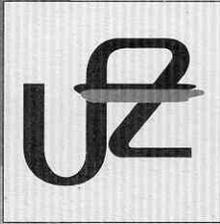


AUSLEIHEXEMPLAR



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ-Universitätsbibliothek
Leipzig, Universitätsbibliothek
Zentralbibliothek
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

orschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 4/1997

Dissertation

**Zur Stickstoffdynamik
selbstbegrünter Ackerbrachen
im mitteldeutschen
Schwarzerdegebiet**

Gerhard Sauerbeck

ISSN 0948-9452

**Aus dem UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
- Sektion Bodenforschung, Bad Lauchstädt -**

**und dem Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg**

**"Zur Stickstoffdynamik selbstbegrünter Ackerbrachen
im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet"**

**Der Landwirtschaftlichen Fakultät
der
Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg
Dekan: Prof. Dr. W. Diepenbrock**

**als
Dissertation**

**zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)**

vorgelegt von

Dipl.-Ing. agr. Gerhard Sauerbeck

geboren am 20.1.1963

in Bonn

Gutachter: Prof. Dr. W. Diepenbrock

Prof. Dr. J. Garz

Prof. Dr. M. Körschens

Verteidigung am: 10.2.1997

Halle/Saale 1997

Inhaltsverzeichnis	Seite
1. Einleitung	1
2. Literaturübersicht	2
2.1 Phytomasse, Streubildung und Streuabbau auf Sukzessionsbrachen	2
2.2 Streuanfall und Nährstoffdynamik unter Brachebedingungen	3
2.3 Stickstoffauswaschung aus Pflanzenbeständen und der Streu	4
2.4 Streuzersetzung durch Bodenorganismen	5
2.5 C- und N-Mineralisierung unter Brachebedingungen	7
3: Zielstellung der vorliegenden Arbeit	10
4. Material und Methoden	11
4.1 Standortbeschreibung	11
4.1.1 Untersuchungsgebiet und Versuchsflächen	11
4.1.2 Boden	14
4.1.3 Klima und Witterung	17
4.2 Untersuchungsmethoden	19
4.2.1 Sproßmasse- und Streuproduktion	19
4.2.2 N-Auswaschung aus Pflanzen- und Streumaterial	21
4.2.3 Streuabbau durch Bodentiere	22
4.2.4 C- und N-Mineralisation von Streu- und Sproßmaterial im Boden	24
4.2.4.1 Laborinkubationsversuche	24
4.2.4.2 N-Freisetzung unter Feldbedingungen	25
4.2.5 Umbruch nach 4-jähriger Brachedauer	26
4.2.6 Stickstoff-Freisetzung aus an der Bodenoberfläche verrottender Streu	26
4.2.7 Analytische Verfahren und Statistik	27
4.2.8 Übersicht aller verwendeten Pflanzensubstanzen	28
5. Ergebnisse	29
5.1 Artenzusammensetzung, Stoffbildung und Umsetzungsdynamik im Pflanzenbestand	29
5.2 C-Mengen in der Phytomasse	34
5.3 N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streu	34
5.4 N-Dynamik im Pflanzenbestand und in der Streu	36
<i>Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.1 - 5.4</i>	40
5.5 N-Auswaschung aus dem Streumaterial	40
5.6 N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten	41
<i>Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.5 und 5.6</i>	44

	Seite
5.7 Streuzersetzung durch Bodenorganismen	44
5.7.1 Bodenfeuchte und Temperatur	44
5.7.2 Streuabbau an der Bodenoberfläche	45
5.7.3 Abbauverlauf in 10 cm Bodentiefe unter Mais in der Vegetationsperiode 1993 sowie an der Bodenoberfläche in der Winterperiode Dezember 1993 bis März 1994	47
5.8 N-Mengen und C/N-Verhältnisse während des Streuabbaus	49
5.9 Veränderung der Aschegehalte während der Streuzersetzung	51
5.10 Zersetzungsraten und Abbaukonstanten für den Streuabbau	52
5.11 Abbau von Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten	53
<i>Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.7 - 5.11</i>	56
5.12 C- Mineralisation und N-Umsetzung im Boden	56
5.12.1 Umsatz der bodeneigenen organischen Substanz	57
5.12.2 Umsatz der zugesetzten organischen Substanzen	59
5.13 C- und N-Mineralisation aus dem Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten	62
5.13.1 Kohlenstoffmineralisation	62
5.13.2 Stickstoffumsatz	64
5.14 Einfluß der Zusammensetzung des Materials auf den Abbauverlauf	66
5.15 N-Mineralisation nach Umbruch von Bracheflächen	68
<i>Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.12 - 5.15</i>	70
5.16 Streurotten an der Bodenoberfläche und N-Einbau in den Boden	71
<i>Kurzfassung der Ergebnisse aus dem Kapitel 5.16</i>	74
6. Diskussion	75
6.1 Stoffproduktion, Streuabbau und N-Dynamik im Pflanzenbestand	75
6.2 N-Auswaschung aus der Streu und aus Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten	79
6.3 Streuabbau und N-Freisetzung durch Bodentiere	81
6.4 C- und N-Mineralisation von Streu- und Sproßmaterial im Boden	88
6.5 N-Mineralisation im Boden während der Bracheperiode und nach Umbruch	91
6.6 Streurotten an der Bodenoberfläche und N-Einbau in den Boden	94
7. Schlußfolgerungen	96
8. Zusammenfassung	99
9. Literatur	101
10. Anhang	122
- Thesen	
- Danksagung	
- Lebenslauf und wissenschaftlicher Bildungsgang	

Verzeichnis der im Text und im Anhang angegebenen Tabellen und Abbildungen

Tabellen im Text:	Seite
<u>Tabelle 1:</u> Nutzung der Untersuchungsflächen in den Jahren 1984 - 1995	11
<u>Tabelle 2:</u> Boden-Leitprofil des Versuchsstandortes Bad Lauchstädt (bodenkundliche Aufnahme: M. Altermann, KA4, 1994, nach BAHN et al. (1995))	14
<u>Tabelle 3:</u> Profilbeschreibung der beiden Versuchsflächen (Eigene bodenkundliche Aufnahme 14.6.1994, nach KA4, 1994)	15
<u>Tabelle 4:</u> Nährstoffgehalte in Parzellen des Untersuchungsbereiches der Versuchsflächen (Frühjahr 1991; LUFA-Halle)	16
<u>Tabelle 5:</u> Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Kenndaten im Oberboden (0 - 30 cm)	17
<u>Tabelle 6:</u> Entnahmetermine von Pflanzenmaterial bestimmter Arten und dessen Verwendung	28
<u>Tabelle 7:</u> Vegetationsaufnahme vom 1.7.1993 und 7.6.1994 der Untersuchungsparzellen (Aufnahmefläche 25 m ²)	30
<u>Tabelle 8:</u> Kohlenstoffmengen in der 1993 und 1994 auf den beiden Versuchsflächen gebildeten Sproßmasse (Grünmassemaxima im Sommer und Restmengen in der Streu nach dem Frost im Oktober) in dt C/ha	34
<u>Tabelle 9:</u> N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streufraktionen der Jahre 1993 und 1992 (Messungen während der Vegetationsperiode 1993)	35
<u>Tabelle 10:</u> N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streufraktionen der Jahre 1994, 1993 und 1992 (Messungen während der Vegetationsperiode 1994)	36
<u>Tabelle 11:</u> Aus 20g Streumaterial ausgewaschene N-Menge bei 4-maliger Perkolation mit je 150 ml H ₂ O (= 20 mm Niederschlag) bei 25°C Inkubationstemperatur	41
<u>Tabelle 12:</u> Aus 20g Sproßmaterial von <i>Atriplex nitens</i> und <i>Artemisia vulgaris</i> in verschiedenen Entwicklungsstadien ausgewaschene N-Menge bei 4-maliger Perkolation mit je 150 ml H ₂ O (=20 mm Niederschlag) bei 25°C Inkubationstemperatur	41
<u>Tabelle 13:</u> N-Auswaschung aus der Streu belasteter und unbelasteter Versuchsflächen im Freiland in den Monaten Dezember 1994 bis März 1995	43
<u>Tabelle 14:</u> Während der Monate Dezember 1993 bis März 1994 in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern abgebaute Substanzmenge	48
<u>Tabelle 15:</u> Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse der Reststreu in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern nach 6-monatiger Versuchsdauer (Vegetationsperiode 1993 und 1994)	49

II

	Seite
<u>Tabelle 16:</u> Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse der Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern im Winter 1993/94	50
<u>Tabelle 17:</u> Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse in der Reststreu in unter Mais im Boden vergrabenen Streubeuteln im Sommer 1993	51
<u>Tabelle 18:</u> Aschegehalte der Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern zu Versuchsbeginn und -ende in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 sowie im Winter 93/94 in %	51
<u>Tabelle 19:</u> Berechnung des Abbaukoeffizienten (k) und der Konstante für die Zersetzungsgeschwindigkeit (K) der Streu während der Sommerperioden 1993 und 1994	53
<u>Tabelle 20:</u> Substanz- und Stickstoffverluste beim Abbau verschiedener Pflanzenarten in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern mit unterschiedlicher Maschenweite - Zeitraum Dezember 1994 bis Juni 1995 - Angaben in g TM bzw. mg N -	54
<u>Tabelle 21:</u> Zusammensetzung der in den Versuchen AW1 - AW4, SA2, SA4, SA5, IK2 und IK3 verwendeten Streu- und Pflanzenmaterialien -Angaben in % TM-	66
<u>Tabelle 22:</u> Korrelationen zwischen der C-Mineralisation bis zum 10. Inkubationstag und den Inhaltsstoffen verschiedener Pflanzenarten im jungen und abgestorbenen Zustand im belasteten und unbelasteten Boden	67
<u>Tabelle 23:</u> Trockenmasse- und Stickstoffverluste des unterschiedlich alten Sproßmaterials von <i>Atriplex nitens</i> nach 3-monatiger Rotte an der Oberfläche von belastetem und unbelastetem Boden	72
<u>Tabelle 24:</u> ¹⁵ N-markierter Pflanzenstickstoff im Boden und dessen Anteil an der zu Versuchsbeginn in dem Pflanzenmaterial enthaltenen N-Menge	72
<u>Tabelle 25:</u> Wiederfindungsrate (WfR) des mit dem Pflanzenmaterial eingebrachten Stickstoffs nach 3 Monaten Rottedauer (Angaben in mg bzw. in Prozent)	73
<u>Tabelle 26:</u> Anorganisch und organisch im Boden gebundener N aus dem Pflanzenmaterial	73

Verzeichnis der im Text angegebenen Abbildungen:

<u>Abbildung 1a:</u> Lageplan der Versuchspartellen und der Rasterpunkte für die Bodenuntersuchung - Belastete Fläche -	12
<u>Abbildung 1b:</u> Lageplan der Versuchspartellen und der Rasterpunkte für die Bodenuntersuchung - Unbelastete Fläche -	13
<u>Abbildung 2:</u> Witterung in den Jahren 1983 - 1992 vor der Untersuchungsperiode 1993/94	18

	Seite
<u>Abbildung 3:</u> Temperaturen und Niederschläge in den Untersuchungsjahren 1993 - 1995	19
<u>Abbildung 4:</u> Abbaucorainer mit Gazebespannung nach KRATZ (1991)	23
<u>Abbildung 5:</u> Entwicklung von Sproßmasse ("Sproß") und rezenter Streu ("Streu 93") sowie Abbau von Streu aus den Vorjahren ("Streu 92") in g TM/m ² während der Vegetationsperiode 1993	31
<u>Abbildung 6:</u> Entwicklung von Sproßmasse ("Sproß") und rezenter Streu ("Streu 94") sowie Abbau von Streu aus den Vorjahren ("Streu 93") in g TM/m ² während der Vegetationsperiode 1994	32
<u>Abbildung 7:</u> Wurzelanzahl an Profilwänden von 60 · 100 cm Fläche auf unbelasteten und belasteten Versuchsflächen	33
<u>Abbildung 8:</u> N-Menge in Sproßmasse, rezenter Streu (Streu 93) und Streu der Vorjahre 1992 und 1991 (Streu 92) in g/m ² (Messungen während der Vegetationsperiode 1993)	37
<u>Abbildung 9:</u> N-Menge in Sproßmasse, rezenter Streu (Streu 94) und Streu des Vorjahres 1993 (Streu 93) in g/m ² (Messungen während der Vegetationsperiode 1994)	38
<u>Abbildung 10:</u> N-Mengen in der abgestorbenen, aber noch im Bestand stehenden (Fraktion I) und der auf dem Boden liegenden (Fraktion II) Streu der Jahre 1993 und 1994 in g N/m ² (Meßperiode Juni bis Oktober 1994)	39
<u>Abbildung 11:</u> Aus verschiedenem Sproß- und Streumaterial nach 4-maliger Perkolatlon bei 25 °C ausgewaschene N-Mengen in organischer und anorganischer Bindungsform	42
<u>Abbildung 12:</u> Bodenfeuchte in M % in 10 cm Bodentiefe von belasteten und unbelasteten Böden sowie Niederschlag in mm in den Versuchsjahren 1993 und 1994	45
<u>Abbildung 13:</u> Streuabbau in % in an der Bodenoberfläche ausgelegten Netzbeuteln (1993) und in Abbaucorainern (1994) während der Vegetationsperioden 1993 und 1994	46
<u>Abbildung 14:</u> Streuabbau in unter Mais in 10 cm Bodentiefe vergrabenen Netzbeuteln	48
<u>Abbildung 15:</u> Beispiel einer Abbaugleichung für Streu an der Bodenoberfläche in der Vegetationsperiode 1993 (Belastet, 4 mm Maschenweite)	52
<u>Abbildung 16:</u> N-Gehalte in der aschefreien Substanz verschiedener Pflanzenarten zu Beginn und am Ende des Streuabbauversuches in den Monaten Dezember 1994 bis Juni 1995 bei Verwendung von Abbaucorainern der Maschenweite 4 mm und 0,024 mm	55

IV

	Seite
<u>Abbildung 17</u> : C-Mineralisation (Kurven) und N-Freisetzung (Säulen) im belasteten (B) und unbelasteten (U) Versuchsboden ohne Zusatz von Pflanzensubstanz	57
<u>Abbildung 18</u> : N-Mineralisation von in Polyethylenbeuteln eingeschlossenen Bodenproben ohne Zusatz von Pflanzenmasse im Vergleich zu den unbeeinflussten Böden der belasteten und unbelasteten Versuchspartzen mit Pflanzenaufwuchs während des Sommerhalbjahres 1994	58
<u>Abbildung 19</u> : C-Mineralisation aus der Streu des Jahres 1992 im Boden der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen	59
<u>Abbildung 20</u> : C-Mineralisation aus der Streu des Jahres 1993 im Boden der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen	60
<u>Abbildung 21</u> : N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung beim Abbau von Streu des Jahres 1992 im belasteten und im unbelasteten Boden	61
<u>Abbildung 22</u> : N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung beim Abbau von Streu des Jahres 1993 im belasteten und im unbelasteten Boden	62
<u>Abbildung 23</u> : Vergleichende Darstellung des Verlaufes der C-Mineralisation aus jungem und altem Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten in belastetem und unbelastetem Boden	63
<u>Abbildung 24</u> : Vergleichende Darstellung der Netto-N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung durch junges und altes Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten in belastetem und unbelastetem Boden nach 70 Tagen Laborinkubation	65
<u>Abbildung 25</u> : N-Mineralisierung in nach Umbruch vegetationsfrei gehaltenen Bracheböden: ohne (1) und mit Einarbeitung der Streu (2) zum Vergleich zur ohne Eingriff fortgeführten Brache mit Vegetation (3)	68
<u>Abbildung 26</u> : Abnahme der N_{\min} -Mengen im belasteten (Bel.) und im unbelasteten (Unb.) Oberboden (0-30 cm) der Versuchsflächen in den Jahren 1992 bis 1994	70
 Tabellen und Abbildungen im Anhang:	
Übersicht 1 : Zusammenstellung der Versuchsdaten der in dieser Arbeit durchgeführten Versuche:	122
Tab. I : Mittelwerte und Spannweiten der Substanzmengen von Sproßmasse, Jahresstreu (Streu 93) sowie Vorjahresstreu (Streu 92) in der Vegetationsperiode 1993 in g/m^2	126
Tab. II : Substanzmengen von Sproßmasse und Streu der Jahre 1994, 93 und 92 in der Vegetationsperiode 1994 in g/m^2	126
Tab. III : C-Mengen in Sproßmasse und Streu der Jahre 1993 und 1992 in g/m^2 (Vegetationsperiode 1993)	127

	Seite
Tab. IV: C-Mengen in g/m^2 in Sproßmasse und Streu der Jahre 1994, 93 und 92 (Vegetationsperiode 1994)	127
Tab. V: N-Mengen in Sproßmasse und Streu der Jahre 1993 und 1992 in g/m^2 in der Vegetationsperiode 1993	128
Tab. VI: N-Mengen in Sproß und Streu der Jahre 1994, 93 und 92 in g/m^2 (Vegetationsperiode 1994)	128
Tab. VII: Mittlere N-Gehalte von Sproß und den Fraktionen I und II der Streu der Jahre 1993 und 1994 in % (Vegetationsperiode 1994)	129
Tab. VIII: N-Mengen der Fraktionen I und II der rezenten Streu aus dem Jahre 1994 und der Streu aus dem Jahre 1993 in g/m^2 (Vegetationsperiode 1994)	129
Tab. IX: N- Mengen, N-Gehalte und C/N-Verhältnisse in den Fraktionen I und II der Streu aus dem Jahre 1992 von der belasteten Versuchsfläche (Vegetationsperiode 1993)	130
Tab. X: Beispiele für die Berechnung der Abbaumenge nach MALKOMES (1980)	130
Tab. XI: Mittlere Abbaumenge (Q^*) von an der Bodenoberfläche ausgelegten bzw. im Boden vergrabenen Streubeuteln und -containern nach MALKOMES (1980) in g TM, * Berechnung s. Tab. X	131
Tab. XII: Reststreuemenge nach MALKOMES (1980) in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln und -containern in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 in g TM	132
Tab. XIII: Reststreuemenge nach MALKOMES (1980) in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in der Winterperiode 1993/94 und in im Boden vergrabenen Streubeuteln in der Vegetationsperiode 1993 in g	133
Tab. XIV: Veränderung der aschebereinigten N- und C-Gehalte (in Klammern) der Reststreu in %	134
Tab. XV: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern in mg (Vegetationsperiode 1993 und 1994)	135
Tab. XVI: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in mg (Winter 1993/94)	135
Tab. XVII: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von im Boden vergrabenen Streubeuteln in mg	135

	Seite
Tab. XVIII: Aschegehalt im Gesamtrückstand (Streu + Bodenteilchen) von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln und -containern in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 in %	136
Tab. XIX: Aschegehalt im Gesamtrückstand (Streu + Bodenteilchen) von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in der Winterperiode 1993/94 in %	136
Tab. XX: N_{\min} -Gehalte im Frühjahr 1993 auf den in dieser Arbeit genutzten Parzellen der Versuchsflächen	137
Abb. I: Gemessene Bodenfeuchte und Niederschlagsmenge während der Inkubationsdauer zur N_{\min} -Bildung von Böden in Polyethylenbeuteln im Feld in der Vegetationsperiode 1994	137
Abb. II: Niederschlagsmenge und Bodenfeuchte von belasteten und unbelasteten Versuchsböden in der Vegetationsperiode 1995 bei Versuchen zur N_{\min} -Bildung nach Bracheumbruch	138

1. Einleitung

Aus Gründen des Umwelt-, Trinkwasser- und Gewässerschutzes wird dem Stickstoffhaushalt von landbaulich genutzten Böden in jüngerer Zeit besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Hierbei können jedoch auch solche Areale, die aus verschiedenerlei Gründen nicht bewirtschaftet werden, nicht unberücksichtigt bleiben, weil die Grundwasser- und Gewässerqualität von allen Flächen des betreffenden Einzugsgebietes beeinflusst wird. Dieses gilt auch für im Rahmen der EG-Marktordnung stillgelegte oder aus anderen Gründen nicht mehr bewirtschaftete Nutzflächen, ebenso wie für Ödländereien, Gärten und Stallanlagen sowie für punktuelle N-Einträge aus Stallmist- und Gülledeponien.

Nicht mehr bestellte Nutzflächen waren bis 1986 nur in bestimmten Gebieten der Mittelgebirge (Grenzertragsstandorte) im Rahmen der Sozialbrache relevant (BÜRING, 1970; MEISEL & HÜBSCHMANN, 1973; AID, 1990). Seit Inkrafttreten der neuen EG-Agrarmarktordnung 1986 erfolgte jedoch eine starke Ausweitung der Brache auch auf fruchtbare und entsprechend hoch bewertete Flächen. Ihr Anteil in den neuen Bundesländern beträgt mittlerweile rund 13 % (KÖNIG, 1991; PASTERDING et al., 1992).

Die Eigenart solcher Schläge, insbesondere von sich selbst überlassenen Ackerflächen, wird durch ihre Vegetationszusammensetzung und ihre spezifische Nährstoffdynamik bestimmt. Kennzeichnend hierfür sind relativ wüchsige Pflanzenbestände mit einer hohen Stickstoffaufnahme des Pflanzenbestandes sowie einer vorübergehenden N-Konservierung in der sich an der Bodenoberfläche ansammelnden Streu als Folge einer langsamen N-Freisetzung beim Streuabbau und auch der verzögerten Mineralisationsvorgänge im unbearbeiteten Boden.

Als Folge der großbetrieblichen Spezialisierung in der ehemaligen DDR entstanden im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet lokal Flächen mit extrem hohen Stickstoffgehalten, die auf einer exzessiven Stallmist- und Gülleausbringung bzw. -lagerung beruhen. Auf diesen als "Stallmist und Gülledeponien" bezeichneten Altlastflächen ist eine Wiederaufnahme der landwirtschaftlichen Nutzung auf Grund des überhöhten N-Angebotes und der Gefährdung des Grundwassers problematisch (PFEFFERKORN & KÖRSCHENS, 1991; ASMUS, 1993; TISCHER et al., 1993). Innerhalb des BMBFT-Forschungsverbundprojektes "STRAS" (Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes) war deshalb ein spezielles Teilprojekt unter dem Titel "N-Dynamik von Segetalzönosen auf Löß-Schwarzerde unter besonderer Berücksichtigung ihrer Streu" auf diese Problematik ausgerichtet. Der Grundgedanke bestand darin, die von ehemaligen Stallmist bzw. Gülle-Deponieflächen ausgehende Umweltgefährdung durch eine mittelfristige N-Konservierung in der sich bei Sukzessionsbrachen ansammelnden Streu und eine geringere N-Freisetzung als

Folge des Brachfallens und der unterlassenen Bodenbearbeitung zu minimieren (MERBACH & SAUERBECK, 1995b). Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des genannten STRAS-Teilprojektes.

2. Literaturübersicht

2.1 Phytomasse, Streubildung und Streuabbau auf Sukzessionsbrachen

Die Phytomassebildung auf "Sukzessionsbrachen" (Einstellung des Anbaues von Nutzpflanzen und der Bodenbearbeitung mit der Folge einer natürlichen Vegetationsentwicklung bis hin zum Vorwaldstadium, (ANL, 1994)) ist von dem Entwicklungsstadium der jeweiligen Pflanzengesellschaften abhängig. Auf grundwasserfernen Ackerflächen bildet sich in den ersten Jahren in Abhängigkeit von Standortklima, Nährstoffgehalt, Bodenart und Bodenfeuchte zunächst eine aus meist einjährigen Segetalarten bestehende Flora aus (als Primärphase bezeichnet). Ihre Zusammensetzung ist abhängig von der Vorfrucht, dem Zeitpunkt des Brachfallens, dem Samenpotential im Boden und dem Samenzuflug von außerhalb sowie von der Konkurrenzkraft der einzelnen Pflanzenarten (MEISEL & HÜBSCHMANN, 1973; ARENS, 1976). In den folgenden Jahren werden diese Segetalarten allmählich durch ausdauernde Grünland- und Ruderalarten (Stauden) verdrängt (SCHMIDT, 1981; VAN ELSEN & GÜNTHER, 1992; HILBIG & BACHTHALER, 1992). Auf Böden mit hohen Gehalten an leicht umsetzbarer organischer Masse (z.B. ehemalige Gülledeponien) dominieren in der Primärphase nitrophile Pflanzenarten. Auf derartigen Sukzessionsbrachen kommt es in den ersten Jahren zu einer im Vergleich zu den vorherigen Kulturpflanzenbeständen meist deutlich höheren Phytomasseproduktion (GISI & OERTLI, 1981a).

Die Bildung einer Streuschicht (Akkumulation von Pflanzenresten an der Bodenoberfläche) hängt neben der Phytomassebildung der jeweiligen Pflanzengesellschaft auch von der Intensität der dort herrschenden Abbauvorgänge ab. In Trockenrasen-Gesellschaften (Xerobrometen) kann die Streuakkumulation auf Grund sehr geringer Phytomasseproduktion und rascher Zersetzung sogar ganz ausbleiben (SCHIEFER, 1983; ELLENBERG, 1986a). Der Streufall im Pflanzenbestand beginnt bereits im Mai mit dem Absterben der Keimblätter neu aufgelaufener Pflanzen. Im weiteren Jahresablauf kann der Streuanfall zwei Maxima, eines im Juli/August (Abreife der Gräser) und eines im Herbst aufweisen. Der Hauptteil der Streu entsteht im November nach dem ersten Nachtfrost. Der Zusammenbruch der abgestorbenen, aber zunächst noch aufrecht stehenden Pflanzenmasse hängt vom Windeinfluß und der Schneeauflast im dann folgenden Winter ab.

Die Streuzersetzung an der Bodenoberfläche wird stark vom Wassergehalt, den Temperaturen des Bodens sowie dem Bestandesklima beeinflusst. Sie zeigt in der Regel einen sigmoidalen Verlauf mit einem langsamen Beginn im Winter, einer starken Beschleunigung im Frühjahr und einer anschließenden Verlangsamung im trockenen Hochsommer. Im Herbst erfolgt eine erneute Beschleunigung als Folge der gesteigerten Regenwurm- und Mikroorganismenaktivität (HERLITZIUS, 1983; KEPLIN, 1995).

Auch die stoffliche Zusammensetzung hat auf die Abbaugeschwindigkeit und den Grad der Zersetzung der jeweiligen Pflanzenreste wesentlichen Einfluß. Krautreiches Material wird schneller und vollständiger abgebaut als die Streu von Grasbeständen, da diese sich auf Grund der hohen Rohfaseranteile und geringer Rohproteingehalte nur langsam zersetzt. Die sichtbaren Streureste einzelner Vegetationsperioden verschwinden auf Bracheflächen in der Regel im Zeitraum von 1 bis 1,5 Jahren (SCHREIBER, 1980; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; STÖCKLIN & GISI, 1985).

2.2 Streuanfall und Nährstoffdynamik unter Brachebedingungen

Die pflanzliche Primärproduktion auf Dauerbracheflächen wurde bisher nur vereinzelt für Grenzertragsstandorte, Grünlandbrachen, Magerrasen oder in Modellversuchen bestimmt und wird mit einer Spannweite von 20 bis 150 dt TM/ha angegeben (CAMPINO-JOHNSON, 1978; WOLF, 1979; BORNKAMM, 1981, 1984; SCHMIDT, 1984; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; SCHULZ-BERENDT 1986; OSBORNOVA et al., 1990). GISI & OERTLI (1981a) und OSBORNOVA et al. (1990) ermittelten auf Grünland bzw. Ackerbrachen je nach Pflanzenbestand und Standortbedingungen ein Verhältnis der oberirdischen zur unterirdischen Biomasse zwischen 1:1 und 1:4. Das Sproß/Wurzel-Verhältnis der den Brache-Ökosystemen ähnlichen natürlichen Grassteppen des gemäßigten Klimabereichs liegt bei 1 : 4,8 (SWIFT et al., 1978; COUPLAND, 1992).

Die Streumenge auf Bracheflächen wurde für Grünlandbrachen auf Standorten Baden-Württembergs und des Schweizer Juras mit 10 - 80 dt/ha angegeben (SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; STÖCKLIN & GISI, 1985). Davon wurden allein in der Winterperiode (Oktober-April) zwischen 20 und 50 % zersetzt. Für Brachen auf Feuchtgrünland in Mittelgebirgslagen wurden von WOLF (1979) jedoch auch höhere Streumengen bis zu 115 dt TM/ha genannt. Auf Grünlandbrachen wird häufig eine Streuanreicherung an der Bodenoberfläche beobachtet (IFFERT, 1983; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; WOLF, 1979; GISI & OERTLI, 1981a).

Über die N-Aufnahme der auf Bracheflächen vorherrschenden Segetal- und Ruderal-Pflanzenarten liegen nur wenige Informationen vor (KORSMO, 1930; ALKÄMPER, 1975;

WEDEKIND, 1990). Auf zehnjährig brachliegendem Gartenland wurde von BORNKAMM (1981) eine durchschnittliche N-Aufnahme der Ruderalpflanzengesellschaft von jährlich 164 kg N/ha gemessen. Die N-Aufnahme ist jedoch abhängig von der jeweiligen Pflanzenart. In Parzellenversuchen mit Reinbeständen auf 25 m² wurden bei *Solidago canadensis* 18 - 35 g N/m² (bis zu 350 kg N/ha) gefunden (SCHÄFER & WERNER, 1979; WERNER, 1983). Andere Arten, die im Wald auf Kahlschlägen vorkommen, wie *Epilobium spec.* (7 g N/m²) und *Calamagrostis spec.* (11 g N/m²) sowie Ackerunkräuter wie *Tussilago farfara* (5 - 6 g N/m²) und *Agropyron repens* (3 - 5 g N/m²) entziehen erheblich weniger N (HAHN et al., 1979; WERNER, 1983). Unberücksichtigt blieb hierbei jedoch bei vielen mehrjährigen Arten der interne Stickstoffkreislauf durch N-Einlagerung in Rhizome und andere Speicherorgane.

In der Streuschicht von Sukzessionsbrachen wird Stickstoff für eine gewisse Zeit konserviert. Auf Grund ihrer langsamen Zersetzung ist diese Streu eine langsam fließende Stickstoffquelle für die nachwachsende Pflanzengeneration. In Kulturpflanzenbeständen mit weiten Reihenabständen und langsamer Jugendentwicklung (Mais, Rüben) könnte deshalb ein zunächst dort belassener und dann rechtzeitig eingearbeiteter Unkrautbestand als organische Düngung genutzt werden (DO VAN LONG, 1978; LUEANG-A-PAPONG, 1985; ALKÄMPER, 1988; MERBACH, 1993). Der N-Haushalt von Dauerbracheflächen, insbesondere die Stickstoff-Freisetzung und die dafür maßgeblichen Teilprozesse wie Streuzersetzung und N-Auswaschung bedürfen aber noch einer weiteren Aufklärung.

2.3 Stickstoffauswaschung aus Pflanzenbeständen und der Streu

Aus dem Kronenraum von Wäldern sowie deren Streuschicht werden organische Substanzen und Stickstoffverbindungen ausgewaschen (TUKEY, 1970; BLASCHKE, 1979; BULDGEN, 1982; JÖRGENSEN, 1987; HUHTA, 1988). Wie langjährige Untersuchungen im Solling, Harz und Braunschweiger Hügelland zeigten, muß in derartigen Ökosystemen in Abhängigkeit vom Baumbestand (Nadel- bzw. Laubholz) jährlich mit einer N-Auswaschung aus der Kronentraufe von 8 - 18 kg N/ha gerechnet werden (ULRICH & MEYER, 1973; ASCHE, 1985; ELLENBERG et al., 1986; ANDREAE, 1994). Aus der Streuschicht eines Kalkbuchenwaldes wurde in Laubwannen-Lysimetern eine N-Auswaschung zwischen 17 und 20 kg N/ha/Jahr gemessen (JÖRGENSEN, 1987). Der wasserlösliche Anteil an anorganischen und organischen Substanzen in der Waldstreu beträgt nach NYKVIST (1963) zwischen 1 % (Fichte) und 20 % (Esche) der Trockensubstanz.

Auch für die Erntereste von landwirtschaftlichen Kulturpflanzen ist dieser Auswaschungsprozeß nachgewiesen. In Haferstroh haben WESSEN & BERG (1986) einen wasserlöslichen Anteil von 5 % des darin enthaltenen Stickstoffs ermittelt. Laborversuche von CHRISTENSEN (1986) zur N-Auswaschung aus Gerstenstroh, das auf der Bodenoberfläche ausgelegt wurde,

ergaben in Abhängigkeit vom N-Gehalt einen wasserlöslichen Anteil zwischen 7 und 40 %. Auch die Heuqualität wird bekanntlich durch die Nährstoffauswaschung gemindert (CLEMENT et al., 1971). Beregnungsversuche mit einer Niederschlagsmenge von 25 mm ergaben bei Luzerneheu einen Stickstoffverlust von einem Drittel aus dem Blatt und von 10 % aus dem Stengelmaterial (COLLINS, 1991).

Als Beispiel für Ruderalpflanzenarten wurde nach Schüttelversuchen von ZUCKER & ZECH (1987) der wasserlösliche Anteil in vergilbten Brennesselblättern mit 14 bis 18 % des Gesamt-N angegeben. Entsprechende Angaben zur N-Auswaschung aus der Streulage von Sukzessionsbrachen und den dort vorkommenden Pflanzenarten fehlen bisher. Modellversuche mit Sproßmaterial zeigten, daß die ausgewaschene N-Menge von der Niederschlagsmenge und -intensität, der Benetzbarkeit des Materials und dem Blattalter abhängig ist. Bei seneszenten Blättern werden bis zu 80 % der Nährstoffe durch Wasser gelöst (SCHREIBER, 1985; SCHREIBER & McDOWELL, 1985).

Auf Brachen im Rahmen der EG-Flächenstilllegung könnte dieser Prozeß eine wichtige Rolle für die Nährstoffdynamik spielen, da nach den gültigen Regeln zwar ein Pflegeschnitt möglich ist, das Mähgut jedoch auf der Fläche belassen werden muß (KÖNIG, 1991). Trotz intensiver Untersuchung des N-Umsatzes bei der Strohhotte bzw. der Mineralisation im Boden unter Einsatz von ¹⁵N-markierten Pflanzensubstanzen und Dünger (FLEIGE et al., 1971; RAUHE et al., 1973; MAIBAUM & GARZ, 1978; HAIDER & FAROOQ-AZAM 1983; OBERDOERSTER & MARKGRAF, 1984; SCHULZ & KLIMANEK, 1988; KRETSCHMANN, 1990 u.a.) bedarf es weiterer Untersuchungen zum N-Umsatz bei der Rotte des Streumaterials von Ruderalarten auf der Bodenoberfläche.

2.4 Streuzersetzung durch Bodenorganismen

Beim Streuabbau wirken abiotische und biotische Prozesse zusammen. Die Streu wird zunächst mechanisch durch Wind, Austrocknung und Wiederbefeuchtung, Durchfrieren und Auftauen vorzerkleinert (DUNGER, 1958; OLSEN, 1963; ANDERSON, 1973, DICKINSON & PUGH, 1974), aber auch durch die Oxidation von chemischen Bestandteilen (Fette, Harze, Lignin) allmählich zermürbt (FLAIG et al., 1975). Diese Prozesse begünstigen die N-Auswaschung durch Niederschläge und leiten die biotische Zersetzung durch Bodenorganismen ein. Die Aktivität der Bodentiere und die Intensität der mikrobiellen Streuzersetzung werden durch zahlreiche Faktoren wie Bodenfeuchtigkeit und -durchlüftung, Wassergehalt der Streu und Streuzusammensetzung, Bodentemperatur, pH-Wert, Bestandesmikroklima, Bodenart, -typ und -gefüge sowie die Tiefe und Intensität der Bodenbearbeitung beeinflusst (DICKINSON & PUGH, 1974; SWIFT et al., 1979;

BEINHAUER & KLOSE, 1981; GISI & OERTLI, 1981b und d; SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1989)

Die Zusammensetzung der Bodenfauna und -mikroflora schwankt in Abhängigkeit von Standort und Klima sowie Bodentyp und Bodentiefe (BRASSE, 1975). Der höchste Mikrobenbesatz findet sich in den oberen 3 - 8 cm des Bodens, unterhalb dieser Tiefe fällt neben der Aktivität auch die Artenanzahl stark ab. Auch die überwiegende Menge der Collembolen hält sich in der obersten 2 - 3 cm Bodenschicht auf (LIENHARD, 1980; WOLTERS, 1983; LARINK & LÜBBEN, 1991). Ein Transport von Streumaterial in tiefere Bodenschichten erfolgt unter natürlichen Bedingungen vorwiegend durch tiefgrabende Regenwurmarten wie *Lumbricus terrestris* (MÜLLER, 1965; GRAFF, 1969; TROLLDENIER, 1971; MAKESCHIN, 1980, 1990). Die Aktivität der Regenwürmer führt zugleich zur Bioturbation des Bodens, was die Bildung von Ton-Humus-Komplexen fördert und eine das Bodengefüge verbessernde Wirkung hat (CURRY, 1989).

An der Zerkleinerung der Pflanzenreste sind auf Grund ihrer kräftigen Mundwerkzeuge vor allem Hornmilben beteiligt (MÜLLER, 1965; BRAUNS, 1968; CAMPINO & SCHÄFER, 1977). Collembolen ernähren sich dagegen überwiegend von Bakterien, Pilzhypen und leicht zersetzbaren Kohlehydraten (NAGLITSCH, 1966, DUNGER, 1983). Ihre Einwanderung in das Substrat setzt erst ein, wenn sich ein Bakterien Schleim auf den Streuoberflächen gebildet hat (CAMPINO-JOHNSON, 1978). In xerothermen Eichenbeständen leisten die Collembolen neben den Hornmilben einen wesentlichen Beitrag zur Streuzersetzung (RUSEK, 1975). Enchytraeen ernähren sich meist von dem Kot anderer Bodentiere, fressen aber auch Bakterien und Pilze. Vor allem in feuchten und sauren Böden ersetzen diese Tiere die Rolle der Regenwürmer (MÜLLER, 1965; DIDDEN, 1993). Auf basenreichen und trockenen Böden spielen sie dagegen meist eine untergeordnete Rolle.

Die Zusammensetzung der Bodenfauna wird maßgeblich durch die Bodenbewirtschaftung und organische Düngung beeinflusst. Minimalbodenbearbeitung und Strohdüngung oder eingemulchtes organisches Material vermehren den Regenwurmbesatz binnen weniger Jahre (GRAFF, 1970; BECKER & MEYER, 1973; MERBACH, 1994b). Auch unter Brachebedingungen nimmt auf Grund der Bodenruhe die Regenwurmpopulation in der Regel stark zu (CAMPINO-JOHNSON, 1978; GISI & OERTLI, 1981c; AG BODENSCHUTZ DER DBG, 1992; FORCHE, 1992). Andererseits führt die bei Dauerbrache unterlassene Bodenbearbeitung aber auch zu einer oberflächennahen Umverteilung der organischen Masse mit der Folge einer verminderten Bakterienvielfalt, Enzymaktivität und mikrobiellen Biomasse in größeren Bodentiefen (GISI & OERTLI, 1981c; BROLL & SCHREIBER, 1985; FLÄCHENSTILLEGUNG, 1992).

In Streuabbau-Versuchen mit vorwiegend bodenzoologisch orientierten Fragestellungen werden fast immer sogenannte "litter bags" (Streubeutel aus Netzgewebe, nachstehend auch als "Netzbeutel" bezeichnet) unterschiedlicher Größe und Maschenweite zum Ausschluß bestimmter Tiergruppen verwendet, um deren Bedeutung und Beteiligung am Streuabbau zu erfassen (BOCOCK & GILBERT, 1957; WIEGERT, 1974; DICKINSON, 1983; HOUSE & STINNER, 1987; FRIEBE, 1988; HEISLER, 1993; WISE & SCHAEFER, 1994). Der partielle Ausschluß der Makro- und Mesofauna bei Maschenweiten von 1 - 0,045 mm führte z.B. in Waldökosystemen und Grasland der gemäßigten Klimabereiche, aber auch in der russischen Waldsteppe zu einer Verringerung des Streuabbaus um 16 - 30 % gegenüber der Kontrollvariante (7 - 10 mm Maschenweite) (CURRY, 1989, DICKINSON, 1983; JÖRGENSEN, 1987; BOHAC et al., 1990).

Nur wenige Untersuchungen liegen zur Zersetzung der Streu von Ruderalpflanzenarten vor (CURRY, 1973; PARMELEE et al., 1989; SIEPEL, 1990). Zweijährige Untersuchungen über den Abbau von Segetal- und Ruderalarten mittels der Streubeuteltechnik führten bei gleichem Entwicklungsstadium des Pflanzenmaterials bei *Dactylis glomerata* zu einem um 20 % geringeren Abbau im Vergleich zu *Lolium perenne*, *Urtica dioica*, *Ranunculus repens*, *Rumex crispus* und *Senecio jacobea* (CURRY, 1973). Auch bei in den Boden eingelassenen Streucontainern mit einer Maschenweite von 0,053 mm traten bei grünem Blatt- und Stengelmateriale von *Angelica sylvestris*, *Hypericum perforatum*, *Luzula sylvatica*, *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* nach 90-tägigem Abbau deutliche Unterschiede zwischen den Pflanzenarten auf (STÖCKLIN & GISI, 1985).

Der Streuabbau unter Dauerbrache auf Böden im mitteldeutschen Trockengebiet wurde bislang noch kaum untersucht. Ebenso fehlen Informationen zum Beitrag der daran beteiligten Bodenorganismengruppen. Da während der Sukzession im Laufe der Zeit unterschiedliche Pflanzenarten zur Dominanz kommen, erscheinen diesbezügliche Untersuchungen über den Abbau der Streu von Ruderalarten wünschenswert.

2.5 C- und N-Mineralisierung unter Brachebedingungen

Auf Ackerflächen verbleiben nach der Ernte von Getreide mit bis zu 38 dt und nach Raps bis zu 31 dt TM/ha erhebliche organische Substanzmengen in Form von Stoppel und Wurzelresten (KLIMANEK, 1987). Für den Abbau und die Mineralisierung dieser Substanzen ist bei gegebener Temperatur und Feuchtigkeit neben dem Eiweißgehalt auch der Anteil an schwer zersetzbaren aromatischen Inhaltsstoffen, insbesondere an Lignin entscheidend (MEENTEMEYER, 1978; MÜLLER et al., 1988; KLIMANEK & ZWIERZ, 1990). Getreidestroh enthält etwa 24 % Lignin (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1989). Bei Wiesen- und

Ruderalpflanzen sind die Ligningehalte in Abhängigkeit von Art und Entwicklungsstadium mit 7 - 20 % meist geringer (BORNKAMM, 1981; KLIMANEK & ZWIERZ, 1990).

Insbesondere bei eiweißreichem Material (Rübenblätter, Luzerne, Gründüngung) mit einem N-Gehalt über 2 % ($C/N < 20$) kommt es in Inkubationsversuchen schon gleich zu Beginn zu einer stürmischen Netto-N-Mineralisierung, während N-arme Materialien (Stroh) mit C/N-Verhältnissen wesentlich über 30 eine N-Immobilisierung von Bodenstickstoff bewirken (SCHUSTER & GARZ, 1990). Schon ab einem C/N-Verhältnis oberhalb von 20 ist in der Regel keine unmittelbare Netto-N-Mineralisation mehr im Boden meßbar, weil der freiwerdende Stickstoff sofort in der neugebildeten mikrobiellen Biomasse gebunden wird (SCHULZ, 1988; KLIMANEK, 1990a). Das C/N-Verhältnis ist jedoch nur ein grobes Kriterium für die Geschwindigkeit der Mineralisation von organischen Substanzen (KLIMANEK & ZWIERZ, 1990).

Aus grünem Sproßmaterial können in Inkubationsversuchen bei 25 °C und 60 % WK innerhalb von 70 Tagen mehr als 60 % der C-Menge als CO₂ freigesetzt werden. Aus Stroh verbleibt nach der gleichen Zeit bis zu 60 % der eingesetzten C-Menge noch im Boden. (SAUERBECK, 1966, 1968, 1970, 1980; SAUERBECK & FÜHR, 1971; BROADBENT, 1974; KLIMANEK, 1982; ANDREN, 1987). Bei Wurzelmaterial ist die Mineralisation auf Grund des höheren Ligningehaltes in Abhängigkeit von der Pflanzenart meist noch deutlich langsamer (JOHNEN, 1974; KLIMANEK, 1988, 1990b). Das Wurzelmaterial von perennierenden Pflanzen wird jedoch rascher als das von annuellen Arten abgebaut, weil darin höhere Mengen an leicht abbaubaren Speicherstoffen (Zucker und Stärke) enthalten sind und diese Wurzeln auch einen geringeren Ligninanteil aufweisen (KLIMANEK, 1990a; KLIMANEK & ZWIERZ, 1990).

Unter Freilandbedingungen werden Stroh und Ernterückstände innerhalb von 12 Monaten bis zu 70 % mineralisiert. Gleichzeitig kommt es zu einer relativen Anreicherung schwer zersetzbarer Stoffkomponenten aus den verbliebenen Resten, die durch Humifizierungsvorgänge noch zusätzlich stabilisiert worden sind (SAUERBECK, 1968, 1992). Unter europäischen Klimabedingungen bleiben selbst nach 10 Jahren noch immer ca. 8 - 12 % des mit den Pflanzenresten verabreichten Kohlenstoffes im Boden erhalten (SAUERBECK & FÜHR, 1971; JENKINSON & RAYNER, 1977; SAUERBECK, 1980; KÖRSCHENS, 1986; JENKINSON et al., 1992; SAUERBECK, 1992 u.a.).

In Böden langjähriger Dauerbrachen mit Selbstbegrünung wird häufig eine Humusanreicherung als Folge der langsameren Streuzersetzung und verminderter Mineralisation im Oberboden auf Grund fehlender Bearbeitungsmaßnahmen beobachtet (AG BODENSCHUTZ, 1992). Erst nach ungefähr 50 - 100 Jahren wird unter den veränderten Umständen wieder ein neues Gleichgewichtsniveau an Humus erreicht (SAUERBECK, 1980; JENKINSON et al., 1992, IPCC,

1995). Bei Anwendung sehr hoher Mengen organischer Düngestoffe, wie z.B. auf Gülle- und Stallmistdeponien, kann es sogar zu einer unerwünscht hohen C- und N-Anreicherung kommen. Erneute Inkulturnahme solcher Flächen hat nachweislich zu Ertragsrückgängen von Mais und Kartoffeln geführt (PFEFFERKORN & KÖRSCHENS, 1991, PFEFFERKORN, 1993).

Zur Charakterisierung des Stickstoffhaushaltes von Ruderalflächen wird häufig die aus Brutto-Mineralisation und Brutto-Immobilisation resultierende Nettomineralisation nach dem Verfahren von ZÖTTL (1960a,b) herangezogen. Hierbei werden feldfeuchte Bodenproben in Polyethylenbeuteln im Felde vergraben und bis zu 6 Wochen lang inkubiert. Die aus mehreren derartigen Inkubationsansätzen aufsummierte Nettomineralisation betrug nach 30 Wochen im Boden aus einem *Solidago canadensis*-Bestand 38 - 86 kg, bei einer *Arctium tomentosum*-Pflanzengesellschaft 82 - 179 kg und bei einem vorherigen Bewuchs mit *Urtica dioica* 155 - 250 kg N/ha (KRONISCH, 1975 n. SCHMIDT, 1981). Auf einer 11-jährigen Ackerbrache mit überwiegender Bewuchs aus *Agropyron repens* wurde im gleichen Zeitraum nur eine Nettomineralisation von 35 kg N/ha gemessen (HAHN et al., 1979). Auf Grünlandbrachen wurde meist eine höhere Nettomineralisation (bis zu 240 kg N/ha) festgestellt (CAMPINO-JOHNSON, 1978; WOLF, 1979).

In Sukzessionsbrachen auf ehemaligem Ackerland gehen im Vergleich zu den vorherigen Bedingungen die Mineralisation und die N_{\min} -Gehalte im Boden um 20 - 40 % zurück (WOLF, 1979; SCHMIDT, 1981; BROLL, 1989; PETER & HARRACH, 1992; MARSCHNER & STAHR, 1992; JAHN et al., 1994). Eine plausible Begründung für diese Abnahme dürfte neben der fehlenden Bodenbearbeitung und dadurch verminderter Bodendurchlüftung die Bildung einer den N-Umsatz puffernden Streuschicht sein. Diese bindet einerseits N aus dem Boden, andererseits bewirkt sie eine verzögerte Bodenerwärmung und kann außerdem durch die Auswaschung phenolischer Stoffe die Umsetzung der organischen Bodensubstanz hemmen (BEINHAEUER & KLOSE, 1981; GISI & OERTLI, 1981c; BROLL, 1989). Als das Gesamtergebnis aller dieser Vorgänge wird unter Dauerbrache überwiegend eine N-Anreicherung und ein verringerter N-Umsatz beobachtet (MARSCHNER & STAHR, 1992; JAHN et al., 1994; BROLL & SCHREIBER, 1994; MERBACH, 1994a).

Die C- und N-Mineralisation ist für bewirtschaftete Böden bereits umfassend untersucht worden. Für den Schwarzerde-Standort Bad Lauchstädt existiert hierzu ein Simulationsprogramm, das bereits an zahlreichen Feldversuchen erprobt und verifiziert worden ist (FRANKO, 1989, 1990, 1995). Die C- und N-Dynamik im Boden begrünter Dauerbrachen im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet ist jedoch noch wenig untersucht. Auch die Effekte auf die Humusbildung aus Pflanzenresten sind unter diesen Bedingungen noch nicht ausreichend geklärt. Bei einem Umbruch langfristig begrünter Bracheflächen könnte sogar eine N-Immobilisierung

sation im Boden erfolgen, falls das C/N-Verhältnis in der dort angesammelten Streu mehr als 21 beträgt.

3. Zielstellung der vorliegenden Arbeit

Sukzessionsbrachen sind bisher überwiegend nur unter pflanzensoziologischen Fragestellungen untersucht worden. Hierbei wurden die unter diesen Bedingungen gegebenen Stoff- und Nährstoff-Kreisläufe nur am Rande betrachtet. In der vorliegenden Arbeit stehen daher diese letztgenannten Prozesse im Vordergrund, wobei Sukzessionsbrachen mit unterschiedlicher Vorgeschichte (vorangegangene Ackernutzung, ehemalige Gülledeponie) miteinander verglichen werden. Neben der Sproßmassebildung und Stickstoffaufnahme der Pflanzenbestände und dem jeweiligen Streuanfall werden als weitere Teilprozesse die N-Auswaschung aus der Streu, die Streuzersetzung an der Bodenoberfläche sowie die Mineralisation im Boden quantifiziert und als Bilanzgrößen des N-Kreislaufes unter Dauerbrachen bewertet. Der Arbeit liegen folgende Detailfragen zugrunde:

- Wie verläuft die pflanzliche Stoffproduktion auf der Selbstbegrünung und Sukzession überlassenen Dauerbrachen?
- Welche Stickstoffmengen werden im Verlauf eines Jahres aufgenommen und gelangen mit der Streu auf den Boden?
- Bestehen diesbezüglich Unterschiede zwischen Böden mit extrem verschiedenen Stickstoffgehalten?
- Welche N-Mengen werden durch Auswaschung aus dem Pflanzenmaterial sowie beim Abbau der Streu durch Bodentiere und Mikroorganismen freigesetzt?
- Wie unterscheidet sich die C- und N-Mineralisation der Streu von Charakterarten in verschiedenen Pflanzengesellschaften auf Sukzessionsbrachen?

4. Material und Methoden

4.1 Standortbeschreibung

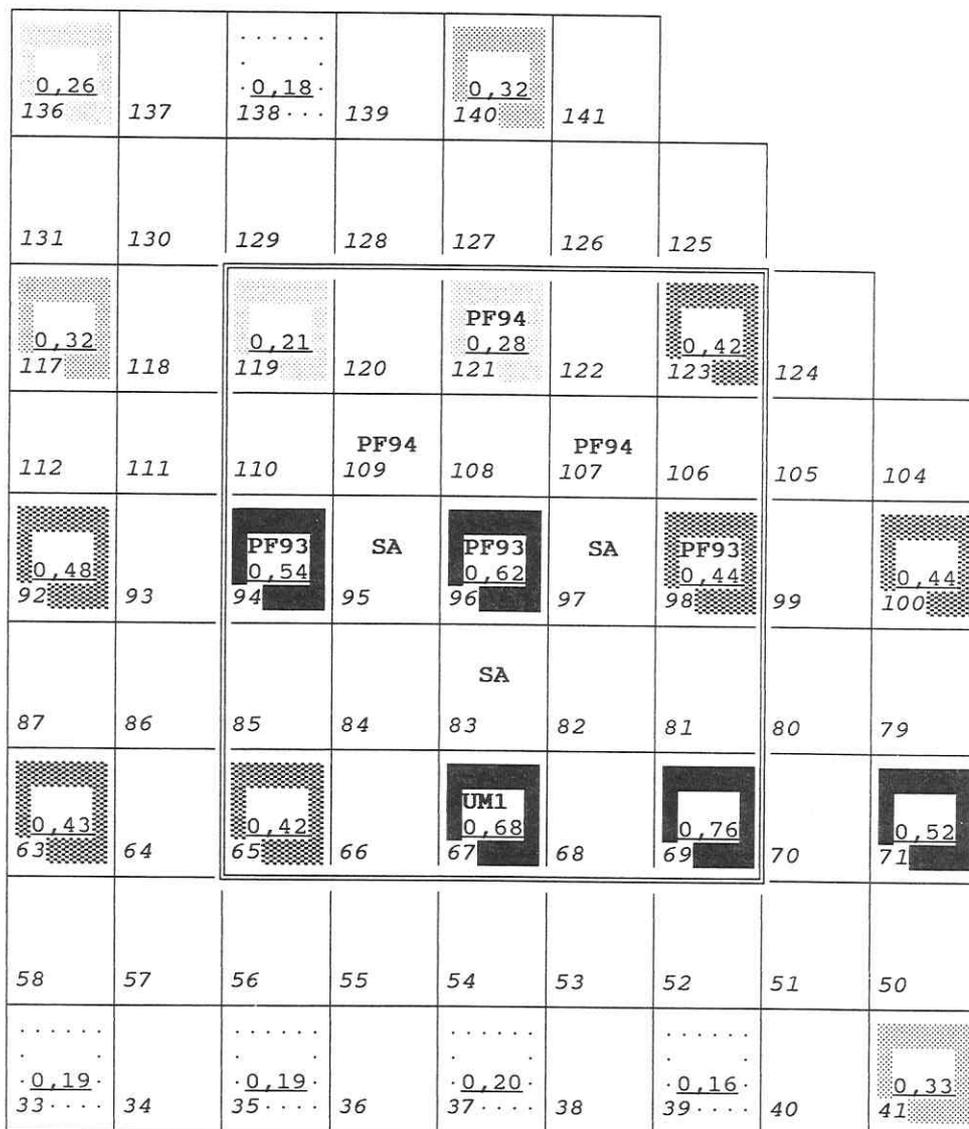
4.1.1 Untersuchungsgebiet und Versuchsflächen

Der Versuchsstandort Bad Lauchstädt liegt am Rande der Querfurter Platte und gehört zum Löß-Schwarzerdegebiet östlich des Harzes. Die Untersuchungsfläche wurde bis 1984 ortsüblich als Acker genutzt. 1984 bis 1989 diente eine Teilfläche als Deponie für Gülle und Stallmist aus der benachbarten LPG (im Folgenden als "Belastet" bezeichnet), die übrige Fläche wurde weiterhin als Acker bestellt (nachstehend als "Unbelastet" bezeichnet). Auf beiden Teilflächen wurde 1990 Mais angebaut. Seit 1991 besteht auf der Gesamtfläche eine Sukzessionsbrache mit Selbstbegrünung. Die Untersuchungen zu der hier vorliegenden Arbeit wurden in den Jahren 1993 - 1995 durchgeführt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Nutzung der Untersuchungsflächen in den Jahren 1984 - 1995

Jahr	"Belastet"	"Unbelastet"
Bis 1984	Ackerfläche	Ackerfläche
1984 - 1989	Stallmist- und Gülledeponie	Ackerfläche
1990	Einebnung und Silomais-Anbau	Silomais-Anbau
1991 - 1995	Dauerbrache mit Selbstbegrünung	Dauerbrache mit Selbstbegrünung

Beide Flächen wurden 1991 in Parzellen von je 25 m² unterteilt. Die agrikulturchemische Bodenuntersuchung erfolgte an vorgegebenen Rasterpunkten (Kriging-Verfahren, PFEFFERKORN, 1990), von denen jeder ungefähr einer Fläche von 3 (Belastet) bzw. 10 Parzellen (Unbelastet) entsprach. Die genaue Lage der Versuchspartellen mit den dazu gehörigen Kennzeichnungen geht aus den Abbildungen 1a und 1b hervor. Darüber hinaus zeigen diese Abbildungen innerhalb der den Rasterpunkten des Bodenuntersuchungsnetzes zugeordneten Parzellen auch die dort ermittelten Gesamt-N-Gehalte des Oberbodens (Bodenuntersuchung 1991, LUFA Halle). Die innerhalb oder in unmittelbarer Nähe der Versuchspartellen (Untersuchungsbereich) gewonnenen Raster-Untersuchungsdaten sind in der Tabelle 4 zusammengestellt. Aufgrund der vorangegangenen Extrembelastung mit Gülle und Stallmist waren die Nährstoffgehalte auf der "belasteten" Fläche äußerst inhomogen verteilt. Die Auswahl der Versuchspartellen innerhalb des vorgegebenen Rasters erfolgte daher im Hinblick auf möglichst gleichartige Bodenbedingungen und eine weitgehend vergleichbare Brachevegetation.



..... < 0,20 % N_t 0,21-0,30 % N_t 0,31-0,40 % N_t
 0,41-0,50 % N_t > 0,51 % N_t □ = Untersuchungs-
 bereich

N_t = Gesamtstickstoff in 0-30 cm Bodentiefe

Abbildung 1a: Lageplan der Versuchspartellen und der Rasterpunkte für die Bodenuntersuchung - Belastete Fläche - (PF=Pflanzenbestand 1993 u. 1994, SA=Streuabbau, UM=Bracheumbruch, Parzellengröße: 5*5 m)

$\frac{0,22}{181}$	182	183	184	$\frac{0,18}{185}$	186	187	188	$\frac{0,19}{189}$
180	179	178	177	176	175	174	173	172
163	164	165	166	167	168	169	170	171
162	161	160	159	158	157	156	155	154
$\frac{0,19}{145}$	PF94 146	147	148	$\frac{0,20}{149}$	150	PF93 151	152	$\frac{0,22}{153}$
144	143	PF93 142	SA 141	PF93 140	SA 139	138	137	136
127	PF94 128	129	130	SA 131	132	133	134	135
126	125	PF94 124	123	UM1 122	121	120	119	118
$\frac{0,12}{109}$	110	111	112	$\frac{0,20}{113}$	114	115	116	$\frac{0,15}{117}$
108	107	106	105	104	103	102	101	100
91	92	93	94	95	96	97	98	99
90	89	88	87	86	85	84	83	82
$\frac{0,19}{73}$	74	75	76	$\frac{0,23}{77}$	78	79	80	$\frac{0,13}{81}$

$\frac{0,10-0,15}{\% N_t}$ $\frac{0,16-0,20}{\% N_t}$ $\frac{0,21-0,25}{\% N_t}$ \square = Untersuchungs-
 bereich

N_t = Gesamtstickstoff in 0-30cm Bodentiefe

Abbildung 1b: Lageplan der Versuchspartellen und der Rasterpunkte für die Bodenuntersuchung - Unbelastete Fläche - (PF=Pflanzenbestand 1993 u. 1994, SA=Streuabbau, UM=Bracheumbruch, Parzellengröße: 5*5 m)

4.1.2 Boden

Typisch für die Umgebung von Bad Lauchstädt sind Löß-Schwarzerden mit meist ebenen bis schwach geneigtem Relief, die an dem Leitprofil mit der FAO-Bezeichnung "Haplic Phaeozem" gekennzeichnet und nach der Reichsbodenschätzung mit "L1 L6 94/98" sehr hoch bewertet wurden (STRAS, 1995). Der humushaltige A-Horizont ist in der Regel 40 - 60 cm tief. Die Lößschicht ist insgesamt etwa 150 cm mächtig und lagert über einem relativ dichten und kalkhaltigen Moränenmaterial (Tabelle 2).

Tabelle 2: Boden-Leitprofil des Versuchsstandortes Bad Lauchstädt (bodenkundliche Aufnahme: M. Altermann, KA4, 1994, nach BAHN et al. (1995))

Tiefe cm	Horizont-Symbol	Farbe	Humusgehalt	Carbonatgehalt	pedogene Merkmale
0 - 30	rAxp	7,5YR2/2	h 3	c 1	pla; stark durchwurzelt; Ut4, mG1
30 - 50	Axh	7,5YR2/ 1-2	h 3	c 2	kru; Krotowinen, Gipsausblühungen stark durchwurzelt; Wurzelröhren; Ut4
50 - 60	eIC-Axh	7,5YR4/2	h 2	c 4	sub; mittel durchwurzelt; Krotowinen; Wurzelröhren Ut3
60 - 125	eIC	10YR5/6	h 1	c 4	sub; schwach durchwurzelt, Wurzelröhren; Ut3
125 - 170	IlelCKc	10YR4/6 + 10YR5/6	h 0	c 3.4	sub; sehr schwach durchwurzelt; Rostadern; Ls4,gG2 mit Sl3,gG4- Bändern und -keilen, Kryoturbation, Lößkindl

pla: Plattengefüge; kru: Krümelgefüge; sub: Subpolyedergefüge; Ut4: stark toniger Schluff; Ut3: mittel toniger Schluff; Ls4: stark sandiger Lehm; Sl3: mittel lehmiger Sand; gG: Grobkies, mG: Mittelkies, Humusgehalt: h 0 = 0 M%, h 1 = <1 M%, h 2 = 1 - 2 M%, h 3 = 2 - 4 M%; Carbonatgehalt (Kalkgehalt): c 1 = < 0,5 M%, c 2 = 0,5 - 2 M%, c 4 = 10 - 25 M%, c 3.4 = 7 - 10 M%

Dieser Bodentyp herrscht auf der unbelasteten Versuchsfläche vor, während die belastete Teilfläche anthropogen sowohl im Relief als auch in der Krümmenmächtigkeit stark verändert wurde (Tabelle 3). Der Oberboden weist dort Humusgehalte bis zu 14 % auf. Auf beiden Versuchsflächen wurden im Frühjahr 1993 Tiefbohrungen mit der Rammkernsonde durchgeführt (MORITZ, 1995). Die Ergebnisse wurden 1994 durch je eine Profilaufnahme pro Teilfläche ergänzt und sind in Tabelle 3 zusammengefasst. In einer Tiefe von ca. 3 - 5 m ist zeitweilig Schichtwasser vorhanden. Zum Zeitpunkt der Bohrung wurde in 4,7 m Tiefe Schichtwasser vorgefunden. Der Grundwasserspiegel liegt in einer Tiefe von 12 m.

Tabelle 3: Profilbeschreibung der beiden Versuchsflächen (Eigene bodenkundliche Aufnahme 14.6.1994, nach KA4, 1994)

Belastet Bodentiefe	(Parzelle 87) Horizont/Bodenart	Unbelastet Bodentiefe	(Parzelle 164) Horizont/Bodenart
0 - 25 cm	Apr, h 4, Ut3mG3	0 - 25 cm	Apr, h 3, Ut4
25 - 35 cm	Ah, h 4, Ut3	25 - 75 cm	Ah, h 3, Ut4
35 - 100 cm	elC-Ah, Ut3	75 - 180 cm	elC-Ah, Ut3
100 - 250 cm	elC-Sw, Sl3 (Lehmbänder)	180 - 250 cm	elC, Sl3,gG3
250 - 350 cm	C-Sd, Ls4 bis Tu4	> 250 cm	elC, Tu4, Sandbänder
> 350 cm	elC, Tu4		

Ut: toniger Schluff; Sl: lehmiger Sand; Ls: sandiger Lehm; Tu: schluffiger Ton gG: grob Kies; mG: mittel-Kies; Ziffern=Anteil: 3: mittel, 4: stark; Humusgehalt: h 3=mittel humos, 2-4 M%; h 4=stark humos, 4-8 M%

Die beiden Versuchsflächen unterscheiden sich sowohl im Nährstoffgehalt als auch in wichtigen bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Merkmalen (Tabellen 4 und 5). Für die in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen sind vor allem die Kennwerte des Oberbodens von Bedeutung. Auf der belasteten Fläche sind stark überhöhte Gehalte an C, N, P und K festzustellen, die ursächlich mit der Vornutzung als Gülledeponie zusammenhängen. Diese Anreicherung reicht bis in den Unterboden hinein. Anhand der Tiefenbohrungen von MORITZ (1995) wurde eine N-Verlagerung bis in 2,5 m Tiefe festgestellt. Die N-Belastung ist jedoch aufgrund von Niveauunterschieden der Bodenoberfläche und der unterschiedlichen Güllebeaufschlagung nicht auf allen Parzellen gleich hoch.

Durch den hohen Gehalt an organischer Substanz haben sich im Vergleich zu der unbelasteten Fläche im Oberboden der belasteten Parzellen auch die Wasserkapazität (WK), die Austauschkapazität (T-Wert) und die mikrobielle Biomasse stark erhöht (Tabelle 5). Der Boden dieser Teilfläche weist ein sehr starkes Quellungsvermögen auf. Die Textur ist wesentlich gröber, der Boden neigt weniger zur Verschlammung als auf der unbelasteten Fläche.

Im Unterboden unterscheidet sich dagegen die belastete Fläche nur durch einen geringeren Sandanteil (5 - 9 M%) in der Körnung und durch eine höhere Lagerungsdichte von $1,4 \text{ g/cm}^3$. Die nutzbare Feldkapazität bezogen auf 1 m Bodentiefe wird für den Standort Bad Lauchstädt mit 210 mm angegeben (STRAS, 1995).

Tabelle 4: Nährstoffgehalte in Parzellen des Untersuchungsbereiches der Versuchsflächen (Frühjahr 1991; LUFA-Halle)

Parzellen-Nr. Bodentiefe	pH	P	K mg/100 g	Mg	C _t %	N _t %	C/N- Verhältnis
Belastet							
0 - 30 cm							
65	7,9	68	375	48	4,8	0,42	11
67	7,8	81	455	62	7,3	0,68	11
69	7,8	89	411	96	8,6	0,76	11
94	8,1	65	352	52	6,2	0,54	11
96	7,9	80	406	71	7,9	0,62	13
98	7,9	45	301	62	5,3	0,44	12
119	7,8	15	164	35	2,2	0,21	11
121	7,9	39	248	40	2,9	0,28	10
123	8,1	36	248	48	4,1	0,42	10
Mittel	7,9	58	329	57	5,5	0,49	11
30 - 60 cm							
65	7,8	3	286	23	1,4	0,14	10
67	7,8	1	382	25	0,9	0,10	9
69	7,7	6	335	44	2,0	0,19	10
94	8,0	11	325	41	2,9	0,30	10
96	7,9	10	392	52	3,0	0,24	13
98	7,8	4	268	37	1,8	0,11	16
119	7,9	1	186	26	1,0	0,10	8
121	7,7	9	209	31	1,4	0,14	10
123	7,9	1	185	23	1,0	0,1	10
Mittel	7,8	5	285	34	1,7	0,15	10
Unbelastet							
0 - 30 cm							
109	7,5	20	49	13	2,0	0,21	10
113	7,4	26	59	13	2,2	0,20	11
117	7,4	7	48	15	1,6	0,15	10
145	7,4	18	43	12	2,0	0,19	11
149	7,5	24	52	13	2,2	0,20	11
153	7,5	26	95	28	2,2	0,22	10
Mittel	7,5	20	58	16	2,0	0,18	11
30 - 60 cm							
109	7,5	3	18	14	1,4	0,13	10
113	7,4	18	42	14	2,0	0,19	11
117*	7,4	7	48	15	1,6	0,15	10
145	7,5	5	14	14	1,7	0,15	11
149	7,5	15	33	13	2,0	0,19	11
153	7,6	1	20	19	1,1	0,10	11
Mittel	7,5	8	29	15	1,6	0,15	11

* Wert aus dem Oberboden übernommen, da Unterbodenwerte fehlerhaft.

Tabelle 5: Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Kenndaten im Oberboden (0 - 30 cm)

Fläche	G+X M %	gS	mS	fS	gU M %*	mU	fU	T	LD g/cm ³	TSD g/cm ³
Belastet	6	13	7	7	34	14	9	16	1,14	2,36
Unbelastet	--	1	2	9	45	16	7	21	1,35	2,56
	WK M %	FK** V %	kF m/d	PV V %	T-Wert mval/ 100g	Biomasse ppm TM				
Belastet	60	34	0,30	50	29	522				
Unbelastet	40	31	0,22	46	19	426				

*Kornfraktion: G: Steine; X: Kies, gS: Grobsand, mS: Mittelsand, fS: Feinsand, gU: Grobschluff, mU: Mittelschluff, fU: Feinschluff, T: Ton;

LD: Lagerungsdichte; TSD: Trockensubstanzdichte; WK: Wasserkapazität; FK: Feldkapazität (**bezogen auf 40 cm Bodentiefe); kF: Wasserleitfähigkeit; PV: Porenvolumen; T-Wert: Austauschkapazität

[Zusammengestellt nach STRAS (1995)]

4.1.3 Klima und Witterung

Das Untersuchungsgebiet liegt im Regenschatten des Harzes und gehört mit durchschnittlich 480 mm jährlichem Niederschlag (1901 - 1990) zu den trockensten Gebieten Deutschlands. Das Niederschlagsmaximum liegt im Monat Juli bei 65 mm und die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,8 °C (Abbildung 2).

Die Witterung in den Jahren vor der Untersuchungsperiode (1983 - 1992) war sehr trocken. Die Niederschläge im Juli waren gegenüber dem langjährigen Mittel bis zu 30 % geringer und das Maximum verschob sich in den Frühsommer (Abbildung 2). Die im Vergleich dazu höheren Niederschläge in den Jahren 1993 und 1994 sind teilweise das Resultat von Unwetterereignissen mit mehr als 50 mm innerhalb von 24 Stunden (Abbildung 3).

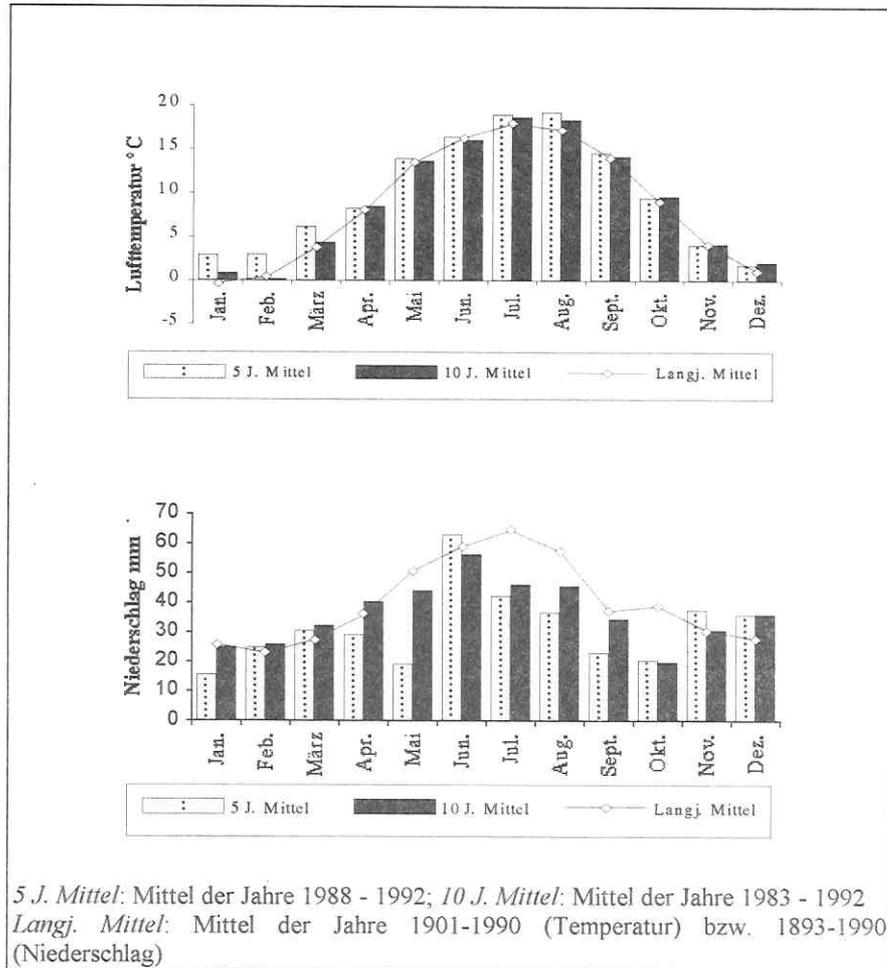


Abbildung 2: Witterung in den Jahren 1983 - 1992 vor der Untersuchungsperiode 1993/94

Das Untersuchungsjahr 1993 wurde als temperaturnormal eingeschätzt, während es 1994 überdurchschnittlich warm war (STRAS, 1995). Das Pflanzenwachstum im Untersuchungszeitraum wurde 1993 durch Trockenheit im Frühjahr (Februar - Mitte Mai) und 1994 im Sommer (Juni- Juli) eingeschränkt (Abbildung 3).

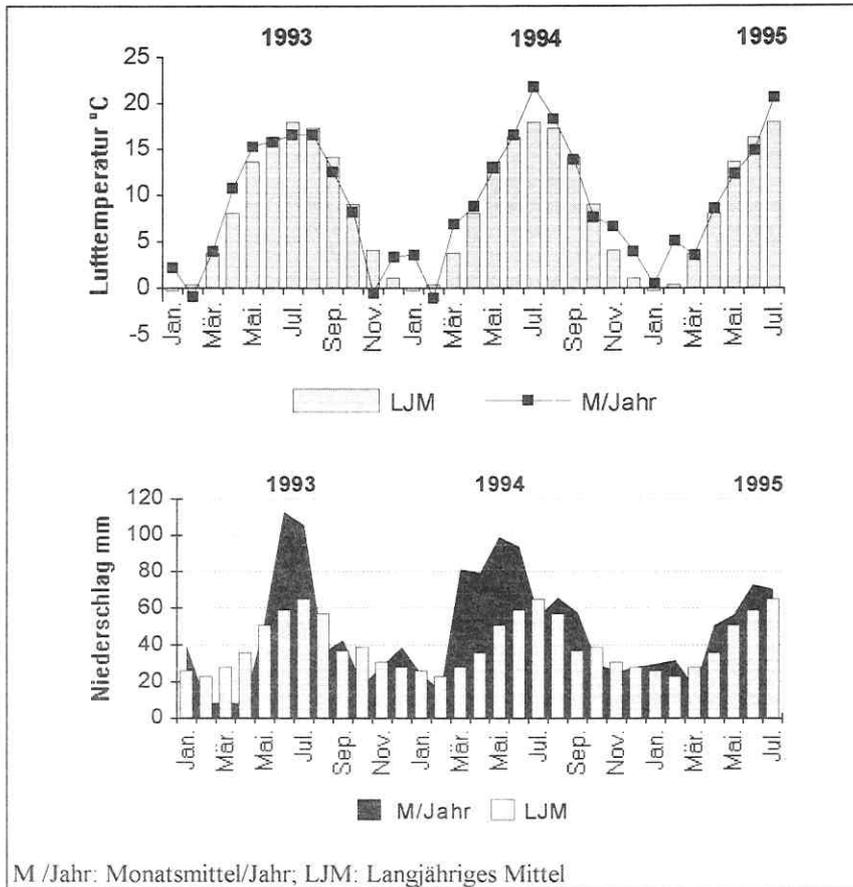


Abbildung 3: Temperaturen und Niederschläge in den Untersuchungsjahren 1993 - 1995

4.2 Untersuchungsmethoden

Zu jeder nachstehend erläuterten Untersuchungsmethode ist ein spezielles Kürzel "[...]" angegeben, unter dem im [Anhang, Übersicht 1](#) eine entsprechende Zusammenstellung der wichtigsten Kenndaten, einschließlich der verwendeten Versuchspartellen (s. Abbildung 1), dargestellt ist. Diese Kürzel werden im weiteren unter den entsprechenden Tabellen und Abbildungen stets mit angeführt.

4.2.1 Sproßmasse- und Streuproduktion [PF93/94]

Die Neubildung von Sproßmasse und rezenter Streu sowie der Abbau von älterer Streu aus den Vorjahren wurde 1993 und 1994 jeweils von Mai bis Oktober durch Mengenbestimmung in vierwöchigem Abstand untersucht. Im Jahr 1991 entwickelte sich ein nicht sehr dichter, aber zum Teil hochwüchsiger Pflanzenbestand. Die daraus entstandene Streu lag daher auch in den

Folgejahren nur sehr inhomogen vor und beschränkte sich auf wenige dicke, nur langsam verrottende Stengelteile. Daher wurden in den Untersuchungsjahren 1993 und 1994 die älteren Streubestandteile aus den Vorjahren 1991 und 1992 in einer Fraktion zusammengefaßt und als "Streu 92" gekennzeichnet.

Zur weiteren Unterscheidung wurde in der älteren Streu aus dem Vorjahr in die im Bestand noch nicht umgeknickten abgestorbenen Pflanzen sowie die abgestorbenen, aber noch an den Sprossen hängenden Blätter (Fraktion I = "stehend") von dem bereits auf der Bodenoberfläche liegenden Material (Fraktion II = "liegend") getrennt. Dieses Verfahren wurde 1994 auch auf die "rezente", im Untersuchungsjahr selbst neu entstandene Streu ausgedehnt. Die Zuordnung zu den einzelnen Jahrgängen der "liegenden" Streu erfolgte an Hand der bei älteren Jahrgängen dunkleren Färbung, stärkeren Zersetzung des Stengelmarkes und des äußeren Zersetzungsgrades.

Diese Untersuchungen wurden 1993 und 1994 auf je drei Parzellen der belasteten und der unbelasteten Versuchsfläche durchgeführt (Abbildung 1a und 1b). Für die Auswahl der Parzellen war neben dem Bodenstickstoffgehalt auch ein vergleichbarer Aufwuchs zu Beginn der Versuchsperiode ausschlaggebend. Von jeder dieser 3 Parzellen wurden zu den Untersuchungsterminen auf je zwei Parallelfächen von 0,25 m² Größe sowohl die Sproßmasse als auch die Streu entnommen und deren Menge bestimmt. Für die Auswertung ergaben sich somit je Termin und Fläche 6 Einzelmessungen.

Die Entnahme von Sproß- und Streumaterial erfolgte in Anlehnung an die Flächenpaarmethode nach WIEGERT & EVANS (1964). Dieses Verfahren wurde von LOMNICKI (1968) und WALLENTINUS (1973) modifiziert und bei vielen Arbeiten auf Bracheflächen zur Erfassung der Netto-Primärproduktion eingesetzt (WALLENTINUS, 1973; WIEGERT & MCGINNIS, 1975; SINGH & GUPTA, 1977; CAMPINO-JOHNSON, 1978; IFFERT, 1983). Hierbei wird die Menge des lebenden oberirdischen Pflanzenmaterials und der toten Pflanzensubstanz (Streu) zu verschiedenen Zeitpunkten erfaßt und gleichzeitig die Zersetzung der bereits im Bestand vorhandenen Streu in Netzbeutelversuchen ermittelt. Da sich bei den hier untersuchten Ackerbrachen jedoch eine sehr hohe Inhomogenität des Phytomasse-Aufwuchses und der Streuverteilung ergab, wurde auf eine Berechnung der Nettoprimärproduktion in diesen Versuchen verzichtet.

Zusätzlich wurden Daten zur Durchwurzelung der Versuchsböden in je einer Profilgrube nach BÖHM (1979) gewonnen, indem die Wurzeldichte und -verteilung im Boden ermittelt wurden.

4.2.2 N-Auswaschung aus Pflanzen- und Streumaterial [AW1 - AW4]

Für die Modellversuche zur N-Auswaschung wurde Streumaterial der belasteten und unbelasteten Versuchsflächen sowie das Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten verwendet. Als Modell-Streumaterial wurden unmittelbar nach dem ersten Frostereignis am 4.11. 1993 Proben der gerade erst abgestorbenen Pflanzenmasse der beiden Versuchsflächen entnommen, auf 3 cm Länge zerkleinert und anschließend bei 60 °C getrocknet. Das in den Versuchen [AW1] verwendete Material setzte sich wie folgt zusammen:

Belastete Fläche: 90 % *Atriplex nitens*, 10 % *Artemisia vulgaris* (C/N = 45)

Unbelastete Fläche: 18 % *Atriplex nitens*, 29 % *Artemisia vulgaris*, 24 % *Lactuca serriola*, 18 % *Cirsium arvense*, 6 % Gras (hauptsächlich *Agropyron repens*) und 5 % *Galium aparine* und andere Arten (C/N = 40).

Das stengelreiche Streumaterial auf der belasteten Fläche war zum großen Teil noch nicht umgefallen und deshalb der "stehenden" Streu (Fraktion I) zuzurechnen. Die Streu der unbelasteten Versuchsfläche bestand überwiegend aus bereits auf der Bodenoberfläche liegendem Material (Fraktion II), das jedoch noch wenig verrottet war. Entscheidend war die gleichzeitige Entnahme nach dem ersten Frost, um zu gewährleisten, daß beide Pflanzenbestände abgestorben waren, aber eine vorherige Nährstoffauswaschung durch Niederschläge noch weitgehend ausgeschlossen werden konnte.

Vergleichend dazu wurde auch die N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten wie *Atriplex nitens* und *Artemisia vulgaris* untersucht [AW2, AW3]. Hierzu wurde einerseits junges Material zum Entwicklungsstadium "Schossen" am 7.6.1993 und andererseits altes, nach dem ersten Nachtfrost am 4.11.1993 abgestorbenes Pflanzenmaterial aus den Beständen der Versuchsflächen verwendet.

Jeweils 20 g Trockenmasse wurden in unten mit Gaze (50 µm Maschenweite) verschlossene Plastikrohre (10 cm Höhe, 10,8 cm Durchmesser) gefüllt und bei 25 °C inkubiert. Zu 4 Terminen im Abstand von 3 Tagen wurde das Material mit 150 ml dest. Wasser (= 20 mm Niederschlag) besprüht und das Perkolat aufgefangen. Die Perkolate wurden sofort tiefgefroren und erst unmittelbar vor der Analyse aufgetaut. Die Maschenweite des Gazematerials war so gewählt, daß keine Pflanzenteile in das Perkolat eingetragen werden konnten. Der Versuch wurde in 5-facher Wiederholung angesetzt.

Diese Laborversuche wurden durch einen Freilandversuch zur N-Auswaschung aus Streumaterial der belasteten und unbelasteten Flächen von Dezember 1994 bis März 1995 ergänzt [AW4]. Hierzu wurden auf einer belasteten und einer unbelasteten Versuchspartzele je 8 Ab-

baucontainer nach KRATZ (1991) (5 cm Höhe, 13 cm Durchmesser, Maschenweite 4 mm) in Drahtgestellen in 27 cm Höhe über dem Boden aufgehängt, um die natürlichen Bedingungen im abgestorbenen Streubestand zu simulieren. Mit diesem Versuchsaufbau wurde ein Einfluß von Bodenfauna und -flora, von Vogelkot und eine zu starke Bewegung bei Winterstürmen vermieden. Die Einwaage pro Abbaubehälter betrug 10 g Trockenmasse. Die Streuzusammensetzung von der belasteten Fläche entsprach in etwa der in den Laborversuchen, die Streu der unbelasteten Fläche wurde mangels ausreichender Masse mit Material aus dem Frühjahr 1993 ergänzt und wies ein C/N von 33 auf. Der Versuchsansatz geht auf einen Vorschlag von ANDERSEN (1973) zurück, der in vergleichbarer Weise den Abbau von Laubstreu in Streubehältern in testete. Die N-Auswaschung wurde in diesem Falle als Differenz der N-Menge in der Streu zu Versuchsbeginn und -ende ermittelt.

4.2.3 Streuabbau durch Bodentiere [SA1 - SA5]

Der Streuabbau durch Bodentiere wurde sowohl auf der Bodenoberfläche der Bracheflächen (April - Oktober 1993 [SA1] und 1994 [SA2] bzw. Dezember 1993 - März 1994 [SA4]) als auch in 10 cm Bodentiefe unter einem Maisbestand von Mai bis Oktober 1993 [SA3] untersucht. Hierbei wurden entweder Netzbeutel von 12 * 12 cm Größe [SA1] und [SA3]) oder Abbaubehälter nach KRATZ (1991) (5 cm Höhe, 13 cm Durchmesser) [SA2 und SA4] mit unterschiedlichen Maschenweiten von 4 mm, 1 mm und 0,024 mm verwendet (Abbildung 4). Die Abbaubehälter waren seitlich mit Öffnungen zur Vermeidung eines von der Umgebung abweichenden Mikroklimas versehen. Die Auswahl der Maschenweiten erfolgte in Anlehnung an BOCOCK et al. (1960), DICKINSON (1983) und FRIEBE (1988). Bei 4 mm Maschenweite können alle Bodenorganismen in das Material eindringen, während bei 1 mm die Regenwürmer und ein Großteil der übrigen Makrofauna ausgeschlossen bleiben. Bei 0,024 mm Maschenweite findet der Streuabbau nahezu ausschließlich durch Mikroorganismen statt.

Die Einwaage betrug 1993 5 g [SA1] und 1994 10 g Trockenmasse [SA2 und SA4]. Die Streumengen in den auf der Bodenoberfläche abgelegten Streubeuteln und -containern von 5 g TM (Netzbeutel) und 10 g TM (Container) entsprach in etwa der tatsächlichen Streuauflage 1992 und dem Streuanfall 1993. Die Einwaage bei den vergrabenen Streubeuteln [SA3] betrug ebenfalls 5 g TM. Das Material wurde auf eine Länge von 2 - 3 cm geschnitten.

Für die Untersuchungen zum Streuabbau an der Bodenoberfläche wurden je 3 Parzellen der belasteten und unbelasteten Versuchsfläche ausgewählt. Die Gesamtzahl der ausgelegten Netzbeutel und Container umfaßte im Sommer 1993 324, im Winter 1993/94 216 und im Sommer 1994 216 Stück. Unter dem Maisbestand wurden auf 4 Parzellen insgesamt 120 Beutel vergraben. Von den oberflächlich ausgelegten Streubeuteln bzw. Abbaubehältern wurden in der Sommerperiode zu 6 Terminen jeweils 6 Stück pro Maschenweite [SA1 und SA2], in der Winterperiode zu 3 Terminen jeweils 12 Stück [SA4] und von den unter Mais vergrabenen

Streubeuteln [SA3] zu 5 Terminen jeweils 4 Stück zur Bestimmung des Streuabbaues bzw. des Aschegehaltes entnommen. Zusätzlich wurden in der Vegetationsperiode 1993 in weiteren 3 Beuteln je Maschenweite der auf der Bodenoberfläche ausgelegten sowie in 4 vergrabenen Streubeuteln der C- und N-Gehalt analysiert. Im Winter 1993/94 und im Sommer 1994 wurde in jedem Containerinhalt der Aschegehalt und die Gehalte an C und N bestimmt (Kap. 4.2.7).

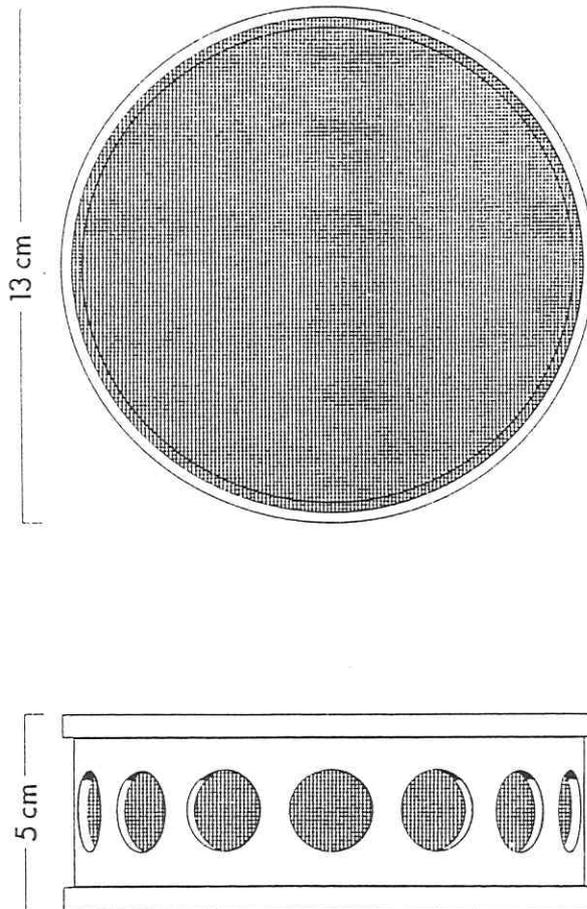


Abbildung 4: Abbaucontainer mit Gazebspaltung (1 mm Maschenweite)
nach KRATZ (1991)

Ergänzend wurde in einem Zusatzversuch von Dezember 1994 bis Juni 1995 der Abbau von abgestorbenem Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten durch Bodenorganismen an der Bodenoberfläche geprüft [SA5]. Die verwendeten Arten *Atriplex nitens*, *Artemisia vulgaris*, *Lactuca serriola* und *Solidago canadensis* waren sämtlich auf den Versuchsflächen vorhanden und dominierten zum Teil die Bestände. Sie wurden am 4.11.1993 entnommen und bis zu Versuchsbeginn trocken aufbewahrt. Auf einer Parzelle der unbelasteten Versuchsfläche wurden insgesamt 40 Streucontainer mit einer Einwaage von 10 g TM ausgelegt. Die verwendeten Maschenweiten betragen hier nur 4 mm als Kontrolle und 0,024 mm (ausschließlicher Abbau durch Mikroorganismen). Diese Container wurden nur zu Versuchsende entnommen und analysiert. Die Berechnung der abgebauten Substratmengen erfolgte mit der Formel nach MALKOMES (1980):

$$Q = (E_{\text{tot}} - E_{\text{min}}) - [(R_{\text{tot}} - R_{\text{min}}) - B_{\text{org}}/B_{\text{min}} \cdot (R_{\text{min}} - E_{\text{min}})]$$

hierbei sind (Angaben jeweils in g TM):

Q = abgebaute Substanzmenge

E_{tot} = Streueinwaage pro Beutel

E_{min} = Aschemenge der Streueinwaage

R_{tot} = Rückstand aus Streuresten und Bodenteilen bei 105 °C

R_{min} = Aschemenge des Rückstandes aus Streuresten und Bodenteilen

$B_{\text{org}}/B_{\text{min}}$ = Verhältniszahl des Glühverlustes zum Glührückstand des Versuchsbodens

Das für die hier geschilderten Abbauprobungen in den Jahren 1993 und 1994 verwendete Modell-Streumaterial entstammte in beiden Fällen der nach Frost abgestorbenen, aber noch stehenden Pflanzenmasse des jeweiligen Vorjahres. Da diese Versuche erst Ende 1992 konzipiert worden sind, konnte das Streumaterial aus dem Jahr 1992 erst am 15.1.1993 gewonnen werden, während es im Folgejahr bereits am 4.11.1993 gesammelt wurde. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß diese Streuprobungen aus versuchstechnischen Gründen nicht aus denselben Parzellen entnommen werden konnten, die der Untersuchung der Sproßmassebildung und des Streuumsatzes am Standort [PF93/94] dienen.

4.2.4 C- und N-Mineralisation von Streu- und Sproßmaterial im Boden [IK1 - IK5]

4.2.4.1 Laborinkubationsversuche [IK1 - IK3]

Der Abbau von Streusubstanzen verschiedener Jahrgänge (1992 [IK1] und 1993 [IK2]) sowie von Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten im Boden und die dabei ablaufende N-Mineralisation wurde in Laborversuchen nach dem Verfahren von KLIMANEK (1995) untersucht. Die hierfür verwendete Streu stimmt mit dem in den Streu-Abbauprobungen durch Bodentiere [SA1 und SA2] verwendeten Material überein.

Jeweils 100 g luftgetrockneter Boden der belasteten und der unbelasteten Versuchsfläche wurden mit 200 mg C der entsprechenden Substanzen vermischt und bei 60 % WK und 25 °C 70 Tage lang inkubiert. Das Streu- und Pflanzenmaterial wurde zuvor auf < 2 mm zerkleinert, bzw. der Boden auf < 2 mm gesiebt. Die Inkubation erfolgte in luftdichten Plastikgefäßen mit einem Volumen von 2684 ml. Das freigesetzte CO₂ wurde mittels Infrarotabsorption (Infralyt 2200 der Fa. JUNKALOR DESSAU) quantifiziert. Anschließend wurden die Gefäße mit CO₂-freier Luft gespült und erneut gasdicht verschlossen. Jede Versuchsvariante wurde in 5-facher Wiederholung angesetzt.

Die Untersuchung der N-Mineralisation im Verlauf dieser Inkubationsversuche erfolgte parallel in gleichartigen Gefäßen [IK1] bzw. beim zweiten Versuchsansatz [IK2] in gasdurchlässigen Polyethylenbeuteln. Jeweils zu den CO₂-Meßterminen wurde darin der N_{min}-Gehalt der Böden bestimmt.

Als Kriterien für die Auswahl der Pflanzenmaterialien dienten die Häufigkeit der betreffenden Pflanzen auf den Versuchspartellen, ihre Eignung als Stickstoffzeiger, das jeweilige Wachstumsverhalten und ihre Relevanz in der landwirtschaftlichen Praxis (Problemunkräuter bei Brauche). Die verwendeten Arten waren *Artemisia vulgaris*, *Atriplex nitens*, *Lactuca serriola* und *Agropyron repens*, d. h. es wurden auch einjährige Arten (*Atriplex nitens*) mit mehrjährigen Arten (*A. vulgaris*, *L. serriola*, *A. repens*) verglichen. Durch unterschiedliche Erntetermine (junges Material am 7.6.1993 und altes, abgestorbenes Material nach dem ersten Nachtfrost am 4.11.1993) wurde entwicklungsabhängig ein unterschiedliches C/N-Verhältnis erzielt. Eine zusätzliche Differenzierung der Inhaltsstoffe des jeweiligen Streu- bzw. Sproßmaterials erfolgte mittels Futtermittelanalyse nach der Methode von VAN SOEST (1973)*).

4.2.4.2 N-Freisetzung unter Feldbedingungen [IK4]

Die Resultate von Abbau- und Mineralisierungsversuchen unter Laborbedingungen lassen sich nicht unmittelbar auf Feldbedingungen übertragen. Daher wurde die N-Mineralisation im Boden unter Ausschluß von Pflanzenaufnahme und Auswaschung während der Sommerperiode 1994 in Anlehnung an die Methode von ZÖTTL (1966) und RUNGE (1971) im Felde gemessen. Hierzu wurden 200 g feldfeuchter, von Pflanzen- und Wurzelresten befreiter Boden aus den belasteten und den unbelasteten Versuchsflächen in Polyethylenbeutel (10 • 16 cm, ca. 50 µm) eingefüllt und in 15 cm Tiefe vergraben. Von jedem Boden wurden 25 Beutel im April ausgelegt. Zu fünf Terminen im Abstand von 4 Wochen wurden von Mai bis September jeweils 5 Beutel entnommen und der N_{min}-Gehalt bestimmt. Die Bodenfeuchte zu Versuchsbeginn

* Diese Untersuchungen fanden am Institut für Grünland- und Futterpflanzenforschung der FAL, Braunschweig statt, wofür sich der Autor herzlich bedankt.

betrug mit 35 M % (Belastet) und 24 M % (Unbelastet) etwa 60 % der jeweiligen Wasserkapazität und veränderte sich in den Polyethylenbeuteln nur wenig. Der Boden wurde zum frühest möglichen Zeitpunkt zu Beginn der Vegetationsperiode im April aus dem Felde entnommen.

4.2.5 Umbruch nach 4-jähriger Brachedauer [UM]

In einem Kurzzeitversuch von März bis Juni 1995 wurde nach 4jähriger Brachedauer die Wirkung eines Umbruchs auf die N-Mineralisation im Boden geprüft. Hierzu wurden auf der belasteten und der unbelasteten Versuchsfläche auf jeweils einer Parzelle von 5 m² die dort noch stehende Streu abgeschnitten beziehungsweise die bereits auf dem Boden liegende Streu entfernt. Dieses Material wurde auf 3 cm Länge gehäckselt und anschließend durch Umgraben mit den obersten 20 cm der Bodenkrume vermischt. Die Streumenge entsprach etwa 112 dt TM/ha. In einer zweiten Variante wurde die gesamte Streu restlos entfernt und nur der Boden 20 cm tief umgegraben, wobei auch die Grobwurzeln, Rhizome und Wurzelstöcke weitestgehend entfernt worden sind. In einer dritten Variante wurde der Boden nicht durch Umgraben gestört und die Brachevegetation und Streuauflage blieb erhalten. Die umgegrabenen Versuchsflächen dagegen wurden durch wöchentliches Hacken vegetationsfrei gehalten. Dieser orientierende Versuch wurde ohne Wiederholungspartellen angelegt.

In allen 3 Versuchsflächen wurde in etwa 4 wöchigen Abstand durch Entnahme einer Mischprobe aus 20 Einstichen der N_{min}-Gehalt in 20 cm Bodentiefe bestimmt. Ein Entzug des im Boden der umgegrabenen Teilflächen gebildeten Nitrates und Ammoniums (N_{min}) durch Pflanzen wurde durch das Hacken verhindert. Eine gewisse N-Auswaschung durch Niederschläge (Anhang Abbildung 2) war allerdings nicht zu verhindern. Der N_{min}-Gehalt in der Variante mit natürlicher Vegetation ist naturgemäß durch die N-Aufnahme der Pflanzen beeinflusst worden. Sowohl die Häcksellänge der Streu als auch deren Einarbeitungstiefe war den in der landwirtschaftlichen Praxis üblichen Verfahren angelehnt.

4.2.6 Stickstoff-Freisetzung aus an der Bodenoberfläche verrottender Streu [RV]

In diesem Versuch wurde die N-Freisetzung während der Streurotte an der Bodenoberfläche und der Einbau des aus der Streulage ausgewaschenen Stickstoffs in die organische Bodensubstanz geprüft. Hierzu wurden 1994 im Gewächshaus auf Löß-Schwarzerde mit ¹⁵NH₄¹⁵NO₃ (30 at.% exc.) gedüngte Pflanzen (*Atriplex nitens*) herangezogen und entweder als junges Material im Entwicklungsstadium "Schossen" oder erst als altes, nach dem ersten Frost abgestorbenes Material gewonnen. Die jungen Pflanzen wiesen eine ¹⁵N-Markierung von 28 at.% exc. auf, während diese im alten Material auf 23 at.% exc. zurückgegangen war. Die Pflanzen wurden möglichst ohne Blattverletzung auf 5 cm Stengellänge zerschnitten und anschließend bei 60 °C getrocknet.

Für den Versuch wurden je 100 g Boden aus der belasteten und unbelasteten Versuchsfläche auf 40 % WK angefeuchtet und in Plastikbecher (8 cm Durchmesser; 8 cm Höhe) mit durchlöcherter Boden gefüllt. Auf die Oberfläche kam ein Nylonnetz mit 4 mm Maschenweite, auf das 10 g TM des markierten Pflanzenmaterials geschichtet wurden. Dieses Material wurde mit 10 ml dest. H₂O befeuchtet. Die Inkubation der zur Verminderung von Evaporationsverlusten mit Folie abgedeckten Gefäße erfolgte drei Monate lang bei 25 °C. Der durch die Rottevorgänge freigesetzte Stickstoff wurde mittels einer einmal wöchentlich aufgespritzten Wassermenge von 10 ml in den darunter befindlichen Boden gewaschen.

4.2.7 Analytische Verfahren und Statistik

Das getrocknete Streu- und Pflanzenmaterial wurde zur Analyse mit einer Schneidmühle vorzerkleinert und anschließend mit einer Zentrifugalmühle der Firma Retsch auf 0,25 mm fein gemahlen. Die Messung der C_t- und N_t-Gehalte geschah im C/N-Analysator der Firma Leco. Die Analyse erfolgte jeweils in zweifacher Wiederholung mit einer Einwaage von 10 mg TM. Die Streuung der Meßwerte lag bei 5 bis maximal 10 %. Die Aschegehalte wurden durch fünfständige Veraschung bei 550 °C und ermittelt. Die N_{min}-Untersuchungen im Boden erfolgten nach Extraktion mit 1% K₂SO₄ mit Hilfe von ionensensitiven Elektroden. Im Perkolat der Versuche zur N-Auswaschung geschah die N_{min}-Bestimmung mittels der gleichen Methode direkt. Der N_t-Gehalt im Perkolat wurde nach Reduktion mit Devarda'scher Legierung und Aufschluß mit Salicyl-Schwefelsäure und in einer Kjeltex-Apparatur ermittelt. Die zur Bestimmung der bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Parameter eingesetzten Verfahren sind in dem Abschlußbericht über das Forschungsverbund-Projekt "Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes" (STRAS, 1995) angegeben.

Die Statistische Auswertung aller Versuche erfolgte mit der Software Statistica (Anova) (SCHÄFER, 1991). Die Grenzdifferenzen wurden aus den jeweiligen Varianzanalysen berechnet. Die gefundenen Unterschiede wurden mit dem Tukey-Test (AUTOREN-KOLLEKTIV, 1982) auf ihre Signifikanz bei p = 0,05 % überprüft.

Statistische Probleme ergaben sich bei der Auswertung der Daten zur pflanzlichen Biomasse auf den Versuchsflächen [PF93/94]. Auf Grund hoher Streuungen wurde hier auf eine statistische Auswertung verzichtet. Bei den Versuchen zum Streuabbau [SA1 - SA5] wurde eine Varianzanalyse mit Berechnung von Grenzdifferenzen für die Gewichtsveränderungen in Abhängigkeit von der Maschenweite durchgeführt. Für die N-Auswaschungsversuche aus verschiedenen Streu- bzw. Pflanzensubstanzen war auf Grund unterschiedlicher N-Gehalte in den verwendeten Materialien keine gemeinsame Varianzanalyse zulässig [AW1 - AW4].

4.2.8 Übersicht aller verwendeten Pflanzensubstanzen

Die Artenzusammensetzung, das C/N-Verhältnis und der Entnahmeterrin der in den verschiedenen Versuchen verwendeten Streumaterialien ist mit der Kennziffer zum jeweiligen Versuch im folgenden Text dargestellt. Das gleiche erfolgt bei dem verwendeten Sproßmaterial in der folgenden Tabelle 6. Weitere Angaben zum Versuchsaufbau sind im Anhang Übersicht 1 zu den jeweiligen Kennziffern zu finden.

a) Verwendete Streu:

1) Streu [SA1] und [IK2] (Entnahme am 14.1.1993):

Belastet: 100 % *Atriplex nitens*, C/N = 43 (Reinbestand auf der belasteten Versuchsfläche)

Unbelastet: 36 % Gräser (vorwiegend *Agropyron repens*); 46 % *Atriplex nitens*; 4 % *Lactuca serriola*; 2 % *Galium aparine*; 6 % *Datura stramonium*; 6 % andere Arten C/N = 37

2) Streu [AW1, AW2 und AW5; SA2 und SA4, IK2] (Entnahme am 4.11.1993):

Belastet: 90 % *Atriplex nitens*; 10 % *Artemisia vulgaris*, C/N = 45

Unbelastet: 18 % *Atriplex nitens*; 29 % *Artemisia vulgaris*; 24 % *Lactuca serriola*; 18 % *Cirsium arvense*; 6 % Gras (hauptsächlich *Agropyron repens*) und 5 % *Galium aparine* und andere Arten, C/N = 40

3) Streu [SA3], Entnahme im Juli 1992:

Diese setzte sich überwiegend aus *Chenopodium album*, *Datura stramonium*, *Solanum nigrum*, *Agropyron repens* und anderen Arten zusammen. Zu diesem Zeitpunkt waren einige Pflanzen noch nicht abgestorben. C/N = 21

Die unter 2) beschriebene Streu entsprach der durchschnittlichen Artenzusammensetzung der Versuchsflächen am Ende des Jahres 1993 und die unter 1) beschriebene der durchschnittlichen Streuzusammensetzung aus dem Jahr 1992. Die einzelnen Parzellen wichen hiervon bis zu einem gewissen Grade ab.

b) Verwendetes Sproßmaterial

Tabelle 6: Entnahmetermine von Pflanzenmaterial bestimmter Arten und dessen Verwendung

Pflanzenart	Entnahmeterrin/Bezeichnung	C/N	Versuch
<i>Agropyron repens</i>	9.6.1994 (Jung, Schossen)	38	[IK3]
<i>Artemisia vulgaris</i>	7.6.1993 (Jung, Schossen)	19	[AW3], [IK3]
	4.11.1993 (Alt, Abgestorben)	58	[AW4], [SA5], [IK3]
<i>Atriplex nitens</i>	7.6.1993 (Jung, Schossen)	15	[AW3], [IK3]
	4.11.1993 (Alt, Abgestorben)	48	[AW4], [SA5], [IK3]
<i>Lactuca serriola</i>	7.6.1993 (Jung, Schossen)	20	[IK3]
	4.11.1993 (Alt, Abgestorben)	56	[SA5], [IK3]
<i>Solidago canadensis</i>	4.11.1993 (Alt, Abgestorben)	58	[SA5]

5 Ergebnisse

5.1 Artenzusammensetzung, Stoffbildung und Umsetzungsdynamik im Pflanzenbestand [PF93/94]

Auf den belasteten Versuchspartzen war *Atriplex nitens* 1993 im 3. Jahr nach dem Brachfallen die dominierende Pflanzenart mit einem mittleren Deckungsgrad von 66 % (auf einigen Partzen bis zu 100 %) bei praktisch vollständiger Bodendeckung durch die Brachevegetation (Tabelle 7). 1994 war diese Art dagegen nahezu restlos verschwunden bzw. durch *Artemisia vulgaris* verdrängt. Letztere wies im Vorjahr 1993 je nach Partze auf der belasteten Fläche zunächst einen Deckungsgrad von nur 10 bis 30 % auf, erreichte aber 1994 im Mittel 49 %, auf einzelnen Partzen sogar über 75 %. Auf den unbelasteten Versuchspartzen dominierten in beiden Jahren *Galium aparine* mit 30 - 60 % und *Agropyron repens* mit 20 - 80 % Deckungsgrad. Diese beiden Pflanzen waren allerdings sehr ungleichmäßig über die Fläche verteilt. Andere Arten wie *Lactuca serriola*, *Atriplex nitens* und *Artemisia vulgaris* erreichten je nach Partze Deckungsgrade zwischen 5 und 30 %. Die Bestandeshöhe betrug in beiden Jahren maximal 1,6 m.

Diese Beobachtungen stimmen weitgehend mit denen von MAHN & BISCHOFF (1995) überein. Diese Autoren betrachteten den Pflanzenbestand der gleichen Versuchsfächen vorwiegend unter pflanzensoziologischen Gesichtspunkten und stellten an Hand von Transekt-Untersuchungen für die belastete Fläche eine geringere Artenzahl und einen deutlich höheren Anteil an Stickstoffzeigern (Arten mit der Stickstoffzahl > 7; ELLENBERG, 1992) gegenüber der unbelasteten Fläche fest.

Tabelle 7: Vegetationsaufnahme vom 1.7.1993 und 7.6.1994 der Untersuchungspartellen (Aufnahmefläche 25 m²) * Deckungsgrad nach BRAUN-BLANQUET (1964): 5 = 75-100, 4 = 50-75, 3 = 25-50, 2 = 5-25, 1 = 5 % Deckungsgrad, + = sehr gering

Pflanzenart/Jahr	Parzellen-Nr					
	1993			1994		
	Belastet			Unbelastet		
	94	96	98	142	140	150
<i>Achillea millefolium</i>	--	--	--	--	+	--
<i>Agropyron repens</i> **	+	+	+	2	2	2
<i>Arctium lappa</i> **	--	+	--	--	--	--
<i>Artemisia vulgaris</i> **	4	2	1	--	--	1
<i>Atriplex nitens</i> **	3	4	5	1	1	1
<i>Chenopodium album</i>	+	+	+	--	--	--
<i>Cirsium arvense</i>	--	--	--	2	--	--
<i>Conyza canadensis</i>	--	--	+	--	--	--
<i>Descurainia sophia</i>	--	--	--	--	1	1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	1	--	--	--	--	--
<i>Galium aparine</i> **	2	2	2	3	4	3
<i>Hordeum vulgare</i>	--	--	--	--	+	+
<i>Lactuca serriola</i>	--	+	--	2	2	1
<i>Matricaria maritima</i>	+	--	--	+	1	1
<i>Papaver rhoeas</i>	--	--	--	+	+	+
<i>Sisymbrium loeselii</i>	+	+	+	--	--	--
<i>Solidago canadensis</i>	--	--	+	--	+	+
<i>Sonchus oleraceus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Triticum aestivum</i>	--	--	--	+	--	--
Artenzahl/Parzelle	9	9	9	9	11	11
Pflanzenart/Jahr	1994			1994		
	Parzellen-Nr			Parzellen-Nr		
	107	109	121	124	128	146
<i>Agropyron repens</i> **	--	--	--	5	4	3
<i>Anthriscus caucalis</i> **	--	--	+	--	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i> **	5	5	5	1	+	+
<i>Atriplex nitens</i> **	--	--	--	2	2	+
<i>Bromus sterilis</i>	--	--	--	--	1	--
<i>Cirsium arvense</i>	+	--	--	+	+	--
<i>Dactylis glomerata</i>	--	--	+	--	--	--
<i>Descurainia sophia</i>	--	--	+	--	--	--
<i>Epilobium parviflorum</i>	--	--	--	--	+	--
<i>Galium aparine</i> **	2	2	--	2	3	2
<i>Lactuca serriola</i>	1	+	1	--	1	--
<i>Matricaria maritima</i>	--	--	--	--	1	1
<i>Onopordum acanthium</i> **	--	--	--	--	--	2
<i>Sambucus nigra</i>	--	--	--	+	--	--
<i>Thlaspi arvense</i>	+	--	--	--	--	--
<i>Urtica dioica</i> **	--	--	--	--	--	1
Artenzahl/Parzelle	5	3	5	6	10	8

** Nitrophyt, Stickstoffzeiger

Das Pflanzenwachstum begann im April 1993 auf der belasteten Versuchsfläche mit der Keimung von *Atriplex nitens*. Auf den unbelasteten Parzellen bestand die Vegetation zu diesem

Zeitpunkt aus *Agropyron repens* und *Galium aparine*, deren Rhizome bzw. Keimpflanzen überwintern und früher als *Atriplex nitens* austreiben. Die Trockensubstanz-Menge im Mai war auf beiden Versuchsflächen annähernd gleich (Abbildung 5 und Anhang, Tab. I). Das Maximum an Sproßmasse wurde auf den belasteten Flächen mit 1420 g/m^2 (ca. 142 dt TM/ha) im August bzw. auf den unbelasteten Versuchspartellen mit 969 g/m^2 (ca. 97 dt TM/ha) im Juli erreicht. Der anschließende Rückgang im August auf den unbelasteten Flächen erklärt sich durch die frühe Abreife der Gräser. Der Pflanzenbestand auf den belasteten Flächen wurde erst durch den ersten Nachtfrost im Oktober abgetötet. Der schlagartige Übergang der grünen Sproßmasse in die rezente Streu nach dem Frostereignis und die damit verbundenen Veränderungen in der Zusammensetzung sind in den folgenden Abbildungen 5 und 6 durch die unterbrochene Linie zwischen September und Oktober angedeutet.

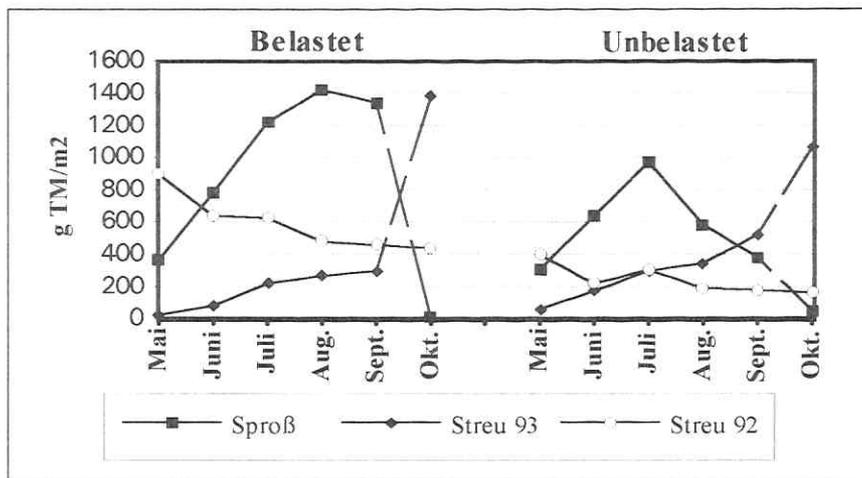


Abbildung 5: Entwicklung von Sproßmasse ("Sproß") und rezenter Streu ("Streu 93") sowie Abbau von Streu aus den Vorjahren ("Streu 92") in g TM/m^2 während der Vegetationsperiode 1993 (Mittelwerte aus $n = 6$) [PF93/94]

Das Absterben von Pflanzen und Pflanzenteilen sowie die damit verbundene Bildung von neuer Streu erfolgte zuvor nur allmählich über die Vegetationsperiode verteilt. Diese im Untersuchungsjahr neu gebildete Streu wird im folgenden Text und den Abbildungen jeweils als "rezent" bezeichnet. Die größte Streumenge entstand naturgemäß im Oktober durch das Absterben der Pflanzen. Die danach gefundene Streumenge entsprach mit 1380 g/m^2 (ca. 138 dt TM/ha, Belastet) und 1058 g/m^2 (ca. 106 dt TM/ha, Unbelastet) annähernd dem Maximum der Sproßmasse im August. Auf Grund der geringen Streureste aus dem Jahre 1991 wurden diese mit den Streuresten aus dem Jahre 1992 zusammengefaßt (Abbildung 5). Diese Streureste aus den Vorjahren (in der Abbildung als "Streu 92" bezeichnet) wurden während der Vegetationsperiode 1993 zu rund 50 % abgebaut.

Im Sommerhalbjahr 1994 starb auf den belasteten Flächen, bedingt durch hohe Beschattung in den dichten Beständen von *Artemisia vulgaris*, ein großer Teil der jungen Pflanzen schon im Laufe des Monats August ab. Hierzu trug auch die starke, in den Monaten Juli und August herrschende Trockenheit bei. Dennoch wurden mit 1422 g (Belastet) und 1179 g/m² (Unbelastet) (ca. 142 bzw. 118 dt TM/ha) die Maximalwerte der Sproßmenge des Vorjahres erreicht oder sogar überschritten (Abbildung 6 und Anhang, Tab. II).

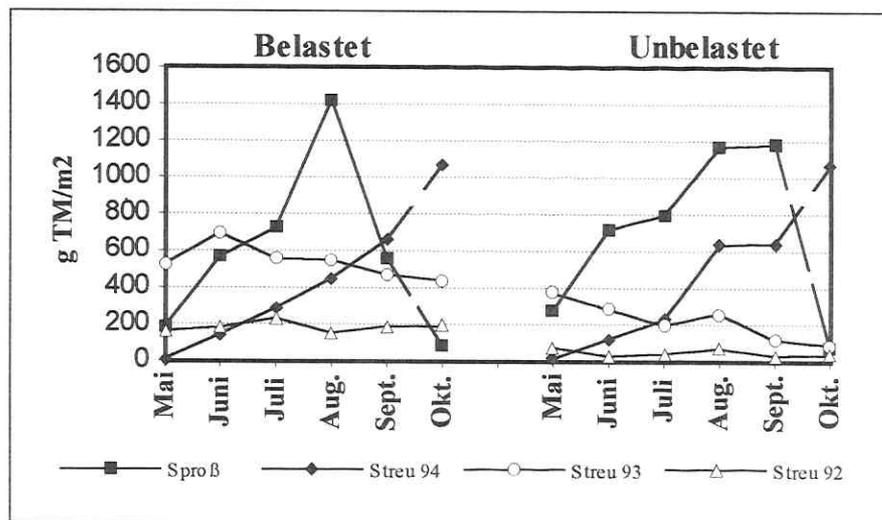


Abbildung 6: Entwicklung von Sproßmasse ("Sproß") und rezenter Streu ("Streu 94") sowie Abbau von Streu aus den Vorjahren ("Streu 93") in g TM/m² während der Vegetationsperiode 1994 (Mittelwerte aus n = 6) [PF93/94]

Die Streubildung im Laufe der Vegetationsperiode verlief auf beiden Versuchsvarianten ähnlich, die größte Streumenge ergab sich auch in diesem Jahr wiederum im Oktober nach dem ersten Frost. Die Streu aus dem Vorjahr (Streu 93) wurde während des Sommerhalbjahres 1994 zu etwa 30 (Belastet) bzw. 60 % (Unbelastet) abgebaut. Der weitere Abbau von noch älterer Streu aus den früheren Jahren (Streu 92) ließ sich auf Grund ihrer sehr inhomogenen Verteilung nicht mehr getrennt verfolgen.

Ähnliche Untersuchungen von MERBACH & SAUERBECK (1995a und b) liegen seit Anlage der Versuchsflächen im Mai 1991 in monatlichen Abständen auch für benachbarte Versuchsparzellen vor. Die hierbei gemessene Streumenge entspricht weitgehend den in dieser Arbeit genannten Werten. Trotz eines deutlichen Streuabbaus während der jeweiligen Vegetationsperiode wurde auf beiden Versuchsflächen eine Streuanreicherung auf der Bodenoberfläche in den Jahren 1991 bis 1994 beobachtet. Die im September 1994 auf der belasteten Versuchs-

fläche insgesamt vorhandene Streumenge betrug 1300 g TM/m^2 (= 130 dt TM/ha) und war gegenüber der unbelasteten Versuchsfläche mit 700 g TM/m^2 (= 70 dt TM/ha) deutlich höher.

Die Felderhebungen zur Massenbilanz von Wildpflanzen und Streu waren - bedingt durch inhomogene Pflanzenbestände, verschiedene Sproßmassebildung der einzelnen Pflanzenarten und die unterschiedliche Mächtigkeit der Streuauflage in den einzelnen Wiederholungspartellen - mit einer hohen Streuung behaftet. Die zwischen den Versuchsvarianten beobachteten Differenzen waren deshalb statistisch nicht absicherbar. Aus diesen Gründen wurde 1994 in drei Wiederholungspartellen je Versuchsvariante auf je 25 m^2 Fläche im März die gesamte Streumenge erfaßt und das Sproßmassemaximum im August ermittelt. Die Streumenge im März betrug auf der belasteten Versuchsfläche 1180 g TM/m^2 (ca. 118 dt /ha) und auf der unbelasteten Fläche 820 g TM/m^2 (ca. 82 dt /ha). Die Sproßmassemenge im August war auf den belasteten und unbelasteten Versuchsflächen mit rund 1000 g TM/m^2 (ca. 100 dt /ha) praktisch gleich (MERBACH & SAUERBECK, 1995b).

Die Durchwurzelung der hier untersuchten Schwarzerde beträgt ca. 90 cm Bodentiefe. Dabei reicht die Hauptwurzelzone etwa 60 cm tief (Abbildung 7). Die Zahl der Wurzeln pro Quadratdezimeter war auf der unbelasteten Fläche - bedingt durch den höheren Grasanteil - höher als auf der belasteten Fläche. Auf der belasteten Fläche lag bei 30 cm neben einem Horizontwechsel auch eine Bodenverdichtung vor, die den Rückgang der Anzahl von Wurzeln unterhalb dieser Tiefe erklärt.

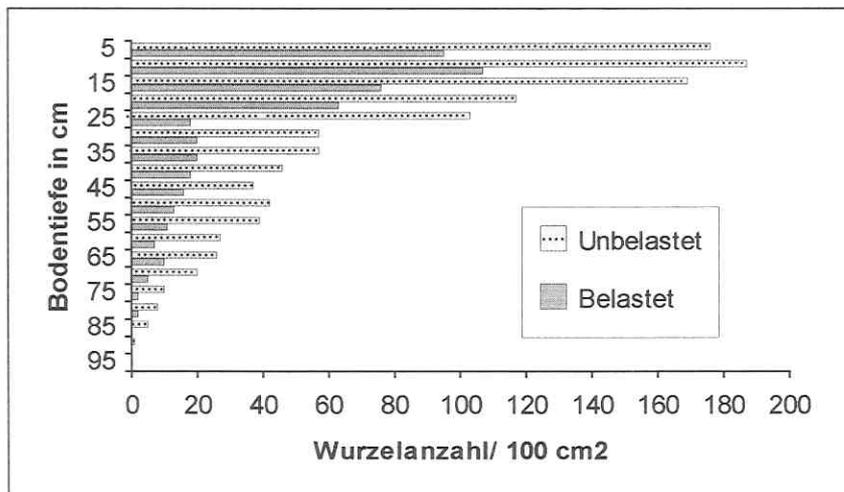


Abbildung 7: Wurzelnanzahl an Profilwänden von $60 \cdot 100 \text{ cm}$ Fläche auf unbelasteten und belasteten Versuchsflächen

5.2 C-Mengen in der Phytomasse

Da in der Biosphäre enge Verknüpfungen zwischen Stickstoff- und Kohlenstoffhaushalt bestehen und die Streuumsetzung u.a. auch von deren C/N-Verhältnis abhängig ist, sind bei den meisten Untersuchungen zusätzlich zum N-Gehalt in Sproß- und Streumaterial auch die Kohlenstoffgehalte gemessen worden. Die Pflanzenbestände der beiden Versuchsvarianten repräsentierten 1993 im Maximum der Sproßmassebildung zum Zeitpunkt August eine Kohlenstoffmenge von etwa 40 dt C/ha (Unbelastet) und 59 dt C/ha (Belastet) (Tabelle 8 und Anhang Tab. III). Ähnlich hoch war die Substanzproduktion der Brachevegetation auch 1994 mit 48 bzw. 62 dt C/ha (Anhang, Tab. IV). In der abgestorbenen Streu wurden im Oktober 1993 zwischen 43 dt C/ha (Unbelastet) und 58 dt C/ha (Belastet) bzw. im Jahr 1994 zwischen 44 dt C/ha (Unbelastet) und 49 dt C/ha (Belastet) wiedergefunden. Dies ist ungefähr ebenso viel wie die von KÖRSCHENS & MÜLLER (1994) für Schwarzerdeböden berichtete Brutto-Kohlenstoffbindung von Getreidebeständen.

Tabelle 8: Kohlenstoffmengen in der 1993 und 1994 auf den beiden Versuchsflächen gebildeten Sproßmasse (Grünmassemaxima im Sommer und Restmengen in der Streu nach dem Frost im Oktober) in dt C/ha.

Phytomasse	1993		1994	
	Unbelastet	Belastet	Unbelastet	Belastet
Sproßmasse*	40	59	48	62
Streu**	43	58	44	49

* Juli/August; ** Oktober (C-Gehalte in den Pflanzensubstanzen: 1993: Unbelastet 41 bzw. 42 %C, Belastet 42 %C; 1994: Unbelastet 41 bzw. 42 %C, Belastet 44 bzw. 45 %C)

5.3 N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streu

Bei den folgenden Erörterungen bezieht sich der Begriff "Sproß" bzw. "Sproßmasse" stets auf die heranwachsenden grünen, noch lebenden Pflanzen. Als "rezente Streu" wurden die jeweils jüngsten, aus dem zuletzt herangewachsenen Pflanzenbestand stammenden Streuanteile bezeichnet. Während der Vegetationszeit wurden diese einerseits durch fortwährend absterbende Blätter und Stengel ergänzt und andererseits durch die an der Bodenoberfläche einsetzenden Rotteprozesse zersetzt und verändert. Im Oktober ging nach dem ersten Frost der größte Teil der im September noch lebenden Sproßmasse in die rezente Streufraktion über. Übrig blieben von diesem Zeitpunkt ab als "Sproßmasse" nur noch die Keimpflanzen der nächstfolgenden Pflanzengeneration. Aus diesem Grunde werden die Werte von "Sproß" und "rezepter Streu" im Oktober in den folgenden Tabellen in Klammern gesetzt. Die ältere Streu aus den Vorjahren (Streu der Jahre 1991 und 1992) befand sich dann nahezu ausnahmslos bereits auf der Bodenoberfläche und unterlag dort einem intensiven Abbau. Wie aus den folgenden Abbildungen und Tabellen ersichtlich, beeinflussten diese fortwährenden Neubildungs-, Nach-

lieferungs- und Abbauprozesse entscheidend die N-Gehalte und das C/N-Verhältnis von Pflanzenmasse und Streu.

Die Art und Entwicklung der jeweiligen Wildkrautflora spiegelte sich auch in den N-Gehalten von deren Sproßmasse wider. Sehr hohe Gehalte bis zu 4,1 % N wurden im Frühjahr 1993 speziell in den Keimpflanzen auf den belasteten Versuchspartzen gefunden. Bis zum September ging dieser N-Gehalt dann erwartungsgemäß auf 2,2 % zurück (Tabelle 9). Auf den unbelasteten Versuchspartzen war der Anfangswert mit 2,6 % N in der Sproßmasse deutlich geringer und blieb während der Vegetationsperiode weitgehend konstant. Die zum Teil höheren N-Gehalte der Phytomasse und Streu des Jahres 1993 auf der belasteten Fläche im Vergleich zur unbelasteten Variante hängen möglicherweise mit der hier dominierenden Pflanzenart *A. nitens* (gilt als Nitrophyt) und den wesentlich höheren Stickstoffgehalten im Boden zusammen. Der Wiederanstieg im September (Unbelastet) bzw. Oktober (Belastet) erklärt sich durch das Absterben der alten und deren Ablösung durch Keimpflanzen der nächstfolgenden Pflanzengeneration.

Tabelle 9: N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streufraktionen der Jahre 1993 und 1992 (Messungen während der Vegetationsperiode 1993)

Monat Variante	Sproß		Streu 93*		Streu 92	
	%N	C/N	%N	C/N	%N	C/N
Belastet						
Mai	4,1	9	2,6	12	1,5	30
September	2,2	20	2,4	18	1,7	25
Oktober	(4,2)	(10)	(1,5)	(28)	1,6	27
Unbelastet						
Mai	2,6	16	2,0	23	1,5	28
September	2,6	16	1,7	25	1,6	25
Oktober	(3,1)	(8)	(1,9)	(22)	1,5	27

() Veränderung in der Zusammensetzung s. Text

* in der Gesamtmenge aus Fraktion I und II s. Text

Die aus der neugebildeten Pflanzenmasse des laufenden Jahres allmählich entstandene rezente Streu (Streu 93) wies im Mittel Gehalte von circa 2 - 2,5 % N auf. Der N-Gehalt der älteren Streu aus den Vorjahren 1992 und 1991 (Streu 92) war dagegen mit 1,5 % N deutlich geringer. Am Ende der Vegetationsperiode näherte sich der N-Gehalt der rezenten Streu (Streu 93) allerdings weitgehend dem der älteren Streu aus den Vorjahren (Streu 92), was auf das Hinzukommen des stengelreichen Pflanzenmaterials nach dem Abfrieren und eine gewisse N-Auswaschung aus diesem Material zurückgeführt werden kann. Das C/N-Verhältnis entsprach auf beiden Versuchsfächen den N-Gehalten in der jeweiligen Fraktion. Geringe Unterschiede bestanden auf der belasteten Fläche zwischen der Phytomasse und der Streu 93. Auf der unbe-

lasteten Versuchsfläche erklärt sich das gegenüber der Streu 93 engere C/N-Verhältnis in der Phytomasse mit dem Auftreten von ersten Keimpflanzen der neuen Generation bereits im September. Die ältere Streu (Streu 92) unterschied sich von der Streu 93 durch ein weiteres C/N-Verhältnis.

In der Vegetationsperiode 1994 entsprachen die N-Gehalte in der Sproßmasse mit durchschnittlich 2,2 % denen des Vorjahres, wobei die Jungpflanzen auf der "belasteten" Fläche diesmal allerdings deutlich N-ärmer waren (Tabelle 10). Eine Erklärung liegt in dem früheren Vegetationsbeginn und der veränderten Artenzusammensetzung (deutliche Dominanz von *A. vulgaris* anstelle von *Atriplex nitens*). Die N-Gehalte der rezenten Streu entsprachen denen im lebenden Sproßmaterial. Auch zwischen den beiden Versuchsvarianten (Belastet und Unbelastet) bestanden nur unbedeutende Unterschiede. Ähnlich der Vegetationsperiode 1993 war auch 1994 der N-Gehalt in den älteren Streujahrgängen (Streu 93 und Streu 92) mit durchschnittlich 1,6 % im Vergleich zu der rezenten Streu und der Sproßmasse deutlich geringer. Dementsprechend war auch das C/N-Verhältnis in den älteren Streujahrgängen (Streu 93 und Streu 92) mit 20 - 41 weiter als in der rezenten Streu des Jahres 1994 mit 13 - 21.

Tabelle 10: N-Gehalte und C/N-Verhältnisse von Sproßmasse und Streufractionen der Jahre 1994, 1993 und 1992 (Messungen während der Vegetationsperiode 1994)

Variante	Sproßmasse		Streu 94 *		Streu 93 *		Streu 92	
	% N	C/N	% N	C/N	% N	C/N	% N	C/N
Belastet								
Mai	2,7	15	2,1	17	1,3	36	1,7	25
September	1,4	31	2,2	16	1,7	28	2,3	20
Oktober	(1,6)	(28)	(2,2)	(20)	1,6	29	1,9	25
Unbelastet								
Mai	2,2	17	1,2	21	1,1	41	1,4	32
September	2,4	18	2,2	13	1,1	39	1,7	24
Oktober	(2,7)	(16)	(2,0)	(21)	1,1	39	1,5	24

* in der Gesamtmenge der Fraktionen I und II (s. Text)

5.4 N-Dynamik im Pflanzenbestand und in der Streu

Die N-Aufnahme der Pflanzenbestände auf beiden Brachflächen in den Untersuchungsjahren 1993 und 1994 entsprach dem Wachstumsverlauf. Zur Zeit der maximalen Sproßmassebildung waren 1993 auf der Variante "Belastet" etwa 350 kg N/ha und auf "Unbelastet" rund 220 kg N/ha in der Pflanzenmasse gebunden (Abbildung 8 und Anhang, Tab. V). Im Zeitraum zwischen Mai und Juli wurden davon zwischen 200 kg N/ha (Belastet) und 140 kg N/ha (Unbelastet) aufgenommen. Im Oktober 1993 waren in der rezenten Streu ca. 200 kg N/ha (Belastet) und 190 kg N/ha (Unbelastet) enthalten. Der Abfall der N-Menge im Sproßmaterial

vom September zum Oktober ist durch deren Abfrieren und Übergang in die rezente Streu (Streu 93) bzw. die zu dieser Zeit noch sehr geringen N-Mengen in der nachwachsenden Pflanzengeneration zu erklären.

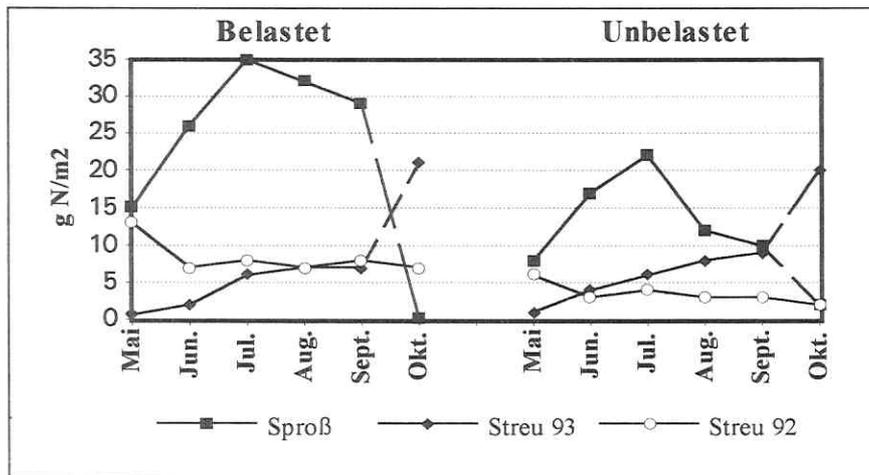


Abbildung 8: N-Menge in Sproßmasse, rezenter Streu (Streu 93) und Streu der Vorjahre 1992 und 1991 (Streu 92) in g/m^2 (Messungen während der Vegetationsperiode 1993, Mittel aus $n = 6$) [PF93/94]

Aus der Vorjahresstreu (Streu 92) wurde im Zeitraum Mai bis Oktober 1993 ungefähr die Hälfte des darin noch gebundenen Stickstoffs mineralisiert. Die dabei freigesetzte oder von der mikrobiellen Biomasse des Bodens gebundene N-Menge betrug maximal 80 kg N/ha (Abbildung 8).

In der Vegetationsperiode 1994 war mit 270 kg N/ha (27 g N/m^2) auf der belasteten Fläche etwas weniger und auf der unbelasteten Fläche mit 280 kg N/ha (28 g N/m^2) etwas mehr N als im Vorjahr in der Sproßmasse gebunden. Dies hängt mit dem bereits bei der Sproßmassebildung (Kap. 5.1) angesprochenen ungleichmäßigen Aufwuchs der Bracheflora auch noch im Jahre 1994 zusammen. Die N-Aufnahme im Zeitraum Mai bis August lag mit ca. 220 kg N/ha in ähnlicher Größenordnung wie im Vorjahr (Abbildung 9 und Anhang, Tab. VI). Die N-Menge in der rezenten Streu entsprach mit $180 - 240 \text{ kg N/ha}$ im Oktober ebenfalls annähernd der des Vorjahres. Die gegen Ende der Vegetationszeit im Oktober in der rezenten Streu gebundene N-Menge war jedoch wie im Vorjahr gegenüber der maximal im Sproß gebundenen Menge etwas geringer. Bei dem Aufsammeln der Streu wurde jedoch die N-Menge in den Samen nicht vollständig erfaßt.

Auf der belasteten Versuchsfläche war im Sommerhalbjahr 1994 nur eine relativ geringe N-Mineralisation aus der Vorjahresstreu (Streu 93) zu erkennen. Im Oktober waren noch etwa 70 kg N/ha in dieser Streufraktion gebunden. Auf den unbelasteten Parzellen wurden mit ungefähr 30 kg N/ha im Zeitraum Mai - Oktober circa 75 % der in der Vorjahresstreu enthaltenen N-Menge mineralisiert. Die N-Freisetzung aus den noch älteren Streujahrgängen (Streu 92) ließ sich in der Vegetationsperiode 1994 nicht mehr quantifizieren.

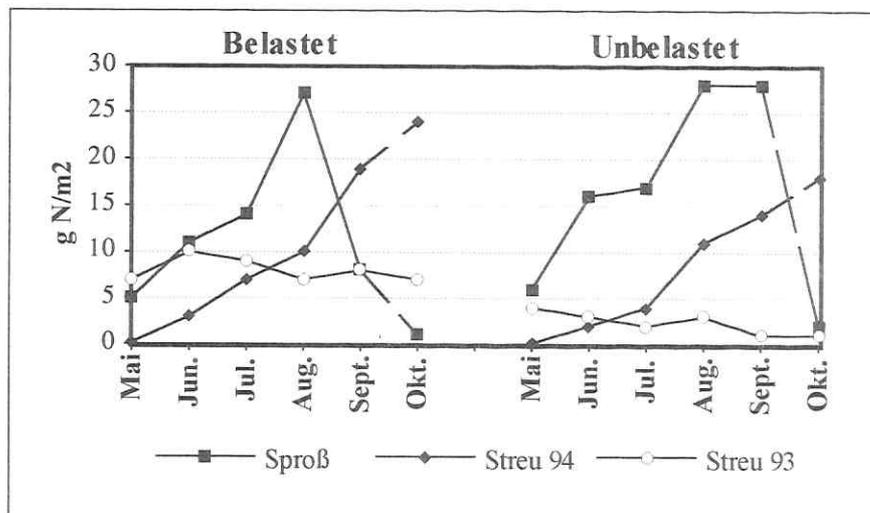


Abbildung 9: N-Menge in Sproßmasse, rezenter Streu (Streu 94) und Streu des Vorjahres 1993 (Streu 93) in g/m² (Messungen während der Vegetationsperiode 1994, Mittel aus n = 6) [PF93/94]

Dank der in den Untersuchungsjahren 1993 und 1994 durchgeführten zusätzlichen Auftrennung der Streu aus dem Vorjahr in Fraktionen (I = im Bestand abgestorbene, aber noch nicht ab- bzw. umgefallene Pflanzenmasse und II = bereits auf dem Boden liegendes Streumaterial) konnten die darin gebundenen Stickstoffmengen unterschieden und deren jeweilige Freisetzung getrennt verfolgt werden (Abbildung 10 und Anhang, Tab. VII und VIII). 1993 wurde hierbei nur auf "Belastet" bis in den Monat Juli hinein so verfahren, weil zu späteren Zeitpunkten die Fraktion I der Streu aus dem Jahre 1992 nicht mehr vorgefunden wurde und auf "Unbelastet" nur Streu der Fraktion II vorlag. Die Fraktion I enthielt im Durchschnitt mit 1,07 % N deutlich weniger Stickstoff als die Fraktion II mit 1,80 % N (Anhang, Tab. IX).

1994 wurde diese Unterteilung noch weitergeführt und neben der Vorjahresstreu (Streu 93) auch die rezente Streu (Streu 94) in die genannten zwei Fraktionen zerlegt. Die noch ältere Streu (1992 und 1991) wurde, da diese ausschließlich in der Fraktion II vorlag und sich in der

Menge kaum mehr veränderte, in der Abbildung 10 nicht dargestellt. Die darin aus den Vorjahren 1991 und 1992 noch gebundene N-Menge betrug im Oktober 1994 auf der belasteten Fläche noch ungefähr 60 kg N/ha, auf der unbelasteten Fläche aber lediglich 4 kg N/ha (Anhang Tab. VIII).

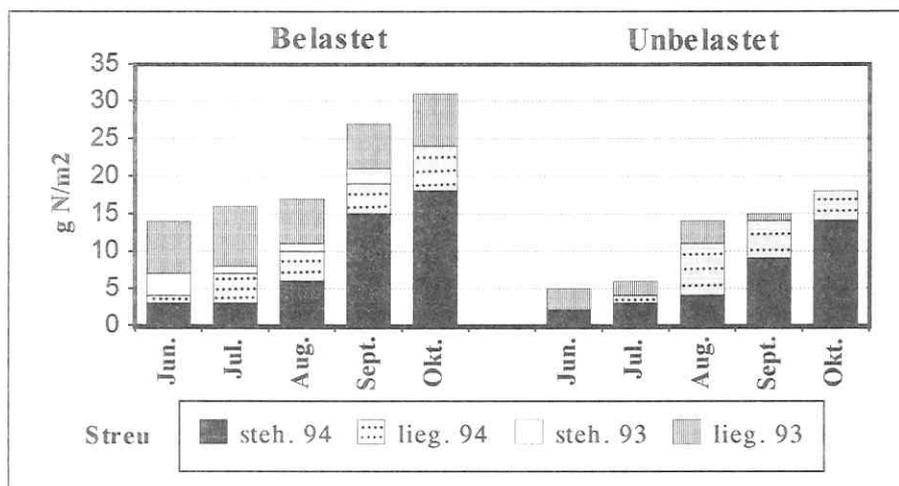


Abbildung 10: N-Mengen in der abgestorbenen, aber noch im Bestand stehenden (Fraktion I) und der auf dem Boden liegenden (Fraktion II) Streu der Jahre 1993 und 1994 in g N/m² (Meßperiode Juni bis Oktober 1994, Mittel aus n = 6)

Die Hauptmenge (> 75 %) des in der rezenten Streu des Jahres 1994 (Streu 94) gebundenen N befand sich im Oktober naturgemäß noch in der Fraktion I. Darüber hinaus wurden bis in den September 1994 hinein auf einzelnen Parzellen auch noch Reste der Fraktion I aus dem Jahre 1993 (Streu 93) gefunden. In dieser letztgenannten Fraktion waren im September 1994 jedoch höchstens noch 3 kg N/ha (Unbelastet) bzw. 20 kg N/ha (Belastet) gebunden. Die zu Beginn des in Abbildung 10 dargestellten Untersuchungszeitraumes (Juni 1994) noch in der Fraktion I der Vorjahresstreu gebundene N-Menge nahm auf der belasteten Versuchsfläche deutlich ab, was zum einen durch einen allmählichen Übergang in die Fraktion II und zum anderen durch N-Auswaschung erklärt werden kann. Auch die gesamte in beiden Fraktionen gebundene N-Menge nahm während der Meßperiode naturgemäß ab, da die Streu einem fortwährenden Abbau unterlag. Auf der unbelasteten Versuchsfläche wurde die in der Vorjahresstreu (Streu 93) gebundene N-Menge aus beiden Fraktionen infolge der schnelleren Mineralisation dieser Streu wesentlich stärker vermindert. Auf der unbelasteten Fläche wurde bereits in der Vegetationsperiode aus der rezenten Streu der Fraktion II eine N-Mineralisation in der Zeit zwischen August und Oktober von circa 30 kg N/ha festgestellt.

Kurzfassung der Kapitel 5.1 - 5.4

Die in den Kapiteln 5.1 - 5.4 gemachten Aussagen lassen sich wie folgt zusammenfassen: Pro Jahr wurden auf den hier untersuchten Sukzessionsbrachen bis zu 150 dt TM/ha an Pflanzenmasse gebildet. Zwischen den belasteten und den unbelasteten Versuchsvarianten bestanden augenscheinliche Unterschiede, doch ließen sich diese auf Grund hoher Streuungen nicht statistisch absichern. Auf den belasteten Flächen wurde jedoch eine deutlich stärkere Streuanreicherung gegenüber den unbelasteten Parzellen beobachtet. Die N-Gehalte der Sproßmasse betragen im Mittel 2,6 %. Der nach einem Jahr noch verbliebene Streurest hatte nur noch einen N-Gehalt von 1,9 %. Das C/N-Verhältnis unterschied sich zwischen Sproßmasse und rezenter Streu nur wenig. Das C/N-Verhältnis der älteren Streu des jeweiligen Vorjahres war dagegen deutlich weiter.

Der Pflanzenbestand nahm pro Vegetationsperiode bis zu 350 kg N/ha auf. In der Streu wurden davon bis zu 250 kg N/ha wiedergefunden. Zusätzlich enthielt auch die Streu aus den Vorjahren noch zwischen 50 und 150 kg N/ha. In den Monaten Mai - Oktober 1993 wurde ein bis zu 60 % iger Substanzschwund bei der Streu aus den Vorjahren gemessen. Die N-Mineralisation lag in der gleichen Größenordnung. Der Zusammenbruch der relativ stengelreichen Streu auf der belasteten Versuchsfläche und die N-Freisetzung erfolgten langsamer als auf der unbelasteten Fläche.

5.5 N-Auswaschung aus dem Streumaterial [AW1 und AW2]

Die N-Auswaschung aus dem Streumaterial der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen wurde in einem Modellversuch unter konstanten Temperaturbedingungen bei 25 °C gemessen und zusätzlich während des Winterhalbjahres 1994/95 unter Freilandbedingungen überprüft. Das am 4.11.1993 gesammelte Material der belasteten Fläche war durch den Herbstfrost gerade erst abgetötet und nur geringfügig durch Niederschläge (ein Niederschlagsereignis mit 9 mm) ausgelaugt worden. Als Modellstreu wurde nur die noch stehende Fraktion I verwendet, da bei der auf dem Boden liegenden Fraktion II bereits eine mehr oder minder weit fortgeschrittene Zersetzung zu vermuten war. Auf Grund des starken herbstlichen Blattfalls bei *Atriplex nitens* war die verwendete Streu relativ stengelreich. Auf der unbelasteten Fläche ließ sich der Einfluß einer vorherigen Rotte nur insoweit vermindern, als ältere Streuanteile aus den Vorjahren sorgfältig aussortiert wurden. Da hier jedoch auf Grund des anders gearteten Pflanzenbestandes und seines früheren Zusammenbruchs bereits ab August ein Teil längere Zeit auf dem Boden lag, war ein gewisser N-Verlust vor dem Einsammeln nicht zu verhindern. Dessen ungeachtet war der Stickstoffgehalt in der Streu von der unbelasteten Fläche deutlich höher, was sich vor allem durch den größeren Blattanteil erklärt.

Insgesamt wurden aus beiden Materialien knapp 10 % des darin enthaltenen Gesamt-Stickstoffs ausgewaschen. Mit jeder der insgesamt 4 aufeinander folgenden Perkolationen nahm die hierdurch ausgewaschene N-Menge ab (Tabelle 11).

Tabelle 11: Aus 20 g Streumaterial ausgewaschene N-Menge bei 4-maliger Perkolation mit je 150 ml H₂O (= 20 mm Niederschlag) bei 25°C Inkubationstemperatur [AW1] (Mittelwerte und Standardabweichung)

Streuart	Streu mg N	Ausgewaschene N-Menge je Perkolation (mg N)					Summe	Anteil %
		1 (0 Tage)	2 (3 Tage)	3 (6 Tage)	4 (9 Tage)			
Belastet*	200	6,0 ±0,9	4,3 ±1,2	3,1 ±0,8	1,5 ±0,4	14,9	7	
Unbelastet*	220	6,0 ±1,1	4,6 ±0,9	4,3 ±1,7	2,1 ±0,8	17,0	8	

* C/N Streu "Belastet" 45, Streu "Unbelastet" 40; n = 5;

Auch bei der vierten Perkolation wurde aus beiden Materialien noch Stickstoff ausgewaschen, die Menge war jedoch nur noch gering. Die Streuungen zwischen den Wiederholungen lagen mit 10 - 40 % relativ hoch. Dies erklärt sich jedoch durch die Inhomogenität des bewusst nur sehr grob zerkleinerten Materials (variierende Stengeldicke, unterschiedlicher Blattanteil, und verschiedene Anteile der verschiedenen Pflanzenarten mit unterschiedlicher Oberflächenstruktur, Benetzbarkeit und verschiedenen N-Gehalten). Auf die bereits weiter oben erwähnte Problematik, Streu zu einem einheitlichen Zeitpunkt ohne Beeinflussung durch Abbau oder Auswaschung durch Niederschläge zu gewinnen, wird in der Diskussion (Kap. 6.2) nochmals eingegangen.

5.6 N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten [AW2, AW3]

Die Modellversuche zur N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial von *Atriplex nitens* und *Artemisia vulgaris* wurden ebenfalls bei 25 °C durchgeführt (Tabelle 12).

Tabelle 12: Aus 20 g Sproßmaterial von *Atriplex nitens* und *Artemisia vulgaris* in verschiedenen Entwicklungsstadien ausgewaschene N-Menge bei 4-maliger Perkolation mit je 150 ml H₂O (=20 mm Niederschlag) bei 25°C Inkubationstemperatur [AW2 und AW3]

Pflanzenart	mg N	Ausgewaschene N-Menge je Perkolat (mg N)					Summe	Anteil %
		1 (0 Tage)	2 (3 Tage)	3 (6 Tage)	4 (9 Tage)			
Jung*								
<i>A. nitens</i> **	554	37,9 ±5,5	30,9 ±5,8	40,7 ±4,6	37,8 ±13,9	147,3	27	
<i>A. vulgaris</i>	433	18,8 ±2,2	16,0 ±2,1	25,0 ±8,6	14,2 ±4,1	74	17	
Alt*								
<i>A. nitens</i> **	180	10,9 ±1,1	14,9 ±3,3	5,9 ±1,1	6,9 ±1,4	38,6	21	
<i>A. vulgaris</i>	160	4,7 ±0,7	5,0 ±0,4	3,4 ±0,7	6,7 ±0,9	19,8	12	

* Jung, "Schossen" [AW2]; Alt, abgestorben [AW3]; ** C/N-Verhältnis: *A. nitens*: Jung 16; Alt: 48; *A. vulgaris*: Jung: 19; Alt: 58 (n = 5, Mittelwerte und Standardabweichung)

Bei jungem Material, das schon zum Zeitpunkt des Schossens entnommen wurde, lag die Auswaschung bei etwa 17 (*Artemisia vulgaris*) bzw. rund 27 % (*Atriplex nitens*) der Gesamt-N-

Menge. Aus dem abgestorbenen Material wurde im Mittel ein um 5 - 6 % geringerer N-Anteil (12 bzw. 21 %) ausgewaschen als aus dem jüngeren Material. Auch dieser Anteil war jedoch höher als in dem vorherigen Versuch mit der Streu (Tabelle 11), was auf die höheren N-Gehalte der hier verwendeten Testpflanzen und möglicherweise wesentlich höhere Anteile an niedermolekularen N-Verbindungen zurückgeführt werden kann.

Sowohl aus dem jungen als auch beim alten Material wurde bei *A. nitens* im Vergleich zu *A. vulgaris* ein um 10 % höherer Anteil des insgesamt darin enthaltenen Stickstoffs ausgewaschen. Während die N-Auswaschung aus der Streu nach 4 Perkolationen nahezu abgeschlossen war, ergab sich bei den beiden Pflanzensubstanzen - insbesondere bei noch jungem Material - noch keine vergleichbare Abnahme. Bei einer noch länger fortgesetzten Perkolations wäre demnach die N-Auswaschung noch wesentlich höher gewesen. Die Streuung zwischen den Wiederholungen betrug bei diesem Versuch mit dem Sproßmaterial maximal 30 %.

Der Stickstoff im Perkolat befand sich zu mehr als der Hälfte in organisch gebundener Form (Abbildung 11).

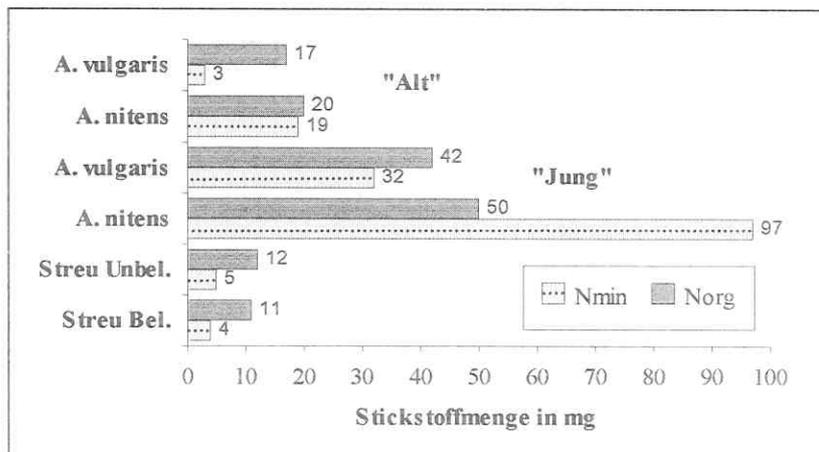


Abbildung 11: Aus verschiedenem Sproß- und Streumaterial nach 4-maliger Perkolations bei 25 °C ausgewaschene N-Mengen in organischer und anorganischer Bindungsform. [AW1, AW2, AW3] (Einwaage: 20 g TM)
C/N: "Jung": *A. nitens* 12, *A. vulgaris* 16; "Alt": *A. nitens* 48, *A. vulgaris* 58;
Streu Unbelastet: 40; Streu Belastet: 45

Nur bei Verwendung von *Atriplex nitens* im jungen Zustand wurde ein wesentlich höherer Anteil an anorganisch gebundenem Stickstoff im Perkolat gemessen. Auch noch im abgestorbenen Zustand war der anorganische N-Anteil bei dieser Pflanzenart relativ hoch. Bei dem

vorangegangenen Versuch zur N-Auswaschung aus dem Streumaterial lag der Anteil des anorganisch gebundenen Stickstoffs im Perkolat dagegen nur zwischen 27 und 29%. Bei Verwendung des im Herbst abgestorbenen Sproßmaterials von *Artemisia vulgaris* betrug dieser sogar nur 15, im Gegensatz zu rund 49 % bei *Atriplex nitens*.

Die vorstehenden Ergebnisse aus Laborversuchen lassen sich nur bedingt auf Feldbedingungen übertragen. Daher wurde in Anlehnung an die noch zu beschreibenden Streubeutelversuche (Kap. 5.7) die Stickstoffauswaschung aus einer Substanzmenge von 10 g TM in den Monaten Dezember 1994 bis März 1995 unter Feldbedingungen geprüft (Tabelle 13), wobei allerdings kein Perkolat aufgefangen, sondern der N-Verlust als Differenz zwischen eingesetzter und wiedergefundener N-Menge berechnet wurde. Da die Streubehälter keinen Kontakt zur Bodenoberfläche hatten und deshalb für Bodentiere nicht erreichbar waren, muß die nach Abschluß des Versuches konstatierte Abnahme der ursprünglichen Substanzmenge um maximal 18 % teils auf mikrobiellen Abbau und teils auf mechanische Bröckelverluste zurückgeführt werden.

Tabelle 13: N-Auswaschung aus der Streu belasteter und unbelasteter Versuchsflächen im Freiland in den Monaten Dezember 1994 bis März 1995 (n = 8) [AW4]

	TM in g	% N	Asche %	mg N	% N-Anteil
Belastet					
Versuchsbeginn	10,0	1,00	3,6	100	100
Versuchsende	8,2 ±0,2	0,81	2,8 ±0,7	67 ±6	67
Differenz	1,8		--	33	
Substanzverlust	1,8	(0,91)*	--	(16)*	16
Mindest-Auswaschung				17**	17
Unbelastet					
Versuchsbeginn	10,0	1,35	5,5	135	100
Versuchsende	8,9 ±0,3	1,27	5,9 ±1,6	113 ±7	84
Differenz	1,1		--	22	
Substanzverlust	1,1	(1,31)*		(14)*	10
Mindest-Auswaschung				8**	6

* aus den Substanzverlusten geschätzt; ** Belastet: 33 - 16; Unbelastet: 22 - 14
C/N-Einwaage: Belastet 45, Unbelastet 33

Die Stickstoffgehalte in dem verwendeten Streumaterial nahmen sowohl absolut als auch relativ ab. Die Differenz gegenüber der ursprünglichen N-Menge zu Versuchsbeginn ergab einen Gesamtverlust von ungefähr 33 % (Belastet) bzw. 16 % (Unbelastet). Ein störender Einfluß durch Staubeinwehung ist auszuschließen, da sich die Aschegehalte im Versuchszeitraum nur unwesentlich veränderten. Nach 4 Monaten Versuchsdauer mit einer Niederschlagsmenge von 106 mm kann mit einer nahezu abgeschlossenen N-Auswaschung gerechnet werden. Falls die erwähnten Substanzverluste ausschließlich durch mechanische Bröckelverluste hervorgerufen worden wären, läge der Anteil der durch Auswaschung verlorengegangenen N-Menge nur

zwischen 6 (Unbelastet) und 17 (Belastet) Prozent der N-Einwaage. Dieses entspräche größenordnungsmäßig den in den Laborversuchen erhaltenen Werten. Da die Verluste an Trockenmasse aber zumindest teilweise auch durch Abbauvorgänge hervorgerufen sein müssen, dürften die tatsächlichen N-Auswaschungsverluste zwischen den genannten Mindestbeträgen und den konstatierten Gesamtverlusten (16 - 33 %) liegen.

Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.5 und 5.6

Die Ergebnisse der Kapitel 5.5 und 5.6 lassen kurzgefaßt folgende Aussagen zu: Die N-Auswaschung aus der von den Versuchsflächen gesammelten Streu betrug unter Laborbedingungen etwa 10%. Die Versuchsdauer war allerdings mit insgesamt ca. 10 Tagen nur relativ kurz. Bei einer längeren Auswaschperiode von 4 Monaten über Winter im Freiland wurden als Minimum 6 - 17 % des gesamten Stickstoffs aus der Streu ausgewaschen, bei Einrechnung des mikrobiellen Abbaues könnten es bis zu 16 bzw. 33 % gewesen sein.

*Die N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial war in Abhängigkeit von Pflanzenart und N-Gehalt verschieden. Auch das Entwicklungsstadium der Pflanzen spielte hierbei eine wichtige Rolle. Bis zu 27 % des Gesamt-N wurde unter Laborbedingungen aus jungem Sproßmaterial und bis zu 20 % aus altem Material ausgewaschen. Der Stickstoff im Perkolat lag überwiegend in organischer Bindungsform vor. Einzelne Pflanzenarten wie *Atriplex nitens* können jedoch einen hohen Nitratgehalt aufweisen, so daß dann der anorganisch gebundene Stickstoff im Perkolat überwiegt.*

5.7 Streuzersetzung durch Bodenorganismen [SA1 - SA5]

5.7.1 Bodenfeuchte und Temperatur

In den Vegetationsperioden 1993 und 1994 sowie in den Wintermonaten von Dezember 1993 bis März 1994 wurde in Netzbeuteln bzw. mit entsprechendem Netzgewebe versehenen Streucontainern der Abbau von Streumaterial an der Bodenoberfläche und der Wirkungsanteil der daran beteiligten Organismengruppen geprüft. Parallel zur Entnahme der Netzbeutel bzw. Abbaubehälter für die Analyse wurde jeweils auch die Bodenfeuchte der Versuchssparzellen in einer Tiefe von 10 cm bestimmt (Abbildung 12), da diese neben der Temperatur die Aktivität der Bodenorganismen (vor allem von Regenwürmern, Milben und Collembolen) maßgeblich beeinflußt (SWIFT et al., 1979). Der Boden der belasteten Fläche wies auf Grund der höheren Wasserkapazität gegenüber dem Boden der unbelasteten Fläche stets einen deutlich höheren Feuchtegehalt auf.

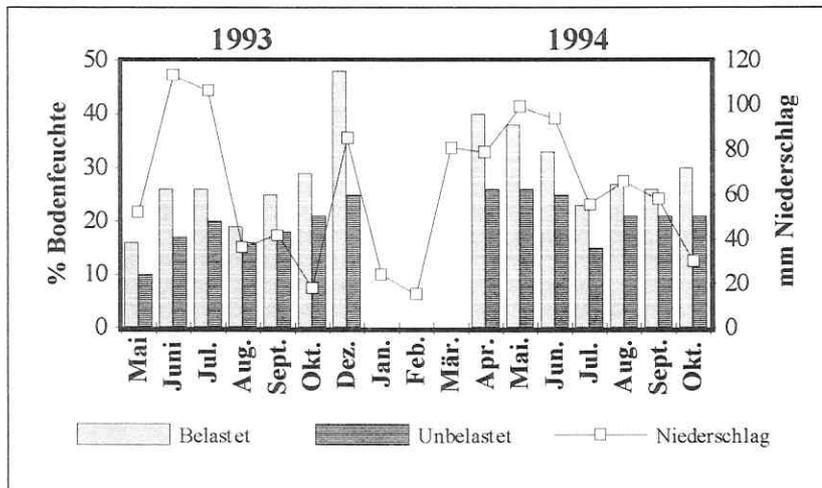


Abbildung 12: Bodenfeuchte in M % in 10 cm Bodentiefe von belasteten und unbelasteten Böden sowie Niederschlag in mm in den Versuchsjahren 1993 und 1994

Die geringste Bodenfeuchte wurde zu Beginn der Untersuchungsperiode im Mai 1993 mit nur 16 M % auf der belasteten und ca. 9 M % auf der unbelasteten Versuchsfläche gemessen. Die anschließenden Niederschläge führten zu einem sukzessiven Anstieg der Bodenfeuchte. In beiden Versuchsjahren lag der Wassergehalt in 10 cm Bodentiefe im Mittel bei 20 - 25 M %. In den feuchteren Perioden wurde gegenüber den trockenen ein erheblich höherer Besatz an Milben und Collembolen in den Streubeuteln mit 4 mm und 1 mm Maschenweite festgestellt. Die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe betrug während der Vegetationsperiode 1993 im monatlichen Mittel zwischen 13 und 19 °C bzw. 1994 zwischen 18 und 23 °C.

5.7.2 Streuabbau an der Bodenoberfläche

Für den Streuabbau wurde die Berechnungsformel von MALKOMES (1980) angewandt, weil hier nicht nur der Aschegehalt der Reststreu in die Berechnung mit eingeht, sondern auch der Humusgehalt im Boden berücksichtigt wird. Vor allem bei humusreichen Böden und bei stärker mit Bodenpartikeln kontaminierten Strohresten muß der Glühverlust des Versuchsbodens in die Rechnung einbezogen werden (MALKOMES, 1980). Andernfalls fällt die errechnete, von Bodenorganismen abgebaute Substanzmenge um den Betrag zu niedrig aus, der beim Glühen des am Stroh anhaftenden Bodens verloren geht, wie auch die Vergleichsberechnungen ohne Berücksichtigung des Glühverlustes zeigen (Anhang Tab. X).

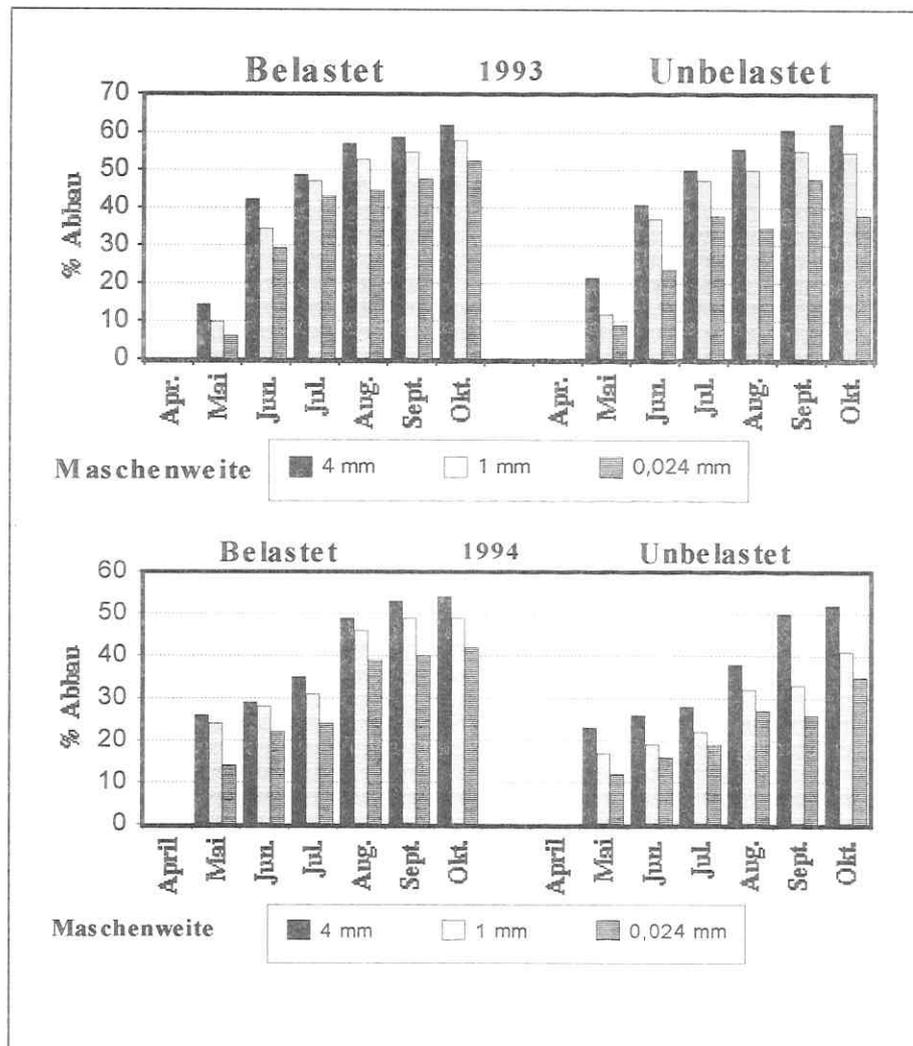


Abbildung 13: Streuabbau in % in an der Bodenoberfläche ausgelegten Netzbeuteln (1993) und in Abbaubehältern (1994) während der Vegetationsperioden 1993 [SA1] und 1994 [SA2] (n = 6) (GD (Oktober, p=0,05%): 1993: Belastet 7 %, Unbelastet 11 %; 1994: Belastet 7 %, Unbelastet 6 %) (C/N: Streu 1993: Belastet 43, Unbelastet: 37; Streu 1994: Belastet: 45, Unbelastet 40)

Während des Sommerhalbjahres 1993 wurden auf der Bodenoberfläche in der Kontrollvariante (4 mm Maschenweite) auf beiden Untersuchungsflächen bis zu 62 % der Streueinwaage abgebaut (Abbildung 13 und Anhang, Tab. X und XI). Zwischen den belasteten und den unbelasteten Versuchspartzen bestanden im Abbauverlauf keine signifikanten Unterschiede. In den Netzbeuteln mit der feinsten Maschenweite (0,024 mm) war der Abbau deutlich verzögert. Die Differenzen im Streuabbau zwischen der mittleren Maschenweite (1 mm) und

der feinsten (0,024 mm) bzw. zur Kontrolle (4 mm) betragen jeweils 5 - 6 %, waren jedoch nicht signifikant. Dagegen waren die Unterschiede zwischen der Kontrolle (4 mm) und der feinsten Maschenweite (0,024 mm) stets statistisch gesichert (s. Anhang Tab. XI). Der Abbau in den Beuteln mit der feinsten Maschenweite lag im Oktober bei 38 % (Unbelastet) und 52 % (Belastet).

Die Ergebnisse aus den Streubeutelversuchen des Jahres 1993 wurden 1994 unter Verwendung von Streucontainern weitgehend bestätigt (Abbildung 13). Der Streuabbau in der Kontrolle (4 mm Maschenweite) lag zwischen 52 und 55 %. Die Unterschiede zwischen Kontrolle und 1 mm Maschenweite betragen im Mittel 5 - 10 %. In beiden Versuchsjahren wurde gegen Versuchsende im Oktober auf der unbelasteten Fläche gegenüber der belasteten Versuchsfläche in der feinsten Maschenweite (0,024 mm) ein deutlich geringerer Substanzabbau festgestellt. Gegen Ende der beiden Versuchsperioden betrug der Streuabbau bei Verwendung der feinsten Maschenweite (0,024 mm) auf der belasteten Fläche 42 % und auf der unbelasteten Fläche 35 %. In beiden Jahre erfolgte damit auf der belasteten Fläche ein stärkerer Streuabbau als auf der unbelasteten Fläche. Die Unterschiede zwischen der Kontrolle (4 mm Maschenweite) und der feinsten Maschenweite (0,024 mm) waren auf der unbelasteten Versuchsfläche stets größer als auf der belasteten Fläche.

5.7.3 Abbauverlauf in 10 cm Bodentiefe unter Mais in der Vegetationsperiode 1993 sowie an der Bodenoberfläche in der Winterperiode Dezember 1993 bis März 1994

Das Eingraben der Streubeutel in 10 cm Bodentiefe auf einer unbelasteten Ackerfläche unter Mais für die Dauer der Vegetationsperiode 1993 (Abbildung 14 und Anhang, Tab. XI) verstärkte den Abbau in der Streu in der Kontrollvariante (4 mm Maschenweite) bis auf 77 % im Vergleich zu den auf der Bodenoberfläche ausgelegten Netzbeuteln (52 - 62 %). Dieses erklärt sich jedoch nicht allein durch das Vergraben im Boden, sondern könnte auch durch das engere C/N-Verhältnis der in diesem Versuch verwendeten Streu (21 gegenüber nur 37 - 45 in dem vorherigen Versuch) mit verursacht gewesen sein. Bei der feinsten Maschenweite (0,024 mm) lag der Abbau in den vergrabenen Streubeuteln bei 57 %, war also ebenfalls höher als bei dem Streuabbau an der Bodenoberfläche. Auch hier bestand eine signifikante Differenz zur Kontrolle.

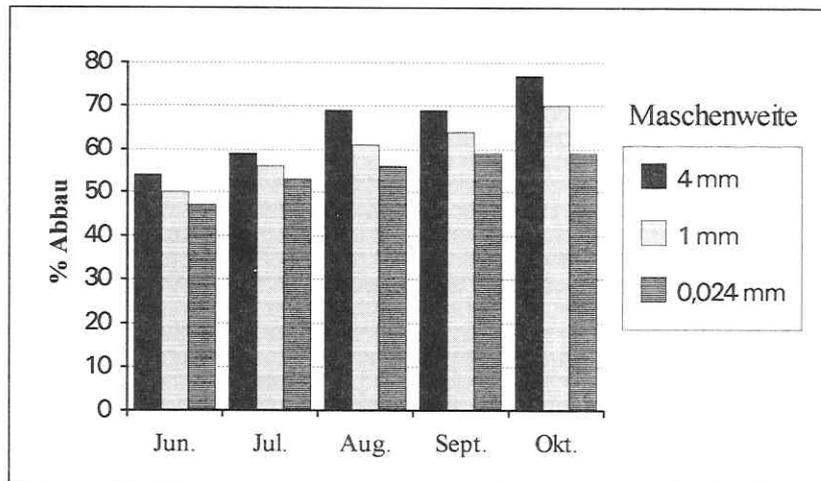


Abbildung 14: Streuabbau in unter Mais in 10 cm Bodentiefe vergrabenen Netzbeuteln [SA3] (n = 4; C/N der Streu: 21; GD (Oktober, $p=0,05\%$) = 12 %)

Der Versuch zum Streuabbau über die Winterperiode von Dezember 1993 bis März 1994 zeigte ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle (4 mm) und der mittleren Maschenweite (1 mm) (Tabelle 14). Die verwendete Streu entsprach der für die Abbaubersuche in der Vegetationsperiode 1994. Mit 36 % (Belastet) und 29 % (Unbelastet) wurde diese Streu auf der belasteten Fläche etwas stärker abgebaut. Der Ausschluß der Makro- und Mesofauna in den Versuchsgliedern mit der feinsten Maschenweite (0,024 mm) bewirkte auf dieser Fläche lediglich einen Rückgang um 5 %. Auf der unbelasteten Fläche betrug diese Differenz 10 % und war damit auch statistisch signifikant. Der Bodenkontakt war bei allen Versuchen ausreichend gegeben, da die Streubeutel bzw. Abbaubehälter mit Stahlnägeln fest auf der Bodenoberfläche fixiert waren und bei der Auslage die Bodenoberfläche eingeebnet wurde.

Tabelle 14: Während der Monate Dezember 1993 bis März 1994 in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern abgebaute Substanzmenge [SA4] (n = 12)

Maschenweite	Belastet		Unbelastet	
	g TM	Abbau %	g TM	Abbau %
Einwaage	10	0	10	0
4 mm	3,64	36	2,91	29
1 mm	3,51	35	2,75	27
0,024 mm	3,14	31	1,92	19
GD ($p=0,05\%$)	0,25	3	0,27	3

C/N: Streu Belastet 45; Streu Unbelastet 40

5.8 N-Mengen und C/N-Verhältnisse während des Streuabbaus

Bei der Streuzersetzung wird der Kohlenstoff durch die Bodenorganismen als Energiequelle genutzt und der Stickstoff zum größten Teil in die Biomasse eingebaut. Aus diesem Grund kommt es während des Streuabbaus zu einer Stickstoffanreicherung und zu einer C-Abnahme, die der Substanzabnahme entspricht. Auf Grund des Verlustes einiger Streubeutel durch Niederwild konnte eine Bestimmung des N- und C-Gehaltes in der Reststreu 1993 nur bis in den September erfolgen. Daher sind die Ergebnisse in den folgenden Tabellen auch für das Jahr 1994 nur bis zu diesem Monat zusammengestellt. Die Stickstoffgehalte wurden im Gesamttrückstand der Streubeutel gemessen und auf die mittlere aschefreie Reststreuemenge umgerechnet (Anhang Tab. XII, XIII und XIV). Die Genauigkeit dieser Werte nimmt jedoch mit der Höhe der Aschegehalte im Gesamttrückstand (s. Tabelle 18) ab.

Die Abnahme der Stickstoffmengen in den grobmaschigen Kontrollvarianten (4 mm) war während des Sommerhalbjahres 1993 auf den Versuchsflächen mit 42 % (Belastet) bzw. 51 % (Unbelastet) deutlich höher als im Folgejahr 1994 mit 33 % (Belastet) und 44 % (Unbelastet) (Tabelle 15 und Anhang, Tab. XV).

Tabelle 15: Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse in der Reststreu in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern nach 6-monatiger Versuchsdauer (Vegetationsperiode 1993 und 1994) [SA 1 und SA 2].

Maschenweite	4 mm		1 mm		0,024 mm	
	mg N*	C/N	mg N*	C/N	mg N*	C/N
Belastet 1993						
April	52	43	52	43	52	43
September	30	27	37	24	45	24
Differenz in %	42		29		14	
Unbelastet 1993						
April	55	37	55	37	55	37
September	27	29	35	26	44	25
Differenz in %	51		36		20	
Belastet 1994						
April	100	45	100	45	100	45
September	67	31	70	32	84	32
Differenz in %	33		30		16	
Unbelastet 1994						
April	108	40	108	40	108	40
September	61	34	70	40	88	36
Differenz in %	44		35		19	

*mg N/ Beutel oder Container (aschebereinigt); Mittel von n = 6

Dies dürfte eine Folge des wärmeren und vor allem trockeneren Jahres 1994 sein. Das Niederschlagsmaximum lag 1993 im Juni und 1994 im Mai. Vor allem im Juli und August 1994

herrschte eine starke Trockenheit. Die höhere N-Mineralisation der Streu der unbelasteten Fläche erklärt sich durch einen höheren Grasanteil. Zudem war diese Streu gegenüber der von der belasteten Fläche stickstoffreicher. Die Stickstoffabnahme in den Varianten mit der feinsten Maschenweite betrug 1993 mit 14 (Belastet) bzw. 20 % (Unbelastet) nur die Hälfte der Menge, die in der Kontrollmaschenweite mineralisiert wurde. Allerdings können in diesen Beuteln die Stickstoffgehalte durch eine starke Verpilzung des Streumaterials erhöht worden sein. Insgesamt kam es - bedingt durch die intensivere C-Mineralisation der Streu - zu einer N-Anreicherung und damit einer Einengung des C/N-Verhältnisses (Tabelle 15).

Die N-Abnahme in der Kontrollmaschenweite (4 mm) bei dem Streucontainerversuch über die Winterperiode 1993/94 betrug 28 % (Belastet) und 33 % (Unbelastet). Damit war auch in dieser Jahreszeit die Stickstoffmineralisation aus der blattreichen Streu der unbelasteten Versuchsfläche deutlich höher (Tabelle 16 und Anhang, Tab. XVI). Die mit 14 bzw. 17 % im Vergleich zur Vegetationsperiode (vergl. Tabelle 15) hohe N-Mineralisation in den Beuteln mit feinen Maschenweiten (0,024 mm) zeigt, daß auch im Winter eine intensive mikrobielle Zersetzung an der Bodenoberfläche stattfand. Zum Teil ist in dieser Jahreszeit auch die Mesofauna (Milben, Collembolen) an der Zersetzung des Streumaterials beteiligt. Dies ist während der Untersuchungsperiode von Dezember bis März vor allem im etwas wärmeren Monat März zu vermuten.

Tabelle 16: Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse der Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern im Winter 1993/94 [SA4] (Mittelwert von 12 Beuteln)

Maschenweite Monat/Variante	4 mm		1 mm		0,024 mm	
	mg N*	C/N	mg N*	C/N	mg N*	C/N
Belastet 1993						
Dezember 1993	100	45	100	45	100	45
März 1994	72	39	75	40	86	35
Differenz in %	28		25		14	
Unbelastet 1993						
Dezember 1993	108	40	108	40	108	40
März 1994	72	40	79	40	90	40
Differenz in %	33		27		17	

* mg N/ Container (aschebereinigt)

Die höchsten N-Verluste wurden in den unter Mais vergrabenen Streubeuteln mit bis zu 73 % in der Kontrolle (4 m) und 51 % in der feinsten Maschenweite (0,024 mm) verzeichnet (Tabelle 17 und Anhang Tab. XVII). Dies ist zum größten Teil durch das sehr enge C/N-Verhältnis von 21 in der verwendeten Streu und den engen Bodenkontakt begründet.

Tabelle 17: Stickstoffmengen und C/N-Verhältnisse in der Reststreu in unter Mais im Boden vergrabenen Streubeuteln im Sommer 1993 (Mittelwert von 4 Streubeuteln) [SA3]

Monat	Maschenweite					
	4 mm		1 mm		0,024 mm	
	mg N*	(C/N)	mg N*	(C/N)	mg N*	(C/N)
April	95	(21)	95	(21)	95	(21)
September	26	(24)	34	(21)	47	(18)
Differenz in %	73		64		51	

*mg N/ Beutel (aschebereinigt)

5.9 Veränderung der Aschegehalte während der Streuzersetzung

Während der Sommerperioden 1993 und 1994 führte die intensive Regenwurm-tätigkeit in den weitmaschigen Streubeuteln und Abbaubehältern zu einem starken Anstieg von Regenwurm-losung in der Reststreu (Tabelle 18 und Anhang: Tab. XVIII). Der hierdurch verursachte Aschegehalt war mit maximal 79 % der Restmenge in den Streubeuteln generell auf den unbelasteten Flächen beträchtlich höher als auf den belasteten Flächen mit nur 37 %. Zu Versuchsbeginn betrug der Aschegehalt der Streu nur 3 bzw. 6 % (Anhang Tab. XVIII). In den engmaschigen Beuteln bzw. Behältern stieg der Aschegehalt maximal auf 14 %. Diese Befunde lassen auf eine wesentlich stärkere Regenwurmaktivität auf der unbelasteten Versuchsfläche schließen. Auf die unterschiedliche Regenwurmaktivität in den untersuchten Versuchsflächen wird in Kapitel 6.3 nochmals eingegangen. Im Winter war auf Grund eingeschränkter Regenwurm-tätigkeit der Aschegehalt mit maximal 17 % auch bei der 4 mm Maschenweite sehr viel geringer (Tabelle 18 und Anhang Tab. XIX).

Tabelle 18: Aschegehalte der Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern zu Versuchsbeginn und -ende in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 sowie im Winter 93/94 in % (Mittel von n = 6 (Vegetationsperiode) sowie n = 12 (Winter))

Jahr/ Monat	Maschenweite			Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm	4 mm	1 mm	0,024 mm
	Belastet			Unbelastet		
Vegetationsperiode						
1993						
April	3	3	3	6	6	6
Oktober	37	34	6	66	48	14
1994						
April	4	4	4	6	6	6
Oktober	18	11	10	79	41	13
Winter 93/94						
Dezember	4	4	4	6	6	6
März	4	3	6	17	8	5

5.10 Zersetzungsraten und Abbaukonstanten für den Streuabbau

Zum Vergleich mit Daten aus der Literatur und zur modellhaften Darstellung von Abbauläufen ist die Berechnung von sog. "Abbaukonstanten" sinnvoll. Eine Übersicht der für die Beschreibung des Abbaues pflanzlicher Reste in Streubeuteln bereits existierenden Modelle wurde von JÖRGENSEN (1987) zusammengestellt. In der Regel wird hierzu die e -Funktion von JENNY et al. (1949) bzw. von OLSEN (1963) " $Y_t = Y_0 \cdot e^{-kt}$ " verwendet. Hierbei ist " Y_t " die zum Zeitpunkt t noch vorhandene Substanzmenge, " Y_0 " die Ausgangsmenge, " t " die verfllossene Zeit und " k " der Abbaukoeffizient. In der vorliegenden Arbeit wurde " k " unter Verwendung der genannten Abbauformel mit Hilfe der Software "Statistica" aus den konkreten Versuchsdaten bestmöglich entsprechenden Gleichung entnommen. Ein Beispiel hierfür ist die Abbildung 15.

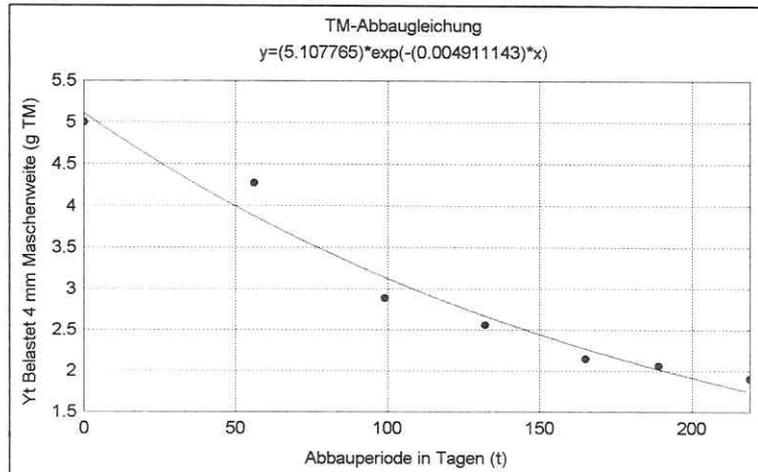


Abbildung 15: Beispiel einer Abbaugleichung für Streu an der Bodenoberfläche in der Vegetationsperiode 1993 (Belastet, 4 mm Maschenweite)

Grundgleichung: $Y_t = Y_0 \cdot e^{-kt}$

Nach DUNGER & FIEDLER (1989) kann die Konstante der Zersetzungsgeschwindigkeit " K " aus der Grundgleichung von JENNY et al. (1949) abgeleitet werden, indem der Zeitfaktor t auf ein Jahr bezogen wird (s. Formel unter Tabelle 19). Auf dieser Grundlage wurde nach JENNY et al. (1949) und OLSEN (1963) auch die biologische Halbwertszeit des in Zersetzung befindlichen Materials über die Formel " $\ln 2/K$ " ermittelt. Die Zeitdauer für einen nahezu vollständigen (ca. 95 %) Streuschwund ergibt sich aus der Formel: " $3/K$ ".

Bei den hier durchgeführten Abbauprobungen war die Meßperiode (Mai - Oktober bzw. September) relativ kurz und umfaßte nur das Sommerhalbjahr. Für den Umsetzungsversuch wäh-

rend der Winterperiode wurden keine entsprechenden Berechnungen angestellt. Die wie beschrieben ermittelten Abbaukurven zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den berechneten Daten zur Reststreu (Anhang Tab. XII). Da signifikante Unterschiede nur zwischen der Kontrollvariante (4 mm) und der feinsten Maschenweite (0,024 mm) bestanden (s. Anhang, Tab. XI), wurden auch nur für diese beiden Versuchsglieder Berechnungen durchgeführt (Tabelle 19).

Wie bei den Absolutwerten für die abgebauten Substanzmengen bestehen zwischen den beiden Versuchsjahren auch bei den "K"-Werten nur geringe Unterschiede. Die Streu würde demnach bei freiem Zugang für Bodentiere gemäß der von OLSEN (1963) genannten Formel ($3/K$) unabhängig von der jeweiligen Streuart und Versuchsfläche innerhalb eines Zeitraumes von etwa 2 Jahren praktisch vollständig abgebaut sein. Bei Ausschluß der Makro- und Mesofauna würde der Abbau dagegen mit 2,5 bis 3,8 Jahren Gesamtdauer wesentlich langsamer verlaufen.

Tabelle 19: Berechnung des Abbaukoeffizienten (k) und der Konstante für die Zersetzungsgeschwindigkeit (K) der Streu während der Sommerperioden 1993 und 1994

Versuchsfläche/ Maschenweite	Abbaukoeffizient k ($Y_t = Y_0 \cdot e^{-kt}$)	Y_t^* g TM	Besth.maß r^2	Konstante K**
Belastet, 1993				
4 mm	-0,0049	1,90	0,98	1,61
0,024 mm	-0,0035	2,41	0,97	1,22
Unbelastet, 1993				
4 mm	-0,0048	1,89	0,99	1,62
0,024 mm	-0,0035	3,10	0,95	0,80
Belastet, 1994				
4 mm	-0,0048	4,50	0,97	1,50
0,024 mm	-0,0032	5,57	0,99	1,10
Unbelastet, 1994				
4 mm	-0,0044	4,51	0,96	1,50
0,024 mm	-0,0024	6,52	0,98	0,80

* Y_t = restl. Substanzmenge (g) bei Versuchsende; Y_0 = Einwaage) 1993 5 g, 1994 10 g TM
t = Umsetzungsdauer 1993: 219; 1994: 194 Tage

** K (Konstante der Zersetzungsgeschwindigkeit) = $365/t \cdot \ln(Y_0/Y_t)$

5.11 Abbau von Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten [SA5]

Die Streu der beiden Versuchsflächen (Belastet und Unbelastet) setzte sich aus sehr verschiedenen Pflanzenarten zusammen (s. Kap. 5.1, Tabelle 7), deren Streu sich in ihrer Zersetzbarkeit möglicherweise stark unterscheidet. Um dieses zu prüfen, wurden der Abbauperlauf und die N-Verluste von Sproßmaterial der Pflanzenarten *Artemisia vulgaris*, *Atriplex nitens*, *Lactuca serriola* und *Solidago canadensis* durch Versuche in Streucontainern ermittelt (Tabelle 20).

Die Pflanzen wurden nach dem ersten Frost in abgestorbenem Zustand am 4.11.1993 aus den Beständen der Versuchsflächen entnommen. Das verwendete Material ist bei *A. nitens* und *A. vulgaris* mit dem identisch, das auch in den Perkolationsversuchen zur Stickstoffauswaschung (Kap. 5.6) verwendet wurde.

Tabelle 20: Substanz- und Stickstoffverluste beim Abbau verschiedener Pflanzenarten in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern mit unterschiedlicher Maschenweite - Zeitraum Dezember 1994 bis Juni 1995 - Angaben in g TM bzw. mg N - (Mittelwerte und Standardabweichung, Substanzeinwaage 10 g TM)

	<i>A. vulgaris</i>	<i>L. serriola</i>	<i>S. canadensis</i>	<i>A. nitens</i>
C/N-Verhältnis	68	61	58	48
% Lignin	14	10	11	7
Anfgl. N-Gehalt	0,83 %*	0,84 %	0,86 %	0,97 %
Anfgl. N-Menge	80*	80	80	90
4 mm Maschenweite				
Restmenge TM	6,15 ($\pm 0,52$)*	6,42 ($\pm 0,22$)	6,71 ($\pm 0,20$)	6,95 ($\pm 0,43$)
Abbau %	39	36	33	31
Restmenge N	33*	40	24	52
N-Differenz %	59	50	70	42
0,024 mm Maschenweite				
Restmenge TM	6,81 ($\pm 0,32$)*	7,68 ($\pm 0,52$)	8,39 ($\pm 0,42$)	7,38 ($\pm 0,09$)
Abbau %	32	23	16	26
Restmenge N	73*	56	52	79
N-Differenz %	9	30	35	12

[GD (Abbau %): 4 % (p = 0,05%)] n = 5 * aschebereinigt

Die verschiedenen Pflanzensubstanzen wurden bei Verwendung der 4 mm Maschenweite in der Reihenfolge *A. vulgaris* (39%) > *L. serriola* (36%) > *S. canadensis* (33%) \geq *A. nitens* (31%) zersetzt. In den Containern mit der feinen Maschenweite erfolgte der Abbau in der Reihenfolge: *A. vulgaris* (32%) > *A. nitens* (26%) > *L. serriola* (23%) > *S. canadensis* (16%). Die Unterschiede zwischen den Pflanzenarten waren bei der 4 mm Maschenweite nur zwischen *A. vulgaris* und *A. nitens* signifikant. Auch bei Verwendung der 0,024 mm Maschenweite bestanden nur zwischen *A. vulgaris* und *A. nitens*, *A. vulgaris* und *S. canadensis* sowie zwischen *A. nitens* und *S. canadensis* gesicherte Unterschiede. Der Abbau war bei *A. vulgaris* mit 39 % (4 mm Maschenweite) bzw. 32 % (0,024 mm Maschenweite) am höchsten. Der geringste Abbau fand mit 16 % in der 0,024 mm Maschenweite bei *S. canadensis* statt.

Das C/N-Verhältnis der verwendeten Pflanzensubstanzen verengte sich in der Reihenfolge *A. vulgaris* (68) > *L. serriola* (61) > *S. canadensis* (58) > *A. nitens* (48). Der Ligningehalt im Pflanzenmaterial sank ebenfalls in dieser Reihenfolge: *A. vulgaris* (14 %) > *L. serriola* (10 %) = *S. canadensis* (11 %) > *A. nitens*. (7 %). Eine Beziehung zwischen Inhaltsstoffen und Abbauverhalten der jeweiligen Substanzen war nicht zu erkennen; *A. vulgaris* mit dem höchsten Ligningehalt und dem weitesten C/N-Verhältnis wurde sogar von allen 4

Pflanzenarten am stärksten abgebaut. *A. nitens* wies demgegenüber den geringsten Lignin-gehalt und das engste C/N-Verhältnis auf. Dennoch wurde das Sproßmaterial dieser Art schwächer als das von *A. vulgaris* abgebaut.

Die in diesen Substanzen bei Versuchsende noch enthaltene N-Menge nahm bei Verwendung der 4 mm Maschenweite in der Reihenfolge *S. canadensis* < *A. vulgaris* < *L. serriola* < *A. nitens* zu. In der feinen Maschenweite (0,024 mm) änderte sich diese Reihenfolge in *S. canadensis* < *L. serriola* < *A. nitens* < *A. vulgaris*. Die höchste N-Mineralisation bei *S. canadensis* hing vermutlich mit dem Blattanteil, der bei dieser Pflanzenart besonders groß war, zusammen. Trotz des vergleichsweise hohen N-Gehaltes war die prozentuale N-Freisetzung bei *A. nitens* gegenüber den anderen Pflanzenarten bei Verwendung der 4 mm Maschenweite geringer. In den Streubehältern mit 0,024 mm Maschenweite dagegen wurde aus dieser Pflanzenart eine etwas höhere Stickstoffmenge als bei *A. vulgaris* mineralisiert. Insgesamt aber bleibt zu konstatieren, daß die prozentualen N-Verluste bei der 4 mm Maschenweite durchweg deutlich höher lagen als die an Trockenmasse, während bei der 0,024 mm Maschenweite dies nur bei *L. serriola* und *S. canadensis* zu beobachten war (Tabelle 20).

Die Reihenfolge der N-Gehalte in der aschefreien Restsubstanz bei Versuchsende zeigt die gleiche Tendenz: Sie betrug bei der 4 mm Maschenweite: *A. nitens* (0,74 %) > *L. serriola* (0,63 %) > *A. vulgaris* (0,55 %) > *S. canadensis* (0,35 %). Dies bedeutet für alle vier hier verglichenen Pflanzensubstanzen eine Abnahme der N-Gehalte im Vergleich zu Versuchsbeginn (Abbildung 16).

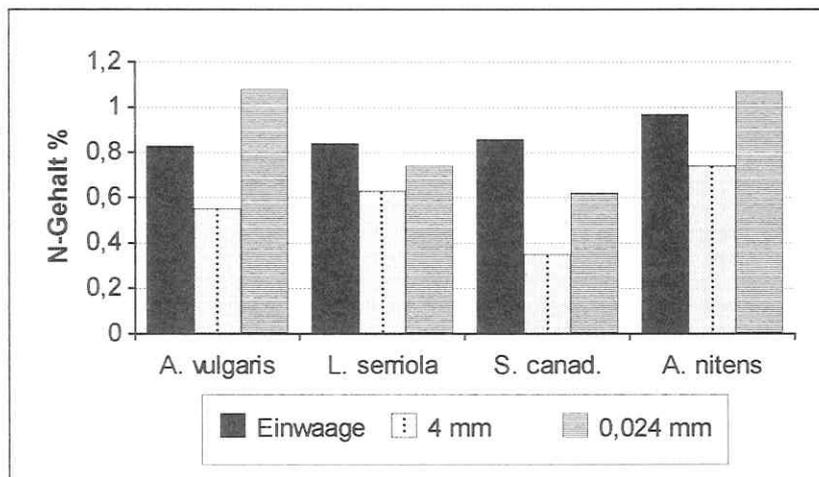


Abbildung 16: N-Gehalte in der aschefreien Substanz verschiedener Pflanzenarten zu Beginn und am Ende des Streuabbauversuches in den Monaten Dezember 1994 bis Juni 1995 bei Verwendung von Abbaubehältern der Maschenweite 4 mm und 0,024 mm

Bei der feinen Maschenweite (0,024 mm) lautete diese Reihenfolge dagegen: *A. nitens* (1,07 %) = *A. vulgaris* (1,08 %) > *L. serriola* (0,74 %) > *S. canadensis* (0,62 %). Die N-Gehalte in der Restsubstanz, verglichen mit dem Ausgangsmaterial, sind hier bei *A. vulgaris* und *A. nitens* gegenüber der Einwaage deutlich gestiegen, während bei den anderen Pflanzenarten eine N-Abnahme wie in der 4 mm Maschenweite zu beobachten war.

Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.7 - 5.11:

Die Ausführungen der Kapitel 5.7 bis 5.11 zeigen, daß von der Streu der Pflanzenbestände auf den beiden Bracheflächen während der Sommerperioden 1993 und 1994 bis zu 62 % und während des Winters 1993/1994 bis zu 36 % abgebaut wurden. Der Anteil der Makro- und Mesofauna an dem gemessenen Substratabbau betrug zwischen 10 und 24 %. Auf Grund höherer Regenwurmakktivität auf den unbelasteten Versuchspartzellen wirkte sich der Ausschluß der Makro- und Mesofauna dort besonders stark aus. Insgesamt bestanden jedoch zwischen den belasteten und unbelasteten Versuchflächen im Streuabbau keine wesentlichen Unterschiede.

Die Streuzersetzung war mit einer Freisetzung bis zu 51 % der gesamten, darin enthaltenen N-Menge während des Sommers und bis zu 33 % im Winter verbunden. Die N-Mineralisation der Streu erfolgte auf der unbelasteten Fläche stärker als auf der belasteten Fläche. Die stärkere C-Mineralisation führte zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses in den verbliebenen Resten.

Der Substanzabbau in den vergrabenen Streubeuteln war auf Grund des engeren C/N-Verhältnisses der dort verwendeten Streu und des engeren Bodenkontaktes mit 77 % höher als bei den Streubeuteln an der Bodenoberfläche. Auch die N-Abnahme war mit etwa 73 % hier am höchsten.

*Der Abbau von Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten erfolgte bei Ausschluß der Makro- und Mesofauna in der Reihenfolge *A. vulgaris* > *A. nitens* > *L. serriola* > *S. canadensis*. Hierbei war ein Einfluß der Inhaltsstoffe des Pflanzenmaterials kaum zu erkennen. Ein hoher Blattanteil führte jedoch zu vermehrter N-Freisetzung.*

5.12 C- Mineralisation und N-Umsetzung im Boden [IK1 - IK4]

Die C-Mineralisation und N-Freisetzung aus der Streu erfolgt hauptsächlich durch Mikroorganismen. Sie findet sowohl an der Bodenoberfläche (s. Kap. 5.5) als auch im Boden selbst statt. Aus diesem Grund wurden neben den bereits geschilderten Untersuchungen mit Streubeuteln bzw. -containern auch einige Inkubationsversuche mit Streu- bzw. Sproßmaterial durchgeführt, das mit dem Boden vermischt worden war. Die verwendeten Materialien sind mit den in den Versuchen zum Streuabbau an der Bodenoberfläche (s. Kap. 5.7) verwendeten Substanzen identisch.

5.12.1 Umsatz der bodeneigenen organischen Substanz

Da die C- und N-Mineralisation aus der organischen Bodensubstanz der Kontrollvarianten (Böden ohne Zusatz von Pflanzenmaterial) in den nachstehend erörterten Laborinkubationsversuchen durchweg sehr ähnlich verlief, wurde dieser Verlauf als Mittelwert aller hier durchgeführten Versuche in Abbildung 17 dargestellt.

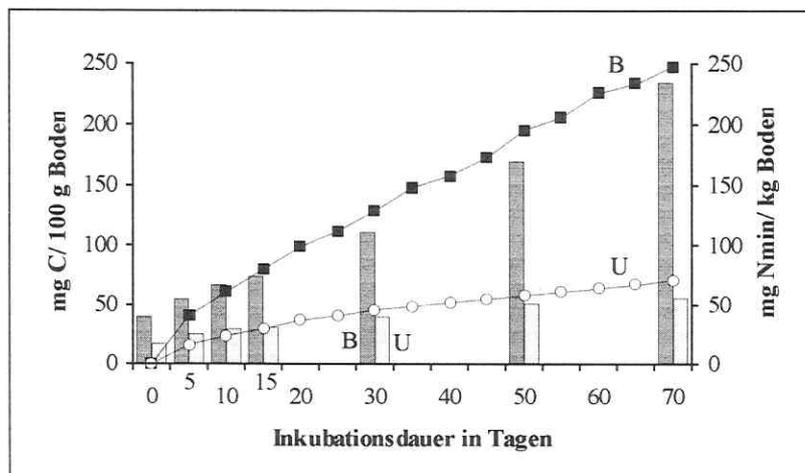


Abbildung 17: C-Mineralisation (Kurven) und N-Freisetzung (Säulen) im belasteten (B) und unbelasteten (U) Versuchsboden ohne Zusatz von Pflanzensubstanz
 C_t : Belastet 8,2 %, Unbelastet 2,36 %; N_t : Belastet 0,63 %, Unbelastet 0,19 % ,
 (n = 5, Mittelwerte der Inkubationsversuche IK1, IK2, IK3)

Bei der Inkubation des mit Stalldung und Gülle sehr hoch beaufschlagten Bodens (Belastet) wurde sowohl für C als auch für N eine circa vierfach höhere Umsetzung als in dem Vergleichsboden (Unbelastet) beobachtet. Gemessen an der C_t -Menge waren nach 70 Tagen sowohl aus dem belasteten als auch aus dem unbelasteten Boden circa 3 % der darin enthaltenen organischen Masse mineralisiert.

Die gleichzeitige Netto-N-Mineralisation entsprach einem etwas höheren Anteil von 3,7 % des Gesamt-N-Gehaltes in dem belasteten, aber nur von 2,9 % des Gesamt-N in dem unbelasteten Boden. Die intensivere C- und N-Mineralisierung im belasteten Boden ist die Folge eines wesentlich höheren Anteils an leicht umsetzbarer (junger) organischer Masse, der sich auch durch eine höhere Menge an heißwasserlöslichem C und N im Vergleich zu dem unbelasteten Boden zu erkennen gibt (KÖRSCHENS et al., 1990) sowie in einer vermehrten mikrobiellen Aktivität im Boden (s. Kapitel 4.1.2).

Die C- und N-Umsetzungen in zuvor luftgetrockneten und gesiebten Böden sind in der Regel im Vergleich zu normalen Feldbedingungen unnatürlich hoch. Die mindestens um das Dreifache stärkere N-Mineralisation in dem belasteten Boden (Abbildung 17) bestätigte sich aber auch bei der Inkubation feldfeuchter Bodenproben in auf 10 cm Bodentiefe vergrabenen Polyethylenbeuteln im Feld (Abbildung 18). Ein Vergleich mit dem Laborversuch ist jedoch nur bedingt möglich, da die Temperaturen im Feld mit 5 - 21 °C deutlich geringer waren und täglichen Schwankungen unterlagen. Die mineralisierte N-Menge im belasteten Boden lag daher nach 180 Tagen mit 168 mg N deutlich unter der des nur 70-tägigen Laborinkubationsversuchs mit knapp 250 mg N/kg. Der unbelastete Boden zeigte dagegen mit 58 mg N/kg auch im Freiland ähnliche Werte wie im Laborinkubationsversuch.

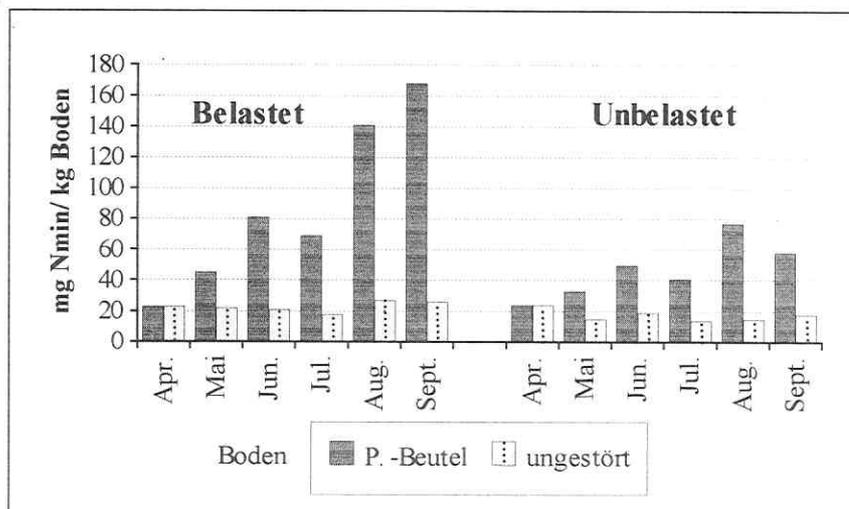


Abbildung 18: N-Mineralisation von in Polyethylenbeuteln eingeschlossenen Bodenproben ohne Zusatz von Pflanzenmasse im Vergleich zu den unbeeinflussten Böden der belasteten und unbelasteten Versuchspartellen mit Pflanzenaufwuchs während des Sommerhalbjahres 1994 [IK4] (Mittel aus n = 5) (C_t : Belastet 7,3 %, Unbelastet 2,2 %; N_t : Belastet 0,68 %, Unbelastet 0,2 %)

Die N_{min} -Menge in der ungestörten Bodenkrume außerhalb der Polyethylenbeutel war zu Versuchsbeginn auf beiden Flächen (Belastet und Unbelastet) - trotz der stark unterschiedlichen N_t -Gehalte - vergleichbar gering. Dies hängt mit der N-Auswaschung durch die Niederschläge im vorangegangenen Winter sowie während der Vegetationsperiode (Abbildung 3 und Anhang Abb. I) und mit einer gewissen N-Aufnahme durch die bereits in Entwicklung befindliche Brachevegetation zusammen. Auch die zeitlichen Veränderungen waren - im Gegensatz zu denen innerhalb der Polyethylenbeutel - nur gering. Dieses ist einerseits auf die hohe N-Aufnahme der Brachevegetation (Kap. 5.1) während der Sommerperiode, andererseits

auf eine Abnahme der Umsetzungsvorgänge in brachliegenden, nicht durch Bearbeitungsmaßnahmen gestörten, Böden zurückzuführen. Die relativ höchsten N_{\min} -Werte wurden im Frühjahr und Herbst gemessen, wobei jedoch die Unterschiede zwischen den Varianten (Belastet und Unbelastet) selbst im August nur etwa $10 \text{ mg } N_{\min}/\text{kg}$ Boden betragen.

Die im Vergleich hierzu sehr viel höhere N-Mineralisation bei den in die Polyethylenbeutel eingeschlossenen Bodenproben der belasteten Fläche ist auf den hohen Anteil an leicht umsetzbaren organischer Masse in diesem Boden zurückzuführen, denn der Boden innerhalb der Polyethylenbeutel war durch das erforderliche Mischen in seiner Struktur erheblich verändert, was die Mineralisation stark gefördert hat. Im Feldboden selbst wurden ähnlich hohe Werte nur während der ersten beiden Jahre nach dem Brachfallen gemessen. Nach längerer wählender Bodenruhe gingen die N_{\min} -Werte dagegen sehr stark zurück (STRAS, 1995).

5.12.2 Umsatz der zugesetzten organischen Substanzen [IK1 und IK2]

Bei der Laborinkubation von dem Boden zugefügtem Streu- und Sproßmaterial war ein völlig anderer Mineralisationsverlauf als bei alleiniger Bebrütung des Bodens zu beobachten. Die Abbildungen 19 und 20 zeigen dies für die Kohlenstoffmineralisation, wobei die Mineralisierung aus dem zugesetzten Substrat als Differenz zwischen der Gesamt- CO_2 -Menge und der C-Mineralisation des Bodens ohne Substratzusatz ("Grundatmung") berechnet wurde.

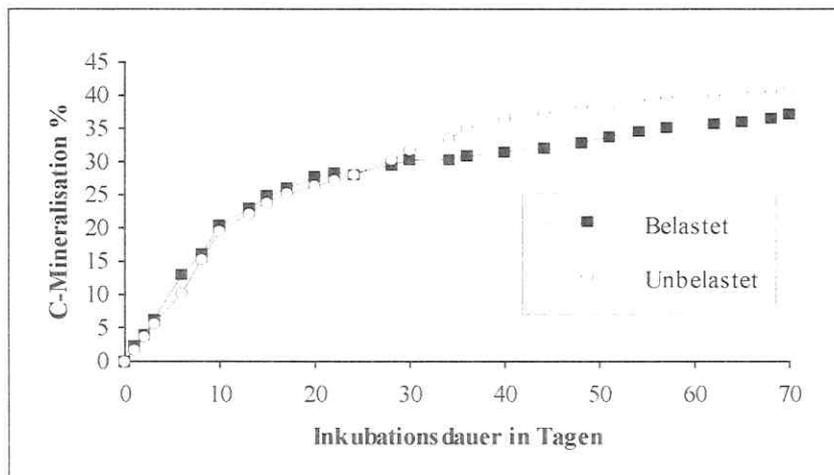


Abbildung 19: C-Mineralisation aus der Streu des Jahres 1992 im Boden der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen. - Werte abzüglich Grundatmung, (Laborinkubationsversuch, [IK 1] Einwaage $200 \text{ g C}/100 \text{ g}$ Boden, $n = 5$)
 Streuzusammensetzung Belastet: 100 % *Atriplex nitens* (vorwiegend Stengelmaterial) C/N=43; Unbelastet: 36 % Gräser, 46 % *A. nitens*, 4 % *Lactuca serriola*, 2 % *Galium aparine* 6 % *Datura stramonium*, 6 % andere Arten C/N=37

Trotz deutlicher Unterschiede sowohl der Böden (Belastet und Unbelastet) als auch der darauf in den Jahren 1992 [IK1] und 1993 [IK2] entstandenen Streu (Kap. 6.1) wurden hinsichtlich der C-Mineralisation in diesen Inkubationsversuchen nur verhältnismäßig geringe Unterschiede gefunden. Eine nennenswerte Differenz ergab sich erst ab dem 30. Inkubationstag. Im Verlaufe von 70 Versuchstagen wurden 36 % (Belastet) bzw. 41 % (Unbelastet) der dem Boden in Form von Streu aus dem Jahre 1992 zugegebenen C-Menge mineralisiert (Abbildung 19). Die um ca. 5 % geringere Mineralisation in der "belasteten" Variante ist teils auf den Stengelreichtum des dortigen Streumaterials, teils auf dessen im Vergleich zu "Unbelastet" weiteres C/N-Verhältnis zurückzuführen.

Der zweite Inkubationsversuch mit Streumaterial aus dem Jahr 1993 bestätigte die vorherigen Ergebnisse mit einer C-Mineralisation von 40 bzw. 45 % nach 70 Tagen (Abbildung 20).

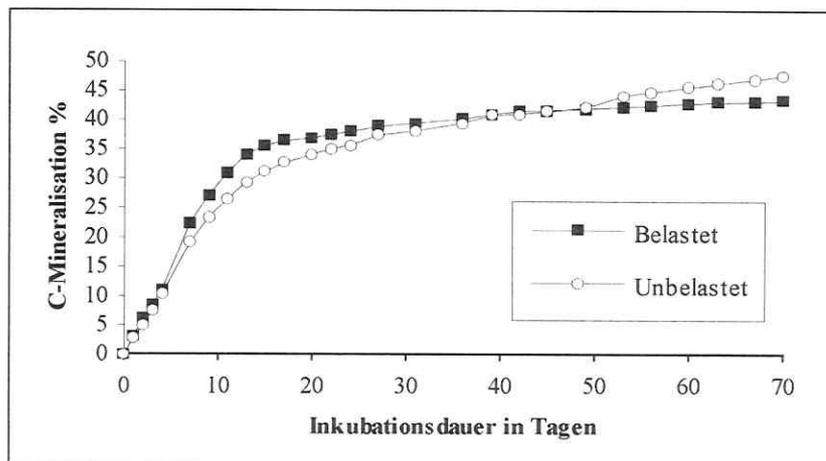


Abbildung 20: C-Mineralisation aus der Streu des Jahres 1993 im Boden der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen. - Werte abzüglich Grundatmung.

(Laborinkubationsversuch [IK2], Einwaage 200 g C/100g Boden, n = 5)

Streuzusammensetzung: Belastet: 90 % *Atriplex nitens*, 10 % *Artemisia vulgaris* C/N=45; Unbelastet: 18 % *Atriplex nitens*, 29 % *Artemisia vulgaris*, 24 % *Lactuca serriola*, 18 % *Cirsium arvense*, 6 % Gras, 5 % *Galium aparine* und andere Arten C/N=40

Mehr als die Hälfte davon wurden bereits innerhalb der ersten 10 Tage mineralisiert. Die danach zu konstatierende Abflachung der Kurve ist auf den Verbrauch leicht zersetzlicher Inhaltsstoffe der Streu (Zucker, Pektin, Zellulose) und eine relative Zunahme der weniger leicht abbaubaren Substanzen, insbesondere von Lignin, zurückzuführen (KLIMANEK, 1988). Auch das vorübergehende Voraneilen der Kurve für die Streu der belasteten Fläche trotz insgesamt etwas geringeren Abbaues ist vermutlich durch Inhaltsstoffe (höherer Zellulosegehalt)

zu erklären. In beiden Versuchsansätzen verblieb im belasteten Boden nach 70 Tagen etwa 5 % mehr von dem Kohlenstoff der betreffenden Streu in schwer zersetzlicher Form. Dies deckt sich mit den entsprechenden Beobachtungen über die Streuzersetzung im Feld (Kap. 5.7).

Zu einer Netto-N-Mineralisation kam es unter den Bedingungen der Laborinkubation nach Zugabe des Streumaterials aus dem Jahre 1992 nur während der ersten drei Tage (Abbildung 21). Die ab dem 3. Tag eintretende Immobilisierung hielt bis zum Versuchsende an. Nach 70 Tagen waren noch immer 7 bis 11 mg N/kg Boden infolge der Streuzugabe immobilisiert. Diese Immobilisierung war bei der stengelreichen Streu der belasteten Fläche höher als bei der blattreicheren Streu der unbelasteten Flächen.

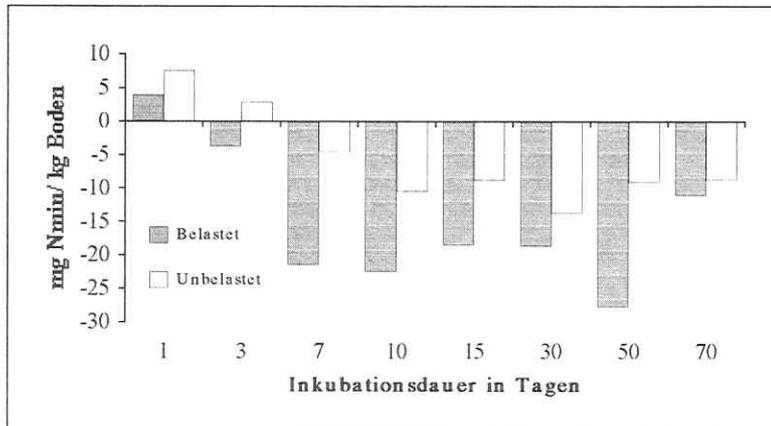


Abbildung 21: N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung beim Abbau von Streu des Jahres 1992 im belasteten und im unbelasteten Boden. Laborinkubationsversuch [IK1], (N_{\min} -Menge als Differenz zum Boden ohne Zusatz Substanzeinwaage 200 mg C/100g Boden, n = 5) C/N: Streu-Belastet: 43; Streu-Unbelastet: 37

Auch bei Verwendung von Streumaterial aus dem Jahre 1993 wurde im Boden der "belasteten" Variante mit 40 mg N/kg Boden nach 70 Tagen deutlich mehr Stickstoff immobilisiert als in der "unbelasteten" Vergleichsvariante (17 mg N/kg Boden) (Abbildung 22). In der letzteren war die Immobilisation mit 17 mg N/kg Boden ähnlich wie im vorherigen Versuchsansatz (Abbildung 21). Diese beiden Versuche sind jedoch insofern nicht voll vergleichbar, als der zweite Versuchsansatz im Gegensatz zu dem ersten bis zum 50. Tag in luftdurchlässigen Polyethylenbeuteln (unter ansonsten gleichen Inkubationsbedingungen) lief. Lediglich die N_{\min} -Messung zum 70. Tag erfolgte im Boden der gleichen Inkubationsgefäße, in denen auch die C-Mineralisation aus der Streu untersucht worden war. Gegenüber dem ersten Versuchsansatz (Abbildung 21) erfolgte damit auf beiden Böden eine stärkere Immobilisation (Abbildung 22). Auch das C/N-Verhältnis des Streumaterials war jedoch 1993 etwas weiter.

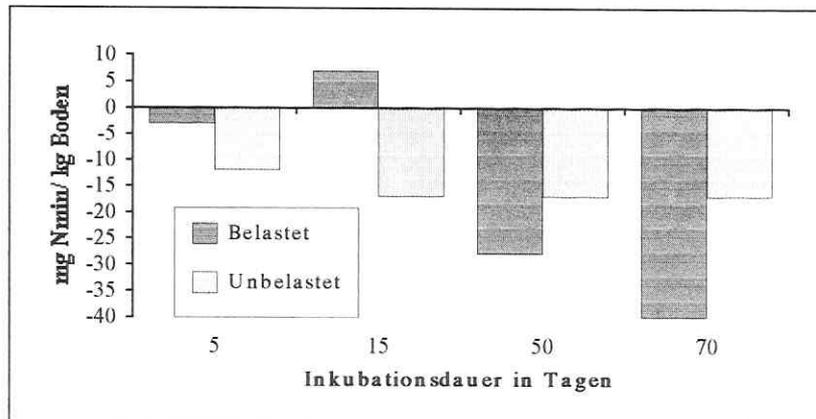


Abbildung 22: N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung beim Abbau von Streu des Jahres 1993 im belasteten und im unbelasteten Boden, Laborinkubationsversuch [IK2], N_{\min} -Menge als Differenz zum Boden ohne Zusatz, Substanzeinwaage 200 mg C/100g Boden, n = 5) Streu: Belastet C/N 45; Unbelastet C/N 40

5.13 C- und N-Mineralisation aus dem Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten [IK3]

5.13.1 Kohlenstoffmineralisation

In den Pflanzengesellschaften von selbstbegrünten Ackerbrachen können im Verlaufe der Sukzession einzelne Arten den Bestand dominieren. Auf der hier untersuchten "belasteten" Fläche waren dies z.B. anfangs *Atriplex nitens* und später *Artemisia vulgaris*, während auf der "unbelasteten" Fläche *Agropyron repens* vorherrschte (Kap. 5.1). Probleme entstehen dabei vor allem dann, wenn sich schwer zu bekämpfende Ackerunkräuter wie *Agropyron repens* ausbreiten und vermehren. Daneben hängt aber auch die Zersetzbarkeit der Streu solcher Sukzessionsbrachen von der Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes ab.

Die C-Mineralisation aus dem in den Boden eingemischtem Sproßmaterial von *Atriplex nitens*, *Artemisia vulgaris*, *Lactuca serriola* und *Agropyron repens* wurde deshalb in Laborinkubationsversuchen vergleichend geprüft (Abbildung 23). Die Pflanzen wurden zum Entwicklungsstadium "Schossen" in jungem und nach dem ersten Herbstfrost in abgestorbenem Zustand aus den Beständen entnommen. Im Gegensatz zu den Abbauversuchen mit Sproßmaterial in den Streucontainern an der Bodenoberfläche (Kap. 5.11) wurde hier *Solidago canadensis* nicht mitgeprüft, weil Vorversuche bei dieser Pflanzenart nur geringe Unterschiede in der C-Mineralisation bei unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten zeigten. Die Inkubationsversuche wurden zum Vergleich sowohl in dem belasteten als auch in dem unbelasteten Boden durchgeführt.

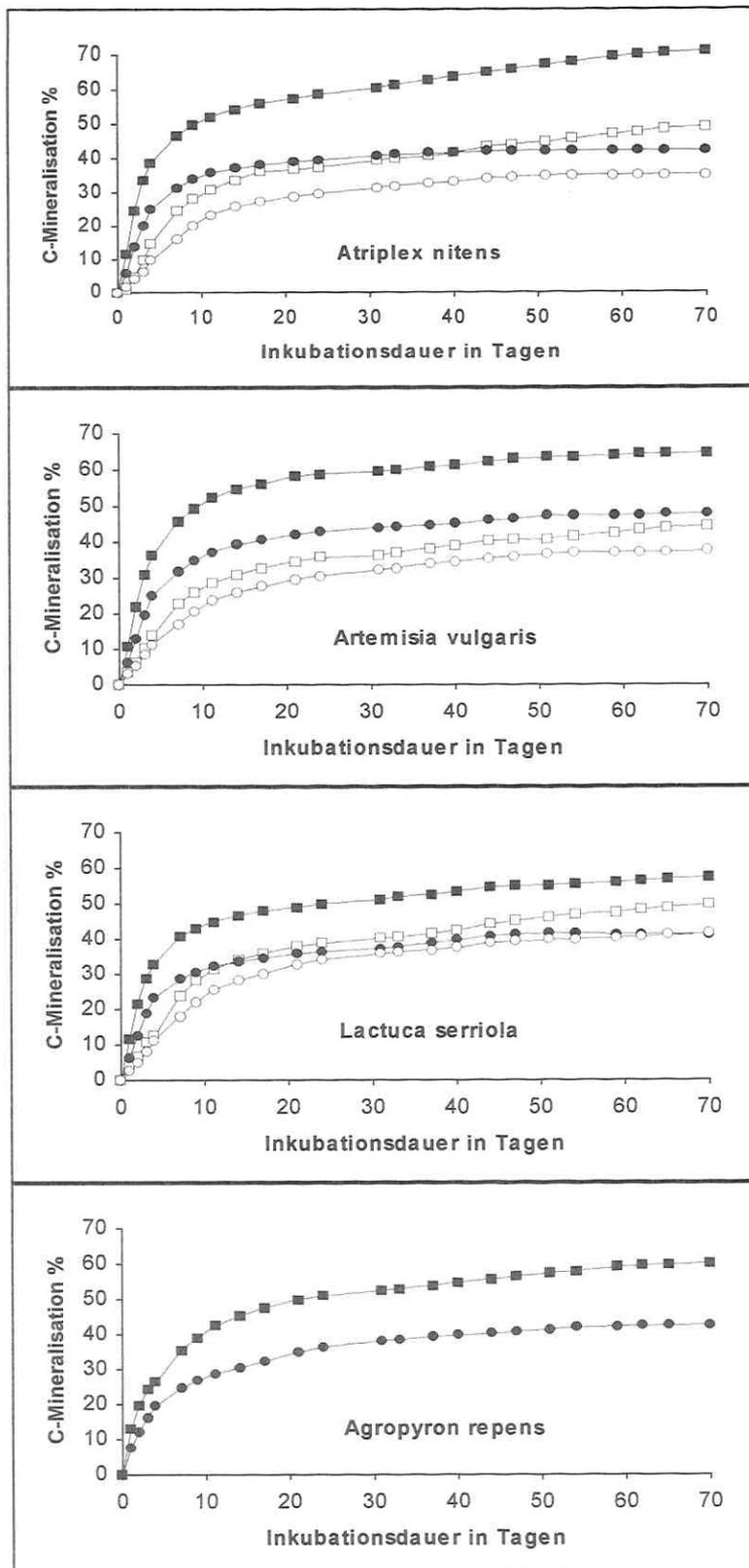


Abbildung 23 (s. Seite vorher):

Vergleichende Darstellung des Verlaufes der C-Mineralisation aus jungem und altem Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten in belastetem und unbelastetem Boden (Einwaage 200 mg C/100 g Boden, n = 5) [IK3] (Werte abzüglich Grundatmung)

■ = belasteter Boden, junges Pflanzenmaterial □ = belasteter Boden, altes Material,

● = unbelasteter Boden, junges Material ○ = unbelasteter Boden, altes Material

(C/N-Verhältnis der Pflanzensubstanzen s. Tabelle 21)

Die Ergebnisse zeigten deutliche Unterschiede sowohl zwischen dem belasteten und dem unbelasteten Boden als auch zwischen den Pflanzenarten. Ebenso deutlich wirkte sich auch das Entwicklungsstadium dieser Pflanzen auf die Höhe der C- und N-Mineralisation aus dem Sproßmaterial aus.

In den ersten 10 - 15 Inkubationstagen wurden in dem belasteten Boden bis zu 50 % des jungen, zum Zeitpunkt des "Schossens" gewonnenen Sproßmaterials von *A. nitens*, *A. vulgaris*, *L. serriola* und *A. repens* mineralisiert. Die Mineralisation des alten, bereits abgestorbenen Materials war wesentlich geringer. Außerdem erfolgte die Mineralisation im belasteten Boden einerseits rascher und andererseits insgesamt auch stärker als im unbelasteten Boden, ganz besonders bei dem jüngeren Pflanzenmaterial. Der rasche Abbau des jungen Pflanzenmaterials ist möglicherweise durch dessen sehr enges C/N-Verhältnis (bis zu C/N=16 bei *A. nitens*) gefördert worden. Für die stärkere Umsetzung im belasteten Boden dürfte die höhere mikrobielle Aktivität dieser Variante verantwortlich sein.

Das junge, bereits zum Zeitpunkt des Schossens entnommene Pflanzenmaterial wurde in der Reihenfolge *Atriplex nitens* > *Artemisia vulgaris* > *Lactuca serriola* = *Agropyron repens* mit abnehmender Intensität abgebaut. Die C-Mineralisation erfolgt mit 71 % bei jungem Material von *A. nitens* in dem belasteten Boden am stärksten. Die Zersetzung des gleichen Materials betrug in dem unbelasteten Boden nur 42 %. Altes und abgestorbenes Sproßmaterial wurde lediglich zu 35 - 50 % mineralisiert. Auf die möglichen Zusammenhänge mit den Inhaltsstoffen der Pflanzensubstanzen wird in Kapitel 5.14 eingegangen.

5.13.2 Stickstoffumsatz

Der Abbau des jungen Pflanzenmaterials führte zu einer Netto-N-Mineralisation, die auf dem belasteten Boden im Vergleich zu dem unbelasteten deutlich höher war (Abbildung 24). Der höchste Wert wurde mit 78 (Unbelastet) bzw. 111 (Belastet) mg N_{min}/kg Boden bei *Atriplex nitens* gemessen. Die N-Mineralisation aus *Artemisia vulgaris* und *Lactuca serriola* war ge-

ringer und bei beiden Arten annähernd gleich. Auf Grund seines weiten C/N-Verhältnisses erfolgte beim Abbau von *Agropyron repens* trotz dessen früher Entnahme zur Zeit des Schossens keine N-Freisetzung, sondern eine N-Immobilisierung in Höhe von 19 bzw. 32 mg N/kg Boden. Bei Verwendung des älteren, erst nach Frost im Herbst entnommenen Sproßmaterials wurde generell Stickstoff immobilisiert. Diese Immobilisation war in dem belasteten etwas geringer als in dem unbelasteten Boden und sie erschöpfte den anfänglichen N_{\min} -Vorrat des Bodens nicht.

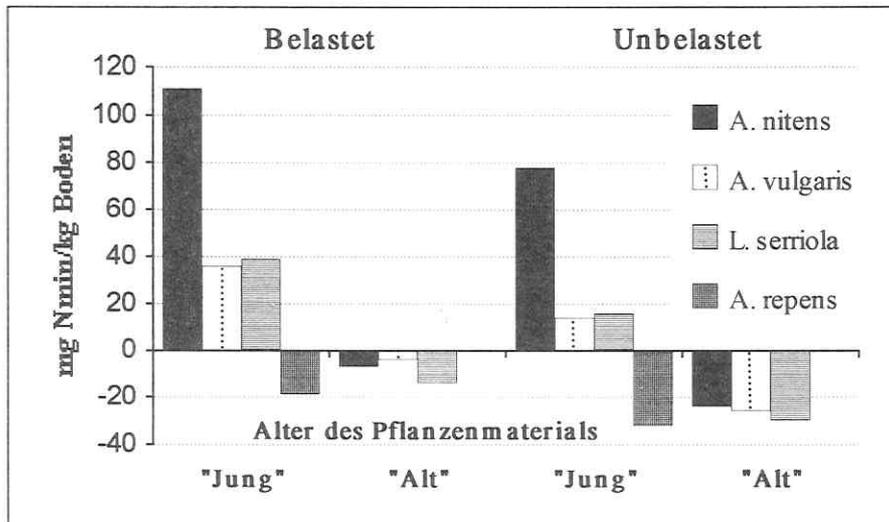


Abbildung 24: Vergleichende Darstellung der Netto-N-Mineralisation bzw. -Immobilisierung durch junges und altes Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten in belastetem und unbelastetem Boden nach 70 Tagen Laborinkubation (Differenz zum Kontrollboden ohne Zusatz; n = 5) [IK3]

N_{\min} (Kontrollboden ohne Zusatz): Belastet: 242 ppm, Unbelastet: 86 ppm

In den Laborinkubationsversuchen mit Streumaterial der belasteten und unbelasteten Flächen wurden im Boden maximal 17 (Unbelastet) und 40 (Belastet) mg N/kg Boden immobilisiert (Abbildung 22). Auch die durch den Abbau von abgestorbenen Pflanzen hervorgerufene N-Immobilisierung lag mit 14 - 30 mg N/kg Boden in der gleichen Größenordnung. Im Gegensatz zu den entsprechenden Versuchen mit Streumaterial war die Immobilisierung hier allerdings im unbelasteten Boden etwas stärker. Zwischen den Pflanzenarten traten beim Abbau des alten Materials nur geringe Unterschiede auf.

5.14 Einfluß der Zusammensetzung des Materials auf den Abbaueverlauf [IK3]

Ausmaß und Intensität der Mineralisation von Streu und Pflanzenresten hängen neben deren C/N-Verhältnis und Eiweißgehalt auch vom Anteil der anderen Inhaltsstoffe und deren Zersetzbarkeit, insbesondere der Kohlenhydrat- und der Ligninfraktion, ab (KLIMANEK, 1991). Deshalb wurden für die in den Versuchen AW1-AW4, SA2, SA4, SA5 und IK2 - IK3 verwendeten Streu- und Sproßmaterialien die Inhaltsstoffe Asche, Lignin, Zellulose, Hemicellulose nach dem Prinzip der Futtermittelanalyse von VAN SOEST (1973) ermittelt (Tabelle 21). Die in dieser Tabelle genannten C/N-Werte sind nicht mit denen aus der Versuchsreihe zur Erfassung der Phytomasse und Streumenge (PF93/94) in Kapitel 5.3 identisch, da die dortigen Werte für die Sproßmasse der gesamten Vegetation und nicht für die einzelnen Pflanzenarten gelten.

Tabelle 21: Zusammensetzung der in den Versuchen AW1 - AW4, SA2, SA4, SA5, IK2 und IK3 verwendeten Streu- und Pflanzenmaterialien -Angaben in % TM-

Material	Asche	Rohprotein	Zellulose	Hemizell.	Lignin	C/N
Streu 93, Belastet**	7	6,3	49	23	8	45
Streu 93, Unbelastet**	12	6,9	40	18	13	40
<i>Agropyron repens</i> (Jung)*	8	6,9	30	23	5	38
<i>Lactuca serriola</i> (Jung)*	11	13,1	32	10	4	20
<i>Lactuca serriola</i> (Alt)**	4	5,0	53	20	10	56
<i>Atriplex nitens</i> (Jung)*	19	16,9	29	15	4	15
<i>Atriplex nitens</i> (Alt)**	7	5,6	51	25	7	48
<i>Artemisia vulgaris</i> (Jung)*	11	13,8	35	15	7	19
<i>Artemisia vulgaris</i> (Alt)**	4	5,0	49	18	14	58

* Entnahme am 06.07.1993 ** Entnahme am 04.11.1993 Rohprotein = $N_t \cdot 6,25$
(die Streu aus dem Jahre 1992 [SA1,IK1] wurde nicht auf Inhaltsstoffe untersucht)

In Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium des Pflanzenmaterials veränderte sich auch dessen Zusammensetzung. Verglichen mit dem jungen, zum Zeitpunkt des Schossens gewonnenen Material nahmen die Gerüststoffe (Zellulose, Hemizellulose und Lignin) in dem alten, bereits abgestorbenen Material zu. Die höchsten Ligningehalte wurden in der Streu der unbelasteten Fläche sowie dem abgestorbenen Sproßmaterial von *Artemisia vulgaris* und *Lactuca serriola* gefunden. Die Gehalte an Asche und Rohprotein sowie an Speicherstoffen nahmen im älteren Pflanzenmaterial entsprechend ab. Nach Untersuchungen von BORNKAMM (1981) lag der Ligningehalt verschiedener Pflanzen im Durchschnitt bei 10 %, mit einer Spanne von 4 - 20 %. Auch IFFERT (1983) hat Anfang Juli einen Ligningehalt in Gräsern von 6 - 8 % gemessen. Bei Kräutern stieg dieser im abgestorbenen Pflanzenmaterial aus den Monaten Oktober/November auf das Doppelte der Werte vom Juli an.

Innerhalb der ersten 10 Tage erfolgte in den Laborinkubationsversuchen (Kap. 5.13) regelmäßig der stärkste Substanzabbau und nahm danach deutlich ab. Nach einem Vorschlag von KLIMANEK (mdl. Mitt.) wurden zwischen dem Abbau des Sproßmaterials der im Inkubationsversuch IK3 verwendeten Pflanzenarten bis zum 10. Inkubationstag (fünf Wiederholungen je Variante) einerseits und dessen Gehalten an Lignin und Gerüststoffen sowie den N-Gehalten bzw. C/N-Verhältnissen andererseits Korrelationsrechnungen durchgeführt (Tabelle 22). Von dem jungen, z.Z. des Schossens gewonnenen Sproßmaterial waren nach 10 Inkubationstagen zwischen 34 und 48 %, aber vom abgestorbenen Pflanzenmaterial erst 25 bis 30 % mineralisiert (s. Abbildung 23, Kap. 5.13).

Tabelle 22: Korrelationen zwischen der C-Mineralisation bis zum 10. Inkubationstag und den Inhaltsstoffen verschiedener Pflanzenarten im jungen und abgestorbenen Zustand im belasteten und unbelasteten Boden

Parameter	Mittel	r (x,y)	B (r ²)	Funktion: y=c+mb
Insgesamt n = 14				
C-Abbau % ("A")	35			
% N _t	1,5	0,74	0,54	A = 21 + 9,4 % N
% Lignin	7	-0,55	0,30	A = 45 - 1,5 % Lignin
% Gerüstsubstanz *	65	-0,71	0,50	A = 62 - 0,4 % Ger.sub.
Belastet n = 7				
C-Abbau % ("A")	40			
% N _t	1,5	0,92	0,94	A = 22 + 12 % N
% Lignin	7	-0,73	0,53	A = 55 - 2,1 % Lignin
% Gerüstsubstanz *	65	-0,91	0,84	A = 75 - 0,5 % Ger.sub.
Unbelastet n = 7				
C-Abbau % ("A")	30			
% N _t	1,5	0,94	0,88	A = 19 + 6,7 % N
% Lignin	7	-0,63	0,39	A = 37 - 1,0 % Lignin
% Gerüstsubstanz *	65	-0,86	0,73	A = 48 - 0,3 % Ger.sub.

* (% Lignin + % Hemicellulose + % Zellulose)

Die Korrelationsrechnungen wurden zum einen für die Gesamtheit aller Wertepaare und zum anderen, da sich die Abbauintensität auf den beiden Versuchsböden unterschied, für jeden Boden getrennt angestellt. Hierbei zeigte sich bei der nach Böden getrennten Berechnung die jeweils bessere Korrelation.

Enge positive Beziehungen mit hohem Bestimmtheitsmaß ergaben sich zwischen der C-Mineralisation einerseits und den N_t-Gehalten der verschiedenen Pflanzensubstanzen andererseits.

Eine wesentlich schwächere und naturgemäß negative Korrelation bestand zum Ligningehalt. Weil die anderen beiden Zellgerüst-Substanzen (Zellulose und Hemizellulose) sich zwar zwischen den Entwicklungsstadien "Jung" und "Alt", aber zwischen den einzelnen Pflanzenarten nicht ausreichend unterschieden (keine ausreichend gleichmäßig verteilte Grundgesamtheit), wurde auf eine Korrelationsrechnung zwischen dem Gesamt-Abbau und jedem einzelnen dieser Parameter verzichtet. Die Summe aller drei Gerüstsubstanzen war mit dem Substanzabbau innerhalb der ersten 10 Inkubationstage eindeutig negativ korreliert.

Für einen Vergleich der verschiedenen Streumaterialien wurden keine entsprechenden Korrelationsrechnungen angestellt, da sich bis zum 10. Inkubationstag keine wesentlichen Unterschiede bei deren Abbau ergaben (s. Abbildung 19 und 20, Kap. 5.12).

5.15 N-Mineralisation nach Umbruch von Bracheflächen [UM]

Durch den Umbruch von je einer Parzelle auf der belasteten und der unbelasteten Fläche nach vierjähriger Brachedauer wurde in einem Kurzzeitversuch (März - Juni 1995) die Stickstoffmineralisation ohne und mit Einarbeitung der Streu im Vergleich zu der unveränderten Brache verfolgt (Abbildung 25).

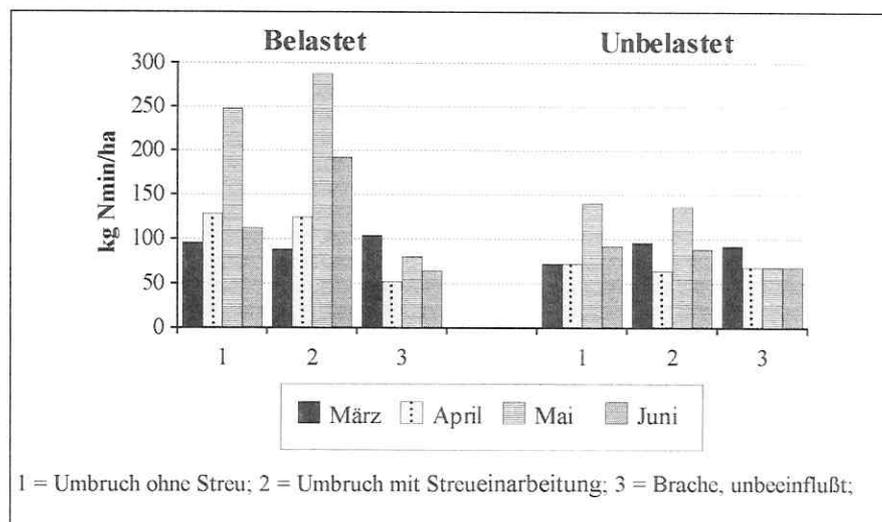


Abbildung 25: N-Mineralisierung in nach Umbruch vegetationsfrei gehaltenen Bracheböden: ohne (1) und mit Einarbeitung der Streu (2) zum Vergleich zur ohne Eingriff fortgeführten Brache mit Vegetation (3) [UM1] (jeweils nur 1 Parzelle) (Berechnungsgrundlage: mittlere LD 1,35 g/cm³)
C/N-Streu: Belastet 31, Unbelastet 30; Boden: Belastet 7,3 % C_t, 0,68 % N_t; Unbelastet 2,2 % C_t, 0,2 % N_t

Hierzu wurde im März 1995 von einer 5 m² großen Parzelle die darauf befindliche Streu vollständig entfernt und der Boden anschließend unter zusätzlicher Entfernung grober Stoppel- und Wurzelreste 20 cm tief umgegraben (Variante 1). Bei einer weiteren Parzelle wurde die Streu auf 2-3 cm Länge gehäckselt beim Umgraben in die oberste 20 cm Bodenschicht eingemischt (Variante 2). Beide Flächen blieben während der Untersuchungsperiode vegetationsfrei. Eine dritte Parzelle auf der unveränderten Brachfläche mit Vegetation diente zur Ermittlung der N-Mineralisation im ungestörten Boden (Variante "3").

Unabhängig von der Streueinarbeitung war die nach Umbruch im Boden akkumulierte N_{min}-Menge auf der belasteten wesentlich höher als auf der unbelasteten Fläche. Die N_{min}-Gehalte in der Zeit von März bis Juni 1995 deuteten auf beiden Versuchsflächen (Belastet und Unbelastet) nicht auf eine Stickstoff-Immobilisation durch die in der Variante "2" eingearbeitete Streu im Vergleich zu der Variante 1 ohne Streueinarbeitung. Dies liegt vermutlich an dem relativ engen C/N-Verhältnis der Streu, das in beiden Versuchsvarianten (Belastet und Unbelastet) bei etwa 30 lag. Das Einarbeiten des Streumaterials führte auf der belasteten Fläche sogar zu einer vermehrten N_{min}-Anreicherung im Vergleich zu der nur umgebrochenen Variante. Auf der unbelasteten Fläche waren keine Unterschiede zwischen diesen beiden Varianten (Umbruch mit oder ohne Streueinarbeitung) zu erkennen. Die Streumenge entsprach mit ca. 110 dt TM/ha dem nach 4 jähriger Brachedauer auf den Untersuchungsflächen durchschnittlich angesammelten Quantum an Streu (Kapitel 5.1). Der Rückgang der N_{min}-Mengen im Juni auf den beiden unbewachsenen Flächen kann als Auswaschung durch Niederschläge erklärt werden (Anhang Abb. II).

Auf der nicht umgebrochenen Brache (Variante 3) unterschieden sich die N_{min}-Mengen zwischen der belasteten und der unbelasteten Fläche dagegen kaum. Wie bereits bei dem Umsetzungsversuch mit im Freiland in Polyethylenbeuteln eingegrabenem Bodenmaterial gezeigt (s. Abbildung 18, Kap. 5.12.1), kam es erst durch die mit dem Umbruch verbundene Störung des belasteten Bodens zu einer erheblich stärkeren N-Mineralisation als im Boden der unbelasteten Fläche. Auch hier wiesen die N_{min}-Gehalte nur eine geringe zeitliche Schwankung auf. Dies dürfte in erster Linie auf die Bodenruhe dieser unbearbeiteten Bracheflächen, verbunden mit der beträchtlichen N-Aufnahme durch die Brachevegetation, zurückzuführen sein. Wie die in Abbildung 26 zusammengefaßten Meßergebnisse aus den Jahren 1992 - 1994 zeigen, ist es auf den in dieser Arbeit untersuchten Bracheflächen im Laufe der mehrjährigen Bodenruhe tatsächlich zu einem beträchtlichen Rückgang der N_{min}-Menge im Oberboden (0 - 30 cm) gekommen.

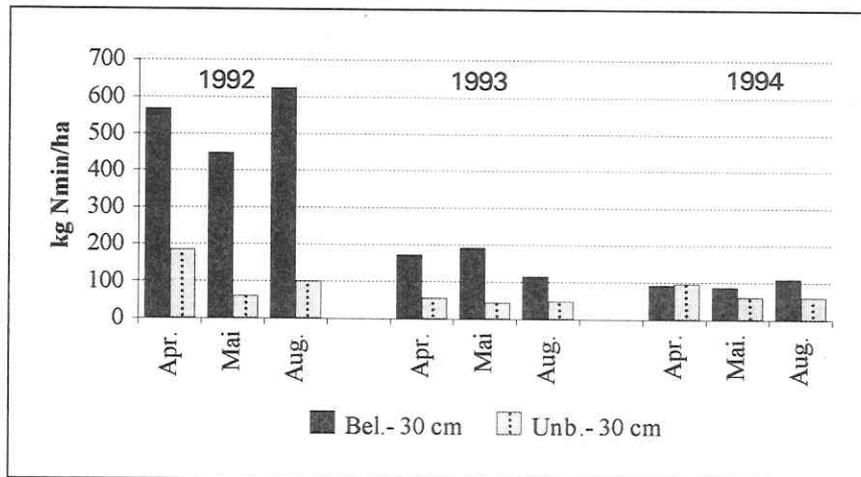


Abbildung 26: Abnahme der N_{\min} -Mengen im belasteten (Bel.) und im unbelasteten (Unb.) Oberboden (0-30 cm) der Versuchsflächen in den Jahren 1992 bis 1994 (Parzellen: Belastet: 67 und 65, Unbelastet: 119, 122 s. Abbildung 1, n. STRAS (1995); Berechnungsgrundlage: LD 1,35 g/cm³)

Kurzfassung der Ergebnisse der Kapitel 5.12 - 5.15

Die C- und N-Mineralisation im Boden wurde sowohl in Labor- als auch in Felduntersuchungen geprüft und der Abbau von zugesetztem Streu- bzw. Pflanzenmaterial ermittelt.

Aufgrund seiner besonderen Vorgeschichte war die C- und N-Mineralisation in dem belasteten Boden wesentlich stärker als im unbelasteten Boden. Dies gilt für die bodeneigene organische Masse ebenso wie für das dem Boden zugefügte Streu- bzw. Pflanzenmaterial und wurde sowohl in Laborinkubationsversuchen als auch unter Freilandbedingungen nachgewiesen.

Unter Laborbedingungen kam es bei Zusatz von älterer Streu aus der Brachevegetation mit weitem C/N-Verhältnis zu einer langfristigen Netto-N-Immobilisation von 20 - 40 mg N/kg (bis zu 100 kg N/ha) im Boden. Im Felde dagegen führt ein Umbruch nach 4-jähriger Brachedauer auch bei Einarbeitung des gehäckselten Streumaterials zumindest auf dem belasteten Boden nicht zu einer N-Festlegung, sondern als Folge der durch den Umbruch gestörten Bodenruhe sogar von Anfang an zu einer deutlichen Netto-N-Mineralisation.

Durch mikrobielle Zersetzung während einer 70-tägigen Labor-Inkubation wurden nur rund 40 % der in Form von Streu oder verschiedenen Pflanzenmaterialien zugesetzten C-Menge mineralisiert. Bis zu 60 % verblieb demnach als schwer zersetzbarer Rückstand bzw. als mikrobielle Biomasse oder in humifizierter Form noch im Boden. Das Sproßmaterial verschiedener Pflanzenarten wurde in Abhängigkeit von dessen Alter und dem jeweiligen Versuchsboden in der Reihenfolge *A. nitens* > *A. vulgaris* > *L. serriola* = *A. repens* mit abnehmender Intensität zu 35-71 % mineralisiert. Hierbei erfolgte in der Regel bei jungem, zum Zeitpunkt des Schossens gewonnenem Material eine Netto-N-Mineralisation und bei älterem, bereits abgestorbenem Material eine Netto-N-Immobilisation.

Enge positive Korrelationen bestanden erwartungsgemäß zwischen der Anfangs-Mineralisation bis zum zehnten Inkubationstag und dem jeweiligen N-Gehalt. Der Ligningehalt wies erwartungsgemäß eine negative, aber nur relativ schwache Korrelation zur C-Mineralisation während der ersten 10 Versuchstage auf. Ähnliches gilt für die Summe aller drei Gerüststoffe (Lignin + Zellulose + Hemizellulose) der verwendeten Pflanzensubstanzen. Durch eine für beide Böden getrennte Berechnung wurden die Korrelationen teilweise deutlich verbessert.

5.16 Streurotte an der Bodenoberfläche und N-Einbau in den Boden [RV]

Eine N-Mineralisierung findet nicht nur im Boden, sondern auch in der Streuschicht an der Bodenoberfläche von ungestörten, mit Wildkräutern bestandenen Ackerbrachen statt. Dieser Vorgang wird durch das als Pflegemaßnahme dienende Mulchen und den jeweiligen Mähzeitpunkt entscheidend beeinflusst (SCHREIBER, 1980, IFFERT, 1983). Insbesondere aus dem stickstoffreichen grünen Pflanzenmaterial von Nitrophyten werden rasch größere N-Mengen wieder freigesetzt und in den Boden zurückgeführt. Diese Prozesse wurden in einem Modellversuch mit ^{15}N -markiertem Sproßmaterial von *Atriplex nitens*, das zu verschiedenen Entwicklungsstadien geerntet wurde, auf den beiden Versuchsböden geprüft. *A. nitens* gilt als Nitrophyt. Die Auswahl dieser Pflanzenart erfolgte auf Grund ihrer Dominanz im Bestand der belasteten Versuchsfläche.

Das Pflanzenmaterial wurde in Gefäßen auf ^{15}N gedüngter Löß-Schwarzerde herangezogen und zu zwei verschiedenen Zeitpunkten im Stadium des Schossens (Jung) und in abgestorbenem Zustand (Alt) geerntet. Die Anzucht auf natürlichem Boden bewirkte auf Grund der dort stattfindenden N-Mineralisation eine allmähliche Verdünnung des ^{15}N und erklärt die zur Zeit des Schossens höhere ^{15}N -Markierung im Vergleich zu dem abgestorbenen Pflanzenmaterial. Wie in Kap. 4.2.6 näher beschrieben, wurde dieses einer dreimonatigen Rotte an der Bodenoberfläche überlassen und danach der Verbleib des markierten Stickstoffs bestimmt.

Während der Versuchsdauer fand ein beträchtlicher Substanzabbau von 56 (Unbelastet) bzw. 61 % (Belastet) des jungen, zum Zeitpunkt des Schossens gewonnenen, und von 32 bzw. 36 % des alten, bereits abgestorbenen Sproßmaterials statt (Tabelle 23). Das Blatt/Stengel-Verhältnis betrug etwa 1 : 3. Die Stickstoffmenge im Pflanzenmaterial nahm während der Rotte beim jungen Material um 46 - 51 % und beim alten Material nur um 35 - 39 % ab. Der Abbau war demnach als Folge der höheren mikrobiellen Aktivität des belasteten Bodens dort etwas intensiver als auf dem unbelasteten Boden. Parallel dazu ging auch ein etwas höherer N-Anteil aus dem Pflanzenmaterial verloren. Der Stickstoffgehalt in den zu Versuchende verbliebenen Resten hat sich bei den jungen, N-reichen Pflanzen im Vergleich zu dem Ausgangsmaterial während der Rotte deutlich erhöht, während er bei dem N-ärmeren alten, bereits abgestorbenen Material annähernd konstant blieb.

Tabelle 23: Trockenmasse- und Stickstoffverluste des unterschiedlich alten Sproßmaterials von *Atriplex nitens* nach 3-monatiger Rotte an der Oberfläche von belastetem und unbelastetem Boden (10 g TM/ 100 g Boden, n = 5)

Variante	N %	Belastet		Unbelastet	
		TM g	mg N	TM g	mg N
Jung					
Einwaage	1,75	10,0	175	10,0	175
Rückwaage	2,15	3,94	85	4,42	95
Verlust %*		61	51	56	46
Alt					
Einwaage	0,77	10	77	10	77
Rückwaage	0,73	6,45	47	6,83	50
Verlust %*		36	39	32	35

* Differenz bezogen auf die Einwaage in %

Die während der Rotte des Sproßmaterials freigesetzten Stickstoffverbindungen wurden durch eine wöchentlich einmal applizierte H₂O Menge von 10 ml ausgewaschen und in den darunter befindlichen Boden verlagert. Nach dreimonatiger Versuchsdauer wurden von dem markierten, aus dem verrottenden jungen Pflanzenmaterial ausgewaschenen Stickstoff 18 (Unbelastet) bzw. 27 % (Belastet), aber nur 12 bzw. 15 % aus dem alten Material im Boden gefunden (Tabelle 24). Die aus dem Pflanzenmaterial stammende ¹⁵N-Menge war demnach im belasteten ebenfalls deutlich höher als in dem unbelasteten Boden.

Tabelle 24: ¹⁵N-markierter Pflanzenstickstoff im Boden und dessen Anteil an der zu Versuchsbeginn in dem Pflanzenmaterial enthaltenen N-Menge (n = 5)

Variante	mg N _t im Bd.	at.-% ¹⁵ N exc. im Bd.	at.-% ¹⁵ N exc. i. Pfl.	mg Pfl.-N im Boden **	% des Pfl.bürt. N im Boden***
Jung					
Belastet	730*	1,84	28	48	27
Unbelastet	230	3,84	28	32	18
GD p=0,05%					6
Alt					
Belastet	730	0,36	23	11	15
Unbelastet	230	0,89	23	9	12
GD p=0,05%					3

* Einwaage Boden 100 g TM; %N Boden: Belastet: 0,73; Unbelastet: 0,23

** Pflanzenbürtiger N im Boden = $\frac{\text{mg N}_t (\text{Boden}) \cdot \% \text{ } ^{15}\text{N at.exc. (Boden)}}{\% \text{ } ^{15}\text{N at.exc. (Pflanze)}}$

*** bezogen auf N in Pflanzensubstanzeinwaage s. Tabelle 23

Die Wiederfindungsrate der insgesamt mit dem Pflanzenmaterial eingesetzten ^{15}N -Menge (Boden und restliches Material) nach Abschluß der 3-monatigen Rotte lag zwischen 74 und 77 % (Tabelle 25). Demnach ist während des Versuches etwa ein Viertel des markierten Pflanzen-N als NH_3 oder durch Denitrifikation verloren gegangen. Geringe Mengen an Sickerwasser traten bei diesen Versuchsansätzen nur anfänglich auf. Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten ergaben sich dabei nicht. Auf die möglichen Ursachen dieser N-Verluste wird in der nachfolgenden Diskussion eingegangen.

Tabelle 25: Wiederfindungsrate (WfR) des mit dem Pflanzenmaterial eingebrachten Stickstoffs nach 3 Monaten Rottedauer (Angaben in mg bzw. in Prozent)

Variante	Anfangsmenge mg	Rotterest mg (1)	im Boden mg (2)	Summe 1 + 2 mg	WfR %
Jung					
Belastet	175	85	48	133	76
Unbelastet	175	95	32	127	74
Alt					
Belastet	77	47	11	58	75
Unbelastet	77	50	9	59	77

Der aus dem Pflanzenmaterial stammende, im Boden wiedergefundene Stickstoff lag je nach Alter des verwendeten Pflanzenmaterials in unterschiedlicher Bindungsform vor (Tabelle 26).

Tabelle 26: Anorganisch und organisch im Boden gebundener N aus dem Pflanzenmaterial

Variante	mg Pfl.-N im Boden *)	mg N_{min} im Boden	% ^{15}N exc. im Bd.- N_{min}	mg Pfl.-N im Bd.- N_{min} **	%Pfl.-N mineral.	%Pfl.-N organ.
Jung						
Belastet	48	66	17	40	83	17
Unbelastet	32	30	21	23	72	28
Alt						
Belastet	11	15	2	1	9	91
Unbelastet	9	4	4	0,7	8	92

*) s. Tabelle 24

**) $\frac{\text{mg } \text{N}_{\text{min}} (\text{Boden}) \cdot \text{at.}\% \text{ } ^{15}\text{N}_{\text{min}} \text{ exc. (Boden)}}{\text{at.}\% \text{ } ^{15}\text{N} \text{ exc. (Pflanze)}}$

Bei den Versuchen mit jungem Sproßmaterial überwog im Boden der mineralisch gebundene ^{15}N . Auch bei dem weiter oben geschilderten Versuch zur N-Auswaschung (AW3, Kap. 5.6,

Abbildung 11) wurde im Perkolat von jungem *Atriplex nitens*-Material ein hoher Anteil an anorganisch gebundenem Stickstoff gefunden. Eine maßgebliche Ursache hierfür dürfte in der raschen Mineralisation des jungen Pflanzenmaterials liegen. Zudem schränken die relativ hohen N_{\min} -Gehalte des Bodens eine Immobilisierung des freigesetzten ^{15}N ein.

Bei Verwendung des alten Materials lag der im Boden wiedergefundene Pflanzenstickstoff dagegen vorwiegend organisch gebunden vor. Auch dies deckt sich mit den Ergebnissen der Versuche zur N-Auswaschung aus älterem Sproßmaterial von *Atriplex nitens* im Perkolat (Kap.5.6, Abbildung 11). Die im Boden vorherrschende ^{15}N -Bindungsform ist aber vermutlich auch abhängig von der aus dem Pflanzengewebe insgesamt ausgewaschenen Menge, die bei dem jungen Material wesentlich größer war.

Kurzfassung der Ergebnisse aus dem Kapitel 5.16

*Die in Kapitel 5.16 geschilderten Ergebnisse belegen, daß bereits während der Rotte von Streu- bzw. Pflanzenmaterial an der Bodenoberfläche erhebliche N-Mengen freigesetzt und in den Boden gewaschen werden. Die Umsetzung ist jedoch auch abhängig von der mikrobiellen Aktivität des Bodens und dem Alter der jeweiligen Pflanzensubstanz. Während einer 3-monatigen Rottedauer wurden aus jungem Pflanzenmaterial von *A. nitens* bis zu 51 % der Gesamtstickstoffmenge freigesetzt. Der Anteil bei dem N-ärmeren abgestorbenen Material betrug dagegen maximal 39 %. Der Abbau war auf dem belasteten Boden mit hoher mikrobieller Aktivität stärker und intensiver. Auch die aus dem Material ausgewaschene und im Boden gebundene Stickstoffmenge war hier gegenüber dem unbelasteten Boden höher.*

Zwischen 18 und 27 % der mit dem jungen Pflanzenmaterial eingebrachten N-Menge wurden bei Versuchsende im Boden wiedergefunden. Der entsprechende Anteil aus dem abgestorbenen Material betrug nur 12 - 15 %. Der in den Boden eingetragene Pflanzenstickstoff lag in dem Versuch mit jungem Material überwiegend mineralisch und bei Verwendung von altem Material überwiegend organisch gebunden vor. Während der Inkubationsdauer gingen rund 25 % der eingesetzten Stickstoffmenge in Form von NH_3 -Ausgasung oder durch Denitrifikation verloren.

6. Diskussion

6.1 Stoffproduktion, Streuabbau und N-Dynamik im Pflanzenbestand

Die Phytomasse von Sukzessionsbrachen läßt sich in die noch lebende, grüne und die bereits abgestorbene Pflanzensubstanz untergliedern. In der vorliegenden Arbeit wird die tote, auf den Versuchsflächen vorgefundene Pflanzensubstanz als "Streu" bezeichnet. Da es sich hier um unbewirtschaftete Brachflächen handelt, bestand diese Streu immer aus einem Gemisch verschiedener Pflanzenarten. Diese Streu kann man noch weiter in die im Bestand "stehenden", d.h. noch nicht auf den Boden gefallen Blätter und Stengel (Fraktion I) und die bereits auf dem Boden "liegenden" Streumaterialien (Fraktion II) unterteilen. Eine derartige Unterteilung läßt sich jedoch nur für die jüngste (rezente) Streu, sowie für die Streu aus dem Vorjahr, aber nur mit Einschränkungen für ältere Jahrgänge durchführen. Die älteren Streujahrgänge lassen sich vor allem durch ihre sehr dunkle Färbung, ihren Zersetzungsgrad und ihr geringes spezifisches Gewicht von der Vorjahresstreu unterscheiden und wurden meist als eine Fraktion des Jahres 1992 und älter (Streu 92) zusammengefaßt.

In den Versuchsjahren 1993 und 1994 entstanden auf den hier untersuchten Ackerbrachen zwischen 100 und 150 dt TM/ha (=1000 - 1500 g/m²) an Phytomasse. Die dabei beobachtete starke Streuung wird auch von anderen Autoren, die Untersuchungen zur Stoffproduktion auf Sukzessionsbrachen anstellten, bestätigt (OSBORNOVA et al., 1990; KERSEBAUM et al., 1993; FORCHE, 1992). Dies ist eine Folge der unterschiedlichen Artenzusammensetzung im Vergleich zu Grünland- oder Kulturpflanzenbeständen, da Staudenarten wie *Artemisia vulgaris* oder *Solidago canadensis* eine wesentlich höhere Substanzbildung aufweisen als z.B. Gräser (WERNER, 1983; HAHN, 1979) und sich auch im Habitus (starke Verzweigung) unterscheiden. Die auf diesen Ackerbrachen gebildeten Substanzmengen lagen daher deutlich über denen auf Grünlandbrachen, wo unter mitteleuropäischen Klimabedingungen nur zwischen 300 und 800 g TM/m² an Phytomasse erreicht wurden (SCHREIBER et al.; 1985; GISI & OERTLI, 1981a; CAMPINO-JOHNSON, 1978).

Die hier gewählte Entnahmefläche von 0,25 m² erwies sich allerdings trotz insgesamt 12-facher Wiederholung als zu klein, da hierbei die Phytomasseproduktion überschätzt werden kann (MERBACH & SAUERBECK, 1995b). Andererseits wurden auch auf Sukzessionsbrachen unter kontinentalen Klimabedingungen im Präriegürtel der USA mit 1300 - 1400 g TM /m² (GOLLEY, 1960) bzw. auf 10 jährigen Gartenbrachen mit 1500 g TM /m² (BORNKAMM, 1981) vergleichbare Mengen gefunden. In natürlichen, Sukzessionsbrachen ähnlichen Ökosystemen wie den Steppenlandschaften im Zentrum der USA mit kontinentalem Klima, ist die jährliche Phytomassebildung jedoch mit im Mittel 200 - 300 g TM/m² wesentlich geringer (COUPLAND, 1992). Diese Ökosysteme stellen jedoch ein Klimaxstadium dar und sind daher

mit Ackerbrachen im subkontinental geprägten Klimabereich des mitteldeutschen Trockengebietes hier nur in den ersten Sukzessionsjahren vergleichbar, weil auf diesen Flächen in der Regel in der Endphase ein Mischwald heranwächst (ARENS, 1976; ELLENBERG, 1986a).

Der Streuanfall zeigt mit dem kontinuierlichen Anstieg während des Sommerhalbjahres und dem frostbedingten Maximum im Herbst einen auch für Bracheflächen auf ehemaligem Grünland sowie für Waldökosysteme typischen Verlauf (ELLENBERG, 1986a; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985). Die im Zeitraum April - Oktober 1993 und 1994 angefallene Streumenge entsprach mit insgesamt rund 150 dt TM/ha (= 1500 g/m²) annähernd dem Phytomasseaufwuchs.

Der in der jeweils folgenden Vegetationszeit beobachtete Streuschwund von ca. 60 % setzte sich auch in der Winterperiode fort. Die Streu auf der unbelasteten Fläche war nach Verlauf von ca. 1 - 1,5 Jahren weitgehend verschwunden. Auch von Grünlandbrachen wird ein Streuschwund innerhalb dieser Zeitspanne berichtet (SCHREIBER & SCHIEFER, 1985). Die Streuanreicherung im Laufe von mehreren Jahren war auf Grund höherer Regenwurmmaktivität auf der unbelasteten Versuchsfläche geringer als auf der belasteten Fläche. Der auf der letztgenannten Versuchsfläche langsamere Streuabbau dürfte aber auch mit einer anderen Vegetationszusammensetzung (höhere Staudenarten mit stark verholzenden Stengeln) zu erklären sein. Ebenso könnte der Streuabbau in den trockenen Vorjahren 1991 und 1992 stark behindert worden sein. Damit erklärt sich zum Teil auch die beobachtete Streuanreicherung auf der belasteten Versuchsfläche.

Nach 4-jähriger Brachedauer fanden sich im Oktober 1994 auf der belasteten Fläche insgesamt 1700 g/m² (170 dt TM/ha) Streu, während deren Menge auf der unbelasteten Fläche mit 1186 g/m² (119 dt TM/ha) (Anhang, Tab. I und II) deutlich geringer war. Davon waren im Oktober 1994 auf beiden Flächen circa 107 dt/ha rezent und die übrigen 63 dt/ha (Belastet) bzw. 12 dt/ha (Unbelastet) ältere Streu aus den Vorjahren. Nur auf feuchten Standorten werden bei brachliegenden Grünlandflächen mit Hochstaudenbewuchs ähnliche Werte von 930 - 1220 g TM/m² (bis 122 dt/ha) erreicht (WOLF, 1979). Bei trockenen Standorten ist die Streuakkumulation auf brachliegenden Grünlandflächen mit 400 - 700 g TM/m² (bis 70 dt/ha) deutlich geringer (GISI & ÖRTL, 1981a; IFFERT, 1983; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; STÖCKLIN & GISI, 1985). In Grassteppen wurde unter kontinentalen Klimabedingungen eine Streuakkumulation von 240 bis 500 g, in Einzelfällen von 800 - 1250 g TM/m² gemessen (COUPLAND, 1992).

Die N-Gehalte in der während des jeweiligen Untersuchungsjahres gebildeten Pflanzenmasse sind mit 1,4 - 4,1 % und in der daraus entstandenen Streu mit 1,2 - 2,2 % vom Entwicklungsstadium abhängig und entsprechen den von KORSMO (1930), BORNKAMM (1981),

HEGEWALD, (1982), ALKÄMPER (1988) und WEDEKIND (1990) genannten Werten für Wildkräuter. Sie sind aber auch mit den Gehalten in Grünlandpflanzen (BRÜNNER, 1954) und Pflanzenarten der Grassteppe (COUPLAND, 1992) vergleichbar.

In der Regel sind auch bei Wildkrautarten wie bei Kulturarten bei höherem pflanzenverfügbarem Stickstoffangebot eine höhere Biomasseproduktion und höhere Stickstoffgehalte zu erwarten. Jedoch können Konkurrenzbeziehungen zwischen den Pflanzen und Unterschiede zwischen den einzelnen Pflanzenarten diesen Effekt überlagern. Aus diesem Grunde müssen die auf der belasteten Fläche im Jahre 1993 gegenüber der unbelasteten Fläche höheren Stickstoffgehalte nicht nur mit dem pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalt im Boden zusammenhängen. So beobachtete STERNKOPF et al. (1995) auf der unbelasteten Versuchsfläche bei geringerem Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden, daß hier die Pflanzen bei geringerer Biomasseproduktion höhere Rohproteingehalte aufweisen können als die Pflanzen auf der belasteten Versuchsfläche.

Die Stickstoffaufnahme der Pflanzenbestände von 20 - 35 g N /m² (= 200 - 350 kg N/ha) war wesentlich höher als die Angaben für Grünlandbrachen mit 91 - 129 kg N/ha (SCHIEFER, 1984; OOMES & MOOI, 1985). 1993 wurde auf der belasteten Fläche mit ca. 350 kg N/ha nur ein Bruchteil des insgesamt im Boden verfügbaren Stickstoffs von den Pflanzen aufgenommen. Im April 1993 wurden auf der belasteten Fläche in 0-60 cm Bodentiefe Extremwerte bis zu 1928 kg N_{min}/ha gemessen (Parzelle 67, Anhang Tabelle XX). Auf der unbelasteten Fläche betrug der Maximalwert in der gleichen Bodenschicht lediglich 200 kg N_{min}/ha (Parzelle 145, Anhang Tabelle XX). Bei diesen Werten ist jedoch zu beachten, daß hier auch der im Gegensatz zum Oberboden (0 - 30 cm) wesentlich stärker mit Stickstoff angereicherte Unterboden (30 - 60 cm) einbezogen ist. Die auf der belasteten Fläche gemessenen Extremwerte wurden auch von anderen Autoren unter ehemaligen Stallmist- und Gülledeponieflächen gefunden (SCHMIDT et al., 1983; PFEFFERKORN, 1990; MORITZ et al., 1995).

In der rezenten Streu der Brachevegetation waren 180 - 240 kg N/ha enthalten, wobei die N-Menge in den Samen nicht voll erfaßt werden konnte. Diese Stickstoffmenge entspricht dem unter gleichen Standortbedingungen gemessenen Gesamt-N-Entzug von Getreidepflanzen bei organisch-mineralischer Düngung, wobei in dieser Größe beim Getreide neben dem Stroh auch der Entzug über den Kornertrag eingeschlossen ist (KÖRSCHENS et al., 1995). Auf Stilllegungsflächen verbleibt, bedingt durch administrative Regelungen (KÖNIG, 1991), diese N-Menge jedoch auf den Bracheflächen. Dies gilt, sofern nicht eine andere Nutzung im Nichtnahrungsbereich (z.B. zur Energiegewinnung) vorgesehen ist, auch für die in der Streu gebundene C-Menge bis zu 59 dt C/ha (Belastet, 1994). Allerdings würde jeder Eingriff in Sukzessionsflächen zu einem drastischen Artenwechsel der Vegetation hin zu einem wiesen-

ähnlichen Zustand und damit zu einem Rückgang der Phytomassebildung führen (SCHMIDT, 1981).

Mit der regelmäßigen Streuabfuhr von brachliegenden Nutzflächen wäre ein erheblicher Nährstoffentzug verbunden (SCHREIBER, 1980). Eine Aushagerung stickstoffbelasteter Böden durch Abfuhr des Mähgutes ist jedoch nach den derzeitigen Stilllegungsprogrammen nicht vorgesehen. Dies würde allerdings den Angaben von SCHIEFER (1984) zufolge nach Aushagerungsversuchen bei gedüngtem Grünland auch nur sehr langfristig möglich sein. So wurden dort unter 10-jährigen brachliegenden Glatthaferwiesen auf Braunerdeböden im Mittel 90 kg N/ha und Jahr bei einer Substanzproduktion von 51 dt TM/ha entzogen. Grünlandökosysteme lassen sich jedoch in der vorliegenden Arbeit nur mit der unbelasteten Fläche vergleichen.

Die Stickstofffreisetzung aus dem Pflanzenmaterial weist auf den untersuchten Flächen einige Unterschiede auf. Mehr als 75 % der rezenten Streu befindet sich auf der belasteten Versuchsfläche nach dem Absterben des Pflanzenbestandes zunächst noch in der Fraktion I (stehendes Streumaterial). In Folge der N-Auswaschung im Winter kommt es in dieser Fraktion zunächst zu einer Aufweitung des C/N-Verhältnisses (WIEGERT & MCGINNIS, 1975; MERBACH & SAUERBECK, 1995a und b). Erst mit zunehmendem Bodenkontakt erfolgt eine Einengung in der nunmehr liegenden Streu (Fraktion II), weil C-Bestandteile veratmet werden und dadurch der Stickstoff im Restsubstrat relativ angereichert wird. Die Zeitspanne bis zum Zusammenbruch der Fraktion I dauert auf Grund des höheren mechanischen Widerstandes der Streu von *A. nitens* und *A. vulgaris* bis zu 10 Monate und verzögert auf der belasteten Fläche somit maßgeblich die Streuzersetzung durch Bodentiere. Noch im September 1994 waren in der Fraktion I der Streu des Vorjahres auf dieser Fläche circa 20 kg N/ha gebunden. Dies entsprach 25 % der insgesamt zu diesem Zeitpunkt noch in der Vorjahresstreu vorhandenen N-Menge.

Auf der unbelasteten Fläche betrug, auf Grund des rascheren Streuzusammenbruchs der von Grasarten dominierten Vegetation und einer entsprechend schnelleren Streuzersetzung, die in der Fraktion I der Vorjahresstreu gebundene N-Menge im September lediglich 3 kg von insgesamt 13 kg N/ha in dieser Streu. In der Vegetationsperiode wurden aus der auf dem Boden liegenden Vorjahresstreu bis zu 75 % des darin enthaltenen Stickstoffs mineralisiert. Dies entspricht 30 - 80 kg N/ha. Aus der Fraktion II der rezenten Streu können nach der Abreife der Gräser oder aus den auf dem Boden liegenden Blättern circa 30 kg N/ha bereits innerhalb der gleichen Vegetationsperiode wieder mineralisiert und von der nächstfolgenden Pflanzengeneration aufgenommen werden, wie Untersuchungen zur N-Aufnahme von unkrautbürtigem Stickstoff bei Mais (MERBACH, 1992, 1993) zeigten. Dies wäre z.B. bei Gräsern oder im Herbst keimenden Pflanzenarten wie *Galium aparine* der Fall.

Die Hauptwurzelzone auf den beiden Versuchsflächen reichte bis 60 cm Bodentiefe, einzelne Wurzeln wurden bis 85 cm Bodentiefe beobachtet. In den Profilgruben wurde erwartungsgemäß eine höhere Wurzelanzahl/cm² auf der grasreichen unbelasteten Fläche gegenüber der von Staudenarten dominierten belasteten Fläche gefunden. Der von den Pflanzen nicht aufgenommene Mineralstickstoff unterliegt der Auswaschung in tiefere Bodenschichten und langfristig ins Grundwasser. Die Sickerwasserbildung auf den Lößböden in der Umgebung von Halle beträgt bei einer durchschnittlichen Niederschlagshöhe von 490 - 500 mm im langjährigen Mittel (1901 - 1990) etwa 40 mm, unterliegt jedoch starken jährlichen Schwankungen. 1993 wurde auf dem Standort Bad Lauchstädt gar keine, 1994 dagegen mit 133 mm eine sehr hohe Versickerung errechnet (STRAS, 1995). Tiefenbohrungen mit der Rammkernsonde (MORITZ et al., 1995) belegen eine Stickstoffanreicherung auf den belasteten Parzellen bis in 2,5 m Bodentiefe. Die Hauptmenge davon befand sich in einer Tiefe von 30 - 100 cm. Da die Hauptwurzelzone nur bis 60 - 80 cm Tiefe reicht, besteht auf der belasteten Fläche eine erhebliche Auswaschungsgefahr, zumal auf einer benachbart gelegenen, ebenfalls als Gülledeponie genutzten Fläche im Schichtwasser bei 5 m Bodentiefe Nitratkonzentrationen zwischen 89 und 425 mg NO₃-N/l gemessen wurden (PFEFFERKORN, 1993). Da sich der Grundwasserleiter in 12 m Tiefe befindet, kann jedoch bei weiterer Versickerung in den tieferen Bodenschichten noch in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz z. B. DOC (= gelöster organischer Kohlenstoff, entspricht der beweglichsten und damit am stärksten verlagerbaren Fraktion der organischen Substanz) eine Nitratreduktion stattfinden. Die organische Substanz ist jedoch auf Schwarzerdeböden relativ immobil (scharfe Grenze zwischen Ah- und C-Horizont). Auch im Boden der belasteten Versuchsfläche wurde DOC nur bis 2,5 m Bodentiefe angereichert (STRAS, 1995). Die sehr geringen Gehalte an organischer Substanz in den tieferen Bodenzonen (s. Tabelle 2) dürften die Möglichkeit zu einer weiteren Nitratreduktion einschränken.

6.2. N-Auswaschung aus der Streu und aus Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten

Der Beginn der N-Auswaschung aus dem Streumaterial läßt sich zeitlich nicht eindeutig festlegen. Bereits während der Seneszenz wird Stickstoff zusammen mit organischen Verbindungen aus den Pflanzen ausgewaschen (SCHREIBER, 1985). Material der Fraktion I fällt bereits ab Juni mit dem Absterben der ersten Blätter an, die dann längere Zeit noch am Stengel haften und durch Niederschläge ausgelaugt werden. Aus diesem Grunde beginnt bereits vor dem ersten Frost ein gewisser Stickstoffverlust aus der Streu. Die Stengel sterben dagegen in der Regel erst nach dem ersten Herbstfrost ab. Größere Mengen an vollständig abgestorbenem Material fallen daher unter natürlichen Bedingungen erst nach Frosteintritt an. Das in dieser Arbeit für Auswaschungsversuche verwendete Material war von der Struktur und

Zusammensetzung her etwa der Fraktion I der rezenten Streu des Jahres 1993 vergleichbar. In dieser Streu war im Oktober 1993 keine ältere Streu aus den Vorjahren mehr enthalten.

Aus der Streu der belasteten und der unbelasteten Versuchsflächen wurden unter den Bedingungen der in dieser Arbeit durchgeführten Laborversuche insgesamt nur 7 - 8 % des Gesamtstickstoffs ausgewaschen. In einem Freilandversuch über vier Monate im Winter 1994/95 lag der Gesamt-N-Verlust zwischen 16 und 33 %. Mindestens 6 - 17 % davon konnten eindeutig einem Verlust durch Auswaschung zugerechnet werden. Die N-Auswaschung ist nach COLLINS (1991) bei Stengelmaterial geringer als aus dem Blatt. Die ausgewaschene N-Menge hängt somit auch vom Blatt/Stengel-Verhältnis des jeweiligen Streumaterials ab. In den hier durchgeführten Laborversuchen kam dieses jedoch nicht zum Ausdruck, da keine Unterschiede zwischen der stengelreichen Streu der belasteten und der blattreichen Streu der unbelasteten Fläche zu erkennen waren.

Im Freilandversuch ging aus der stark stengelhaltigen Streu der belasteten Fläche sogar mehr Stickstoff verloren als aus der blattreicheren Streu der unbelasteten Fläche. Bei derartigen Freilandversuchen während der Winterperiode tritt jedoch neben mechanischen Bröckelverlusten auch eine erhebliche mikrobielle Zersetzung auf.

Der bei solchen Freilandversuchen störende Eintrag von Stickstoff über den Luftpfad ist am Versuchsstandort Bad Lauchstädt mit jährlich ca. 50 kg N/ha relativ hoch, und wird durch eine in der Hauptwindrichtung gelegene, unterschiedlich belegte Großmastanlage zusätzlich variiert (STRAS, 1995). Die hierdurch eingetragene Menge ist auch von der Niederschlagsintensität und der Filterwirkung der Streu abhängig. Da jedoch eine erhebliche Stickstoffmenge aus der Streu ausgetragen wurde und darüber hinaus auch deren absoluter Stickstoffgehalt zurückging, dürfte dieser externe N-Eintrag im vorliegenden Versuch eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

Die während der 3-monatigen Winterperiode ermittelte Mindestauswaschung von 6 - 17 % des N-Gehaltes der Streu nach Freilandexposition war im Vergleich zu dem in Waldökosystemen jährlich gemessenen Anteil von 30 % aus der dort vorliegenden Streuschicht (JÖRGENSEN 1987) deutlich geringer. Dies hängt jedoch auch mit der in dieser Arbeit betrachteten wesentlich kürzeren Versuchsdauer zusammen.

Der aus dem Sproßmaterial von *Atriplex nitens* und *Artemisia vulgaris* im Modellversuch ausgewaschene Stickstoffanteil war mit 20 - 27 % etwas höher als bei dem Streumaterial. Die Stickstoffauswaschung war allerdings, vor allem beim jungen Material, möglicherweise durch das experimentell bedingte Kleinschneiden und die nachfolgende Trocknung beeinflusst. Aus intaktem Blattmaterial von Waldbäumen und Getreidepflanzen werden nur 1 - 2 % des N-

Gehaltes durch Niederschläge aus dem Apoplast ausgewaschen (LUTWICK et al., 1952; TUKEY, 1970; SCHREIBER & McDOWELL, 1985). Auch das Blattalter spielt dabei eine Rolle (SCHREIBER & McDOWELL, 1985). Bei seneszentem Blattmaterial, z. B. aus vergilbten Brennesselblättern, war der auswaschbare N-Anteil nach Schüttelversuchen von ZUCKER & ZECH (1987) mit den in dieser Arbeit erzielten Ergebnissen vergleichbar.

Die sowohl aus dem jungen als auch aus dem abgestorbenen Sproßmaterial von *A. nitens* gegenüber *A. vulgaris* höhere N-Auswaschung ist durch den höheren N-Gehalt und die Entwicklung dieser Pflanzenart bedingt. *A. nitens* ist einjährig und stirbt nach der N-Einlagerung in die Samen ab. *A. vulgaris* ist mehrjährig und verlagert die N-Verbindungen nicht nur in die Samen, sondern zu einem erheblichen Teil auch in die Wurzeln (WERNER, 1983). Auch in der anatomischen Struktur zeichnet sich *A. vulgaris* durch eine stärkere Ausbildung der Epidermis und eine dickere Wachsschicht (skleromorpher Typus) gegenüber *A. nitens* aus (ELLENBERG, 1979). Dies geht auch mit einem höheren Ligningehalt einher.

Im wässrigen Perkolat von *A. nitens* wurde, besonders bei dem jungen, zum Zeitpunkt des Schossens entnommenen Material, gegenüber *A. vulgaris* ein deutlich höherer Anteil an anorganisch gebundenem Stickstoff gemessen. Im Perkolat aus dem abgestorbenen Pflanzen- und Streumaterial lag der ausgewaschene Stickstoff dagegen überwiegend organisch gebunden vor. Der hohe anorganische Anteil bei *A. nitens* hängt mit der Stoffwechselfysiologie dieser Pflanzenart zusammen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Pflanzenarten (MENGEL, 1984; AMBERGER, 1983) sind Nitrophyten wie *Atriplex nitens* (ELLENBERG, 1979) durch eine starke Nitrateinlagerung in die Vakuole der Blatt- und Blattstielzellen ausgezeichnet (JANIESCH, 1973). Dieses Nitrat kann bei Zelltod durch Welke oder aus Schnittverletzungen aus dem Pflanzenmaterial ausgewaschen werden.

6.3 Streuabbau und N-Freisetzung durch Bodentiere

Das in den Netzbeuteln und Abbaubehältern verwendete Streumaterial entsprach in seiner Zusammensetzung der rezenten Streu der Jahre 1992 und 1993 im Monat Oktober, wurde jedoch nicht auf denselben Parzellen gewonnen, die der Quantifizierung des Phytomasseaufwuchses und der Streubildung dienten. Aus den Pflanzenbeständen der belasteten und der unbelasteten Versuchsfläche wurde nur die noch stehende Streu (Fraktion I) benutzt, um unverrottetes Material zu erhalten. Der auf den Flächen in den folgenden Monaten zu beobachtende Zusammenbruch der Fraktion I wurde in diesem Versuch vorweggenommen.

Der in Netzbeuteln bzw. Abbaubehältern gemessene Streuabbau auf der Bodenoberfläche während der Sommerperioden 1993 und 1994 (April - Oktober) betrug bei 4 mm Ma-

schenweite bis zu 62 %. Ein Abbau in dieser Größenordnung wurde auch für Grünlandbrachen (BÜRING, 1970; CAMPINO-JOHNSON 1978; WOLF, 1979; SCHREIBER & SCHIEFER, 1985), sowie Ruderalzönosen auf Sandböden (SCHULZ - BERENDT, 1986) berichtet. Der um 10 % geringere Abbau im Jahr 1994 im Vergleich zu der Vegetationsperiode 1993 hängt mit der 1994 ab Juni herrschenden Trockenheit zusammen.

In beiden Sommerhalbjahren traten signifikante Unterschiede zwischen der Maschenweite 4 mm (zugänglich für alle Bodentiere) und der 0,024 mm Maschenweite (Ausschluß der Makro- und Mesofauna) auf. Der ausgeprägte Rückgang des Streuabbaus um 10 - 20 % in der feinen (0,024 mm) gegenüber der groben Maschenweite (4 mm) wurde auch von anderen Autoren bei Abbaubersuchen in Wald- und Agrarökosystemen beobachtet (SEASTEDT 1984, CURRY, 1989; DICKENSON, 1983; BOHAC et al., 1990).

Bei der unter Mais im Boden vergrabenen Streu erfolgte ein wesentlich stärkerer Abbau von 77 % der Substanzeinwaage. Dieser Abbau war auf Grund des N-reicheren Materials (C/N 21) sogar höher als in der Literatur genannte Werte bei Stroh unter Feldbedingungen (SCHRÖDER & GEWEHR, 1977; SIEDENTOP, 1993). Zwischen der groben Maschenweite (4 mm) und der feinen Maschenweite (0,024 mm) wurde ein ähnlicher Rückgang im Streuabbau von 20 % wie auf der Bodenoberfläche der unbelasteten Versuchsfläche gemessen. FRIEBE & HENKE (1991) fanden in im Boden vergrabenen Netzbeuteln mit ähnlichen Maschenweiten auf Ackerflächen bei Zulassung der Mesofauna einen bis zu 10 % stärkeren Abbau von Maishäcksel und Weizenstroh und bei Zulassung der Makrofauna nochmals einen zusätzlichen Abbau zwischen 8 und 18 % im Vergleich zu der feinstmaschigen Variante. Die in der hier vorgestellten Arbeit geringeren Unterschiede zwischen der 4 mm und der 0,024 mm Maschenweite beruhen vermutlich auf dem wesentlich engeren C/N-Verhältnis von 21 im Vergleich zu dem von Weizen- bzw. Maisstroh (C/N ca. 50 - 100).

Der Streuabbau während der Winterperiode war mit bis zu 36 % erstaunlich hoch und läßt auf eine beträchtliche mikrobielle Aktivität auch während der kalten Jahreszeit schließen. Die fehlenden Unterschiede zwischen der 4 mm und der 1 mm Maschenweite zeigen, daß die Aktivität der Makrofauna während dieser Jahreszeit überwiegend ruht. Bei Temperaturen von mehr als 5 °C wird jedoch die Mesofauna aktiv und beteiligt sich bis zu einem gewissen Grade am Abbau (DUNGER, 1983; WOLTERS, 1985). Auf Grünlandböden können bei Verwendung einer Maschenweite von 7 mm zwischen November und März in Abhängigkeit von der Grasart mehr als 80 % der Streu abgebaut werden (CURRY, 1973). Der auf der unbelasteten im Vergleich zur belasteten Versuchsfläche im Winter geringere Abbau hängt mit dem Ausbleiben der Regenwurmtätigkeit und der in diesem Boden geringeren mikrobiellen Aktivität zusammen. Auch in Waldökosystemen wurde von November bis März ein Abbau von schwer zersetzbaren Eichen- und Buchenblättern von 10 - 30 % im Vergleich zu mehr als 50 % bei leicht

abbaubaren Eschen- und Ahornblättern bei Maschenweiten von > 4 mm an der Bodenoberfläche festgestellt (BOCOCK et al., 1960; WISE & SCHAEFER, 1994).

Die von JENNY et al. (1949) für den Abbau von Pflanzenmaterial beschriebene Funktion $C_t = C_0 e^{-kt}$ gestattet die Ableitung einer für die jeweiligen Umsetzungsbedingungen charakteristischen Abbaukonstante "k", die den relativen Abbau in Abhängigkeit von der Versuchsdauer wiedergibt. Hieraus läßt sich nach DUNGER & FIEDLER (1989) eine Konstante für die Zersetzungsgeschwindigkeit "K" ($K = 365/t \cdot \ln(Y_0/Y_t)$), die "biologische Halbwertszeit" ($\ln 2/K$) oder die Zeitdauer für einen vollständigen Abbau der Streu ($3/K$) berechnen.

Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Abbaukonstanten "k" lagen bei der groben Maschenweite (4 mm) zwischen -0,0044 und -0,0049 und bei der feinen Maschenweite (0,024 mm) zwischen -0,0024 und -0,0035. Unterschiedliche Ökosysteme, Klimabereiche, Artenzusammensetzung der Vegetation, Zeitperioden (teilweise bis zu einem Jahr) und Maschenweiten erschweren jedoch einen Vergleich der Abbaukonstanten mit Daten aus der Literatur (JENNY et al., 1949; OLSEN, 1963; STÖCKLIN & GISI, 1985; JÖRGENSEN, 1986; PARMELEE et al., 1989).

Bei 6 monatigem Abbau über die Winterperiode (Dezember bis Mai) an der Bodenoberfläche unter Verwendung von Netzbeuteln mit 1,8 mm Maschenweite wurden von PARMELEE et al. (1989) bei Unkrautarten (*Amaranthus* spp., *Cassia* spp. und *Sorghum* spp.) Abbaukonstanten zwischen -0,0019 (*Sorghum*) bis -0,0073 (*Cassia*) auf grundwasserfernen bzw. grundwasser-nahen Lehm Böden im kontinental geprägten Klimabereich der USA gefunden. STÖCKLIN & GISI (1985) berechneten für die Streu auf brachliegenden Wiesen im Schweizer Voralpengebiet unter Verwendung von Netzgewebe mit 0,053 mm nach circa 300 Tagen eine Abbaukonstante von -0,0022.

Ähnliche Einschränkungen gelten auch für die nach DUNGER & FIEDLER (1989) berechneten Konstanten der Zersetzungsgeschwindigkeit. Die von diesen Autoren für eine Maschenweite von ca. 2 mm angegebene Spannweite von 0,21 bis 1,15 bezieht sich auf Waldökosysteme. Bei den hier beispielhaft aus der Literatur genannten häufig verwendeten Maschenweiten wird jedoch die Makrofauna ausgeschlossen. Die ermittelten Abbaukonstanten und Konstanten für die Zersetzungsgeschwindigkeit fallen damit in der Regel zu niedrig aus. Dies dürfte auch ein Grund für die in der hier vorgestellten Arbeit höheren Konstanten der Zersetzungsgeschwindigkeit mit 1,50 bis 1,62 in der 4 mm Maschenweite sein. Bei der feinen Maschenweite (0,024 mm) betragen diese Werte 0,80 - 1,22. Ob darüberhinaus bei gleichen Klimabedingungen der Streuabbau in Grünlandökosystemen rascher als unter Waldökosystemen erfolgt, ist zu vermuten, sollte jedoch noch weiter überprüft werden. Die Konstanten der Zersetzungsgeschwindigkeit zeigten keine Unterschiede zwischen den Versuchsflächen in der 4 mm Maschenweite an. Die auf der belasteten Fläche höheren Werte in der feinen

Maschenweite (0,024 mm) wiesen jedoch auf eine stärkere mikrobielle Zersetzung auf der belasteten Fläche hin.

Die in der hier vorliegenden Arbeit aus Streuabbauversuchen während der Sommermonate errechnete Zeitfrist von ungefähr 2 Jahren für einen 95 %igen Abbau der rezenten Streu ist aller Wahrscheinlichkeit nach etwas überschätzt, da auch im Winterhalbjahr ein Abbau von circa 30 % stattfinden kann. Die Beobachtungen zum Streuschwund im Pflanzenbestand (Kap. 5.1) deuten auf einen vollständigen Abbau innerhalb von 1 - 1,5 Jahren hin. Die Abbaugeschwindigkeit wird jedoch durch die Versuchstechnik in Streubeuteln bzw. -containern beeinflusst und kann hier gegenüber der unbeeinflussten Streulage aus im weiteren noch zu erläuternden Gründen niedriger sein.

Die zwischen den beiden Untersuchungsflächen beobachteten Unterschiede beruhen in erster Linie auf einer unterschiedlichen Beteiligung von Bodenorganismen am Streuabbau. Inwieweit darüber hinaus auch die unterschiedliche Streuzusammensetzung hierbei eine Rolle spielt, soll in Kap. 6.4 erörtert werden.

In den Streubeuteln mit der feinsten Maschenweite (0,024 mm) wurde auf der belasteten Fläche ein stärkerer Streuabbau beobachtet als auf der unbelasteten Fläche. Dies hat mit der schon erwähnten höheren mikrobiellen Aktivität des belasteten Bodens zu tun. Andererseits waren die Unterschiede zwischen der feinen und der Kontroll-Maschenweite (4 mm) auf der belasteten Fläche kleiner als auf der unbelasteten.

Der größere Unterschied zwischen den beiden Maschenweiten auf der unbelasteten Fläche kann auf die höhere Regenwurmaktivität in diesem Boden zurückgeführt werden. Dies geht aus dem weitaus höheren Losungsanteil in den weitmaschigen Streubeuteln bzw. Containern und dem hohen Aschegehalt in der Reststreu auf der unbelasteten Fläche hervor. Auf Grünlandflächen (vergleichbar mit den unbelasteten Versuchspartellen) ist die Regenwurmaktivität ebenfalls deutlich höher als unter Wald (MÜLLER, 1965). Dies erklärt nach den Untersuchungen von JÖRGENSEN (1987) auch den mit bis zu 79 % höheren Aschegehalt in der Reststreu im Vergleich zu Waldflächen mit 43 % (JÖRGENSEN, 1987).

Die tatsächliche Regenwurmanzahl und Artenzusammensetzung wurde bislang auf den in dieser Arbeit genannten Versuchsflächen noch nicht konkret untersucht. Arbeiten von MERBACH (1994b) auf benachbarten mehrjährigen Ackerbrachen auf Löß-Schwarzerde zeigten jedoch eine Dominanz von *Allobophora rosea* (endogäischer Typ, Mineralbodenform) und *Lumbricus terrestris* (anözischer Typ, Tiefgräber).

Die geringere Losungsmenge in den Streubeuteln auf der belasteten Versuchsfläche läßt auf eine negative Wirkung der langjährigen Güllebelastung auf die Regenwurmpopulation

schließen. Hauptursache dürfte der aus der Gülle gebildete Ammoniak sein, der stark ätzend auf die Regenwurmfauna wirkt (COTTON & CURRY, 1980; MAKESCHIN, 1980). Daneben könnten auch hohe Kupfergehalte der Gülle schädigend auf die Regenwurmpopulation wirken, wie dies bei Klärschlammdüngung von LÜBBEN & LARINK (1991) nachgewiesen wurde. Der Cu-Gehalt im Boden der belasteten Fläche erwies sich jedoch mit 33,5 mg/kg Boden als nur mäßig erhöht (KÖRSCHENS, 1995) und liegt nach EIKMANN & KLOKE (1993) noch im tolerierbaren Bereich. Eine Schwermetallschädigung ist daher hier nicht zu erwarten. Eine negative Wirkung von Gülle auf die Regenwurmpopulation haben ROSCHE et al. (1995) auf einer benachbart gelegenen Güllelastfläche sogar noch nach 10-jähriger Wiederbewirtschaftung gefunden.

Auch die Aktivität von Milben und Collembolen (Hauptvertreter der Mesofauna) kann durch übermäßige Gülleausbringung beeinträchtigt werden (BOLGER & CURRY, 1980; LÜBBEN & LARINK, 1991). Auf den hier untersuchten Flächen wurde diese Organismengruppe jedoch durch die unterschiedliche Vornutzung kaum beeinflusst (DREILING, 1993). Diese Beobachtung wurde auch auf einer anderen ehemaligen Güllelastfläche am selben Standort im Vergleich zu unbelasteten Ackerflächen gemacht (ROSCHE et al. 1995).

Die vorherige Nutzung als Gülledeponie führte auf den belasteten Versuchspartellen jedoch zu einem erhöhten Gehalt an mikrobieller Biomasse. Auch noch 10 Jahre später ist auf diesen Flächen die mikrobielle Biomasse gegenüber den unbelasteten Vergleichsflächen erhöht (PFEFFERKORN, 1990; ROSCHE, 1995).

Somit erfolgt auf der belasteten Versuchsfläche der Streuabbau verstärkt durch die Mikroorganismen, während auf der unbelasteten Versuchsfläche der Regenwurmbesatz einen maßgeblichen Einfluß auf den Streuabbau hat.

Aus Untersuchungen zum Abbau organischer Substanzen in gepflügten gegenüber pfluglos bewirtschafteten Schlägen wurde die Modellvorstellung entwickelt, daß der Abbau auf ungepflügten Flächen stärker durch Pilze und Regenwürmer erfolgt, während in gepflügten Flächen die Funktion dieser Organismen durch Bakterien und Enchytraeen übernommen wird (COLEMAN et al., 1988). Von ROSCHE et al. (1995) wurde jedoch auf der belasteten Untersuchungsfläche eine gegenüber der unbelasteten Fläche deutlich höhere Besiedlung mit Pilzen als Folge der langjährigen Güllebeaufschlagung festgestellt. Da die Regenwurmfauna auf den belasteten Flächen durch die Ammoniakverätzung nahezu ausgelöscht wurde, könnte die Zersetzung durch die Makrofauna hier überwiegend über Enchytraeen erfolgen, sofern nicht auch diese geschädigt wurden.

Während des Streuabbaus stieg der Stickstoffgehalt in der Streu in Folge der intensiveren C-Mineralisation an, wodurch das C/N-Verhältnis eingeengt wurde. Dies wurde bei Abbauprüfungen von vielen Autoren sowohl aus Waldökosystemen als auch von Grünland berichtet (GILBERT & BOCOCK, 1960; DICKENSON, 1983; HOUSE & STINNER, 1987; JÖRGENSEN, 1987, JONAS, 1989 u.a.). Ebenso kann eine gewisse Stickstoffanreicherung in der Streu das Resultat einer N₂-Fixierung durch Bakterien und Blaualgen sein. Dies wurde z.B. für die Streuschicht von Waldökosystemen bereits nachgewiesen (JONES, 1982; DAWSON, 1983).

In Waldökosystemen kann Stickstoff durch Denitrifikation bei Nässeperioden aus der meist dicht gelagerten Blatt- und Nadelschicht freigesetzt werden (JÖRGENSEN, 1987). Dieser Prozeß dürfte jedoch bei der lockeren Streulage der hier untersuchten Flächen (bzw. Streubeutel) nur von sehr untergeordneter Bedeutung sein. Bei grünem gemulchtem Pflanzenmaterial kann auch eine Ammoniak-Ausgasung stattfinden (AMBERGER et al., 1971). Diese Möglichkeit ist jedoch angesichts des niedrigen Stickstoffgehaltes in der abgestorbenen Pflanzensubstanz ebenfalls zu vernachlässigen.

Die mit dem Streuabbau auf der Bodenoberfläche einhergehende N-Abnahme war auf der unbelasteten Versuchsfläche stets höher als auf der belasteten Fläche. Während des Streuabbaus verringerte sich die in der Streu gebundene N-Menge im Laufe der Vegetationsperiode um 33 bis 51 %. In den vergrabenen Streubeuteln wurde der höchste Substanzabbau (77 %) und die höchste N-Abnahme festgestellt. Dies liegt überwiegend an dem N-reicheren Ausgangsmaterial, aber auch an dem engen Bodenkontakt. Die Streu stellt beim Vergraben im Boden jedoch eine Konzentration von organischen Resten dar, die bevorzugt von den mobilen Bodentieren aufgesucht und damit verstärkt abgebaut wird (SIEDENTOP, 1993; FILSER, 1991). Bei den auf der Bodenoberfläche ausgelegten Beuteln bzw. -containern hingegen entsprachen die Abbaubedingungen weitgehend der natürlichen Situation, da sich auf beiden Bracheflächen seit Anlage des Versuches eine Streuauflage gebildet hat.

In den Untersuchungen zur N-Dynamik im Pflanzenbestand (Kap. 5.4) wurde eine Abnahme von circa 50 % der in der Vorjahresstreu enthaltenen Stickstoffmenge auf beiden Versuchsflächen festgestellt. Jedoch war hier die Streu sehr heterogen im Bestand verteilt. Bei der weitgehend homogenen Streuzusammensetzung in den Netzbeuteln bzw. -containern ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den Versuchsflächen. So wurde nur auf der unbelasteten Versuchsfläche eine ähnlich hohe N-Abnahme festgestellt, während die N-Freisetzung auf der belasteten Fläche deutlich geringer war. Dies hängt möglicherweise mit der unterschiedlichen Streuzusammensetzung (ANDERSON, 1975) und mit einem etwas höheren Stickstoffgehalt der Streu der unbelasteten Fläche zusammen.

Während des Winters betrug die N-Freisetzung aus der Streu auf der belasteten Fläche 28 % und auf der unbelasteten Fläche circa 33 %. Während dieser Zeit findet demnach eine erhebliche N-Mineralisierung der Streu statt. Diese wird zwar in Frostperioden unterbrochen, kann jedoch bei Temperaturen über 0 °C auch im Winter ablaufen (FRANKO, 1986). Die höhere N-Freisetzung aus der Streu der unbelasteten Fläche trotz eines schwächeren Substanzabbaues im Winter deutet auch auf eine erhebliche N-Auswaschung aus dieser gegenüber der belasteten Fläche N-reicheren Streu.

Die Ergebnisse zur N-Freisetzung aus der Streu im Winter 1993/94 und in der Vegetationsperiode 1994 zeigen, daß bei vollständigem Bodenkontakt bis zu 70 % des in der Streu enthaltenen Stickstoffs innerhalb eines Jahres mineralisiert werden kann und andererseits bis zu 30 % der Stickstoffmenge erst im folgenden Jahr freigesetzt wird. Diese Schlußfolgerung beruht jedoch nur auf zwei Versuchsansätzen (Dezember 1993 bis März 1994; April 1994 - Oktober 1994) mit dem gleichen Ausgangsmaterial. Die jährlich mineralisierte N-Menge kann jedoch noch höher liegen, zumal Stickstoff auch bereits aus dem abgestorbenen Pflanzenbestand ausgewaschen wird (Kapitel 6.2). Die im Kapitel 6.1 angesprochene "N-Konservierung in der Streu" besteht somit in einer in Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Faktoren verzögerten N-Freisetzung. Bevor die eigentliche N-Freisetzung auf der Bodenoberfläche einsetzen kann, muß der abgefrorene Pflanzenbestand erst zusammengebrochen sein, was bis zu 10 Monate dauern kann. In dieser Zeitspanne kann jedoch bereits eine N-Auswaschung aus dem toten Pflanzenmaterial erfolgen (s. Kapitel 6.2). Sobald Bodenkontakt vorhanden ist, wird die N-Freisetzung von der Streuzusammensetzung und der Aktivität der am Abbau beteiligten Bodenorganismen bestimmt (ANDERSON, 1975; SWIFT et al., 1979).

Der Abbau von Pflanzenresten an der Bodenoberfläche umfaßt neben (bio)chemischen auch eine Anzahl physikalischer Teilprozesse wie Auswaschung von Substanzen durch Niederschläge, Verlagerung von Teilchen durch Tiertätigkeit in den Boden sowie Bröckelverluste bei der abiotischen und durch Tierfraß bedingten Zerkleinerung. Durch die Streubeutel-Versuchstechnik können nur der Substanzschwund gemessen und die Beteiligung einzelner Organismengruppen abgeschätzt werden. Diese Methode unterliegt daher mancher Kritik. So kann die Ausschaltung bestimmter Bodenorganismen mit Hilfe der Maschenweite eine Übervermehrung anderer Organismen bewirken und Fraßwechselbeziehungen sowie Kommetabolismen unterbinden. So wird durch den Fraß von Collembolen an Pilzhyphen die mikrobielle Zersetzung der Substanz gefördert. Andererseits bewirkt der Ausschluß von Gamasiden (Hauptfeind der Collembolen) eine "Überweidung" (Overgrazing) der Pilze infolge Übervermehrung von Collembolen (HANLON & ANDERSON, 1979; SEASTEDT, 1984; SIEDENTOP, 1993). Ebenso kann, bedingt durch höhere Feuchte in den Beuteln mit feinen Maschenweiten, die mikrobielle Zersetzung gefördert werden (WIEDER & LANG, 1982; FRIEBE, 1988;

SIEDENTOP, 1993). Trotz der Verwendung der von KRATZ (1991) zur Vermeidung von Mikroklimaveränderungen bei der Netzbeuteltechnik empfohlenen Streuabbaucontainer wurde auch in diesen Gefäßen bei der feinen Maschenweite ein starke Verpilzung des Materials auf Grund eines feuchteren Mikroklimas beobachtet. Aus den genannten Gründen ist bei derartigen Ausschlußexperimenten die Zersetzungsgeschwindigkeit gegenüber frei auf der Bodenoberfläche liegender Streu verfälscht und meist etwas geringer (WIEDER & LANG, 1982; JÖRGENSEN, 1987; HARPER, 1989; DUNGER & FIEDLER, 1989; SCHINNER et al., 1990).

Auch die durch die Bodenmakrofauna bewirkte Streuverlagerung und Einarbeitung in den Boden ist experimentell nur begrenzt feststellbar (DUNGER, 1983; BOSTRÖM, 1988; CURRY, 1989). Die Nährstoffauswaschung aus der Streulage mit dem Niederschlagswasser läßt sich jedoch über Behältnisse, die mit einem gewissen Abstand zum Boden in den Bestand gestellt werden (ANDERSON, 1973) oder in Laubwannen mit Auffangvorrichtung für das Sickerwasser (JÖRGENSEN, 1987) messen. Bei dem Verfahren nach JÖRGENSEN (1987) wird jedoch von einer langsamen Durchsickerung einer geschlossenen Streuschicht ausgegangen. Eine einheitliche und geschlossene Streuschicht ist auf Ackerbrachen nicht vorhanden. Da unter diesen Bedingungen meßtechnische Probleme, unter anderem Verdünnung durch Niederschlagswasser, die keinen Kontakt mit der Streuschicht hatten, befürchtet wurden, wurde diese Methode nicht angewendet.

6.4 C- und N-Mineralisation von Streu- und Sproßmaterial im Boden

Zusätzlich zum Streuabbau an der Bodenoberfläche im Felde wurde im Laborinkubationsversuch der mikrobielle Abbau von in den Boden eingemischten Substanzen unter Ausschluß von Bodentieren geprüft. Hierbei wurde zunächst gemischtes Streumaterial der Versuchsflächen und zum Vergleich Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten verwendet.

Die bei diesen Versuchen gemessene höhere C-Grundatmung und N-Mineralisation aus der organischen Substanz des belasteten Bodens im Vergleich zu dem Boden der unbelasteten Fläche ist eine Folge der durch die Gülleablagerung akkumulierten Mengen an relativ leicht abbaubarer organischer Substanz sowie einer dadurch vermehrten mikrobiellen Biomasse. Auch der Gehalt an heißwasserlöslichem Kohlenstoff und Stickstoff als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen im Oberboden (KÖRSCHENS et al., 1986) übersteigt auf der belasteten Fläche die der unbelasteten Fläche um das vierfache (KÖRSCHENS et al., 1995).

Für die Humusbildung im Boden ist jedoch auch die Menge des anfallenden Wurzelmaterials von Bedeutung, weil diese Substanz meist langsamer als das entsprechende Sproßmaterial abgebaut wird. Die Abbaubarkeit der Wurzelmasse wurde konkret in dieser Arbeit nicht unter-

sucht. Nach Versuchsergebnissen von KLIMANEK (1988; 1990b, 1991, 1994) wurde im Zeitraum von 70 Tagen bei Anwendung der gleichen Methode jedoch das Wurzelmaterial von Getreide (Winterweizen, Winterroggen), Industriepflanzen (*Miscanthus*, Öllein, Sonnenblume) und Gräsern zu 30 bis 40 % mineralisiert. Daß auch Wurzeln von mehrjährigen Unkrautarten wie *Agropyron repens* oder *Artemisia vulgaris* auf Grund ihres höheren Gehaltes an gespeicherten Kohlenhydraten im Vergleich zu den Wurzeln von einjährigen Pflanzen wie *Atriplex nitens* rascher zersetzt werden, wie KLIMANEK (1988) bereits für Kulturpflanzen nachwies, ist zu vermuten, müßte jedoch noch nachgewiesen werden. In der Regel erfolgt die Mineralisierung von Wurzelmaterial 5 - 15 % langsamer bzw. schwächer als bei dem entsprechenden Sproßmaterial (SAUERBECK & FÜHR, 1971; JOHNEN, 1974; KLIMANEK, 1988) und ist wie dieses von dem Entwicklungszustand (Alter) des jeweiligen Materials abhängig.

Die Ergebnisse von Laborinkubationsversuchen sind jedoch nur bedingt auf Feldbedingungen zu übertragen. Sowohl der Abbau als auch die Humifizierung können im Felde anders und unter Umständen sogar schneller verlaufen (SAUERBECK, 1970; SAUERBECK & FÜHR, 1971; OBERLÄNDER & ROTH, 1971; KÖRSCHENS, 1988; SAUERBECK, 1992).

Die gemessene C-Mineralisation des in den Boden eingemischten Streumaterials der Versuchsfelder von 40 % binnen einer Inkubationsdauer von 70 Tagen ist mit der Abbaubarkeit von Pflanzenrückständen (Stroh- und Blattmaterial) von Pflanzenarten, die der Ernährung dienen oder als nachwachsende Rohstoffe in der Industrie verwendet werden können (sogen. Industriepflanzen), vergleichbar (SAUERBECK, 1968, 1970; JOHNEN, 1974; KLIMANEK, 1988, 1990a, 1994; JENKINSON, 1990; SCHUSTER & GARZ, 1990). Bis zu 60 % der zugesetzten C-Menge verblieben als schwer zersetzbarer Rest, mikrobielle Biomasse oder in humifizierter Form im Boden. Bei beiden Inkubationsversuchen mit Streumaterial verschiedener Jahre blieben im Boden der belasteten Fläche nach 70 Tagen etwa 5 % mehr von dem Kohlenstoff der betreffenden Streu zurück als in dem unbelasteten Boden. Dies deckt sich mit den entsprechenden Beobachtungen zur Streuanreicherung im Feld (Kap. 5.1), nach denen eine stärkere Streuanreicherung auf der belasteten Fläche festgestellt wurde.

Die Mineralisation der Streu auf Bracheflächen kann durch deren jeweilige Artenzusammensetzung beeinflusst sein (ANDERSON, 1975), zumal wenn einige dieser Arten die Brachevervegetation dominieren. Im Gegensatz zu den Feldversuchen über den Abbau einzelner Pflanzenarten in Streucontainern mit 4 mm Maschenweite (s. Kapitel 6.3) wurden in den Laborinkubationsversuchen deutliche Unterschiede in der Zersetzbarkeit in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der einzelnen Pflanzenarten festgestellt.

Die C-Mineralisation der älteren, bereits abgestorbenen Sproßmaterialien im Laborinkubationsversuch erfolgte in der Reihenfolge *Atriplex nitens* > *Artemisia vulgaris* > *Lactuca serriola* = *Agropyron repens*. Diese Reihenfolge entsprach etwa der Reihenfolge des Substanzabbaus in den Abbaubehältern mit 0,024 mm Maschenweite (überwiegend mikrobielle Zersetzung) unter Feldbedingungen mit *A. vulgaris* > *A. nitens* > *L. serriola*, mit der Ausnahme, daß dort *A. vulgaris* etwas stärker als *A. nitens* abgebaut wurde. Die weitaus stärkere Zersetzung des grünen Sproßmaterials von *A. nitens* und *A. vulgaris* mit bis zu 71 % im Laborversuch hängt wohl vorwiegend mit dem engeren C/N-Verhältnis zusammen. Beide Arten gelten als Nitrophyten (ELLENBERG, 1979) und wiesen im jungen Zustand mit 2,2 - 2,7 % N den höchsten N-Gehalt aller getesteten Pflanzenarten auf.

Beim abgestorbenen Sproßmaterial dieser beiden Arten wurde dagegen nicht - wie bei Rapsstroh (ebenfalls relativ N-reich) gegenüber Getreidestroh (SAUERBECK, 1966; JOHNEN, 1974; SAINI et al., 1984; KLIMANEK, 1990a) - eine stärkere Mineralisation im Vergleich zu den anderen geprüften Pflanzenarten beobachtet. Die Mineralisation des grünen Sproßmaterials erfolgte grundsätzlich ähnlich wie bei Gründüngungspflanzen (OBERLÄNDER & ROTH, 1971). Auch andere Gründüngungspflanzen im Stadium der Blüte wie z.B. *Phacelia* wurden in Schwarzerdeböden bis zu 70 % mineralisiert (KLIMANEK, 1990a).

Zwischen der C-Mineralisation des Sproßmaterials bis zum 10. Inkubationstag und den Inhaltsstoffen wurden enge Korrelationen beim N-Gehalt und der Summe der Gerüststoffe (Zellulose + Hemizellulose + Lignin) festgestellt. Die Mineralisation bei Kleearten und Lieschgras (Arten, die neben dem Grünland auch auf Bracheflächen vorkommen können) ist nach MÜLLER et al. (1988) und MEENTEMEYER (1978) vor allem von dem Ligningehalt abhängig. Bei den hier verwendeten Pflanzenarten und der Betrachtung der ersten 10 Inkubationstage wurde die C-Mineralisation jedoch im Vergleich zur Summe der Gerüststoffe nur wenig von deren Ligningehalt beeinflußt. Die nach KLIMANEK & ZWIERZ (1990) ebenfalls wichtigen leicht abbaubaren Inhaltsstoffe (Stärke und Zucker) wurden hier nicht gesondert bestimmt. Untersuchungen von KLIMANEK (1990a) und KLIMANEK & ZWIERZ (1990) zeigten, daß die C-Mineralisation von Sproßmaterial vor allem bei jungem Material bis zur Samenbildung (bei Getreide bis zur Teigreife) von dem Gehalt dieser Inhaltsstoffe abhängt, da zu diesem Stadium der Anteil an Gerüststoffen noch relativ niedrig ist.

Die Abbauvorgänge der gemischten Streu und des abgestorbenen Pflanzensproßmaterials führten in den Laborinkubationsversuchen zu einer Netto-N-Immobilisierung in beiden verwendeten Böden, die bis zum 70. Tag anhielt. Die Immobilisation war in dem belasteten mit 28 - 40 mg N/kg deutlich höher als in dem unbelasteten Boden mit 14 - 17 mg N/kg. Das grüne Sproßmaterial führte dagegen überwiegend zu einer Netto-N-Mineralisation. Die Ergebnisse zum Abbau mit dem Sproßmaterial bestätigten das von SCHULZ (1988) und

KLIMANEK (1988) festgestellte kritische C/N-Verhältnis von 21, wonach oberhalb dieses Wertes eine Immobilisierung von Bodenstickstoff zu erwarten ist.

Die höhere Netto-N-Immobilisation im belasteten Boden bei Zugabe des Streumaterials gegenüber dem unbelasteten Boden beruht einerseits auf dem etwas weiteren C/N-Verhältnis der Streu der belasteten Versuchsflächen (43 bzw. 45) im Vergleich zu der unbelasteten Fläche (C/N 37 bzw. 40), andererseits möglicherweise auf der höheren mikrobiellen Biomasse im belasteten Boden.

Die in dieser Arbeit durch die Zugabe von Brachestreu im Boden durchschnittlich immobilisierte N-Menge von circa 25 mg N/kg Boden ist der N-Menge vergleichbar, die von Getreidestroh immobilisiert wurde, das unter den gleichen Bedingungen über 70 Tage im Boden des Standortes Bad Lauchstädt inkubiert wurde (KLIMANEK, 1994). Die so immobilisierte N-Menge würde umgerechnet mehr als 75 kg N/ha betragen und könnte bedeuten, daß bei einem Umbruch von Bracheflächen ebenfalls erhebliche N-Mengen vorübergehend im Boden festgelegt werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß diese Ergebnisse unter Laborbedingungen erzielt wurden und die dabei aus meßtechnischen Gründen eingesetzte Substratmenge von 200 mg C/100 g Boden (= 180 dt Stroh/ha) erheblich höher als unter Praxisbedingungen war. Daher ist die hieraus errechnete N-Immobilisierung sicher zu hoch. Die N-Immobilisation durch die üblichen Strohmenen im Felde von 60 - 80 dt/ha ist mit 30 - 40 kg N/ha auf Lößböden deutlich geringer (FREYTAG & RAUSCH, 1981; NIEDER & RICHTER, 1989).

6.5 N-Mineralisation im Boden während der Bracheperiode und nach Umbruch

In dem belasteten Versuchsboden lag der N_{\min} -Gehalt in der Krume (0 - 30 cm) im Jahre 1992 im Mittel bei 550 kg N_{\min} /ha, um dann auf ca. 100 kg N_{\min} /ha im Jahre 1994 abzusinken (s. Abbildung 25). Diese Messungen wurden zwar nur auf je einer Parzelle/Variante durchgeführt und es wurde nur die Bodentiefe 0 - 30 cm beprobt, sie sind jedoch für jeweils 3 Meßtermine/Jahr für den Zeitraum 1992 - 1994 belegt. Ein Rückgang der Gehalte an mineralischem Stickstoff wurde - vor allem in der nicht mehr bearbeiteten Krume (0 - 30 cm) - auf vielen Ackerbrachen, aber auch auf brachliegenden Wiesenflächen beobachtet. Der N_{\min} -Gehalt nimmt insbesondere während der ersten Brachejahre drastisch ab (PETER, 1990; DOMNING & PRZEMECK, 1991; BISCHOFF, 1992; PETER & HARRACH, 1992; JUNGE et al. 1993; BROLL & SCHREIBER, 1994). Die mineralisierte N-Menge der unbelasteten Versuchsfläche war im Jahre 1994 mit ca. 70 kg N_{\min} /ha etwas höher als im Boden des in unmittelbarer Nähe liegenden "Statischen Versuches Bad Lauchstädt" (KÖRSCHENS et al., 1995). Dies kann vermutlich auf ein höhere Düngung der unbelasteten Fläche gegenüber dem "Statischen Versuch" in den Jahren vor der Stilllegung zurückgeführt werden, jedoch ist die in diesem

Zeitraum gedüngte N-Menge nicht bekannt. Dies gilt auch für die auf der belasteten Fläche im Zeitraum 1984 - 1989 deponierte Gülle- bzw. Stallmistmenge.

Abnahmen der N_{\min} -Gehalte im Oberboden können hauptsächlich durch Auswaschung mit dem Sickerwasser, Denitrifikation, Abnahme der mikrobiellen Aktivität nach dem Brachfallen und durch Pflanzenaufnahme entstehen. Vor allem in den Jahren vor 1992 überwogen niederschlagsarme Jahre. Die Jahre 1993 und 1994 waren dagegen niederschlagsreicher und zum Teil wurden sogar Starkniederschlagsereignisse beobachtet, die eine Verlagerung von in den Vorjahren mineralisiertem Stickstoff in den Unterboden bewirkt haben könnten. Jedoch traten nur 1994 hohe Sickerwassermengen von ca. 133 mm auf (STRAS, 1995). Die Hauptmenge des anorganisch gebundenen Stickstoffs auf der belasteten Fläche befindet sich mittlerweile unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm. Dies dürfte auch der Grund für die auf den gleichen Versuchsflächen von MORITZ et al. (1995) für eine Bodentiefe von 0 - 50 cm genannten höheren Gehalte aus dem Jahre 1993 sein (s. dazu auch Anhang Tab. XX). Die N-Anreicherung im Unterboden der belasteten Fläche bis 2,5 m Bodentiefe wurde bereits zu Beginn der in dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungsperiode festgestellt und ist überwiegend auf eine N-Verlagerung mit Sickerwasser aus der vor dieser Zeit deponierten Gülle zurückzuführen.

Neben einer N-Auswaschung aus dem Oberboden in den Unterboden durch Niederschlagsereignisse kann die Abnahme des mineralisch gebundenen Stickstoffs auch durch einen gewissen Rückgang der mikrobiellen Aktivität des Bodens in Folge der Bodenruhe erklärt werden (BROLL, 1989). Auch die N-Aufnahme der Brachevegetation war in den Jahren 1992 bis 1994 relativ hoch und betrug im Mittel ungefähr 300 kg N/ha (MERBACH & SAUERBECK, 1995a und b).

Da die N-Umsetzung unter Laborbedingungen nicht mit den Vorgängen unter Freilandbedingungen identisch ist, wurde im Jahre 1994 feldfrischer Boden in Polyethylenbeuteln unter Feldbedingungen 5 Monate in 15 cm Bodentiefe vergraben. In Bodenproben der belasteten Fläche wurden dabei bis August 1994 mit umgerechnet mehr als 550 kg N_{\min} /ha erhebliche N-Mengen freigesetzt. In den Bodenproben der unbelasteten Fläche betrug die N-Mineralisation in den Polyethylenbeuteln umgerechnet ca. 300 kg N_{\min} /ha. Die hohe N-Freisetzung in den Polyethylenbeuteln gegenüber dem ungestörten Boden bestätigt die in früheren Abschnitten bereits geäußerte Vermutung, daß durch die Bodenbewegung die mikrobielle Zersetzung der im Boden befindlichen organischen Substanz angeregt wird, mehrjährige Bodenruhe jedoch zu einer beträchtlichen Abnahme der mikrobiellen Aktivität führt (GISI & ORTLI, 1981c; BROLL, 1989).

Die in den Polyethylenbeuteln bei diesem Versuch gemessene N-Menge ist mit der mittels der gleichen Verfahrensweise ermittelten Nettomineralisation nach ZÖTTL (1960a,b) und RUNGE (1970) nur bedingt vergleichbar. Die Versuchsdauer war mit mehr als 5 Monaten gegenüber den sonst üblichen Abständen von 6 Wochen wesentlich länger. Nach VAN SCHREVEN (1968) können jedoch auch Inkubationsperioden von mehreren Monaten gewählt werden, ohne daß die Nettomineralisation in den Polyethylenbeuteln wesentlich beeinträchtigt wird.

Das Inkubationsverfahren nach ZÖTTL (1960a und b) unterliegt jedoch einiger Kritik. Vor allem die durch die Probenahme bedingte Strukturzerstörung und die mit jedem neuen Versuchsansatz wechselnden Bodenfeuchten werden bei einer derartigen Versuchsanstellung in Polyethylenbeuteln bemängelt. Bei der in dieser Arbeit abgewandelten Methode blieb die Bodenfeuchte über die Inkubationsperiode jedoch weitgehend konstant und entspricht in der Höhe der in den Laborversuchen gewählten Bodenfeuchte. Trotzdem kann die N-Mineralisation innerhalb der Polyethylenbeutel nicht als Maßstab für die Vorgänge im ungestörten Boden unter Brachebedingungen herangezogen werden. Sie ist vielmehr eher mit den Bedingungen unter bearbeiteten Kulturflächen vergleichbar.

Bei Brachen mit Selbstbegrünung besteht auf sandigen Böden durchaus eine Stickstoffauswaschungsgefahr vor allem im ersten Brachejahr, sofern die Selbstbegrünung noch keine vollständige Deckung erreicht und der mineralisierte Stickstoff nicht vollständig von der Vegetation aufgenommen wird (SMUKALSKI & ROGASIK, 1992). Die Gefahr der N-Auswaschung hängt jedoch auch von dem Zeitpunkt des Brachfallens ab. Die hier untersuchten Schwarzerdeflächen wurden ab Mai 1991 brachegelegt und es entwickelte sich zunächst nur eine Unkrautvegetation, die den Boden noch nicht vollständig deckte. Die Daten zur Stickstoffaufnahme zeigten dennoch bereits im ersten Jahr 1991 eine vergleichbar hohe N-Aufnahme wie in den Folgejahren (MERBACH & SAUERBECK, 1995a und b) auf der belasteten Fläche. Damit ist auf diesem Standort, wie bereits erläutert, in der Regel nur eine geringe Auswaschungsgefahr zu erwarten.

Bei mehrjährigen Bracheflächen ist eine Streulage aus mehreren Jahrgängen vorhanden. Dies mag in Zusammenhang mit dem relativ engen C/N-Verhältnis der Streu (C/N 30) der Grund für die deutliche Netto-N-Mineralisation bis 40 kg N/ha nach dem Umbruch der belasteten Versuchsfläche sein. Die im Gegensatz hierzu in dem Laborinkubationsversuch gemessene N-Immobilisation wurde mit einer anderen Streu mit deutlich weiterem C/N (> 40) gefunden. Auch in anderen Versuchen zur Auswirkung eines Bracheumbruchs wurde eine starke Stickstoffmineralisation im Boden beobachtet (DOMNING & PRZEMECK, 1991; BISCHOFF, 1992; FLÄCHENSTILLEGUNG, 1992; GRYLLS, 1992). Auf der unbelasteten Fläche wurde dagegen nach dem Umbruch mit gleichzeitiger Streueinarbeitung kein Unterschied im Vergleich zu der nur umgegrabenen Variante ohne Streueinarbeitung beobachtet. Der

Umbruch dieser grasdominierten Fläche führte aber auch nicht zu der von BUHSE et al. (1993) gezeigten Netto-N-Immobilisation beim Umbruch von grasbewachsenen Bracheflächen auf Lehm Böden.

Bei Dauerbrachen mit hohem Anteil an Leguminosen fällt als Folge der N_2 -Fixierung ein wesentlich N-reicheres Streumaterial an. In Flächenstillegungsprogrammen wird deshalb diese Begrünungsform insbesondere in Wasserschutzgebieten auf Grund der beim Umbruch verstärkten Mineralisation abgelehnt und ist zum Teil sogar verboten (FORCHE, 1992). Auf den in dieser Arbeit untersuchten Flächen war der Leguminosenanteil im Pflanzenbestand jedoch sehr gering.

6.6 Streurotte an der Bodenoberfläche und N-Einbau in den Boden

Wie bereits im Kapitel 6.4 erläutert, waren die intensivere Streurotte und der größere N-Umsatz an der Oberfläche des belasteten Bodens auf eine höhere mikrobielle Aktivität im Vergleich zu dem unbelasteten Boden zurückzuführen (STRAS, 1995). In einem Modellversuch wurde daher geprüft, ob sich dieser Bodenunterschied auch auf die Rotte von Pflanzenmaterial von *Atriplex nitens* bei unterschiedlichem Stickstoffgehalt und Entwicklungsstadium bzw. auf die N-Freisetzung und den N-Einbau im Boden auswirkt. Hierzu wurde sowohl junges, grünes als auch altes, abgestorbenes ^{15}N -markiertes Pflanzenmaterial auf der Oberfläche von belastetem und unbelastetem Boden 3 Monate lang in Plastikgefäßen nach der in Kapitel 4.2.6 beschriebenen Methode inkubiert und einmal wöchentlich mit 10 ml dest. H_2O besprüht.

Die Versuchsgefäße waren zum Schutz vor Austrocknung mit einer Plastikhaube abgedeckt. Das Pflanzenmaterial wurde daher überwiegend von bodenbürtigen Bakterien und Pilzen besiedelt. Die Stickstoffmenge ging während der Umsetzung sowohl im jungen als auch im alten Material mit 51 bzw. 39 % erheblich zurrück. Diese Abnahme war auf Grund höherer mikrobieller Biomasse und Abbauintensität auf dem belasteten Boden deutlich stärker. Auf Grund des engeren C/N-Verhältnisses des jungen Sproßmaterials von 22 war dessen Abbau stärker als der des älteren Materials mit C/N=56.

Die im Boden gefundene, aus dem Pflanzenmaterial stammende Menge an ^{15}N -markiertem Stickstoff war auf den belasteten Böden unabhängig vom Alter des verwendeten Sproßmaterials im Vergleich zu dem unbelasteten Boden höher. Diese N-Festlegung hängt mit dem Gehalt des Bodens an mikrobieller Biomasse und der jeweiligen Umsetzbarkeit der bodeneigenen organischen Substanzen zusammen (FAUST et al., 1981; JUMA & PAUL, 1984; AZAM et al., 1989). Auch bei Zugabe von markiertem Mineraldünger-Stickstoff wird ein großer Teil von

den Mikroorganismen im Boden immobilisiert. Darüber hinaus spielen in Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz biochemische Anlagerungs- und Austauschprozesse an den Humusbestandteilen eine wichtige Rolle (OBERDOERSTER & MARKGRAF, 1984).

Dieser biochemische N-Einbau erfolgt um so stärker, je geringer der Gehalt an verfügbarem Mineral-N im Boden ist (FAUST et al., 1981). Insbesondere Böden mit niedrigen pH-Werten und sehr geringen N-Gehalten sowie relativ weiten C/N-Verhältnissen von ≥ 20 (z.B. Podsol-Braunerden auf Buntsandstein) zeigen nach BEESE (1986) bei ^{15}N -Bilanzen einen verstärkten Einbau in die organische Bodensubstanz, verglichen mit Löß-Parabraunerden. Der im Boden gebundene Anteil ist jedoch auch abhängig von der zugeführten N-Menge.

Die höhere ^{15}N -Bindung im belasteten Boden einer ehemaligen Gülledeponie im Vergleich zu dem Boden einer unbelasteten Ackerfläche wurde auch unter Feldbedingungen auf Löß-Schwarzerde nach Anwendung von markiertem Mineral-Dünger am selben Standort bestätigt (STRAS, 1995). Desgleichen erfolgte auch bei Zusatz von ^{15}N -markierter Gründüngung (Weidelgras, Ölrettich und Senf) in Schwarzerde/Quarzsand-Gemischen eine zunehmende ^{15}N -Immobilisierung mit steigendem Anteil an organischer Bodensubstanz (MARKGRAF & WINTERFELD, 1983; OBERDÖRSTER & MARKGRAF, 1984; KRETSCHMANN, 1990).

Der hohe Anteil an markiertem N im N_{\min} des Bodens bei Verwendung von jungem Sproßmaterial ist auf Grund seiner raschen Mineralisierung nicht weiter erstaunlich. Die Ergebnisse aus den Perkolationsversuchen zur N-Auswaschung aus verschiedenen Pflanzensubstanzen (Kapitel 5.6) zeigen jedoch, daß unter vergleichbaren Inkubationsbedingungen bei jungem Sproßmaterial von *Atriplex nitens* besonders viel anorganisch gebundener Stickstoff ausgewaschen wurde. Die wesentlich geringere aus dem alten Material ausgewaschene Stickstoffmenge wurde dagegen rasch in die mikrobielle Biomasse eingebaut und lag daher auch zu einem höheren Prozentsatz organisch gebunden im Boden vor.

Die ^{15}N -Wiederfindungsrate in Pflanzenresten und Boden belegte einen Gesamt-N-Verlust aus dem Pflanzenmaterial von 25 %. Ursachen hierfür können Ammoniak-Ausgasung und Denitrifikation oder eine geringfügige Auswaschung durch aus den Gefäßen entweichendes Sickerwasser gewesen sein. Laborversuche zur Rotte von Maisstroh haben z.B. im Laufe einer Versuchsdauer von 40 Wochen Ammoniak-Ausgasungsverluste bis zu 30 % der Gesamtstickstoffmenge gezeigt (AMBERGER et al., 1971). Sickerwasser trat bei dem in dieser Arbeit genannten Versuch nur zu Beginn in geringfügigem Ausmaß auf. Auch eine nennenswerte Denitrifikation dürfte bei den im Versuchsboden herrschenden Wassergehalten von nur 45 - 55 % der maximalen Wasserkapazität kaum stattgefunden haben. Denitrifikation kann zwar auch in der Streuauflage von Waldböden ablaufen, da hier bei hoher Niederschlagsintensität und Bodenfeuchte Luftmangel eintritt (JÖRGENSEN, 1987). Bei dem hier

durchgeführten Modell-Rotteversuch war jedoch auf Grund der geringmächtigen und lockeren Streuauflage nicht mit einer Denitrifikation zu rechnen.

7. **Schlußfolgerungen**

Aus den wichtigsten, in Kapitel 5 dargestellten und in Kapitel 6 mit Hilfe der vorhandenen Literatur diskutierten Ergebnissen und Aspekten lassen sich im Blick auf die landwirtschaftliche Praxis folgende Schlußfolgerungen ziehen:

1. Ein **Vorteil der mehrjährigen Dauerbrache mit Selbstbegrünung auf Lößböden gegenüber einjährigen Rotationsbrachen** besteht in einer wesentlich geringeren N-Auswaschung auf Grund ungestörter Vegetation fehlender Bodenbewegung (AG BODENSCHUTZ DER DBG, 1992; MARSCHNER & STAHR, 1992). Die Vegetation solcher Flächen zeigt vor allem während der ersten Sukzessionsjahre eine hohe Substanzbildung mit einer entsprechend hohen N-Aufnahme. In der sich langsam am Boden ansammelnden Streuschicht werden erhebliche Stickstoffmengen konserviert. Der Stickstoff aus dieser Streulage wird auf dem Standort Bad Lauchstädt nur relativ langsam über einen Zeitraum von 1 - 1,5 Jahren wieder freigesetzt. Die N-Freisetzung wird durch die Streuzusammensetzung und den zeitlichen Ablauf des Bestandeszusammenbruchs stark beeinflusst und findet nicht nur in der Vegetationszeit, sondern auch in der Winterperiode statt.

Der anschließende Austrag aus dem Oberboden ist abhängig von der Wintertemperatur, der Bodenfeuchte, dem Zeitpunkt der Schneeschmelze und der Niederschlagsmenge und dürfte auf Grund der geringeren Winterniederschläge und hohen FK der Löß-Schwarzerden im Untersuchungsgebiet nur in Ausnahmen erfolgen.

2. Eine **Aushagerung von mit Stickstoff belasteten Bracheflächen** durch Pflegemaßnahmen wie mehrmalige Mahd und Abfuhr des Pflanzenmaterials kann unter den derzeitigen Flächenstilllegungsregelungen nicht erfolgen, da das Mähgut auf der Fläche verbleiben muß. Aber auch bei erlaubter Abfuhr dürfte eine solche Aushagerung auf Ackerbrachen, wie schon bei Grünlandbrachen von SCHMIDT (1985) und SCHIEFER (1984) berichtet, sehr lange Zeiträume in Anspruch nehmen. Bei den in dieser Arbeit betrachteten Ackerbrachen würde eine außerlandwirtschaftliche Nutzung des Mähgutes (Energiegewinnung, Kompostierung) auch nur kurzfristig eine beachtliche Nährstoffabschöpfung bewirken, weil sich durch diese Maßnahme die Artenzusammensetzung der Brachevegetation ändert und eine mehr oder weniger wiesenähnliche Grasvegetation mit geringerer Phytomasse entsteht.

3. Eine perennierende Brachevegetation kann auf Grund ihrer ständigen Transpiration nicht nur hohe Stickstoffmengen aufnehmen, sondern auch einer Stickstoffauswaschung entgegenwirken

(MUNDEL, 1994). Der hohe Wasserverbrauch der Vegetation auf Dauerbrachen führt jedoch zu einer starken Beanspruchung des verfügbaren Wassers auf grundwasserfernen Löß-Standorten und wird daher aus hydrologischer Sicht als unerwünscht beurteilt (KERSEBAUM et al., 1993; KNOBLAUCH & ROTH, 1995). Rein rechnerisch müßte unter selbstbegrünten Dauerbrachen auf dem Standort Bad Lauchstädt sogar mit einer negativen **Wasserbilanz** von circa 20 mm gerechnet werden (KERSEBAUM et al., 1993).

4. Der im Boden der belasteten Versuchsfläche unterhalb von 1 m angereicherte anorganische Stickstoff aus der Zeit ihrer Nutzung als Gülledeponie stellt auch nach dem Brachfallen eine langfristige **Gefahr für das** in 12 m Bodentiefe anstehende **Grundwasser** dar und könnte allenfalls innerhalb des in 2,5 - 5 m Tiefe liegenden Stauwasserhorizontes (Schichtwasser) durch Denitrifikation reduziert und dadurch unschädlich gemacht werden.

5. Die **Stickstoffauswaschung aus dem Pflanzen- und Streumaterial** durch Niederschläge ist der erste Prozeß, der mit dem Absterben des Bestandes durch Reife oder Herbstfrost beginnt. Während der Monate Dezember bis März wurden bis zu 33 % der Gesamtstickstoffmenge aus der neu gebildeten Streu freigesetzt, wovon mindestens 17 % durch Niederschläge ausgewaschen wurden. Auch vorher kann schon eine gewisse N-Auswaschung aus der rezenten Streu erfolgen. Die Stickstoffauswaschung wird jedoch, sobald die Streu auf dem Boden liegt, von den Zersetzungsprozessen durch die Bodenorganismen überlagert.

6. In der rezenten Streu sind gegen Ende der Vegetationsperiode 200 - 240 kg N/ha gebunden. Die **N-Freisetzung** aus dieser Streu kann **bei der anschließenden Zersetzung durch Bodenorganismen** in der folgenden Winterperiode (Dezember bis März) circa 30 % und in der sich anschließenden Vegetationszeit bis zu 50 % des in der Streu enthaltenen Stickstoffs in Abhängigkeit von der jeweiligen Artenzusammensetzung betragen. Sie ist damit etwas geringer als der Substanzabbau mit bis zu 62 % in der Vegetationsperiode und 36 % im vorhergehenden Winter. Der Abbau erfolgt überwiegend mikrobiell, da die Makro- und Mesofauna nur eine zusätzliche Beschleunigung von 10 bzw. 20 % bewirkt.

7. Die **Beteiligung der Bodenorganismen am Streuabbau** hängt neben der Artenzusammensetzung der Streu auch von der jeweiligen Vornutzung des Bodens vor der Brachlegung ab. Die mehrjährige Gülle- und Stallmistbeaufschlagung erhöhte auf der belasteten Versuchsfläche die mikrobielle Biomasse und bewirkte einen entsprechend stärkeren mikrobiellen Abbau im Vergleich zu der unbelasteten ehemaligen Ackerfläche. Die intensive Gülle- und Stallmistbeaufschlagung wirkte sich jedoch vor allem auf die Regenwurmpopulation negativ aus, während Milben und Collembolen als Hauptvertreter der Mesofauna keine Schädigung zeigten.

Daher übte auf der unbelasteten Fläche die Makrofauna einen vergleichsweise größeren Einfluß auf die Streuzersetzung aus.

8. Für die **C- und N-Mineralisation der Streu** sind nicht nur das C/N-Verhältnis und die Inhaltsstoffe relevant, sondern auch die Artenzusammensetzung des jeweiligen Pflanzenbestandes. Je höher der Anteil an stark verholzenden Pflanzenteilen ist, desto eher ist mit der Bildung einer starken Streudecke mit verlangsamer Zersetzung zu rechnen. Die grasreiche Streu der unbelasteten Fläche wurde wesentlich schneller abgebaut als die stengelreiche Streu der belasteten Fläche. Ebenso spielt bei der N-Freisetzung und Umsetzung im Boden auch das Entwicklungsstadium der jeweiligen Pflanzenarten eine wichtige Rolle.

9. Die Untersuchungen zur **N-Mineralisation im brachliegenden Boden** zeigten, daß auch in hoch mit Stickstoff belasteten, aber nicht durch Bearbeitungsmaßnahmen gestörten Böden die Mineralisierung im Oberboden mit zunehmender Brachedauer zurückgeht. Dies wirkte sich auf die N-Aufnahme der Brachevegetation auf den Untersuchungsflächen jedoch kaum aus, weil sich noch eine erhebliche Menge an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Unterboden befand. Unter Dauerbrachen stellt sich auf Grund der abnehmenden Mineralisation mit der Zeit ein Gleichgewicht zwischen der N-Aufnahme durch die Pflanzendecke und der Stickstoffmineralisierung im Boden auf wesentlich niedrigerem Niveau als unter Bearbeitungsbedingungen ein.

10. Durch **Pflegemaßnahmen** auf Ackerbrachen (z.B. Mulchen) wird auf die Bildung einer Streulage aus stärker verholztem Pflanzenmaterial und die Möglichkeit einer längerfristigen N-Konservierung in dieser Streu verzichtet und eine erheblich raschere N-Freisetzung als Folge der rascheren Zersetzung des Pflanzenmaterials verursacht.

11. Ähnliches ist auch beim **Umbruch von Rotationsbrachen** zu erwarten, wenn auf ihnen wegen eines frühen Aussaattermins der der Brache folgenden Kulturart die Brachevegetation zum Teil in noch grünem Zustand eingearbeitet wird. Insbesondere bei einem Umbruch im Herbst besteht die Gefahr einer Nitratauswaschung. Deshalb sollte die nachfolgende Bestellung möglichst rasch erfolgen und die N-Mineralisation im Boden durch einen geringeren Düngemittleinsatz berücksichtigt bzw. als Folgefrucht eine stickstoffzehrende Pflanzenart (z.B. Raps oder Senf) bevorzugt werden (FORCHE, 1992).

12. Ein **Umbruch hoch mit Stickstoff belasteter Bracheflächen** sollte nach Möglichkeit ganz vermieden werden. Gerade diese Flächen bieten sich für eine Entlastung der Agrarökosysteme in Form einer dauerhaften Stilllegung an, um die N-Auswaschung zu minimieren, weil es dann längerfristig zu einem Gleichgewicht zwischen Nährstoffmineralisation aus der

Streuauflage und dem Boden einerseits und der Stickstoffaufnahme durch die Brachevegetation andererseits kommt.

8. Zusammenfassung

Auf Dauerbracheflächen mit Selbstbegrünung (Sukzessionsbrachen) auf tiefgründiger Löß-Schwarzerde mit unterschiedlicher Vornutzung und Stickstoffbelastung (Ackerfläche = "Unbelastet", Stallmist- und Gülledeponie = "Belastet") wurde der Stickstoffhaushalt im Pflanzenbestand, in der daraus hervorgegangenen Streu und im darunter befindlichen Boden untersucht. Als "Streu" wird in der vorgestellten Arbeit die abgestorbene Pflanzenmasse der Brachevegetation auf den Versuchsfeldern verstanden. Diese läßt sich in die jährlich anfallende (rezente) Streu und die Streu älterer Jahrgänge unterteilen.

Neben der Stickstoffaufnahme des Pflanzenbestandes und dem zeitlichen Ablauf von Bildung und Abbau der Streu wurde die Stickstoffauswaschung aus der rezenten Streu und dem Sproßmaterial einzelner Pflanzenarten vergleichend bestimmt sowie die Streuzersetzung durch die Bodenorganismen an der Bodenoberfläche und die Mineralisation im Boden untersucht.

Auf den untersuchten Dauerbracheflächen wurde mit jährlich 100 - 150 dt TM/ha eine beträchtliche Phytomasse gebildet und von dieser maximal 350 kg N/ha aufgenommen. In der rezenten Streu wurden davon noch zwischen 180 und 240 kg N/ha gefunden. Zusätzlich befanden sich in der Streu aus vorangegangenen Jahren noch bis zu 130 kg N/ha.

Aus der rezenten Streu wurden in Laborversuchen nur circa 10 % des darin enthaltenen Stickstoffs ausgewaschen. Im Freiland waren von dem Gesamtverlust von 33 % in den Monaten Dezember bis März mindestens 17 % der Auswaschung durch Niederschläge zuzuschreiben. Die N-Auswaschung aus dem Sproßmaterial ausgewählter Pflanzen betrug je nach Pflanzenart (*Atriplex nitens*; *Artemisia vulgaris*) und Entwicklungsstadium (Jung, im Schossen; Alt, abgestorben nach Frost) zwischen 12 und 27 %. Der Stickstoff im Perkolat lag überwiegend organisch gebunden vor.

Durch die Bodenfauna und Mikroorganismen wurden im Freiland zwischen April und Oktober bis zu 62 % der Vorjahresstreu abgebaut. Auch in der Winterperiode von Dezember bis März nahm diese Streu bereits bis zu 36 % ab. Hierbei wurden bis zur Hälfte des darin enthaltenen Stickstoffs in der Vegetationsperiode und bis zu 33 % während der Winterperiode freigesetzt. Der Anteil der Makro- und Mesofauna am Abbau lag im Durchschnitt bei 14 %. Auf dem belasteten Boden erfolgte eine überwiegend mikrobielle Zersetzung und auf der unbelasteten Fläche wurde eine stärkere Beteiligung der Meso- und Makrofauna festgestellt.

Die C- und N-Mineralisation von in den Boden eingebrachter Streusubstanz durch Mikroorganismen wurde in Laborinkubationsversuchen mit Böden aus den Versuchsvarianten überprüft. Etwa 40 % der Einwaage waren nach einer Inkubationsdauer von 70 Tagen mineralisiert. Erhebliche C-Anteile verblieben als schwer zersetzliche bzw. humifizierte Reste im Boden. Die Humusbildung ist demnach vergleichbar mit der von Stroh. Auf Grund des weiten C/N-Verhältnisses erfolgte bei Inkubationsversuchen eine erhebliche N-Immobilisation.

Die Mineralisation von Sproßmaterial verschiedener Ruderal-Pflanzenarten zeigte eine Abhängigkeit vom Gehalt an Gerüstsubstanzen und dem C/N-Verhältnis in der Reihenfolge *Atriplex nitens* > *Artemisia vulgaris* > *Lactuca serriola* = *Agropyron repens*. Pflanzenmaterial, das zum Zeitpunkt des Schossens aus den Versuchsflächen entnommen wurde, wies ein enges C/N-Verhältnis auf und führte zu einer Netto-N-Mineralisation. Bei abgestorbenem Sproßmaterial erfolgte dagegen eine N-Immobilisierung. Die im Boden immobilisierte N-Menge entsprach der Menge bei der Umsetzung von rezenter Streu.

Ein Umbruch nach 4-jähriger Brachedauer mit Streueinarbeitung führte zu einer deutlichen N-Mineralisation auf Grund des relativ engen C/N-Verhältnisses der auf der Fläche vorhandenen Streu. Die N-Freisetzung war auf der ehemaligen Stallmist- und Gülledeponie erheblich intensiver. Ein Umbruch sollte daher insbesondere auf derartigen Deponieflächen vermieden werden. Die Flächen sollten vielmehr langfristig aus der Bewirtschaftung herausgenommen werden.

Die Versuche zeigten, daß auf selbstbegrüntem Dauerbracheflächen ein nahezu geschlossener N-Kreislauf entsteht. Durch den Rückgang der Intensität der Mineralisation im Boden, eine hohe Stickstoffaufnahme des Pflanzenbestandes und die Streuakkumulation mit verlangsamer N-Freisetzung dürfte unter den Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes bei relativ niedrigen Niederschlagsmengen und geringer Sickerwasserbildung der angesammelte Stickstoff längere Zeit im Oberboden verbleiben und einem relativ verlustarmen Kreislauf zwischen Brachevegetation und Boden unterliegen.

9. Literatur

- AG Bodenschutz; 1992:
AG-Bodenschutz der DBG - Ist Flächenstillegung von Äckern aus bodenkundlicher Sicht sinnvoll? -
6. S.
- AID; 1990:
Heft 1091: Brachland als Lebensraum
- Alkämper, J.; 1975:
Weed control and optimal fertilizer effect with Ethiopia as the focal point.
Agricultural News BASF 4/75, 10-14
- Alkämper, J.; 1988:
Unkräuter als Brachekultur
Z. Pflkrankh.Pfl.schutz. SH XI, 197-202
- Amberger, A.; Wagner, A.; Rassadi, F.; 1971:
Über die Festlegung des Stickstoffs bei der Verrottung von Maisstroh
Bayr. Jahrbuch 48, 190-205
- Amberger, A.; 1983:
Pflanzenernährung
Ulmer-Verlag, Stuttgart 250 S.
- Anderson, J.M.; 1973:
The Breakdown and decomposition of Sweet Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and Beech (*Fagus sylvatica* L.) leaf litter in two deciduous woodland soils
I. Breakdown, Leaching and Decomposition
Oecologia 12, 251 - 274
- Anderson, J. M.; 1975:
Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter
J. Animal Ecol. 44, 475 - 495
- Andreae, H.; 1994:
Stoffeintrag aus der Atmosphäre -Deposition anorganischer Komponenten-
in: Ulrich, B. (Hrsg.); 1994:
Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität - Ergebnisse
interdisziplinärer Forschung im Harz- S. 107 - 111; Springer-Verlag, Berlin
- Andrén, O.; 1987:
Abbau von Sproß und Wurzel von Gerste, Luzerne, und Wiesenschwingel unter
Feldbedingungen
Swedish J. agric. Res. Uppsala, 17 113 - 122
- ANL, 1995:
Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz
Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Informationen 4, 139 S.

- Arens, R.; 1976:
Die Vegetationsentwicklung auf Bracheflächen und Möglichkeiten ihrer Steuerung durch technische Maßnahmen
Bayer. Landw. Jahrbuch 53, 732-738
- Asche, N.; 1985:
Stoffeinträge in das Naturschutzgebiet Braunschweig-Riddagshausen
Ber. Forsch.z. Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 14, 190 S.
- Asmus, F.; 1993:
Nährstoffbilanzen und Veränderungen der Gehalte an Pflanzennährstoffen und Schwermetallen in diluvialen Böden nach langjähriger Verregnung extrem hoher Güllemengen
VDLUFA-Schriftenreihe 37, Kongreßband 1993, 117-120
- Autorenkollektiv, 1982:
Einführung in die Methodik des Feldversuches
Deutsch. Landw. Verlag, Berlin 327 S.
- Azam, F.; Mulvaney, R.L.; Stevenson, F.J.; 1989:
Transformation of ^{15}N -labelled leguminous plant material in three contrasting soils
Biol. Fertil. Soils 8, 54 - 60
- Bahn, E.; Eich, D.; Körschens, M.; Pfefferkorn, A.; 1995:
100 Jahre Agrar- und Umweltforschung Bad Lauchstädt
Teubner-Verlag, Leipzig 105 S.
- Becker, K. W.; Meyer, B.; 1973:
Abbau, natürliche Inkorporation und Ertragswirkungen von Ernterückständen (Stroh, Rübenblatt) auf Ackerparabraunerden aus Löss
Gött. Bodenkundl. Berichte 26, 1-38
- Beese, F.; 1986:
Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität
Göttinger Bodenkundliche Berichte 90 344 S.
- Beinhauer, R.; Klose, E.; 1981:
Auswirkungen brachfallender Flächen auf das Mikroklima
Z.F. Kulturtechnik und Flurbereinigung 22, 51-61
- Bischoff, R.; 1992:
Wirkung der Grünbrache auf die N-Dynamik, den Unkrautwuchs und den Ertrag der Folgekulturen
VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongressband 1992, 175 - 178
- Blaschke, H.; 1979:
Leaching of water-soluble organic substances from coniferous needle litter
Soil Biol. Biochem. 14, 581 - 584
- Bocock, K.L.; Gilbert, O.J.; 1957:
The disappearance of leaf litter under different woodland conditions
Plant and Soil 9, 179-185

- Bocock, K.L.; Gilbert, O.; Capstick, C.K.; Twinn, D.C.; Waid, J.S.; Woodman, M.J.; 1960:
Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types
I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter
J. of Soil Sci. 11, 1 - 9
- Bohac, J.; Pokarzhevski, A.; Gusev, A.; 1990:
The decomposition of dead organic matter in natural ecosystems and field in Forest Steppe
Zone - The role of separate factors.
Zentralbl. Mikrobiol. 145, 47 - 49
- Bolger, T.; Curry, P.J.; 1980:
Effect of cattle slurry on soil arthropods in grassland
Pedobiologia 20, 246 - 253
- Böhm, W. 1979:
Methods of studying root systems
Springer-Verlag, Berlin
- Bornkamm, R.; 1981:
Zusammensetzung, Biomasse und Inhaltstoffe der Vegetation während zehnjähriger
Sukzession auf Gartenböden in Köln
Decheniana, Bonn 134, 34-48
- Bornkamm, R. 1984:
Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen
Pflanzengesellschaften
II. Quantität und Qualität der Phytomasse
Flora 175, 45-74
- Boström, U.; 1988:
Ecology of earthworms in arable land - Population dynamics and activity in four cropping
systems
Diss. Uppsala
- Brasse, D.; 1975:
Die Arthropodenfauna von Getreidefelder auf verschiedenen Böden im Braunschweiger Raum
Pedobiologia 15, 405-414
- Brauns, S.; 1968:
Praktische Bodenbiologie
Fischer-Verlag, Stuttgart 470 S.
- Braun-Blanquet J.; 1964:
Pflanzensoziologie
Springer-Verlag, Berlin 865 S.
- Broadbent, F. E.; Nakashima, T.; 1974:
Mineralisation of nitrogen in soil amended with carbon-13 and nitrogen-15 labelled plant
material
Proc. Soil Sci. Soc. America 38,2 313 - 315

- Broll, G.; Schreiber, K. F.; 1985:
Die mikrobielle Aktivität von Brachflächen unterschiedlicher Bewirtschaftung
Landw. Forsch. 38, 28 - 34
- Broll, G.; 1989:
Die mikrobielle Aktivität der Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen
Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie, Münster Heft 10, 95 S.
- Broll, G.; Schreiber, K. F.; 1994:
Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 73, 31 - 34
- Brünner, F.; 1954:
Nährstoff- und Mineralstoffgehalt einiger Grünlandpflanzen
Die Phosphorsäure 14/3, 131 - 144
- Büring, H.; 1970:
Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht
Diss. Gießen 81 S.
- Buhse, B.; Platte, H.; Przemec, E.; 1993:
Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die N-Nachlieferung und die mikrobielle Biomasse eines alluvialen Lehms
VDLUFA-Schriftenreihe 37, Kongreßband 1993; 563 - 566
- Buldgen, P.; 1982:
Features of nutrient leaching from organic soil layer microcosms of beech and spruce forests: Effects of temperature and rainfall
Oikos 38, 99 - 107
- Campino I.; Schäfer, K.; 1977:
Zoologische Untersuchungen an Ökosystemen verschiedener Nutzungsintensität
In: Tüxen (Hrsg.) Berichte der Internat. Symp. d. Internat. Vereinigung f. Vegetationskunde - Vegetation und Fauna -, Rinteln 1976; Gantner Verlag KG, Vaduz 75 - 81
- Campino-Johnson, I.; 1978:
Einfluß der Nutzungsintensität auf Kompartimente von Grünlandökosystemen
Diss. Giessen
- Christensen, B. T.; 1986:
Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics
Soil Biol. Biochem. Vol. 18; 523-529
- Clement, C. R.; Jones, L. H. P.; Hopper, M.J.; 1971:
The leaching of some elements from herbage plants by simulated rain
J. Sci. Fd Agric. 22, 249-260
- Collins, M.; 1991:
Hay curing and water soaking: Effects on composition and digestion of alfalfa leaf and stem components
Crop. Sci. 31, 219-223

- Coleman, D. C.; Crossley, D. A. jr; Beare, M. H.; Hendrix, P. F.; 1988:
Interactions of organisms at root/soil and litter/soil interfaces in terrestrial ecosystems
In: Edwards, C. A. et al. (Eds):
Biological interactions in soil, Elsevier-Verlag, Amsterdam 117 - 134
- Cotton, D. C. F.; Curry, J. P.; 1980:
The response of earthworm populations (Oligochaeta, Lumbricidae) to high applications of pig slurry
Pedobiologia 20; 189-196
- Coupland, R.T. (Eds.) 1992:
Natural Grasslands - Introduction and western hemisphere -
(Kapitel 5, S.75 - 91) Elsevier-Verlag, Amsterdam
- Curry, J.P.; 1973:
The arthropods associated with the decomposition of some common grass and weed species in the soil
Soil Biol. Biochem. Vol. 5, 645 - 657
- Curry, J. P.; 1989:
The influence of invertebrates on soil fertility and plant growth in temperate grasslands
in: M. Clarholm and Bergström (Eds.): Ecology of arable land S. 173 - 184
Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Dawson, J. O.; 1983:
Dinitrogen fixation in forest ecosystems
Can. J. Microbiol. 29, 979 - 992
- Dickinson, C. H.; Pugh, G. J. F.; 1974:
Biology of plant litter decomposition
Academic Press, London 775 S.
- Dickinson, N. M.; 1983:
Decomposition of grass litter in a successional grassland
Pedobiologia 25, 117-126
- Didden, W. A.; 1993:
Ecology of terrestrial Enchytraeidae
Pedobiologia 37, 2 - 29
- Domning, B.; Przemek, E.; 1991:
Untersuchungen über Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die Stickstoffnachlieferung eines Bodens
VDLUFA-Schriftenreihe 33, Kongreßband 1991; 221 - 226
- Do van Long; 1978:
Nährstoffkonkurrenz zwischen Kulturpflanzen und Unkräutern bei gesteigerter Düngung
Diss. Giessen
- Dreiling, M.; 1993:
Auswertung der Untersuchung zur Besiedlungsdichte von Collembolen und Milben auf der Versuchsfläche V 512a (Unkrautbrache) im Bereich der Flächen des UfZ Leipzig-Halle GmbH, Bereich Bad Lauchstädt (uv)

- Dunger, W.; 1958:
Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Bodenmakrofauna im Auewald
Zool. Jahrb. Syst. 86, 139 - 180
- Dunger, W.; 1983:
Tiere im Boden
A. Ziemsen Verlag, Wittenberg 280 S.
- Dunger, W.; Fiedler, H. J.; 1989:
Methoden der Bodenbiologie
Fischer-Verlag, Stuttgart 416 S.
- Eikmann, T.; Kloke, A.; 1993:
Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden - Eikmann-Kloke-Werte-
VDLUFA-Schriftenreihe 34/1993
- Ellenberg, H.; 1979:
Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas
Scripta Geobotanica IX 122 S.
- Ellenberg, H.; Mayer, R.; Schauer mann, J.; 1986:
Ökosystemforschung Ergebnisse des Sollingprojektes 1966 - 1986
Ulmer- Verlag, Stuttgart 463 S.
- Ellenberg, H.; 1986a:
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen
Ulmer Verlag, Stuttgart, 989 S.
- Ellenberg, H.; 1992:
Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa
Scripta Geobotanica 18, 248 S.
- Faust, H.; Bornhack, H.; Hirschberg, K.; Jung, K.; Junghans, P.; Krumbiegel, P.; 1981:
¹⁵N-Anwendung in der Biochemie, Landwirtschaft und Medizin - Eine Einführung -
Schriftenreihe Anwendung von Isotopen und Kernstrahlungen in Wissenschaft und Technik Nr.
5; Berlin 1981
- Filser, J.; 1991:
Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte
Bodenbelastungen - Hopfenböden als Beispiel -
Diss. München, 136 S.
- Flächenstilllegung; 1992:
Begleitforschung zur Flächenstilllegung
Auftragsforschung des Ministeriums für den ländlichen Raum, Baden-Württemberg,
Stuttgart, 1992
- Flaig, W., Beutelspacher, H.; Rietz, E.; 1975:
Chemical composition and physical properties of humic substances
In: Gieseking, J.E. (ed.): Soil components Vol. I Organic components
Springer-Verlag, Berlin

- Fleige, H.; Meyer, B.; Scholz, H.; 1971:
Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen
Göttinger Bodenkundliche Berichte 18, 1-37
- Forche, T.; 1992:
Pflanzenbauliche und Landschaftsökologische Auswirkungen stillgelegter Flächen
Diss. Hannover 131 S.
- Franko, U.; 1986:
Die Mineralisierung der organischen Substanz im Boden außerhalb der Vegetationsperiode
Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 30, 391 - 394
- Franko, U.; 1989:
Modell and PC-Programm zur Simulation des Umsatzes organischer Substanzen im Boden
Tag. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR 275; 139-147
- Franko, U.; 1990:
C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden
Tag. Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. Berlin, (1990), 295, 13-26
- Franko, U.; 1995:
Berechnungen der Kohlenstoffakkumulation in Abhängigkeit von Klima, Textur und Fruchtfolge
Mitt. d. Dtsch. bodenkdl. Gesellsch. 76, 763 - 766
- Friebe, B.; 1988:
Netzbeutelversuche in landwirtschaftlich genutzten Flächen - Methodische und Praktische Probleme
Tagungsprotokoll des 5. Plenums Bodenmesofauna, Bonn Okt. 1988
- Friebe B.; Henke, W.; 1991:
Bodentiere und deren Strohabbauleistungen bei reduzierter Bodenbearbeitung
Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 32, 121-126
- Freytag, H. E.; Rausch, H.; 1981:
Zeitliche Veränderungen des löslichen Stickstoffs im Boden nach Zusatz verschiedener organischer Dünger im Feldmodellversuch ohne Bewuchs
Archiv. Acker u. Pflanzenbau u. Bodenk. 25, 445 - 450
- Garz, J.; Schliephake, W.; Stumpe, H.; Winkler, U.; 1995:
C- und N-Umsetzungen in Dauerversuchen auf Sandlöß-Braunschwarzerde in Halle
In: STRAS, Teilprojekt 11, 464 - 496
- Gilbert, O.; Bockock, K.L.; 1960:
Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types
II. Changes in the nitrogen content of oak and ash litter
J. Soil Science 11, 10 - 19
- Gisi, U.; Oertli, J.J.; 1981a:
Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen
II. Veränderung in der ober- und unterirdischen Pflanzenmasse
Acta Oekologia 2/16, 79-86

- Gisi, U.; Oertli, J.J.; 1981b:
Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen
I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden
Acta Oekologia 2/16, 7-21
- " ; 1981c:
III. Mikrobiologische Veränderungen im Boden
Acta Oekologia 2/16, 156-175
- " ; 1981d:
IV. - Veränderungen im Mikroklima
Acta Oecologica Vol.2/16, 233-249
- Golley, F. B.; 1960:
Energy dynamics of a food chain of an oldfield community
Ecol. Monogr. 30, 187 - 206
- Graff, O.; 1969:
Regenwurm-tätigkeit im Ackerboden unter verschiedenem Bedeckungsmaterial, gemessen an der Losungsablage
Pedobiologia 9, 120-127
- Graff, O.; 1970:
Der Einfluß von Mulchmaterialien auf den Nährelementgehalt von Regenwurmröhren im Unterboden
Pedobiologia 10, 305-319
- Grylls, J. P.; 1992:
Changes in soil mineral nitrogen during set-aside and effect of rotational fallows on the yield and N-optima of subsequent cereal crops
BCPC-Monogr. Nr.50 - Set-aside - 23 - 28
- Hahn, W.; Wolf, A.; Schmidt, W.; 1979:
Untersuchungen zum Stickstoff-Umsatz von *Tussilago farfara*- und *Agropyron repens*-Beständen
Verh. Ges. f. Ökologie 7, 369-380
- Haider, K.; Farooq-e-Azam; 1983:
Umsetzung von ¹⁴C-markierter Pflanzeninhaltsstoffe im Boden in Gegenwart von ¹⁵N-Ammonium
Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 146(2), 151-159
- Hanloon, R. D. G.; Anderson, J. M.; 1979:
Influence of grazing by collembola on microbial activity in decomposing leaf litter
Oecologia, 38, 93 - 99
- Harper, S. H. T.; 1989:
A critical comparison of methods to monitor the decay rate of straw in field soils
J. Soil Sci. 40; 675-683
- Hegewald, H.-B.; 1982:
Artenzusammensetzung und Nährstoffgehalt des Unkrautes im Körnermais
Angew. Bot. 56, 279-281

- Heisler, C.; 1993:
Besiedelung von Streubeuteln in unterschiedlich verdichteten Ackerflächen
Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 72, 547-550
- Herlitzius, H.; 1983:
Biological decomposition efficiency in different woodland soils
Oecologia 57, 78 - 97
- Hilbig, W.; Bachthaler, G.; 1992:
Wirtschaftsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum von 1950 - 1990.
Angew. Botanik 66, 192 - 209
- House, G. J.; Stinner, R. E.; 1987:
Decomposition of plant residues in no-tillage agroecosystems
Influence of litterbag mesh size and soil arthropods
Pedobiologia 30; 351-360
- Huhta, V.; Setälä, H.; Haimi, J.; 1988:
Leaching of N and C from birch leaf litter and raw Humus with special emphasis on the influence of soil fauna
Soil Biol. Biochem. 20, 875 - 878
- Iffert, B.; 1983:
Nettoprimärproduktion und Umsatz der oberirdischen Pflanzenmasse einer nicht mehr genutzten Glatthaferwiese unter dem Einfluß der ungestörten Sukzession und des Mulchens
Diss., Giessen 177 S.
- IPCC; 1995:
Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC,
Second Assessment of Climate Change, Report of Working Group II, Chapter 23,
"Agricultural Options for Mitigation of Greenhouse Gass Emissions", WMO/UNEP, Genf, 1995 (im Druck)
- Jahn, R.; Billen, N.; Lehmann, A.; Stahr, K.; 1994:
Bodenerhaltung durch Extensivierung und Flächenstillegung
Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 73, 55 - 58
- Janiesch, P.; 1973:
Beitrag zur Physiologie der Nitrophyten - Nitratspeicherung und Nitratassimilation bei *Anthriscus sylvestris* Hoffm.
Flora 162, 479 - 491
- Jenkinson, D. S.; Rayer, J. H.; 1977:
The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments
Soil Science 123, 298 - 305
- Jenkinson, D. S.; 1990:
The turnover of organic carbon and nitrogen in soil
Phil. Trans. R. Soc. London, 329, 361 - 368

- Jenkinson, D. S.; Harkness, D.; Vance, E. D.; Adams, D. E.; Harrison, A. F.; 1992:
Calculating Net Primary Production and annual input of organic matter to soil from the
amount and radiocarbon content of soil organic matter
Soil Biol. Biochem. 24, 295 - 308
- Jenny, H.; Gessel, S. P.; Bingham, F. T.; 1949:
Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions
Soil Sci. 68, 419 - 432
- Jörgenson, R. G.; 1987:
Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in
Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein
Göttinger bodenkdl. Berichte 91, 409 S.
- Johnen, B.; 1974:
Bildung, Menge und Umsetzung von Pflanzenwurzeln im Boden
Diss. Bonn, 172 S.
- Jonas, S.; 1989:
Litterbag-Versuche in Agrarflächen - praktische Vorgehensweise und methodische Probleme
In Friebe B. (edr): Protokoll zum 5. Plenum Bodenmesofauna - Methoden zum Streuabbau -
am 6. und 7. Oktober 1988 in Bonn (uv.)
- Jones, K.; 1982:
Nitrogen fixation in the canopy of temperate forest trees: A re-examination
Annals of Botany 50, 329 - 334
- Juma, N. G.; Paul, E. A.; 1984:
Mineralisable soil nitrogen amounts and extractability ratios
Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 76 - 80
- Junge, A.; Stober, C.; Marschner, M.; 1993:
Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Stickstoffhaushalt von Böden
Agribiol. Res. 46, 112 - 119
- KA4; 1994:
Bodenkundliche Kartieranleitung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und
der Geologischen Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.)
E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 392 S.
- Keplin, B.; 1995:
Untersuchungen zur Bodenfauna städtischer Grünflächen unter dem Einfluß verschiedener
Pfleßmaßnahmen
Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster Heft 16, 137 S.
- Kersebaum, Ch.; Mc Voy, Ch.; Filius A.; Streck, Th.; 1993:
Stoffdynamik stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen - Risikoabschätzung im Vergleich zu
intensiven Nutzung aus der Sicht des Bodenschutzes
UBA-Text Nr. 54/93, Umweltbundesamt, Berlin 99 S.
- Klimanek, E.-M.; 1982:
Mineralisation unterschiedlicher organischer Substanzen in Abhängigkeit von der Bodenart
Arch. Acker und Pflanzenbau u. Bodenkd. 26, 523-532

- Klimanek, E.-M.; 1987:
Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Fruchtarten
- Wissenschaftliche Einzelveröffentlichung -
Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, 37 S.
- Klimanek, E.-M.; 1988:
Qualität und Umsetzungsverhalten von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten
Akad. Landwirtsch. Wiss. Berlin, Diss B, 177 S.
- Klimanek, E.-M.; 1990a:
Umsetzungsverhalten von Ernterückständen
Archiv Acker- Pflanzenbau, Bodenkunde 34, 559-567
- Klimanek, E.-M.; 1990b:
Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten
Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkunde, 34, 569-577
- Klimanek, E.-M.; 1991:
Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten in Abhängigkeit vom Vegetationsstadium
Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkde, 35 121-128
- Klimanek, E.-M.; 1994:
Nachwachsende Rohstoffe und ihr Einfluß auf den Boden
Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 73, 67 - 70
- Klimanek, E.-M.; 1995:
Messung der CO₂-Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislauf-verfahren
Agribiological Research 1995, (i.Druck)
- Klimanek, E.-M.; Zwierz, P.; 1990:
Differenzierung der Ernte- und Wurzelrückstände nach ihrer stofflichen Zusammensetzung
Tag. Ber. Akad. Landwirtsch.-Wiss. Berlin (1990) 295, 41-48
- Knoblauch, S.; Roth, D.; 1995:
N-Austrag aus einer Braunschwarzerde (Löß) im Thüringer Becken - Ergebnisse aus dem Bodenwassermonitoring
Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76; 839 - 842
- König, M.; 1991:
Flächenstilllegung und Extensivierung 1990/91 in den fünf neuen Bundesländern
AID-Informationen Jg 40 Nr. 1, 12 S.
- Körschens, M.; 1986:
Beitrag der organischen Substanz des Bodens und der organischen Dünger zur Stickstoffversorgung der Pflanzen
Tag.-Ber., akad.Landwirtsch.-Wiss.DDR,Berlin 248, 125-132

- Körschens, M., 1988:
N-Freisetzung und Ausnutzung in Abhängigkeit vom Humusgehalt im Statischen Versuch
Lauchstädt
Zentralbl. Mikrobiol. 143, 215-219
- Körschens, M.; Schulz E.; Behm, R.; 1990:
Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen
Zentralbl. Mikrobiol. 145, 305 - 311
- Körschens, M.; Müller, A.; 1994:
Nachweis nachhaltiger Bodennutzung
Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 73, 75 - 78
- Körschens, M.; Müller, A.; Kunschke, A.; Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; Pfefferkorn, A.;
Waldschmidt, U.; 1995:
Aufklärung und quantitative Erfassung der C- und N-Dynamik auf Lößschwarzerde als
Voraussetzung für eine ökologisch begründete N-Düngung und -Ausnutzung unter
Vermeidung von Umweltbelastungen
In: STRAS, Teilprojekt 3, 168 - 201
- Korsmo, E.; 1930:
Unkräuter im Ackerbau der Neuzeit
Biologie und praktische Untersuchungen
Springer-Verlag, Berlin, 580 S.
- Kratz, W.; 1991:
Streuabbaubehälter - ein Instrument der modernen Bodenbiologie-
Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66 I, 547-549
- Kretschmann, S.; 1990:
¹⁵N-Anreicherung der organischen Substanzen langjährig differenziert gedüngter
Dauerversuchsböden
Diss. Berlin
- Kronisch, R.; 1975:
Zur Stickstoff-Versorgung von Ruderalpflanzen-Gesellschaften in Göttingen
Staatsexamensarbeit Göttingen, 75 S.
- Larink, O.; Lübben, B.; 1991:
Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem Köderstreifen-Test nach v. Thörne
- ein Erfahrungsbericht
Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesell. 66 I., 551-554
- Lienhard, D.; 1980:
Zur Kenntnis der Collembolen eines alpinen Caricetum firmae im Schweizerischen
Nationalpark
Pedobiologia 20, 369-386
- Lomnicki, A.; Bandola, E.; Jankowska, K.; 1968:
Modification of the Wiegert-Evans method for estimation of net primary production
Ecology 49: 147 - 149

- Lübben, B.; Larink, O.; 1991:
Auswirkungen von Klärschlämmen und Schwermetallen auf die Bodentiere unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen
In: Sauerbeck, D.; Lübben, S. (eds) Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen
Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 6, 391 - 416
- Lueang-A-Papong, P.; 1985:
Wirkung einer Unkrautbewirtschaftung auf den Boden und den Sommergerstenertrag in Gefäßversuchen
Diss. Gießen
- Lutwick, L. E.; Coldwell, B. B.; Delong, W. A.; 1952:
Leachates from decomposing leaves I. Some general characteristics
Scientific Agriculture 32, 603-613
- Mahn, E. G.; Bischoff, A.; 1995:
Phytozönosestruktur und Populationsdynamik ausgewählter Arten
in: Forschungsverbundprojekt STRAS: Teilprojekt 7, 314 - 345
- Maibaum, W.; Garz, J.; 1978:
Ergebnisse eines mehrjährigen Modellversuchs zum Umsatz der organischen Stickstoff-Verbindungen des Bodens
Archiv f. Acker und Pflanzenbau 22, 299-308
- Makeschin, F.; 1980:
Einfluß von Regenwürmern auf den Boden sowie Ertrag und Inhaltsstoffe von Nutzpflanzen
Diss. Gießen 119 S.
- Makeschin, F.; 1990:
Die Regenwurmfaua forstlich und landwirtschaftlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung
Kali-Briefe 20, 49 - 63
- Malkomes, H. P.; 1980:
Strohrotteversuche zur Erfassung von Herbizid-Nebenwirkungen auf den Strohumsatz im Boden
Pedobiologia 20, 417-427
- Markgraf, G.; Winterfeld, C.; 1983:
Über den Einfluß langjährig differenzierter organischer Düngung des Bodens auf die Ausnutzung von ¹⁵N-markiertem Harnstoff
Wiss. Z. d. Humboldt Univ. Berlin, Math. Nat. R. XXXII 4, 487 - 491
- Marschner, B.; Stahr, K.; 1992:
Auswirkungen von Flächenstillegungen auf Bodeneigenschaften
- Literaturübersicht -
Informationen zur Raumentwicklung Heft 7, 579 - 600
- Meentemeyer, V.; 1978:
Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates
Ecology 59; 465-472

- Meisel, K.; Hübschmann, A. von; 1973:
Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Bracheflächen
Natur und Landschaft 48, 70-74
- Mengel, K.; 1984:
Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze
Fischer-Verlag, Stuttgart 431 S.
- Merbach, I.; 1992:
Möglichkeiten der zeitweiligen Stickstoffkonservierung durch Unkräuter in Mais
Tag.-Ber. z. Symp. Dauerfeldversuche u. Nährstoffdynamik, 9. - 12.6.1992, Bad Lauchstädt
231 - 236
- Merbach, I.; 1993:
¹⁵N-Aufnahme von Mais (*Zea mays* L.) und Sommergerste (*Hordeum distichon* L.) aus
eingemulchtem weißen Gänsefuß (*Chenopodium album* L.)
8th EWRS-Symposium "Quantitative approaches in weed and herbicide research and their
practical application", Braunschweig 1993, 159-165
- Merbach, I.; 1994a:
Sukzessionsversuch ohne Eingriff
in: Körschens, M.; Pfefferkorn, A. (Hrsg)
Feldversuchsführer des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle, 1995
- Sektion Bodenforschung - 39 S.
- Merbach, I.; 1994b:
Regenwürmer als Bioindikatoren für die bodenökologische Wirkung landbaulicher
Bodennutzungen
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 73, 91 - 94
- Merbach, I.; Sauerbeck, G.; 1995a:
Untersuchungen zur Sproß- und Streubildung einer Ruderalzönose auf einer früheren
Gülledeponie sowie zur C/N-Dynamik in den Pflanzenfraktionen
Mitt. d. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 76, 879 - 882
- Merbach, I.; Sauerbeck, G.; 1995b:
N-Dynamik von Segetalzönosen auf Löß-Schwarzerde unter besonderer Berücksichtigung
ihrer Streu
In: STRAS, Teilprojekt 5, 240 - 273,
- Moritz, C.; Damitz, U. v.; Papaja, S.; Zimmermann, M.; Kawetzki, I.; 1995:
Minimierung von Stoffausträgen aus unterschiedlich landwirtschaftlich genutzten Flächen,
ermittelt durch Tiefenuntersuchungen des Bodens von Dauerversuchen und Praxisflächen
In: STRAS, Teilprojekt 6, 278-311
- Müller, G.; 1965:
Bodenbiologie
Fischer-Verlag, Jena 890 S.
- Müller, M.; Sundman, V.; Soininvaara, O.; Meriläinen, A.; 1988:
Effect of chemical composition on the release of nitrogen from plant materials decomposing in
soil under field conditions
Biol. Fertil. Soils 6, 78-83

- Mundel, G.; 1994:
Vergleich der Evapotranspiration von Schafschwingelbeständen mit der Evapotranspiration von Beständen mesophytischer Gräser
Arch. Acker- Pfl. Boden 38, 97-105
- Naglitsch, F.; 1966:
Über die Veränderungen der Zusammensetzung der Mesofauna während der Rotte organischer Substanzen im Boden
Pedobiologia 6, 178-194
- Nieder, R.; Richter, J.; 1989:
Die Bedeutung der Umsetzung von Weizenstroh im Hinblick auf den C- und N-Haushalt von Löß-Ackerböden.
Z. Pflanzenernährung Bodenkd, 152, 415-420
- Nykvist, N.; 1963:
Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter
Studia forestalia suecica Nr.3, 31 S.
- Oberdoerster, U.; Markgraf, G.; 1984:
Gefäßversuche zum Einfluß steigender Humusanteile im Substrat auf die N-Ausnutzung aus ¹⁵N-markiertem Harnstoff durch Futterpflanzen
Wiss. Zeit. Humboldt Univ. Berlin Math. Nat. Reihe XXXIII 5, 449-454
- Oberländer, H.-E.; Roth, K.; 1971:
Die Umwandlung von C¹⁴-markiertem Gründünger im Boden
Landw. Forsch. 25, 295-318
- Olsen, J. S.; 1963:
Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems
Ecology 44, 322 - 331
- Oomes, M. J. M.; Mooi, H.; 1985:
The effect of management of succession and productive of formerly agricultural grassland after stopping fertilization.
In: Schreiber, K.F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen,
Münstersche geogr. Arb. 20, 59 - 67
- Osbornova, J.; Kovarova, M.; Leps, J.; Prach, P.; 1990:
Succession in abandoned fields - Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia-
Geobotany 15 Editor M.J.A. Werger Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Parmelee, R. W.; Beare, M. H.; Blair, J. M.; 1989:
Decomposition and nitrogen dynamics of surface weed residues in no-tillage agroecosystems under drought conditions: influence of resource quality on the decomposer community
Soil Biol. Biochem. 21; 97-103
- Pasterding, F.; Jones, A.; Plankl, R.; 1992:
Gründe für eine Beteiligung am EG-Flächenstilllegungsprogramm - Anhaltspunkte aus Trier-Saarburg und Rheinland-Pfalz
Landbauforschung Völkenrode 42, Jg. 3; 176-192

- Peter, M.; 1990:
Stickstoffdynamik im Boden "stillgelegter" und genutzter Ackerstandorte
In: Ökologie-Forum in Hessen: Flächenstillegungen in der Landwirtschaft S. 16 - 19
Hess. Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz
- Peter, M.; Harrach, T.; 1992:
Dreijährige Untersuchungen der Stickstoffdynamik stillgelegter Ackerflächen und bewirtschafteter Vergleichsflächen
Verhandl. d. Gesell. f. Ökologie 21, 431-443
- Pfefferkorn, A.; 1990:
Einfluß extrem hoher C_t - und N_t -Gehalte im Boden auf N-Entzug, N-Verlagerung und Bodeneigenschaften auf Löß-Schwarzerde
Diss. Halle
- Pfefferkorn, A.; 1993:
Zu Auswirkungen einer Humusübersversorgung des Bodens auf Pflanzenertrag und -qualität sowie N-Nachlieferung und Grundwasserbelastung
Kühn-Archiv 87, 12 - 22
- Pfefferkorn, A.; Körschens, M.; 1991:
Einfluß extrem hoher C_t - und N_t -Gehalte im Boden auf Ertrag und Bodeneigenschaften
Archiv Acker und Pflanzenbau Bodenkde Berlin 35, 193 - 198
- Rauhe, K.; Fichtner, F.; Fichtner, E.; Knappe, E., Drauschke, W.; 1973:
Untersuchungen über den Verbleib und Umwandlung des Stickstoffs ^{15}N -markierter organischer und mineralischer Düngerformen in ausgewählten Stickstofffraktionen des Bodens
Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 17, 895 - 905
- Rosche, O.; Machulla, G.; Baum, C.; 1995:
Auswirkungen verringerter Nutzungsintensität auf die Bodenfauna und Bodenmikroorganismen
In: STRAS, Teilprojekt 9 - 385 - 420
- Runge, M.; 1970:
Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung am Standort
Flora, Abt. B 159, 233-257
- Rusek, J.; 1975:
Die bodenbildende Funktion von Collembolen und Acarina
Pedobiologia 15; S. 299-308
- Saini, R. C.; Gupta, S. R.; Rajvanshi, R.; 1984:
Chemical composition and decomposition of crop residues in soil
Pedobiologia 27, 323 - 329
- Sauerbeck, D.; 1966:
Über den Abbau ^{14}C -markierter organischer Substanzen im Boden und Ihren Einfluß auf den Humusgehalt
Habilitationsschr. Bonn 202 S.

- Sauerbeck, D.; 1968:
Die Umsetzung markierter organischer Substanzen im Boden in Abhängigkeit von Art, Menge und Rottegrad
Landw. Forschung 21, 91-102
- Sauerbeck, D.; 1970:
Die Umsetzung von markiertem Pflanzenmaterial im Boden unter Feldbedingungen
Mitt. d. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch. 10, 174-177
- Sauerbeck, D.; 1980:
Influence of crop rotation, manurial treatment and soil tillage on the organic matter content of German soils
Sonderdruck: Proceedings of the Land Use Seminar on Soil Degradation, Wageningen vom 13-15. Oktober 1980; S. 163 - 179
- Sauerbeck, D.; 1992:
Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick
in: Berichte über Landwirtschaft SH 206: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit Bd 4 Humushaushalt, 13 - 29
- Sauerbeck, D.; Führ, F.; 1971:
Decomposition and humification of ^{14}C -labelled plant residues in the field
Transact. Intern. Sympos. "Humus et Planta" V, Prag, 173-182
- Sauerbeck, G.; Merbach, I.; 1995:
Teilprozesse der Stoff- und N-Dynamik in der Streuauflage und im Oberboden auf Sukzessionsbrachen
Mit. d. Dtsch. bodenkdl. Gesellsch. 76, 931 - 934
- Schäfer, B.; 1991:
Software zur statistischen Versuchsplanung, Ein Vergleich von sieben Programmen.
Qualität und Zuverlässigkeit 36, 1-4
- Schäfer, J.; Werner, W.; 1979:
Stickstoffhaushalt von *Solidago canadensis*-Beständen
Verh. Ges. f. Ökologie 7, 381-391 (1978)
- Scheffer-Schachtschabel; 1989:
Lehrbuch der Bodenkunde, Kapitel IX, 12. Aufl.
Enke-Verlag, Stuttgart
- Schiefer, J.; 1983:
Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften.
Tuexenia 2, Göttingen, 209-218
- Schiefer, J.; 1984:
Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen
Veröff. Naturschutzpfl. Bad. Württ. 57/58, 33-62

- Schinner, F.; Öhlinger, R.; Kandeler, E.; 1990:
Bodenbiologische Arbeitsmethoden
- Streuabbau: Bestimmung des Streuabbaus im Freiland
S. 85-87; Springer Verlag, Berlin
- Schmidt, O.; Peschke, H.; Pagel, H.; Schülke, D.; 1983:
Untersuchungen zum N_{an} -Gehalt im Boden unter Gülleerdlager
Wiss. Zeitschrift d. Hum. Univ. Berlin Math. Nat. R. XXXII 4, 509-511
- Schmidt, W.; 1981:
Ungelenkte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern
Scripta Geobotanika Vol. 15,
- Schmidt, W.; 1984:
Der Einfluß des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen - Ergebnisse aus 15jährigen
Dauerflächenbeobachtungen
Natur und Landschaft 59 Jg. H.2, 47-55
- Schmidt, W.; 1985:
Mahd ohne Düngung - Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus
Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen
Münstersche Geographische Arbeiten 20, 81 - 89
- Schreiber, J. D.; 1985:
Leaching of nitrogen, phosphorus and organic carbon from wheat straw residues
II. Loading rate
J. environ. qual. 14,9; 256-260
- Schreiber, J. D.; McDowell, L. L.; 1985:
Leaching of nitrogen, phosphorus and organic carbon from wheat straw residues
I. Rainfall intensity
J. environ. Qual. 14, 251-256
- Schreiber, K. F.; 1980:
Entwicklung von Bracheflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener
Landschaftspflegemaßnahmen
Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie Bd VIII, 185-203
- Schreiber, K. F.; Schiefer, J.; 1985
Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-
Württemberg
Münstersche Geographische Arbeiten 20, 11-153
- Schröder, D.; Gewehr, H.; 1977:
Stroh- und Zelluloseabbau in verschiedenen Bodentypen
Z. Pflanzenern. und Bodenkde. 140, 273 - 284
- Schulz, E.; Klimanek, E.-M.; 1988:
Transformation organisch gebundenen Stickstoffs beim Abbau organischer Primärsbstanz
(OPS) im Boden unter der Anwendung von ^{15}N -Tracern im Inkubationsversuch sowie erste
Ergebnisse zur C/N-Transformation beim OPS-Umsatz
Zentralbl. Mikrobiol. 143, 435-439

- Schulz, E.; 1988:
N-Transformationsprozesse beim Abbau von organischer Primärschubstanz im Boden in
Abhängigkeit von ihrer Stabilität und dem C/N-Verhältnis
Archiv Acker Pflanzenbau Bodenkunde 32,9; 577-582
- Schulz-Berendt, V.; 1986:
Der Stickstoff-Haushalt eines Ruderalstandortes als Grundlage der Beurteilung von
Ökosystem-Veränderungen
Diss. Bremen
- Schuster, C.; Garz, J.; 1990:
CO₂-Abgabe, Zu- und Abnahme der mikrobiellen Biomasse sowie des N_{an}-Gehaltes im Boden
nach Zugabe verschiedener Pflanzenmaterialien - Modelluntersuchungen zum Umsatz von
Ernte- und Wurzelrückständen
Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenk. 34, 549-557
- Seastedt, T. R.; 1984:
The role of mikroarthropods in decomposition and mineralization processes
Ann. Rev. Entomol. 28, 25 - 46
- Siepel, H.; 1990:
Decomposition of leaves of *avenella flexuosa* and mikroarthropod succession in grazed and
ungrazed grasslands
1.) Succession of mikroarthropods
Pedobiologia 34, 19-30
- Singh, J. S.; Gupta, S. R.; 1977:
Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems
The Botanical Review 43: 449 - 528
- Smukalski, M.; Rogasik, J.; 1992:
Nitratdynamik fertiler Ackerböden bei Übergang zu extensiver Nutzung
VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongreßband 1992; 163 - 166
- Sternkopf, G.; Tanneberg, H.; Sonntag, H. W.; 1995:
Auswirkungen verringerter Nutzungsintensität belasteter Agrarökosysteme auf Eiweiß- und
Kohlenhydratbiosynthese in der Phytozönose
In: STRAS, Teilprojekt 8; 350 - 382
- Stöcklin, J.; Gisi, U.; 1985:
Bildung und Abbau von der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen
Münstersche Geographische Arbeiten 20, 101-109
- STRAS; 1995:
Körschens, M.; Mahn, E.G. (Hrsg.)
Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen
Schwarzerdegebietes
Teubner-Verlag, Leipzig 568 S.
- Swift, M. J.; Heal, O. W.; Anderson, J. M.; 1979:
Decomposition in Terrestrial Ecosystems
Studies in Ecology Vol. 5, Blackwell Sci. Publ., Oxford 372 S.

- Tischer, S.; Altermann, M.; Thomas, U.; 1993:
Mikrobielle Aktivität einer Güllelastfläche
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72, 635-638
- Trolldenier, G.; 1971:
Bodentiere
Kosmos-Verlag, Stuttgart 152 S.
- Tukey, H.B.jr.; 1970:
The leaching of substances from plants
Ann. Rev. Pl. Phys. 21, 305-332
- Ulrich, B.; Meyer, R.; 1973:
Systemanalyse des Bioelement-Haushaltes von Wald-Ökosystemen
In (Ed. Ellenberg, H.): Ökosystemforschung, Springer-Verlag, Berlin 165-174
- van Elsen, T.; Günther, H.; 1992:
Auswirkung der Flächenstilllegung auf die Ackerwildkraut-Vegetation von Grenzertrags-
Feldern
Z. PflKrankh. PflSchutz, SH XIII, 49-60
- van Schreven, D. A.; 1968:
The production of mineral nitrogen by soil samples, contained in polyethylene bags under field
conditions and in the laboratory
Plant and Soil XXIX, 170
- van SOEST, P. J.; 1973:
Collaborative study of acid-detergent fiber and lignin
J. Ass. O.A.C. 56: 781-784
- Wallentinus, H.-G.; 1973:
Above-ground primary production of a *Juncetum gerardii* on a Bsaltic sea-shore meadow
Oikos 24, 200 - 219
- Wedekind, I.; 1990:
Unkrautbewirtschaftung als Beitrag zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und zur
Stabilisierung der Agrarbiozönose
Tag. Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. 295, 289-292
- Werner, W.; 1983:
Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände
Scripta Geobotanica 16, 1-95
- Wessen, B.; Berg, B.; 1986:
Long-term decomposition of barley straw: chemical changes and ingrowth of fungal mycelium
Soil Biol. Biochem. Vol. 18; 53-59
- Wieder, R. K.; Lang, G. E.; 1982:
A critique of the analytical methods used in examining decomposition data from litter bags
Ecology 63, 1636-1642

- Wiegert, R. G.; Evans, F. C.; 1964:
Primary production and the disappearance of dead vegetation in an old field in southeastern Michigan
Ecology 45, 49 - 63
- Wiegert, R. G.; 1974:
Litterbag studies of microarthropod populations in three south carolina old fields
Ecology 55, 94-102
- Wiegert, R.G.; McGinnis, J. T.; 1975:
Annual production and disappearance of detritus on three South Carolina old fields
Ecology 56, 129 - 140
- Wise, D. H.; Schaefer, M.; 1994:
Decomposition of leaf litter in a mull beech forest: comparison between canopy and herbaceous species
Pedobiologia 38, 269-288
- Wolf, G.; 1979:
Veränderung der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes
Schriftenreihe für Vegetationskunde H. 13, 117 S.
- Wolters, V.; 1983:
Ökologische Untersuchungen an Collembolen eines Buchenwaldes auf Kalk
Pedobiologia 25, 73-85
- Wolters, V.; 1985:
Untersuchungen zur Habitatbindung und Nahrungsbiologie der Springschwänze (Collembola) eines Laubwaldes unter besonderer Berücksichtigung ihrer Funktion in der Zersetzerkette
Diss. Göttingen
- Zöttl, H. W.; 1960a:
Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial
I. Beziehungen zwischen Bruttomineralisation und Nettomineralisation
Plant and Soil XIII, 166 - 182
II. Einfluß des Stickstoffgehaltes auf die Mineralstickstoff-Nachlieferung
Plant and Soil XIII, 183 - 206
III. pH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung
Plant and Soil XIII, 207 - 223
- Zöttl, H. W.; 1960b:
Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens
Forstwiss. CBl 79, 72 - 90
- Zucker, A.; Zech, W.; 1987:
Dynamik verschiedener N-Fractionen bei Abbaueversuchen mit Brennessel (*Urtica dioica* L.)
Z. Pflanzenern. und Bodenkunde 150, 161-167

10. Anhang

Übersicht 1: Zusammenstellung der Versuchsdaten der in dieser Arbeit durchgeführten Versuche:

[PF93/94] Stoffproduktion des Pflanzenbestandes:

Dauer: Mai - Oktober 1993 und 1994

2 Varianten: Versuchsflächen "Belastet" und "Unbelastet"

6 Wiederholungen

6 Entnahmetermine: 1993: 17.5.; 16.6.; 19.7; 17.8; 20.9; 21.10

1994: 26.5; 27.6; 19.7.; 25.8.; 27.9; 26.10

Parzellen-Nr.: 1993: Belastet: 94, 96, 98; Unbelastet: 142, 140, 151

1994: Belastet: 109, 121, 107; Unbelastet: 124, 128, 146

[AW1] N-Auswaschung aus der rezenten Streu

Inkubationstemperatur: 25 °C:

Streuentnahme aus dem Feld: 4.11.1993 nach dem ersten Frost

2 Varianten: Streumaterialien "Belastet": 1 %N, 45 %C; C/N 45;

"Unbelastet": 1,1 %N, 44 %C; C/N 40

4 Termine in Abstand von 3 Tagen: 7.12.; 10.12.; 13.12; 16.12.1993

5 Wiederholungen

Einwaage: 20 g TM, Schnittlänge 3 cm;

Applizierte Wassermenge: 150 ml, Oberfläche: 78 cm² = 19 mm Niederschlag/Termin;

[AW2] N-Auswaschung aus jungen Sproßmaterial (Schossen)

Inkubationstemperatur: 25 °C

2 Varianten: Pflanzenarten: *Atriplex nitens*: 2,7 %N; 32,4 %C; C/N 12; 4 % Lignin

Artemisia vulgaris: 2,2 %N; 35,2 %C; C/N 16; 7 % Lignin

4 Termine in Abstand von 3 Tagen: 7.12.; 10.12.; 13.12; 16.12.1993

5 Wiederholungen

Einwaage: 20 g TM, 3 cm Schnittlänge;

Applizierte Wassermenge: 150 ml, Oberfläche: 78 cm² = 19 mm Niederschlag/Termin;

[AW3] N-Auswaschung aus altem Sproßmaterial (Abgestorben)

Inkubationstemperatur: 25 °C

2 Varianten: Pflanzenarten: *Atriplex nitens*: 0,9 %N; 43 %C; C/N 48; 7 % Lignin

Artemisia vulgaris: 0,8 %N; 46 %C; C/N 58; 14 % Lignin

4 Termine in Abstand von 3 Tagen: 1.2.; 4.2.; 7.2.; 10.2.1994

5 Wiederholungen

Einwaage: 20 g TM, 3 cm Schnittlänge;

Applizierte Wassermenge: 150 ml, Oberfläche: 78 cm² = 19 mm Niederschlag/Termin;

[AW4] Freilanduntersuchung zur N-Auswaschung aus der rezenten Streu

Einwaage: 10 g TM, 3 cm Schnittlänge; 2 Varianten, 8 Wiederholungen

Dauer: 23.11.1994 - 31.3.1995, Versuchsende: 31.3.1995

Die Untersuchungen erfolgten am Ende der Versuchsperiode

Streumaterialien "Belastet": 1 %N, 45 %C; C/N 45

"Unbelastet": 1,35 %N, 45 %C; C/N 33

[SA1] Abbau der Streu 1992 durch Bodentiere; Vegetationsperiode 1993

Einwaage 5 g TM, 2 cm Schnittlänge, Entnahme: 15.1.1993

3 Maschenweiten: 4 mm; 1 mm; 0,024 mm, 6 Wiederholungen

2 Versuchsvarianten: belastete und unbelastete Versuchsfläche
 Parzellen-Nr.: Belastet: 83, 95, 97; Unbelastet: 131, 139, 141
 6 Entnahmetermine: 11.5.; 25.6.; 27.7.; 31.8.; 27.9.; 28.10.1993
 damit wurden insgesamt 216 Netzbeuteln ausgelegt
 Versuchsbeginn erfolgte am 25.3.1993
 Verwendete Streu: "Belastet": 1,0 %N; 43 %C; C/N 43
 "Unbelastet": 1,1 %N; 41 %C; C/N 37
 Ligningehalt wurde nicht bestimmt

 [SA2] Abbau der Streu 1993 durch Bodentiere; Vegetationsperiode 1994
 Einwaage 10 g TM, 3 cm Schnittlänge 3 Maschenweiten: 4 mm; 1 mm; 0,024 mm, 6
 Wiederholungen, Entnahme: 4.11.1993
 2 Versuchsvarianten: belastete und unbelastete Versuchsfläche
 Parzellen-Nr.: Belastet: 83, 95, 97; Unbelastet: 131, 139, 141
 6 Entnahmetermine: 30.5.; 28.6.; 18.7.; 30.8.; 29.9.; 27.10.1994
 Die Auslage am 19.4.1994
 Containeranzahl: 216
 Inhaltstoffe der Streu:
 Belastet: 1 %N; 45 % C; C/N 45; Unbelastet: 1,1 %N; 44 %C; C/N 40
 Ligningehalt: Belastet 8 %; Unbelastet 13 %

 [SA3] Streuabbau in vergrabenen Streubeuteln in der Vegetationsperiode 1993
 Einwaage 5 g TM, 2 cm Schnittlänge, Entnahme: Juli 1992
 3 Maschenweiten: 4 mm, 1 mm, 0,024 mm, 4 Wiederholungen
 Auf 10 cm Tiefe vergraben unter Mais. N- und C-Gehalte des Bodens in 0 - 20 cm Bodentiefe in
 den Versuchspartellen: 0,25 - 0,4 %N_t; 2,5 - 4 %C_t; C/N 10*
 *(0 - 30 cm Bodentiefe, Werte des Jahres 1993, LUFA-Halle)
 Verwendete Streu: 1,9 %N; 40 %C; C/N 21
 5 Entnahmetermine: 25.6.; 28.7.; 17.8.; 28.9.; 21.10.1993
 Versuchsbeginn am 10.5.1993
 Gesamtanzahl: 60 Netzbeutel für den Streuabbau. In der gleichen Weise und Anzahl wurden
 Streubeutel vergraben in denen der C- und N-Gehalt in der Reststreu zu jedem Entnahmeterrin
 bestimmt wurde.

 [SA4] Abbau der Streu 1993 in den Wintermonaten 1993/94
 Einwaage: 10 g TM, 3 cm Schnittlänge, Entnahme: 4.11.1993
 3 Maschenweiten: 4 mm; 1 mm; 0,024 mm; 12 Wiederholungen
 2 Versuchsvarianten: auf belasteten und unbelasteten Versuchsflächen
 Parzellen: Belastet: 83, 95, 97; Unbelastet: 131, 139, 141
 3 Entnahmetermine: 27.1.; 25.2.; 25.3.1994
 Auslage erfolgte am 25.11.1993
 Gesamtzahl 216 Container
 Verwendete Streu: "Belastet": 1 %N; 45 % C; C/N 45
 "Unbelastet": 1,1 %N; 44 %C; C/N 40
 Ligningehalt: Belastet 8 %; Unbelastet 13 %

 [SA5] Abbau von abgestorbenen Pflanzenarten auf der Bodenoberfläche
 Einwaage: 10 g TM, 3 cm Schnittlänge
 2 Maschenweiten: 4 mm und 0,024 mm
 1 Versuchsvariante: auf unbelasteter Versuchsfläche, Parzelle Nr. 142
 5 Wiederholungen
 4 Pflanzenarten: *Atriplex nitens*; *Artemisia vulgaris*, *Lactuca serriola*, *Solidago canadensis*

Inhaltsstoffe: *Atriplex nitens*: 0,9 %N; 43 %C; C/N 48; 7 % Lignin
Artemisia vulgaris: 0,8 %N; 46 %C; C/N 58; 14 % Lignin
Lactuca serriola: 0,8 %N; 45 %C; C/N 56; 10 % Lignin
Solidago canadensis: 0,8 %N; 46 %C; C/N 58; 11 % Lignin

Gesamtanzahl: 40 Container

Versuchsdauer: 5.12.1994 - 30.6.1995

Die Entnahme der Container erfolgte am 30.6.1995, es wurden keine Zwischenentnahmen durchgeführt.

[IK1] C- und N-Mineralisation von Streu aus dem Jahre 1992

Einwaage: 200 g C auf 100 g Boden-TM

Material: 2 Böden: "Belastet": 0,63 %N_t; 8,20 %C_t; C/N: 13

"Unbelastet": 0,19 %N_t; 2,36 %C_t; C/N: 12

2 Streumaterialien: "Belastet": 1,0 %N; 43 %C; C/N 43

"Unbelastet": 1,1 %N; 41 %C; C/N 37

4 Varianten: Boden "Belastet", Boden "Unbelastet", Boden "Belastet"+ Streu"Belastet", Boden "Unbelastet" + Streu "Unbelastet"

5 Wiederholungen

Gesamtanzahl: 20 Gefäße

N_{min}-Messung (mg N/kg Boden):

4 Varianten: Boden "Belastet", Boden "Unbelastet", Boden "Belastet"+ Streu"Belastet", Boden "Unbelastet" + Streu "Unbelastet"

5 Wiederholungen

9 Entnahmetermen: nach 1, 3, 7, 10, 15, 30, 50, 70 Inkubationstagen

Beginn 3.5.1993; Versuchsende: 13.7.1993

Gesamtanzahl: 180 Proben;

Die N_{min}-Messung zum 90. Tag erfolgte in Gefäßen, in denen die C-Mineralisierung gemessen wurde. Der Boden wurde bis zur N_{min}-Messung tiefgefroren. Direkte Messung nach dem Auftauen der Böden

[IK2] C- und N-Mineralisation von Streu aus dem Jahre 1993

Einwaage: 200 g C auf 100 g Boden-TM

Material: 2 Böden: "Belastet": 0,63 %N_t; 8,20 %C_t; C/N: 13

"Unbelastet": 0,19 %N_t; 2,36 %C_t; C/N: 12

2 Streumaterialien: "Belastet": 1 %N; 45 % C; C/N 45

"Unbelastet": 1,1 %N; 44 %C; C/N 40

4 Varianten: Boden "Belastet", Boden "Unbelastet", Boden "Belastet"+ Streu"Belastet", Boden "Unbelastet" + Streu "Unbelastet"

5 Wiederholungen

Gesamtanzahl: 20 Gefäße

N_{min}-Messung (mg N/kg Boden):

4 Varianten: Boden "Belastet", Boden "Unbelastet", Boden "Belastet"+ Streu"Belastet", Boden "Unbelastet" + Streu "Unbelastet"

5 Wiederholungen

5 Entnahmetermine: nach 6, 15, 30, 50, 70 Inkubationstagen

Entnahmedatum, Beginn 1.3.1994; Versuchende: 9.5.1994

Gesamtanzahl: 100 Proben

Davon bis zum 50. Inkubationstag Inkubation in Polyethylenbeutel, N_{min}-Messung am 70. Tag erfolgte in den Gefäßen in denen bis dahin die C-Mineralisierung gemessung wurde.

[IK3] C- und N-Mineralisation von Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten

Einwaage: 200 g C auf 100 g Boden-TM

Material: 2 Böden: "Belastet": 0,63 %N_t; 8,20 %C_t; C/N: 13

"Unbelastet": 0,19 %N_t; 2,36 %C_t; C/N: 12

4 Pflanzenarten das zu 2 Entwicklungsstadien aus den Versuchspartellen entnommen wurde:
junges Material (Schossen):

Agropyron repens: 1,1 %N; 42 %C; C/N 38; 5 % Lignin

Atriplex nitens: 2,7 %N; 32 %C; C/N 12; 4 % Lignin

Artemisia vulgaris: 2,2 %N; 35 %C; C/N 16; 7 % Lignin

Lactuca serriola: 2,1 %N; 42 %C; C/N 20; 4 % Lignin

altes Material (Abgestorben):

Atriplex nitens: 0,9 %N; 43 %C; C/N 48; 7 % Lignin

Artemisia vulgaris: 0,8 %N; 46 %C; C/N 58; 14 % Lignin

Lactuca serriola: 0,8 %N; 45 %C; C/N 56; 10 % Lignin

7 Pflanzenvarianten, 5 Wiederholungen, 2 Böden

Gesamtanzahl: 70 Gefäße

Versuchsbeginn 5.9.1994, Ende am 14.11.1994

N_{min}-Messung erfolgte am 70. Inkubationstag

[IK4] Inkubation von Boden unter Feldbedingungen ohne Zusatz in Polyethylenbeuteln

Bodentiefe: 15 cm

N- und C-Gehalte Boden in 0 - 30 cm Tiefe:

"Belastet", Parzelle 67: 0,54 %N_t; 6,51 %C_t; C/N 12

"Unbelastet", Parzelle 122: 0,17 %N_t; 2,50 %C_t; C/N 15

2 Bodenvarianten; 5 Wiederholungen

5 Entnahmetermine im Zeitraum Mai - September 1994

Entnahmedatum, Beginn 20.4.1994: 30.5.; 28.6.; 18.7.; 30.8.; 29.9.1994

Gesamtanzahl: 50 Beutel

N_{min}-Messung erfolgte in einer Mischprobe/ Termin

[UM] Kurzzeitversuch zur Prüfung der Wirkung eines Umbruches auf die N_{min}-Bildung im

Boden nach einer Bracheperiode von 4 Jahren:

Parzellen "Belastet" 67; "Unbelastet" 122

N- und C-Gehalte Boden in 0 - 30 cm Tiefe:

"Belastet", Parzelle 67: 0,54 %N_t; 6,51 %C_t; C/N 12

"Unbelastet", Parzelle 122: 0,17 %N_t; 2,50 %C_t; C/N 15

2 Bodenvarianten

2 Streuvarianten: Streu aus Belasteten Versuchsfläche C/N 30; Streu aus unbelasteten

Versuchsflächen C/N 30

Eingegrabene (20 cm Bodentiefe) Streumenge jeweils 112 dt TM/ha

3 Versuchsvarianten: 1=Umbruch ohne Streuzusatz; 2=Umbruch mit Streuzusatz; 3=unbeeinflusste

Brache

Versuchsbeginn: 17.3.1995

Die Bodenproben zur N_{min}-Bestimmung wurden mit 20 Einstichen/Variante auf einer Bodentiefe

von 20 cm entnommen. Die N_{min}-Messung erfolgte in einer Mischprobe

4 Entnahmetermine: 17.3., 24.4., 22.5., 14.6.1995

[RV] Rotte von Sproßmaterial (*Atriplex nitens*) auf der Bodenoberfläche und N-Umsatz im

Boden

Material: 2 Böden: "Belastet": 0,63 %N_t; 8,20 %C_t; C/N: 13

"Unbelastet": 0,19 %N_t; 2,36 %C_t; C/N: 12

2 Sproßmaterialien:

Atriplex nitens (Entwicklungsstadium, Schossen): 1,75 %N; 28 % ¹⁵Nexc.

Atriplex nitens (abgestorben nach Frost): 0,77 %N; 23 % ¹⁵Nexc.

Bodeneinwaage 100 g TM, der auf 40 %WK angefeuchtet wurde

Einwaage des Sproßmaterials: 10 g TM; 5 Wiederholungen

Versuchsbeginn: 19.3.1995 Ende: 5.4.1995; Gesamtanzahl: 20 Gefäße

Tab. I: Mittelwerte und Spannweiten der Substanzmengen von Sproßmasse, Jahresstreu (Streu 93) sowie Vorjahresstreu (Streu 92) in der Vegetationsperiode 1993 in g/m², (n = 6) [PF93/94]

Monat/ Variante	Sproß		Streu 93		Streu 92		Summe Streu
	Mittel	Spanne	Mittel	Spanne	Mittel	Spanne	
Belastet							
Mai	363	288 - 465	21	4 - 40	895	392 - 1147	916
Juni	781	608 - 1132	78	50 - 106	636	364 - 890	714
Juli	1217	793 - 1904	219	120 - 477	621	285 - 874	840
August	1420	537 - 3331	265	156 - 473	477	134 - 652	742
September	1340	1133 - 1587	298	171 - 588	454	255 - 725	752
Oktober	(5)	3 - 8	(1380)	883 - 2244	435	219 - 592	1815
Unbelastet							
Mai	306	247 - 386	59	22 - 102	397	309 - 538	456
Juni	635	399 - 855	171	81 - 329	217	194 - 249	388
Juli	969	516 - 1803	297	136 - 509	227	144 - 324	524
August	580	237 - 873	344	224 - 468	188	130 - 230	532
September	381	174 - 453	519	373 - 670	178	62 - 330	697
Oktober	(49)	35 - 74	(1058)	911 - 1329	162	68 - 327	1220

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. II: Substanzmengen von Sproßmasse und Streu der Jahre 1994, 93 und 92 in der Vegetationsperiode 1994 in g/m² (Mittel und Standardabweichung) [PF93/94]

Monat	Sproß		Streu 94		Streu 93		Streu 92		Summe Streu
	Mittel		Mittel		Mittel		Mittel		
Belastet									
Mai	184	± 38	8*	--	526	± 130	163	± 52	697
Juni	567	± 220	144	± 60	695	± 239	183	± 79	1022
Juli	723	± 165	289	± 79	555	± 237	231	± 59	1075
August	1422	± 567	448	± 126	548	± 130	150	± 98	1146
September	562	± 155	660	± 128	468	± 199	187	± 74	1315
Oktober	(84)	± 59	(1070)	± 335	438	± 173	192	± 61	1700
Unbelastet									
Mai	279	± 30	13	± 8	373	± 118	72	± 34	458
Juni	718	± 182	120	± 32	282	± 89	27	± 15	429
Juli	796	± 207	228	± 101	196	± 86	39	± 16	463
August	1166	± 569	633	± 160	259	± 122	69	± 40	961
September	1179	± 335	642	± 125	115	± 52	30	± 8	787
Oktober	(75)	± 43	(1064)	± 310	88	± 32	34	--	1186

* Einzelwert

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. III: C-Mengen in Sproßmasse und Streu der Jahre 1993 und 1992 in g/m^2 (Vegetationsperiode 1993, Mittel und Summe; $n = 6$) [PF93/94]

Variante	Monat	Sproß	Streu 93	Streu 92	Summe
Belastet	Mai	127	7	394	528
	Juni	301	26	254	
	Juli	479	86	282	
	August	593	104	210	
	September	571	125	203	899
	Oktober	(2)	(580)	190	(772)
Unbelastet	Mai	126	23	168	317
	Juni	267	67	94	
	Juli	404	124	93	
	August	242	138	78	
	September	163	222	76	461
	Oktober	(16)	(431)	64	(511)

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. IV: C-Mengen in g/m^2 in Sproßmasse und Streu der Jahre 1994, 93 und 92 (Vegetationsperiode 1994, Mittel und Summe; $n = 6$) [PF93/94]

Monat/ Variante	Sproß	Streu 94	Streu 93	Streu 92	Summe
Belastet					
Mai	75	3	249	76	403
Juni	250	60	324	86	
Juli	317	116	253	109	
August	623	186	240	64	
September	251	298	221	73	843
Oktober	(37)	(485)	205	75	(802)
Unbelastet					
Mai	105	3	164	32	304
Juni	307	45	123	13	
Juli	341	88	89	15	
August	479	227	107	30	
September	511	239	52	12	814
Oktober	(31)	(443)	37	35	(546)

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. V: N-Mengen in Sproßmasse und Streu der Jahre 1993 und 1992 in g/m^2 in der Vegetationsperiode 1993 (Mittel und Summe; $n = 6$) [PF93/94]

Variante	Monat	Sproß	Streu 93	Streu 92	Summe
Belastet	Mai	15	0,6*	13	29
	Juni	26	2	7	
	Juli	35	6	8	
	August	32	7	7	
	September	29	7	8	44
	Oktober	(0,2)	(21)	7	(28)
Unbelastet	Mai	8	1*	6	15
	Juni	17	4	3	
	Juli	22	6	4	
	August	12	8	3	
	September	10	9	3	22
	Oktober	(2)	(20)	2	(24)

* Einzelwert

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. VI: N-Mengen in Sproßmasse und Streu der Jahre 1994,93 und 92 in g/m^2 (Vegetationsperiode 1994, Mittel und Summe; $n = 6$) [PF93/94]

Monat/ Variante	Sproß	Streu 94	Streu 93	Streu 92	Summe
Belastet					
Mai	5	0,2	7	3	15
Juni	11	3	10	3	
Juli	14	7	9	4	
August	27	10	7	3	
September	8	19	8	4	39
Oktober	(1)	(24)	7	3	(35)
Unbelastet					
Mai	6	0,3	4	1,0	11
Juni	16	2	3	0,3	
Juli	17	4	2	0,5	
August	28	11	3	0,8	
September	28	13	1	0,5	44
Oktober	(2)	(18)	1	0,4	(22)

() Veränderungen in Zusammensetzung bedingt durch Frost (Erl. s. Kap. 5.1)

Tab. VII: Mittlere N-Gehalte von Sproß und den Fraktionen I und II der Streu der Jahre 1993 und 1994 in % (Vegetationsperiode 1994) [PF93/94]

Monat/ Variante	Streu 94 I %N (C/N)	Streu 94 II %N (C/N)	Streu 93 I* %N (C/N)	Streu 93 II %N (C/N)
Belastet				
Juni	2,2 (20)	2,7 (15)	1,0 (48)	1,7 (27)
Juli	2,3 (19)	2,5 (16)	1,0 (47)	1,7 (28)
August	2,3 (21)	2,5 (16)	0,8 (56)	1,5 (31)
September	2,5 (18)	2,8 (15)	1,1 (43)	1,9 (24)
Oktober	2,1 (23)	2,7 (16)	0	1,7 (30)
Mittel	2,3 (20)	2,6 (16)	1,0 (49)	1,7 (28)
Unbelastet				
Juni	1,5 (25)	--	0,9 (54)	1,2 (38)
Juli	1,5 (26)	1,9 (19)	--	1,1 (43)
August	1,6 (22)	1,8 (19)	1,1 (44)	1,2 (33)
September	1,9 (21)	2,2 (15)	0,8 (58)	1,3 (38)
Oktober	1,6 (25)	2,4 (15)	0	1,1 (41)
Mittel	1,7 (24)	2,0 (19)	0,9 (52)	1,2 (39)

* zum Teil nur einzelne Parzellen

Tab. VIII: N-Mengen in der Fraktion I und II der rezenten Streu aus dem Jahre 1994 und der Streu aus dem Jahre 1993 in g N/m² (Vegetationsperiode 1994)

Monat/ Variante	Streu 94 I	Streu 94 II	Streu 93 I*	Streu 93 II
Belastet				
Juni	3	0,5	3	7
Juli	3	4	1	8
August	6	4	1	6
September	15	4	2	6
Oktober	18	6	0	7
Unbelastet				
Juni	2	0	0,3	3
Juli	3	1	0	2
August	4	7	0,2	3
September	9	5	0,3	1
Oktober	14	4	0	1

Tab. IX: N- Mengen, N-Gehalte und C/N-Verhältnisse in den Fraktionen I und II der Streu aus dem Jahre 1992 von der belasteten Versuchsfläche (Vegetationsperiode 1993) [PF93/94]

Monat	Streu 92, Fraktion I			Streu 92, Fraktion II			Streu 91, Fraktion II	
	g N/ m2	(%Nt)	C/N	g N/m2	(%Nt)	C/N	g N/m2	C/N
Mai	5,52	(1,06)	43	5,63	(2,11)	19	1,85	34
Juni	3,69	(1,08)	43	4,99	(1,49)	31		
Juli	3,74	(1,07)	44	4,26	(1,79)	25		
Mittel	4,32	(1,07)	43	4,96	(1,80)	25		

Tab. X: Beispiele für die Berechnung der Abbaumenge nach MALKOMES (1980):

Berechnungsformel: $Q = (E_{tot} - E_{min}) - [(R_{tot} - R_{min}) - B_{org}/B_{min} * (R_{min} - E_{min})]$

E_{tot}^*	E_{min}^*	R_{tot}^*	R_{min}^*	B_{org}/B_{min}	Q^*	andere Berechnung**
Oktober 1993, "Belastet", 4 mm Maschenweite:						
5	0,164	3,12	1,14	0,243	3,10	2,86
Oktober 1993, "Unbelastet", 4 mm Maschenweite:						
5	0,296	5,81	3,86	0,1	3,11	2,75
Oktober 1994, "Belastet", 4 mm Maschenweite:						
10	0,359	5,49	1,095	0,243	5,43	5,24

* Angaben in g TM

** $(E_{tot} - E_{min}) - (R_{tot} - R_{min})$

Q: Abbaumenge (g);

E_{tot} : gesamte Streueinwaage pro Beutel (g);

E_{min} : Aschegehalt der Streueinwaage(g);

R_{tot} : Gesamttrückstand aus Streuresten und Bodenteilen bei 105 °C (g);

R_{min} : Aschegehalt des Gesamttrückstandes aus Streuresten und Bodenteilen (g);

B_{org}/B_{min} : Verhältniszahl des Glühverlustes (Versuchsboden) zum Glührückstand des Versuchsbodens

Tab. XI: Mittlere Abbaumenge (Q*) von an der Bodenoberfläche ausgelegten bzw. im Boden vergrabenen Streubeuteln und -containern nach MALKOMES (1980) in g TM [SA1, SA2, SA3, SA4] * Berechnung s. Tab. X (TM-Einwaage: 1993 5 g; 1994 10 g; Winter: 10 g TM)

Jahr/ Monat	mm Maschenweite			mm Maschenweite			GD p= 0,05 %**
	4	1	0,024	4	1	0,024	
Vegetationsperiode							
1993							
Mai	0,72	0,49	0,31	1,49	0,59	0,46	
Juni	2,11	1,72	1,47	2,04	1,88	1,23	
Juli	2,44	2,35	2,15	2,50	2,36	1,83	
August	2,85	2,64	2,23	2,78	2,50	1,73	
September	2,94	2,75	2,38	3,04	2,66	2,12	
Oktober	3,10	2,89	2,59	3,11	2,73	1,9	0,35
1994							
Mai	2,60	2,42	1,41	2,26	1,73	1,16	
Juni	2,93	2,82	2,19	2,61	1,87	1,6	
Juli	3,45	3,06	2,39	2,84	2,16	1,86	
August	4,92	4,59	3,93	3,78	3,21	2,67	
September	5,34	4,89	4,00	5,01	3,26	2,58	
Oktober	5,43	4,93	4,24	5,19	4,14	3,48	0,47
Winter 93/94							
Januar	2,35	2,38	2,33	1,70	1,69	1,35	
Februar	2,76	2,85	2,45	2,35	2,05	1,40	
März	3,64	3,51	3,14	2,91	2,75	1,92	0,31
Vergraben							
Juni				2,68	2,49	2,33	
Juli				2,97	2,8	2,63	
August				3,44	3,06	2,79	
September				3,47	3,69	2,93	
Oktober				3,87	3,52	2,93	0,62

** zwischen den Versuchsflächen bezogen auf letzten Probetermin (Oktober bzw. März)

Tab. XII: Reststreuemenge nach MALKOMES (1980) in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln und -containern in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 in g TM (Mittel und Standardabweichung; n = 6) [SA1, SA2]

Monat	Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm
April - Oktober 93			
Belastet			
April	5	5	5
Mai	4,28 ±0,09	4,51 ±0,05	4,69 ±0,01
Juni	2,89 ±0,20	3,28 ±0,24	3,53 ±0,22
Juli	2,56 ±0,32	2,65 ±0,20	2,85 ±0,25
August	2,15 ±0,11	2,36 ±0,17	2,77 ±0,14
September	2,06 ±0,08	2,25 ±0,18	2,62 ±0,27
Oktober	1,90 ±0,16	2,11 ±0,11	2,41 ±0,27
Unbelastet			
April	5	5	5
Mai	3,90 ±0,25	4,41 ±0,11	4,54 ±0,06
Juni	2,96 ±0,25	3,12 ±0,12	3,76 ±0,20
Juli	2,50 ±0,17	2,64 ±0,19	3,17 ±0,19
August	2,22 ±0,42	2,50 ±0,15	3,27 ±0,54
September	1,96 ±0,50	2,33 ±0,20	2,88 ±0,15
Oktober	1,89 ±0,45	2,27 ±0,25	3,10 ±0,32
GD p=0,05%	0,28	0,14	0,19
April - Oktober 94			
Belastet			
April	10	10	10
Mai	7,30 ±0,32	7,58 ±0,31	8,38 ±0,30
Juni	7,08 ±0,48	7,23 ±0,12	7,83 ±0,30
Juli	6,58 ±0,23	6,94 ±0,27	7,49 ±0,34
August	5,01 ±0,55	5,47 ±0,23	6,18 ±0,10
September	4,49 ±0,13	4,99 ±0,43	6,10 ±0,46
Oktober	4,50 ±0,42	5,14 ±0,46	5,57 ±0,72
Unbelastet			
April	10	10	10
Mai	7,24 ±0,31	7,87 ±0,36	8,84 ±0,33
Juni	6,99 ±0,50	7,64 ±0,41	8,34 ±0,29
Juli	6,86 ±0,58	7,45 ±0,41	7,79 ±0,33
August	5,63 ±0,56	6,43 ±0,24	7,02 ±0,16
September	4,74 ±0,64	6,42 ±0,27	6,98 ±0,47
Oktober	4,51 ±0,71	5,35 ±0,47	6,52 ±0,31
GD p=0,05%	0,40	0,30	0,29

Tab. XIII: Reststremenge nach MALKOMES (1980) in an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in der Winterperiode 1993/94 und in im Boden vergrabenen Streubeuteln in der Vegetationsperiode 1993 in g [SA3, SA4] (Mittel und Standardabweichung)

Monat	Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm
Dez. 93 bis März 94 (n = 12)			
Belastet			
Dezember	10	10	10
Januar	7,65 ±0,15	7,62 ±0,10	7,67 ±0,11
Februar	7,24 ±0,38	7,15 ±0,20	7,55 ±0,12
März	6,35 ±0,44	6,49 ±0,15	6,86 ±0,25
Unbelastet			
Dezember	10	10	10
Januar	8,30 ±0,21	8,31 ±0,18	8,65 ±0,16
Februar	7,65 ±0,79	7,95 ±0,17	8,60 ±0,21
März	7,09 ±0,19	7,25 ±0,39	8,08 ±0,34
GD p=0,05%	0,22	0,11	0,11
Vergraben 1993 (n = 4)			
Mai	5	5	5
Juni	2,32 ±0,78	2,51 ±0,43	2,67 ±0,30
Juli	2,03 ±0,32	2,20 ±0,04	2,37 ±0,09
August	1,56 ±0,40	1,94 ±0,46	2,21 ±0,17
September	1,53 ±0,29	1,71 ±0,08	2,07 ±0,08
Oktober	1,13 ±0,21	1,48 ±0,43	2,19 ±0,16
GD p=0,05 %	0,53	0,42	0,25

Tab. XIV: Veränderung der aschereinigten N- und C-Gehalte (in Klammern) der Reststreu in %

Jahr/ Monat	mm Maschenweite			mm Maschenweite		
	4	1	0,024	4	1	0,024
	Belastet			Unbelastet		
Vegetationsperiode						
1993						
April	1,1 (47)	1,1 (47)	1,1 (47)	1,2 (44)	1,2 (44)	1,2 (44)
Mai	1,1 (44)	1,1 (43)	1,1 (43)	1,2 (42)	1,2 (41)	1,2 (41)
Juni	1,3 (44)	1,4 (43)	1,4 (44)	1,5 (44)	1,6 (45)	1,5 (45)
Juli	1,4 (43)	1,6 (44)	1,6 (44)	1,4 (42)	1,5 (41)	1,4 (41)
August	1,4 (44)	1,5 (45)	1,5 (44)	1,6 (42)	1,6 (40)	1,3 (41)
September	1,5 (41)	1,6 (42)	1,7 (43)	1,4 (40)	1,5 (41)	1,5 (40)
1994						
April	1,0 (46)	1,0 (46)	1,0 (46)	1,2 (46)	1,2 (46)	1,2 (46)
Mai	1,1 (46)	1,1 (46)	1,1 (46)	1,1 (46)	1,0 (44)	1,1 (44)
Juni	1,0 (46)	1,1 (46)	1,1 (46)	1,1 (46)	1,1 (45)	1,1 (45)
Juli	1,1 (46)	1,1 (45)	1,1 (45)	1,1 (45)	1,0 (46)	1,2 (45)
August	1,4 (45)	1,3 (45)	1,3 (45)	1,2 (45)	1,1 (45)	1,3 (45)
September	1,5 (46)	1,4 (45)	1,4 (45)	1,3 (44)	1,1 (45)	1,3 (45)
Winter 93/94						
Dezember	1,0 (46)	1,0 (46)	1,0 (46)	1,2 (46)	1,2 (46)	1,2 (46)
Januar	1,1 (43)	1,1 (45)	1,2 (44)	1,0 (41)	1,0 (45)	1,1 (45)
Februar	1,1 (44)	1,1 (45)	1,1 (44)	1,0 (41)	1,0 (43)	1,0 (44)
März	1,1 (45)	1,1 (46)	1,3 (44)	1,0 (41)	1,1 (43)	1,1 (45)
Vergraben						
Mai				2,1 (44)	2,1 (44)	2,1 (44)
Juni				1,8 (43)	1,8 (42)	1,9 (42)
Juli				1,8 (40)	1,8 (42)	1,9 (41)
August				1,8 (40)	1,8 (41)	2,0 (41)
September				1,7 (41)	2,0 (42)	2,3 (41)

Tab. XV: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln bzw. -containern in mg (Vegetationsperiode 1993 und 1994) [SA1, SA2]

Jahr/ Monat	Maschenweite			Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm	4 mm	1 mm	0,024 mm
Vegetationsperiode						
1993						
April	52	52	52	55	55	55
Mai	47	48	49	46	51	54
Juni	38	45	49	39	42	46
Juli	36	42	44	35	39	45
August	31	35	43	35	40	44
September	30	36	42	27	35	44
1994						
April	100	100	100	108	108	108
Mai	80	82	95	80	79	99
Juni	72	77	87	75	79	94
Juli	74	76	86	75	75	92
August	69	74	84	68	73	92
September	67	70	84	61	70	88

Tab. XVI: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in mg (Winter 1993/94) [SA4]

Jahr/ Monat	Maschenweite			Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm	4 mm	1 mm	0,024 mm
Winter 93/94						
Belastet						
Dezember	100	100	100	108	108	108
Januar	85	82	92	84	85	95
Februar	77	78	86	74	80	88
März	72	75	86	72	79	90
Unbelastet						

Tab. XVII: Veränderung der N-Mengen in der aschefreien Reststreu von im Boden vergrabenen Streubeuteln in mg [SA3]

Jahr/ Monat	Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm
Unbelastet			
Vergraben			
Mai	95	95	95
Juni	42	46	52
Juli	37	40	46
August	28	35	45
September	29	34	44

Tab. XVIII: Aschegehalt im Gesamtrückstand (Streu + Bodenteilchen) von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streubeuteln und -containern in der Vegetationsperiode 1993 und 1994 in % [SA1, SA2]

Jahr/ Monat	Maschenweite			Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm	4 mm	1 mm	0,024 mm
	Belastet			Unbelastet		
Vegetationsperiode						
1993						
April	3	3	3	6	6	6
Mai	9	8	4	18	12	9
Juni	19	12	5	31	22	13
Juli	23	17	8	48	39	16
August	23	24	6	51	48	14
September	33	27	6	59	51	14
Oktober	37	34	6	66	48	14
1994						
April	4	4	4	6	6	6
Mai	8	7	6	49	20	9
Juni	15	8	6	56	23	10
Juli	9	8	7	63	34	10
August	11	10	10	66	30	10
September	12	13	9	68	32	10
Oktober	18	11	10	79	41	13

Tab. XIX: Aschegehalt im Gesamtrückstand (Streu + Bodenteilchen) von an der Bodenoberfläche ausgelegten Streucontainern in der Winterperiode 1993/94 in % [SA4]

Jahr/ Monat	Maschenweite			Maschenweite		
	4 mm	1 mm	0,024 mm	4 mm	1 mm	0,024 mm
	Belastet			Unbelastet		
Winter 93/94						
Dezember	4	4	4	6	6	6
Januar	6	3	6	12	5	5
Februar	4	4	7	14	6	5
März	4	3	6	17	8	5

Tab. XX: N_{\min} -Gehalte im Frühjahr 1993 auf den in dieser Arbeit genutzten Parzellen der Versuchsflächen (Werte der LUFA, Halle, Probenahme am 21.4.1993)

Parzelle	ppm N_{\min} 0 - 30 cm	ppm N_{\min} 30 - 60 cm	Summe N_{\min}	N_{\min} kg/ha*
Belastet				
67	84	398	482	1928
94	54	181	235	940
96	79	217	296	1184
98	15	79	94	376
121	20	30	50	200
Mittel	50	181	231	924
Unbelastet				
113	9	19	28	112
145	35	15	50	200
149	7	7	14	56
153	15	9	24	96
Mittel	16	13	29	116

* bei einer Bodentiefe von 30 cm mit einer Lagerungsdichte von $1,35 \text{ g/cm}^3$

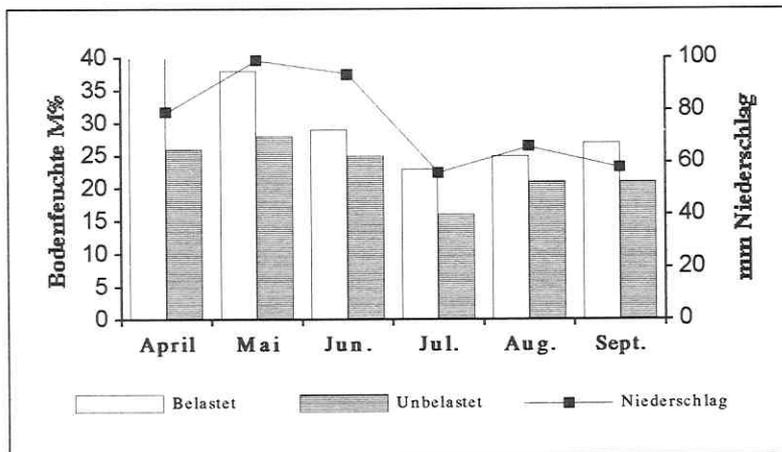


Abb. I: Bodenfeuchte und Niederschlagsmenge während der Inkubationsdauer zur N_{\min} -Bildung von Böden in Polyethylenbeuteln im Feld in der Vegetationsperiode 1994

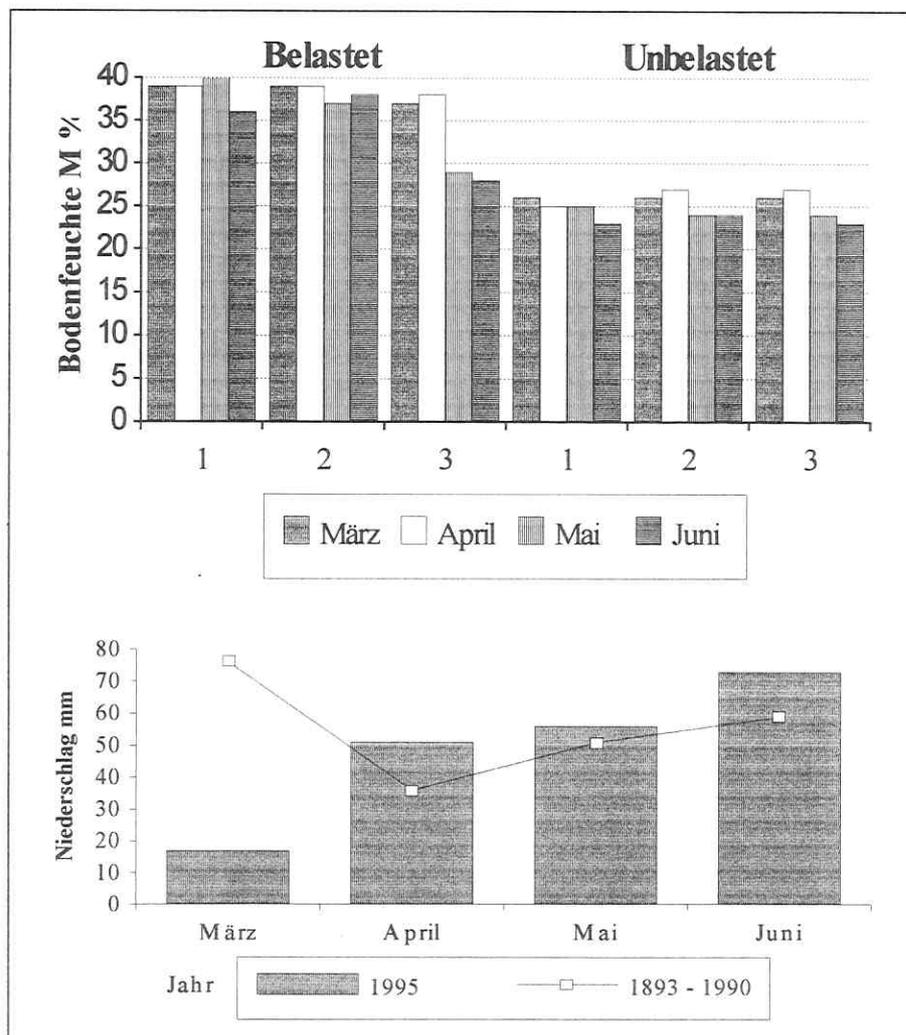


Abb. II: Niederschlagsmenge und Bodenfeuchte von belasteten und unbelasteten Versuchsböden in der Vegetationsperiode 1995 bei Versuchen zur N_{min} -Bildung nach Bracheumbruch (1=Umbruch ohne Streu; 2=Umbruch mit Streu; 3= unbeeinflusste Brache, Niederschlag in mm: März 17; April 51; Juni 56; Juli 73)

**Aus dem UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
- Sektion Bodenforschung, Bad Lauchstädt -**

**und dem Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg**

**“Zur Stickstoffdynamik selbstbegrünter Ackerbrachen
im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet“**

**Thesen
zur
Dissertation**

**zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)**

**Der Landwirtschaftlichen Fakultät
der
Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg
Dekan: Prof. Dr. W. Diepenbrock**

**vorgelegt von
Dipl.-Ing. agr. Gerhard Sauerbeck**

**geboren am 20.1.1963
in Bonn**

**Gutachter: Prof. Dr. W. Diebenbrock
Prof. Dr. J. Garz
Prof. Dr. M. Körschens**

Verteidigung am: 10.2.1997

Halle/Saale 1997

Aus Gründen des Umwelt-, Trinkwasser- und Gewässerschutzes wird gerade dem Stickstoffkreislauf unter landwirtschaftlichen Nutzflächen seit längerem besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Bei dieser Betrachtungsweise dürfen jedoch jene Flächen, die aus verschiedenen Gründen un bebaut bleiben, nicht ausgeklammert werden, weil das Grundwasser in seiner Qualität von allen Flächen eines "Einzugsgebietes" beeinflusst wird. Besonders problematisch ist hierbei im Hinblick auf den Grundwasserschutz die Nutzung ehemaliger Stallmist- und Gülledeponien, die als Folge der großbetrieblichen Spezialisierung in der ehemaligen DDR lokal im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet entstanden (PFEFFERKORN & KÖRSCHENS, 1991). Andere zeitweise ungenutzte Ackerflächen sind als Bracheflächen im Rahmen des EG-Flächenstilllegungsprogramms in der Landwirtschaft erneut aktuell geworden und machen in den neuen Bundesländern einen Anteil von 12 - 15 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus (KÖNIG, 1991). Die vorgestellte Arbeit wurde im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundprojektes "STRAS" (Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes) durchgeführt und war Bestandteil des Teilprojektes 5 "N-Dynamik von Segetalzönosen auf Löß-Schwarzerde unter besonderer Berücksichtigung ihrer Streu". Der Grundgedanke dieses Projektes bestand darin, die von ehemaligen Stallmist- bzw. Gülle-Deponieflächen ausgehende Umweltgefährdung durch eine mittelfristige N-Konserverierung in der sich bei Dauerbrachen mit Selbstbegrünung ansammelnden Streu sowie einer in Folge der unterlassenen Bodenbearbeitung geringeren N-Freisetzung im Boden zu minimieren (MERBACH & SAUERBECK, 1995).

Da bisher Sukzessionsbrachen (Dauerbrachen mit Selbstbegrünung) im mitteldeutschen Trockengebiet überwiegend nur unter pflanzensoziologischen Fragestellungen bearbeitet wurden (KLOTZ et al., 1991), sollten in der vorliegenden Arbeit die unter diesen Bedingungen gegebenen Stoff- und Nährstoff-Kreisläufe betrachtet werden, wobei Sukzessionsbrachen mit unterschiedlicher Vorgeschichte (vorangegangene Ackernutzung, ehemalige Gülledeponie) miteinander verglichen wurden. Die Verfügbarkeit von Nährstoffen für Pflanzengesellschaften in Sukzessionsbrachen terrestrischer Ökosysteme hängt entscheidend vom Umfang der Streuzersetzung und Mineralisation im Boden ab. Dieser Prozeß erfolgt im wesentlichen in drei parallel ablaufenden Teilschritten:

1. Auswaschung von Nährstoffen aus der Streuauflage während der physikalisch-chemischen Zersetzung
2. Zerkleinerung und Teilaufschluß durch Bodentiere
3. Mikrobielle Mineralisation (DICKINSON et al., 1974; SWIFT et al., 1979)

Neben der Bewertung der Sproßmassebildung und Stickstoffaufnahme der Pflanzenbestände und dem jeweiligen Streuanfall wurden daher die N-Auswaschung aus der Streu, die Streuzersetzung an der Bodenoberfläche sowie die Mineralisation im Boden quantifiziert und als Bilanzgrößen des N-Kreislaufes unter Dauerbrachen bewertet.

Als experimentelle Basis der vorliegenden Arbeit dienten Sukzessionsbrachen einer ehemaligen Ackerfläche und einer ehemaligen Gülledeponie auf Löß-Schwarzerde unter den klimatischen Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes in der Gemarkung von Bad Lauchstädt bei Halle/Saale. Neben Untersuchungen zum Phytomasseaufwuchs, N-Entzug und Streubildung in Anlehnung an die Methode von WIEGERT & EVANS (1964) wurden die Streuzersetzung und N-Freisetzung durch Bodenorganismen in Streubeutelversuchen mit den Maschenweiten 4 mm, 1 mm und 0,024 mm und 5 - 10 g (TM) Substanz einwaage ermittelt. Zusätzlich wurden in Laborinkubationsversuchen bei 25 °C, 60 % WK und 70 Tagen Versuchsdauer die Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation von Streu- und Sproßmaterial ausgewählter Pflanzenarten im Boden analysiert. Ebenso wurde die N-Mineralisation im bearbeiteten Boden mit eingemulchtem Streumaterial unter Freilandbedingungen bei einem Bracheumbruch untersucht. In

Modellversuchen wurden im Labor die aus der Streu mit dest. H₂O ausgewaschene N-Menge gemessen und durch einen Freilandversuch mit 10 g TM über die Winterperiode von Dezember bis März erweitert. Ebenso wurde in einem weiteren Modellversuch mit ¹⁵N-markiertem Sproßmaterial die N-Freisetzung aus dem Pflanzensproß ermittelt und deren Umsetzung in unterschiedlich mit Stickstoff versorgten Böden überprüft.

Folgende Ergebnisse können aus der vorliegenden Arbeit abgeleitet werden:

a) Die Brachevegetation weist eine hohe Phytomassebildung bis zu 140 dt TM/ha auf. In der Streu wurden mit bis zu 240 kg N/ha erhebliche Stickstoffmengen vorübergehend gebunden. Bis zum Monat Juni/Juli wurden von der Vegetation mehr als 300 kg N/ha aufgenommen. Diese Menge könnte bei einer zu diesem Zeitpunkt erfolgenden Mahd mit Mähgutabfuhr aus dem Ökosystem entzogen werden. Der Nährstoffentzug ist jedoch nur kurzfristig sehr hoch, weil mit jedem Eingriff die Vegetationszusammensetzung verändert wird und damit mit sinkender Substanzbildung und mit geringeren Nährstoffentzügen zu rechnen ist.

b) Unter den Klimabedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes kommt es infolge einer verzögerten Streuzersetzung zu einer Streuanreicherung auf der Bodenoberfläche, die in ihrem Ausmaß von der jeweiligen Artenzusammensetzung der Vegetation abhängt.

c) Durch Niederschläge kann ein erheblicher Anteil der im Sproßmaterial gebundenen Stickstoffmenge ausgewaschen werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, daß aus der Streu der Brachevegetation bis zu 8 % des N-Gesamtgehaltes in Laborversuchen ausgewaschen werden kann. Im Freiland betrug der im Winter 93/94 (Dezember bis März) mit dem Niederschlag ausgewaschene N-Anteil mindestens 6 - 17 % des Gesamt-N-Gehaltes der verwendeten Streu. Gleichzeitig fand im Freilandversuch auch ein erheblicher mikrobieller Abbau in der Streu statt.

d) Die Streu auf der Bodenoberfläche kann unter den Klimabedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes in der Vegetationsperiode (April - Oktober) bis zu 60 % und in der Winterperiode (Dezember bis März) bis zu 36 % abgebaut werden. Der Abbauprozess wird zum Teil auch von der Zeitdauer bestimmt, in der das abgestorbene Pflanzenmaterial auf den Boden gelangt. Er kann mehr als 2 Jahre dauern. Die von den Bodenorganismen mineralisierte Stickstoffmenge war geringer als der Substanzverlust und betrug in der Vegetationsperiode bis zu 50 % und in der Winterperiode bis zu 33 % der Gesamtstickstoffeinwaage.

e) Der Substanzabbau erfolgt überwiegend durch die Mikroorganismen des Bodens. Ein Ausschluß der Makro- und Mesofauna führte bei den durchgeführten Abbauprozessen im Durchschnitt nur zu einem um 14 % geringeren Abbau. Auf Grund der extremen organischen Düngung wurden auf der belasteten Untersuchungsfläche die mikrobielle Biomasse und die entsprechenden Abbauprozesse verstärkt. Die Regenwurmfauna ist auf dieser Fläche in Folge der starken Ammoniakverätzung nahezu erloschen. Auf der unbelasteten ehemaligen Ackerfläche war der Regenwurmbesatz dagegen viel größer. Die Makrofauna übte hier einen größeren Einfluß auf die Streuzersetzung als auf der Vergleichsfläche aus.

f) Bei der Mineralisation der Streu im Boden der Versuchsflächen kam es bei den Laborinkubationsversuchen zu einer Netto-N-Immobilisierung von Bodenstickstoff, die auf der belasteten Fläche größer als auf der unbelasteten Fläche war. Im Gegensatz zu diesen Versuchen kam es jedoch beim Umbruch mit Einarbeitung der bis dahin auf den Flächen angesammelten Streu im Freiland zu einer Netto-N-Mineralisation. Die Ursachen hierzu könnten in der unterschiedlichen Menge, dem C/N-Verhältnis und der unterschiedlichen Verrottung der Streu liegen.

g) Untersuchungen zu den die Vegetation der Untersuchungsflächen dominierenden Pflanzenarten zeigten nach 70 Tagen Laborinkubation nur bei jungem, noch grünen Sproßmaterial eine abnehmende Zersetzung in der Reihenfolge *Atriplex nitens* > *Artemisia vulgaris* > *Lactuca serriola* = *Agropyron repens*. Bei abgestorbenem Pflanzenmaterial waren die Unterschiede weniger deutlich. Die C-Mineralisation bis zum 10. Inkubationstag zeigt eine starke Abhängigkeit zum N-Gehalt und zur Summe der Gerüststoffe (Lignin, Zellulose, Hemizellulose) auf, schwächere jedoch zu den einzelnen Inhaltsstoffen wie Lignin.

h) Unter den klimatischen Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes kann auf grundwasserfernen Löß-Schwarzerdestandorten bei Sukzessionsbrachen auf Grund nachlassender N-Mineralisation im Boden und hoher Stickstoffaufnahme der Vegetation mit einem nahezu geschlossenen Stickstoffkreislauf gerechnet werden. Bei ehemaligen Gülledeponieflächen ist von einem Umbruch abzuraten, weil die hierbei mineralisierte Stickstoffmenge von der folgenden Vegetation nicht abgeschöpft oder bei der Zersetzung der eingearbeiteten Streu immobilisiert werden kann. Hier bietet sich die Möglichkeit einer dauerhaften Nutzungsaufgabe an, weil unter diesen Bedingungen die N-Mineralisierung im Boden mit zunehmender Brachedauer nachläßt und sich langfristig ein Gleichgewicht zwischen der N-Mineralisierung im Boden und der Nährstoffaufnahme der Vegetation ausbildet.

Literatur:

Dickinson, C.H.; Pugh, G. J. F.; 1974:
Biology of plant litter decomposition
Vol. 2; London, New York, 775 S.

Merbach, I.; Sauerbeck, G.jr.; 1995:
"N-Dynamik von Segetalzonosen auf Löß-Schwarzerde unter besonderer Berücksichtigung ihrer Streu" In: Körschens, M.; Mahn, E.G. (Hrsg.): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes; Teilprojekt 5 240-273
Teubner-Verlag

Klotz, St.; Schmiedeknecht, A.; Tischew, S.; 1991:
Zur Vegetationsentwicklung auf Acker- und Grünlandbracheflächen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft - Bodensamenvorrat, Vegetationsstruktur -
In: Mahn, E.G.; Tietze, F.; (Hrsg.): Agrarökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft; Wissenschaftliche Beiträge der MLU Halle-Wittenberg 1991/6 (P46), 183-193

König, M.; 1991:
Flächenstilllegung und Extensivierung 1990/91 in den fünf neuen Bundesländern
AID-Informationen Jg. 40 Nr. 1, 12 S.

Pfefferkorn, A.; Körschens, M.; 1991:
Einfluß extrem hoher C_r- und N_r-Gehalte im Boden auf Ertrag und Bodeneigenschaften
Archiv Acker und Pflanzenbau Bodenkunde Berlin 35, 193 - 198

Swift, M. J.; Heal, O. W.; Anderson, J. M.; 1979:
Decomposition in Terrestrial Ecosystems
Studies in Ecology Vol. 5, Blackwell Sci. Publ.; Oxford; 372 S.

Wiegert, R.G.; Evans, F.C.; 1964:
Primary production and the disappearance of dead vegetation in an old field in southeastern Michigan
Ecology 45, 49 - 63

Danksagung:

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundprojektes Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes (STRAS), Teilprojekt 5 "N-Dynamik von Segetalzönosen auf Löß-Schwarzerde unter besonderer Berücksichtigung ihrer Streu" am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung in Bad Lauchstädt durchgeführt.

Herrn Prof. Dr. M. Körschens möchte ich meinen herzlichen Dank für die Bereitstellung eines gut ausgerüsteten Arbeitsplatzes am UfZ in der Sektion Bodenforschung, die Nutzung der technischen Einrichtungen und die freundliche Unterstützung während der Tätigkeit in Bad Lauchstädt aussprechen.

Frau Dr. I. Merbach danke ich für die Überlassung des Themas, der Bereitstellung der Untersuchungsflächen sowie zahllosen Hilfestellungen während der Arbeit und die kritischen Anmerkungen bei der Durchsicht der vorliegenden Dissertation.

Herrn Prof. Dr. J. Garz danke ich sehr herzlich für die zahlreichen hilfreichen Hinweise, Anregungen und die Diskussion bei der schriftlichen Abfassung der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. W. Diepenbrock danke ich für die Übernahme des Referates.

Ohne die Unterstützung der Mitarbeiter am Umweltforschungszentrum, insbesondere der Sektion Bodenforschung, hätte diese Arbeit nicht entstehen können. Ihnen allen sei an dieser Stelle für die tatkräftige Unterstützung bei Feld- und Laborarbeiten gedankt. Ganz besonders möchte ich mich für die zahllosen Hilfestellungen, Ratschläge und Korrekturlesung der vorliegenden Veröffentlichung durch meine Eltern bedanken.

Lebenslauf und wissenschaftlicher Bildungsgang

Geburtsdatum und -ort: 20.1.1963 in Bonn

Eltern: Prof. Dr. agr. Dieter Sauerbeck
und Frau Hildegard Sauerbeck

Schul- und Berufsausbildung sowie berufliche Praxis:

- 1969 - 1983 Schulausbildung an der Grundschule und am neuspr. Gymnasium Bonn-Röttgen sowie am Ina-Seidel-Gymnasium Braunschweig
- 1983 Abitur
- 1983 - 1985 prakt. landw. Lehrzeit in Niedersachsen und Schleswig-Holstein
- 6/1985 Abschlußprüfung im Beruf "Landwirt"
- 1985 - 1991 Grundstudium der Agrarwissenschaften an der Georg-August-Universität Göttingen (Grundstudium) und Hauptstudium der Agrarwissenschaften an der Universität Hohenheim
- 2/1991 Diplomprüfung (Fachrichtung Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie)
- 4/1991 Praktika an der Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle
- 11/1991 Braunschweig, Referat 45, Umwelt- und Agrarstruktur und am Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Referat N 2.11 - Bodenkundliche Landesaufnahme -
- 11/1991 - Angestellter im gehobenen landw. - techn. Dienst (Zeitangestellter) an der
7/1992 Landwirtschaftskammer Hannover, Referat 45, Umwelt und Agrarstruktur
- 11/1992 - wissenschaftlicher Mitarbeiter (Doktorand) am Umweltforschungszentrum
10/1995 Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung

Autor:

Gerhard Sauerbeck
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung
Hallesche Straße 44
D-06246 Bad Lauchstädt
Telefon 034635/73-212
Telefax 034635/73-288