzung	Ort	Nied. (mm/a)	Temp. (°C)	Bodentyp	Vegetation	DOC (mg l <sup>-1</sup> )	DOC (kg ha <sup>-1</sup> )	AutorInnen
<b>Freilandniederschlag Tropen</b>								
FN <sup>2</sup>	Brasilien	2.300	27	Kandiudults	Floresta Ombrofila Aberta	3,37 (280,8 µmol/L)	106,5 ± 51,5	Germer et al., 2007
FN <sup>3</sup>						10,1 (838,3 µmol/L)		
FN <sup>4</sup>						7,11 (591,8 µmol/L)		
R	Puerto Rico	3.500	22	Ultisol, Oxisol	Dacryodes excelsa Vahl	3,56 <sup>1</sup>	118,2	Heartsill-Scalley et al., 2007
WD	Camerun	1501 - 2000	26	-	Tropischer Regenwald	> 0,1 0,61	- 1,31	Ndam-Ngoupayou et al., 2005
R	Thailand	-	-	Cambisol	Primär-Regenwald	1,7 ± 0,2	-	Moeller et al., 2005
BP	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	-	Cunninghamia lanceolata, sek.+natürl. Lauro-Fagaceae	4,7 ± 2,9	142,8	Liu & Sheu, 2003
R	Puerto Rico	-	-	Ultisol, Oxisol	Dacryodes excelsa Vahl	0,96 <sup>1</sup>	33,6	McDowell, 1998
P	Costa Rica	3.500 - 4.500	25	Oxisol	Pentaclethra macroloba	6,97	27,9	Eklund et al., 1997
P						6,97	21,9	
P						6,97	35,6	
W.FN	Indonesien	3.154	21	Acrisol	Lauraceae, Fagaceae, Sapotaceae	3,82 ± 2,13	130,9	diese Studie
A.FN	Indonesien	2.841	25	Cambisol	Theobroma cacao, Gliricidia sepium	3,69 ± 2,08	109,3	diese Studie
<b>Freilandniederschlag temperate Wälder</b>								
BP (1997)	Deutschland	775	8	Cambisol	Fagus sylvatica L.	1,8	11,9	Solinger et al., 2001
BP (1998)					Quercus petraea	2,3	22,0	
BP	Deutschland	1.100	5	Cambisol, Podzol	Koniferen Forst	2,7 ± 0,2	17,8	Michalzik & Matzner, 1999
BP	Kanada	988	5,5	Mesisol	Betula allenghaniensis, Tsuga canadensis, Fraxinus nigra	2,0	4,9	Dalva & Moore, 1991

Fortsetzung A 5

**Bestandesniederschlag Tropen**

BS TF	Indonesien	2.187	27	Ultisol	Shorea leavis	9,0 ± 0,7	182 ± 8	Fujii et al., 2009a,b	
BB TF		2.427	27	Ultisol	Dipterocarpus cornutus	4,7 ± 0,3	97 ± 5		
TF	Thailand	2.084	25	Haplustult	Lithocarpus sp., Eugenia sp.	2,7 ± 0,1	56 ± 2	Fujii et al., 2009a	
NG-TF	Japan	1.422	7	Andosol	Quercus crispula	5,3	61	Fujii et al., 2008	
TG-TF		1.782	11	Spodosol	Fagus crenata	4,7	78		
KT-TF		1.490	16	Inceptisol	Quercus serrata, Shiia cuspidata	5,6	93		
FN <sup>2</sup>	Brasilien	2.300	27	Kandiudults	Floresta Ombrofila Aberta	13,3 (1106 µmol/L)	301,6 ± 50,4	Germer et al., 2007	
FN <sup>3</sup>						19,3 (1604 µmol/L)			-
FN <sup>4</sup>						16,3 (1354 µmol/L)			-
R	Puerto Rico	3.500	22	Ultisol, Oxisol	Dacryodes excelsa Vahl	6,301 <sup>1</sup>	128,5	Heartsill-Scalley et al., 2007	
TF	Thailand	-	-	Cambisol	Primär-Regenwald	3,9 ± 0,3 4,9 ± 0,3	-	Moeller et al., 2005	
TF	Costa Rica	4.200	25	Oxisol	Pentaclethra macroloba	-	232	Schwendenmann & Veltkamp, 2005	
TD	Camerun	1.503 - 2.000	28		Tropischer Regenwald	3,62	54,5	Ndam-Ngoupayou et al., 2005	
BN	Kolumbien	3.400	24	Fluvaquents, Udults	Ombrophilos tropical rain forest		148,4	Tobon et al., 2004b	
BN							190,4		
BN							175,6		
TF	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	t-reiche Böden	Cunninghamia lanceolata	7,0 ± 2,5	166,5	Liu & Sheu, 2003	
TF						9,9 ± 4,0			
TF						8,3 ± 3,4			
TF 1. Jahr	Jamaica	2.685	15 - 18	Cambisol	Sekundärregenwald	-	150,9 ± 9,7	McDonald & Healey, 2000	
TF 2. Jahr						-	356,1 ± 15,1		
TF	Puerto Rico	-	-	Ultisol	Dacryodes excelsa Vahl	6,16 <sup>1</sup>	127,0	McDowell, 1998	
TF (1993)	Brasilien	2.100	26	Ferralsol	Scleromorphischer Wald	4,32 (0,36 mmol/L)	-	Cornu et al., 1997	

Fortsetzung A 5

**Fortsetzung Bestandesniederschlag Tropen**

WD.BN	Indonesien	3.154	21	Acrisol	Lauraceae,	17,0 ± 6,62	432,2	diese Studie
WK.BN					Fagaceae, Sapotaceae	15,1 ± 5,55	284,0	
AD.BN	Indonesien	2.841	25	Cambisol	Theobroma cacao,	6,57 ± 2,87	174,5	diese Studie
AK.BN					Gliricidia sepium	8,23 ± 2,84	141,1	

**Bestandesniederschlag temperate Wälder**

TF (1997)	Deutschland	775	8	Cambisol	Fagus sylvatica L.,	11,9	53.4 ± (41.5)	Solinger et al., 2001	
TF (1998)					Quercus petraea	16,4	94.6 ± (72.6)		
TF	Spanien	1.580	14	Cambisol	Hartholz-Wald	5,6 ± 1,2	104	Gallardo & Vicente Esteban, 2000	
TF	Deutschland	1.100	5	Cambisol, Podzol	Koniferen Forst	15,2 ± 0,4	84,1	Michalzik & Matzner, 1999	
TF	USA	1100	7 - 19	Dystrochrept	Mixed hardwood forest	01.11.60	117	Currie et al., 1996	
TF 1	Deutschland	1100	6	Spodosol, Inceptisol	Koniferen Forst	10,0 ± 5,9	70 ± 2,0	Guggenberger, 1992	
TF 2						11,7 ± 10,0	93 ± 14,0		
TF 3						21,4 ± 11,3	128 ± 81,0		
TF 1	Kanada	988	5,5	Mesisol	Betula allenghaniensis,	9,1	18,6	Dalva & Moore, 1991	
TF 2						Tsuga canadensis	13,2		2,24
TF 3						Fraxinus nigra	14,6		2,05

**Stammabfluss Tropen**

StA	Kolumbien	3.400	24	Fluvaquents	Ombrophilos		2,82	Tobon et al., 2004b	
StA							Udufts		3,02
StA									4,52
StA									6,1
Stemflow	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	t-reiche Böden	Cunninghamia lanceolata	30,8 ± 17,3	132,4	Liu & Sheu, 2003	
Stemflow				l-reiche Böden	Sekund. Lauro-Fagaceae	10,0 ± 4,70	15,3		
Stemflow				t-l Böden	natürl. Lauro-Fagaceae	7,2 ± 4,10	6,7		

Fortsetzung A 5

**Stammabfluss temperate Wälder**

SF 1	Kanada	988	5,5	Mesisol	Betula allenghaniensis	30,1	1,00	Dalva & Moore, 1991
SF 2					Tsuga canadensis	23,1	0,05	
SF 3					Fraxinus nigra	67,6	0,17	

**Steuaufgabe Tropen**

BS O	Indonesien	2.187	27	Ultisol	Shorea leavis,	34,7 ± 6,9	562 ± 30	Fujii et al., 2009a,b
BB O		2.427	27		Dipterocarpus cornutus	24,6 ± 2,4	470 ± 27	
O, A	Thailand	2.084	25	Haplustult	Lithocarpus sp., Eugenia sp.	3,9 ± 0,4	62 ± 9	Fujii et al., 2009a
NG-O	Japan	1.422	7	Andosol	Quercus crispula	6,80	53,0	Fujii et al., 2008
TG-O		1.782	11	Spodosol	Fagus crenata	28,9	344	
KT-O		1.490	16	Inceptisol	Quercus serrata,	15,4	149	
O	Costa Rica	4.200	25	Oxisol	Shiia cuspidata, Pentaclethra macroloba	-	277 ± 67	Schwendenmann & Veltkamp, 2005
Oi	China	1.749	25	Planosol	Castanopsis kawakamii	0,98 (1053,9 mg/kg)	-	Zhang et al., 2005
Oe						1,85 (1987,5 mg/kg)	-	
Oa						0,46 (495,2 mg/kg)	-	
Oi	China	1.749	25	Planosol	Cunninghamia lanceolata	1,44 (1202,1 mg/kg)	-	Zhang et al., 2005
Oe						2,82 (2349,7 mg/kg)	-	
Oa						0,57 (473,2 mg/kg)	-	
Litterflow	Kolumbien	3.400	24	Fluvaquents, Udults	Ombrophilos	11,69 (973,3 mmol/L)	310,7	Tobon et al., 2004a
Litterflow					tropical rain forest	13,19 (1098 mmol/L)	369,1	
Litterflow						12,03 (1002 mmol/L)	293,8	
Litterflow						8,08 (672,7 mmol/L)	217,5	
Soil (15 cm)	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	t-reiche Böden	Cunninghamia lanceolata	8,8 ± 14,5	-	Liu & Sheu, 2003
Soil (15 cm)				l-reiche Böden	Sekund. Lauro-Fagaceae	15,5 ± 11,6	-	
Soil (15 cm)				t-l Böden	natürl. Lauro-Fagaceae	21,3 ± 11,9	-	
Streu (1993)	Brasilien	2.103	29	Ferralsol	Scleromorphischer Wald	83,7 (6,97 mmol/L)	-	Cornu et al., 1997
WD.O	Indonesien	3.154	21	Acrisol	Lauraceae,	21,2 ± 13,1	166,5	diese Studie
WK.O					Fagaceae, Sapotaceae	24,9 ± 10,8	421,7	
AD.O	Indonesien	2.841	25	Cambisol	Theobroma cacao,	9,71 ± 5,33	92,3	diese Studie
AK.O					Gliricidia sepium	6,74 ± 3,04	459,3	

Fortsetzung A 5

**Steauflage temperate Wälder/Forsten**

Oi (1997)	Deutschland	775	8	Cambisol	Fagus sylvatica L.,	27,9	85,9	Solinger et al., 2001
Oi (1998)					Quercus petraea	44,0	208	
Oa (1997)						63,1	189	
Oa (1998)						75,9	353	
Oa	Spanien	1.580	14	Cambisol	Hartholz-Wald	20,3 ± 2,8	299	Gallardo & Vicente Esteban, 2000
Oi	Deutschland	1.100	5	Cambisol, Podzol	Koniferen Forst	35,7 ± 2,7	173	Michalzik & Matzner, 1999
Oe						38,2 ± 2,2	155	
Oa						37,8 ± 1,4	115	
Oa 1	Deutschland	1100	6	Spodosol, Inceptisol	Koniferen Forst	27,7 ± 11,7	146 ± 49	Guggenberger, 1992
Oa 2						26,7 ± 11,9	169 ± 51	
Oa 3						54,4 ± 43,5	380 ± 178	

**Ah-Horizont Tropen**

BS A	Indonesien	2.187	27	Ultisol	Shorea leavis, Dipterocarpus cornutus	17,2 ± 1,9	206 ± 18	Fujii et al., 2009a,b				
BB A		2.427	27			19,1 ± 2,4	313 ± 24					
BA	Thailand	2.084	25	Haplustult	Lithocarpus sp., Eugenia sp.	3,1 ± 0,2	36 ± 7	Fujii et al., 2009a				
NG-A1	Japan	1.422	7	Andosol	Quercus crispula	1,5	11,0	Fujii et al., 2008				
NG-A2						1,4	9,00					
TG-A						1.782	11		Spodosol	Fagus crenata	13	123
KT-A						1.490	16		Inceptisol	Quercus serrata, Shiia cuspidata	14	113
20 cm	Costa Rica	4.200	25	Oxisol	Pentaclethra macroloba	-	95 ± 40	Schwendenmann & Veltkamp, 2005				
5 cm	Thailand	-	-	Cambisol	Primär-Regenwald Pinus kesiva Plantage	10,7 - 13,9	-	Moeller et al., 2005				
Soil (30 cm)	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	t-reiche B.	Cunninghamia lanceolata	7,7 ± 16,7	-	Liu & Sheu, 2003				

Fortsetzung A 5

**Fortsetzung Ah-Horizont Tropen**

WD.Ah	Indonesien	3.154	21	Acrisol	Lauraceae,	16,8 ± 7,25	161	diese Studie
WK.Ah					Fagaceae, Sapotaceae	21,4 ± 7,07	356	
AD.Ah	Indonesien	2.841	25	Cambisol	Theobroma cacao,	7,05 ± 3,23	37,6	diese Studie
AK.Ah					Gliricidia sepium	6,72 ± 2,99	141	
Soil (30 cm)				I-reiche B.	Sekund. Lauro-Fagaceae	13,5 ± 7,7	-	
Soil (30 cm)				schw.-I B.	natürl. Lauro-Fagaceae	11,0 ± 7,1	-	
10 cm (1993)	Brasilien	2.107	33	Ferralsol,	Scleromorphischer Wald	41,8 (3,48 mmol/L)	-	Cornu et al., 1997
10 cm (1994)				Podzol		134,5 (11,2 mmol/L)	-	
<b>Ah-Horizont temperate Wälder</b>								
20 cm (1997)	Deutschland	775	8	Cambisol	Fagus sylvatica L.,	14,6	48,1	Solinger et al., 2001
20 cm (1998)					Quercus petraea	21,0	93,2	
Ah1	Spanien	1.580	14	Cambisol	Hartholz-Wald	12,5 ± 1,3	176	Gallardo & Vicente Esteban, 2000
20 cm	Deutschland	1.100	5	Cambisol Podzol	Koniferen Forst	24,7	85,8	Michalzik & Matzner, 1999
A 1	Kanada	988	5,5	Mesisol	Betula allenghaniensis,	46,0	-	Dalva & Moore, 1991
A 2					Tsuga canadensis, Fraxinus nigra	49,2	-	
<b>Bv - Horizont Tropen</b>								
BS B 1	Indonesien	2.187	27	Ultisol	Shorea leavis,	9,9 ± 1,0	54 ± 3	Fujii et al., 2009a,b
BB B 1		2.427	27		Dipterocarpus cornutus	6,0 ± 0,5	54 ± 2	
B1	Thailand	2.084	25	Haplustult	Lithocarpus sp. Eugenia sp.	3,1 ± 0,2	25 ± 2	Fujii et al., 2009a
TG-B	Japan	1.782	11	Spodosol,	Fagus crenata	2,3	20	Fujii et al., 2008
KT-B		1.490	16	Inceptisol	Quercus serrata, Shiia cuspidata	4,3	28	
40 cm	Costa Rica	4.200	25	Oxisol	Pentaclethra macroloba	-	64 ± 17	Schwendenmann & Veltkamp, 2005

Fortsetzung A 5

**Bv - Horizont Tropen**

Soil-60	Taiwan	2.300 - 2.700	9 - 22	t-reiche Böden	Cunninghamia lanceolata	3,2 ± 2,9	-	Liu & Sheu, 2003
Soil-60				l-reiche Böden	Sekund. Lauro-Fagaceae	8,5 ± 6,2	-	
Soil-60				t-l Böden	natürl. Lauro-Fagaceae	10,1 ± 5,9	-	

Soil	Hawaii	2500	16	Bodenalter:	300 a	Metrosideros polymorpha	1,8 ± 0,1	-	Hedin et al., 2003
					2.100 a		2,3 ± 0,3	-	
					20.000 a		0,9 ± 0,1	-	
					150.000 a		1,2 ± 0,1	-	
					1.400.000 a		2,8 ± 0,1	-	
				4.100.000 a		1,9 ± 0,1	-		

40 cm	Puerto Rico	-	-	Ultisol	Dacryodes excelsa Vahl	5,26 <sup>1</sup>	92,0	McDowell, 1998
-------	-------------	---	---	---------	------------------------	-------------------	------	----------------

40 cm (1994)	Brasilien	2.110	36	Ferralsol Podzol	Scleromorphischer Wald	0,111 (9,3 mmol/L)	-	Cornu et al., 1997
--------------	-----------	-------	----	---------------------	------------------------	--------------------	---	--------------------

WD.Bv	Indonesien	3.154	21	Acrisol	Lauraceae,	4,85 ± 3,05	49,4	diese Studie
WK.Bv					Fagaceae, Sapotaceae	3,29 ± 1,76	82,2	
AD.Bv	Indonesien	2.841	25	Cambisol	Theobroma cacao,	3,11 ± 1,86	11,7	diese Studie
AK.Bv					Gliricidia sepium	4,13 ± 1,83	135	

**Bv-Horizont temperate Wälder**

60 cm (1997)	Deutschland	775	8	Cambisol	Fagus sylvatica L.,	3,9	7,70	Solinger et al., 2001
60 cm (1998)					Quercus petraea	7,5	26,7	

B (70 cm)	Spanien	1.580	14	Cambisol	Hartholz-Wald	3,8 ± 1,7	57,0	Gallardo & Vicente Esteban, 2000
-----------	---------	-------	----	----------	---------------	-----------	------	-------------------------------------

90 cm	Deutschland	1.100	5	Cambisol Podzol	Koniferen Forst	5,0	16,5	Michalzik & Matzner, 1999
-------	-------------	-------	---	--------------------	-----------------	-----	------	---------------------------

B 1 (30 cm)	Deutschland	1100	6	Spodosol, Inceptisol	Koniferen Forst	2,6 ± 0,8	9,6 ± 1,8	Guggenberger, 1992
B 2 (30 cm)						3,8 ± 1,2	28 ± 14	
B 3 (30 cm)						31,2 ± 12,1	187 ± 54	

B 1	Kanada	988	5,5	Mesisol	Betula allenghaniensis, Tsuga canadensis, Fraxinus nigra	16,6	-	Dalva & Moore, 1991
B 2						19,4	-	

**“Auswirkungen von ENSO-Trockenperioden und Landnutzungspraktiken auf die  
Dynamik von C, N und P in einem tropischen Regenwald und in Agroforst-Systemen in  
Zentral-Sulawesi, Indonesien”**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten  
der Georg-August-Universität zu Göttingen

vorgelegt von  
Daniela Leitner

aus Karl-Marx-Stadt  
(Chemnitz)

Göttingen, 2009



D 7

1. Referentin: Prof. Dr. Beate Michalzik
2. Koreferent: PD Dr. Hermann Jungkunst

Tag der mündlichen Prüfung: 25. Januar 2010

## Lebenslauf

Name: Daniela Leitner  
Geburtsdatum: 06.05.1972  
Geburtsort: Karl-Marx-Stadt (Chemnitz)  
Staatsangehörigkeit: Deutsch

### Schulausbildung

10/1992 - 09/1995 Freiberg - Kolleg  
Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

### Studium

10/1995 - 03/1998 TU Dresden  
Studium zur Diplom-Geographin, Nebenfächer: Raumordnung,  
Wasserwirtschaft und Bodenkunde, Abschluss: Vordiplom

10/1999 - 07/2000 Universidad de Santiago de Compostela (Spanien)  
ERASMUS-Stipendium für den Studiengang Dipl. Geographie

04/1998 - 02/2002 Universität Bonn  
Studium zur Diplom-Geographin, Nebenfächer: Raumordnung/Kulturtechnik  
und Bodenkunde, Abschluss: Diplom

### Beruf

05/2002 - 04/2003 Universität Bonn, Institut für Lebensmittelwissenschaft und -chemie  
Wissenschaftliche Hilfskraft

05/2003 - 05/2004 TU Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz  
Wissenschaftliche Mitarbeiterin

### Promotion

08/2006 - 01/2010 Abteilung Landschaftsökologie am Geographischen Institut der  
Georg-August-Universität Göttingen, Wissenschaftliche Mitarbeiterin,  
Dissertationsthema:

“Auswirkungen von ENSO-Trockenperioden und Landnutzungspraktiken auf die Dynamik  
von C, N und P in einem tropischen Regenwald und in Agroforst-Systemen in  
Zentral-Sulawesi, Indonesien”