



**Forschungsanstalt
für Waldökologie
und Forstwirtschaft
Rheinland-Pfalz**

**Erschließung von Sekundärrohstoffen als
Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im
Wald
bei gleichzeitiger Entwicklung
von mobilen Aufbereitungs- und Mischanlagen**

Gefördert durch die

**Deutsche
Bundesstiftung
Umwelt**

Postfach 17 05 · 49007 Osnabrück



AZ 15016

Abschlussbericht

**vorgelegt von
Priv.-Doz. Dr. habil. Gebhard Schüler**

**auf der Grundlage der Arbeiten von
Amor Balada, M.Sc.
Dipl.-Geoökol. Christel Maria Bihl
Dipl.-Geogr. Ilona Weismüller**

Trippstadt, August 2004

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	15016	Referat	33/2	Fördersumme	352.583,00 DM
----	--------------	---------	-------------	-------------	----------------------

Antragstitel **Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald bei gleichzeitiger Entwicklung von mobilen Aufbereitungs- und Mischanlagen**

Stichworte Abfall, Bioabfall, Forstwirtschaft, Schwerpunkt-Bioabfallverwertung; Wald, Kreislauf, Nachhaltigkeit, Ökobilanz, Sekundärrohstoffe, Bodenschutz

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
3 Jahre	01.03.2001	29.02.2004	2

Zwischenberichte	08.02.02, 09.04.03
Schlussbericht	30.08.2004

Bewilligungsempfänger	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft	Tel	06306/911-113
	Rheinland-Pfalz	Fax	06306/911-201
	Abteilung Waldwachstum	Projektleitung	
	Schloß	PD Dr. Schüler	
67705 Trippstadt	Bearbeiter		
	Amor Balada, M.Sc.		
	Dipl.-Geoökol. Chr. Bihl		
	Dipl.-Geogr. Ilona Weismüller		

Kooperationspartner AHD Handels- und Dienstleistungsgesellschaft für Agrar- und Umweltprodukte (vetr. durch Dipl.-Ing. agr. Siegfried Klose), Amselweg 27, 56626 Andernach-Kell

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Viele Abfall-/Nebenprodukte oder auch Zwangsanfälle aus industrieller Produktion, aus der Trinkwasseraufbereitung etc., beinhalten nennenswerte säurepuffernde Inhaltsstoffe und Nährstoffmengen. Aus diesen Sekundärrohstoffen (z.B. Schlämme und Reaktorkorn aus der Trinkwasseraufbereitung, Magnesitabfälle aus der Feuerfestindustrie, Aschen aus der Holzverbrennung), die vielfach als Abfallstoffe deponiert werden müssen, sollen Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald entwickelt werden. Gleichzeitig sollen die Betriebe, bei denen geeignete Sekundärrohstoffe anfallen, zum Beispiel die kommunalen Wasserwerksbetreiber, von der Notwendigkeit einer Beseitigung der Sekundärrohstoffe entlastet werden. Mit der in Rheinland-Pfalz und Saarland anfallenden Menge könnte etwa die Hälfte des jährlichen Kalkbedarfes für Bodenschutzmaßnahmen in diesen Ländern gedeckt werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Die **Wirksamkeit und Ökosystemverträglichkeit** der hergestellten Puffersubstanzen werden durch einen mehrfach gegliederten Versuchsansatz untersucht: Ein Screening mittels Gefäß- oder Mitscherlichversuch diente zur Erschließung und Auswahl potentieller Nährstofflieferanten und Komponenten der Sekundärrohstoffmischungen. Die eigentlichen Untersuchungen der Sekundärrohstoffmischungen konzentrierten sich auf die zeitliche Veränderung der Bodenlösung unterschiedlicher Tiefenstufen und die Verbesserung der Pflanzenvitalität in Laborversuchen (Löslichkeitsversuch, Perkolationsversuch an ungestörten Bodenproben), Außenanlagen (Kleinlysimeterversuch, Keim- und Wachstumsversuch) und im Freiland.

Bei der **Produktlinienanalyse** werden alle Stoffströme (Input und Output orientiert) über den gesamten „Lebensweg“ Sekundärrohstoffe im Vergleich zu herkömmlich verwendeten Kalken von der Entstehung bzw. Gewinnung über die jeweiligen Aufbereitung bis hin zur Ausbringung im Wald einschließlich deren Transport erfasst und bewertet. Zur Folgenabschätzung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen wird eine fallspezifische, entscheidungsorientierte Produktlinienanalyse verwendet. Die ökologischen und ökonomischen Aspekte werden zunächst getrennt voneinander bewertet. Erst am Ende der Analyse werden die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung nebeneinander präsentiert.

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung mobiler Aufbereitungs- und Mischanlagen

Außerhalb des eigentlichen Projektes wurde der Prototyp einer mobilen Misch- und Aufbereitungsanlage für gut händel- und ausbringbare Düngemittel aus primären und sekundären Rohstoffen entwickelt und in ersten Einsätzen getestet. In Prototypen dieser Anlage sind bislang Kalkstein-, Dolomit- und Magnesiamehle, Entstaubungsprodukte, Enthärter Schlämme und Reaktorkorn aus der Wasseraufbereitung, REA-Produkte, Brannt- und Löschkalk, Vinassekali, Knochenphosphate und Rohphosphate, Soda, elementarer S und KCl erfolgreich aufbereitet und gemischt worden.

Der erste Projektteil befasste sich mit der Erschließung von potentiellen Sekundärrohstoffen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald und mit der Untersuchung ihrer ökosystemaren Wirkungen im Wald.

In einem Vorversuch wurden verschiedene Sekundärrohstoffe einem Screening unterzogen. Aus den Ergebnissen der chemischen Analyse der Sekundärrohstoffe sowie der nach oberflächlicher Aufbringung auf Ah-Material mit Bestandesniederschlag erzeugten Sickerwässer und allgemeinen Beobachtungen wurden für Bodenschutzmaßnahmen im Wald geeignete Sekundärrohstoffe und Mischungen daraus für weiterführende Untersuchungen selektiert.

Ökosystemare Wirkungen der Sekundärrohstoffmischungen wurden in unterschiedlich skalierten Versuchsanordnungen analysiert. In Kleinlysimeteranlagen mit Jungbuchen, einem Freilandversuch in einem nicht stickstoffgesättigten Buchen-Kiefern-Bestand auf Buntsandstein im Pfälzer Wald, in Perkolationsversuchen ungestörter und in Profil geschalteter Bodenproben und in einem Keim- und Wachstumsversuch mit Bucheckern wurde die Säurepufferung, positive Änderungen der Bodenlösungschemie wie Anreicherung von Basizität und Verminderung von Aluminium- und Säurestress, möglichen Negativeffekten von Kalkung wie Nitrifikations- und Versauerungsschüben, Verbesserung der Pflanzenvitalität und -ernährung und der Einfluss auf die Bodenvegetation und das Auflaufverhalten von Bucheckern untersucht.

Sekundärrohstoffmischungen, die sich in den verschiedenen Untersuchungsschritten als geeignet erwiesen haben, bestehen jeweils aus Enthärterkalk und teilgebranntem Magnesitstaub. Als Enthärterkalk wurden zwei Reaktorkornvarianten aus der Schnellenthärtung mit Kristallisationskeimen aus Quarz oder Kalk und ein Enthärter Schlamm aus der Langsamentkarbonisierung eingesetzt. Durch die Zugabe von Bimsmehl bzw. Perlitstaub wurde die Händelbarkeit des ansonsten sehr flüssigen Enthärter schlammes verbessert und gleichzeitig eine Kaliumquelle zugesetzt. Eine Phosphorbeimischung zur Anregung der biologischen Aktivität in stark versauerten Waldböden erfolgte durch Zugabe von Tiermehlasche aus der Monoverbrennung von Tierkörpermehl.

Für den Einsatz als Puffersubstanzen oder Nährstofflieferanten im Wald haben sich die Reaktorkornkalk, Magnesitstaub und Bimsmehl bewährt. Diese Sekundärrohstoff-Mischungen haben eine hohe oberflächennahe Pufferkapazität.

Die Wirkung von Mischungen auf der Basis von Reaktorkorn ist vergleichbar zu denjenigen des Naturproduktes Dolomit, welches traditionell für Bodenschutzmaßnahmen im Wald eingesetzt wird. Die Basensättigung im Mineralboden verbessert sich. Der Magnesitstaub zeigt trotz des nennenswerten Anteils an reaktivem MgO und der geringen Korngröße ökosystemverträgliche Wirkung. Die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen werden bis in den Hauptwurzelhorizont erhöht. Die Magnesiumversorgung der Pflanzen verbessert sich signifikant. Die Aluminiumbelegung der Austauschere geht zurück. In den Reaktorkornvarianten erhöht sich die Stickstoffspeicherkapazität. Die Schwermetallmobilität wird reduziert. Pflanzenvitalitätskennwerte werden deutlich verbessert.

Die Kaliumzugabe über Bimsmehl oder Perlitstaub führt zu einer Erhöhung des Kaliumgehalts in der Bodenlösung. Die Pflanzenversorgung verbesserte sich jedoch nur unter dem Einfluss von Bimsmehl. Durch die silikatische Bindung der basischen Kationen besitzen diese Sekundärrohstoffe eine Depotwirkung, die Freisetzung erfolgt entsprechend der Verwitterung.

Die Phosphoraufbringung mit der Tiermehlasche zeigte nicht die gewünschten Erfolge. Weder die Konzentration der Bodenlösung noch die mikrobielle Aktivität erhöhte sich gegenüber der Kontrolle und den übrigen Mischungen. Phosphor liegt in der Tiermehlasche als schwerlösliches Hydroxylapatit vor, zusätzlich wurde besser lösliches Phosphat durch die Zugabe von Calcium in schwerlöslichem Calciumphosphat festgelegt.

Ein geringer Anteil an Kalkmilch im Enthärter Schlamm führt zu einer initialen Überschussmineralisation mit Nitrat- und Protonenfreisetzung. Dieser Effekt kann in stickstoffgesättigten Systemen problematisch werden.

Noch Ergebnisse und Diskussion

Im zweiten Projektteil wurden die Umweltauswirkungen unter Berücksichtigung des Energieeinsatzes einschließlich der notwendigen logistischen Verbindungen und der eingesetzten finanziellen Mittel hinsichtlich der Umweltschutzeffizienz gemessen und im Rahmen einer Produktlinienanalyse bewertet – dies im Vergleich zu konventionellen Puffersubstanzen, welche aus primären Rohstoffen veredelt, aber nicht regional differenziert und am Bedarf orientiert hergestellt werden.

Für die Fallstudie wird dabei die Entscheidungssituation der Landesforsten Rheinland-Pfalz zugrunde gelegt. Neben der konkreten Entscheidungsunterstützung der Landesforsten ist mit der Fallstudie allerdings auch die Illustration der Produktlinienanalyse als Entscheidungshilfe auch für andere Entscheidungsträger im Bereich Bodenschutz (andere Forstbetriebe, KMUs, Kalkindustrie usw.) beabsichtigt. Bei der Entwicklung der Kalkulationshilfen zur Erstellung einer Produktlinienanalyse wurde daher besonderer Wert auf Nutzerfreundlichkeit und leichte, problemadäquate Anpassung der Tools durch potentiellen Entscheidungsträger gelegt.

Die Vorgehensweise des ökologischen Teils beginnt mit einer Festlegung der zu untersuchenden Systemgrenzen sowie einer Auswahl von relevanten Wirkungskategorien und Indikatoren, anhand derer die Bewertung der Umweltauswirkung durchgeführt wird. Die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren erfolgte dabei unter Mithilfe eines Experten-Panels. Es galt maximal fünfzehn Wirkungskategorien auszuwählen und deren Indikatoren und Grenzwerte festzulegen. Darauf aufbauend werden die Sekundärrohstoffe mittels Life Cycle Assessment untersucht. Alle verwendeten Daten stammen aus dem Projekt selbst und aus den persönlichen Kontakten mit Unternehmen, die an dem Projekt beteiligt wurden. Abschließend werden die Berechnungsergebnisse in Verbindung mit ihren ökonomischen Aspekten sowie mögliche Folgen, Alternativen und Verbesserungsvorschläge diskutiert.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

In Fortführung dieses Teilprojektes werden die vorgestellten Ergebnisse als Grundlage für die Entwicklung eines nutzerfreundlichen Softwareprogramms dienen. Das Softwareprogramm ist gezielt für die Unterstützung von betriebswirtschaftlichen Entscheidungen in klein- und mittelständigen Unternehmen gedacht, insbesondere für solche, die im Bereich Düngemittel für land- und/oder forstwirtschaftliche Zwecke tätig sind. Die Verwendung von anderen im Markt zur Verfügung stehenden Softwareprogrammen wie Umberto, GaBi, EMIS, SimaPro, usw. ist selbstverständlich auch möglich. Die zu entwickelnde Software soll allerdings so aufgebaut sein, dass auch Anwender ohne umweltwissenschaftlichen Hintergründe das Programm ganz leicht bedienen können. Das Programm wird nicht so aufwendig wie die meisten LCA-Softwares gestaltet, sondern wird speziell auf die Ansprüche der genannten Zielgruppe zugeschnitten.

Fazit

Während des Projektzeitraums konnte durch die Aufnahme von Sekundärrohstoffen in die neugefasste Düngemittelverordnung aufgrund der Projektergebnisse ein erster Erfolg erzielt werden.

Inhaltsverzeichnis

Zum Projekt: „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“	1
Bisheriger Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Forstwirtschaft	3
Immissionseinträge in Wälder – Waldbodenschäden – Gefährdung der Sicker- und Grundwasserqualität – Boden- und Wasserschutzmaßnahmen	4
Teil 1: Untersuchungen von Sekundärrohstoffen und Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald	7
1.1 Material und Methoden	7
1.1.1 Untersuchte Sekundärrohstoffe	7
1.1.2 Methoden der Untersuchungen	12
Screeningtests von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis	14
Untersuchte Sekundärrohstoffmischungen	17
Lysimeterversuch	17
Freilandversuch	22
Löslichkeitsversuch	24
Perkolationsuntersuchungen	25
1.1.3 Wasserhaushaltsmodell	27
1.2 Ergebnisse	28
1.2.1 Erschließung von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis	28
1.2.2 Ergebnisse der Verträglichkeitsprüfung gegenüber Kresse	31
1.2.3 Ergebnisse des Screenings mittels Gefäßversuche	32
1.2.4 Pufferwirkung, Nährstofffreisetzung und Änderungen in der Bodenlösung	38
Beobachtungen und äußere Einflüsse in den Lysimeter-, Keim- und Wachstums- sowie Freilandversuchen	38
Nachhaltigkeit der Pufferwirkung	42
Calciumfreisetzung	43
Magnesiumfreisetzung	45
Kaliumfreisetzung in den CaMgK- und CaMgKP-Mischungen	47
Phosphatfreisetzung in den CaMgKP-Mischungen	48

Aluminiumgehalte	49
Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse	51
Nitratverlagerung	53
Schwefelfreisetzung	55
Schwermetallfreisetzung und Wasserqualität	57
1.2.5 Wirkungen auf die Pflanzen	58
Auswirkungen auf das Keimverhalten	58
Pflanzenverträglichkeit (Vitalität)	62
Verbesserung der Pflanzenversorgung	64
Auswirkungen auf die Bodenvegetation	65
1.3 Diskussion	68
1.3.1 Reaktion der Sekundärrohstoffe	68
Pufferwirkung	68
Calciumfreisetzung	69
Magnesiumfreisetzung	69
Kaliumfreisetzung in den CaMgK- und CaMgKP-Mischungen	70
Phosphatfreisetzung in den CaMgKP-Mischungen	70
Aluminiumstresskennwerte	70
Nitratfreisetzung	71
Schwermetallmobilisierung	72
Einfluss auf das Keimverhalten	73
Pflanzenverträglichkeit	73
Bodenvegetation	74
1.3.2 Eignung der Sekundärrohstoffe	74
Reaktorkorn (Kalkkeim)	74
Reaktorkorn (Quarzkeim)	75
Enthärter Schlamm	75
Magnesitstaub	76
Bimsmehl	76
Perlitstaub	76
Tiermehlasche	77
1.3.3 Eignung von Sekundärrohstoffmischungen	77
Reaktorkornmischungen	77
Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit	77
Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit, Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit	78

Enthärter Schlamm Mischungen	78
Kaliumbeimischung (Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)	79
Phosphorbeimischung (Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)	80
1.4. Schlussfolgerungen und Konsequenzen für den Einsatz von Sekundärrohstoff(mischung)en als Puffersubstanzen im Wald	81
Teil 2: Die Produktlinienanalyse	83
2.1 Hintergrund, Ziele und Projektkonzeption	83
2.1.1 Zielsetzung	83
2.1.2 Untersuchungsobjekte	83
2.1.3 Projektablauf	83
2.2 Lösungskonzept	84
2.2.1 Instrumente zur Analyse und Bewertung von Umweltauswirkungen	84
2.2.2 Produktlinienanalyse	85
2.2.3 Zusammenhang von Bewertungszweck, Bewertungsmethode und Bewertungsergebnisse	86
2.2.4 Ökologische Bewertung	87
2.2.5 Ökonomische Bewertung	89
LCC	89
2.2.6 Soziale Bewertung	90
2.3 Die Produktlinienanalyse von konventionellen Puffersubstanzen im Vergleich zu Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen	91
2.3.1 Ziele der Produktlinienanalyse	91
2.3.2 Entscheidungsorientiertes Tool	92
2.3.3 Handlungsalternativen	92
2.3.4 Systembeschreibung und Modularisierung	93
2.4 Das Life Cycle Assessment (LCA)	96
2.4.1 Auswahl von Wirkungskategorien und ihre Indikatoren	96
2.4.2 Life Cycle Inventory und Life Cycle Impact Assessment	100
Mischungsanteil	100
Rechenergebnisse	100

2.4.3 Bewertung	106
2.5 Die ökonomische Bewertung	111
2.5.1 Kostenfunktion der Sekundärrohstoffmischungen	111
2.5.2 Zusätzliche und negative Kosten der Sekundärrohstoffmischungen	113
2.5.3 Kostenklassifizierung von Dolomit	113
2.5.4 LCC der Sekundärrohstoffmischungen im Vergleich zu Dolomit	114
2.6 Schlussbemerkung	118
3. Zusammenfassung	120
4. Literaturverzeichnis	123
5. Begriffserläuterungen und Abkürzungen	135

Zum Projekt: „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“

Das Projekt „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“ befasst sich mit anorganischen Koppel-, Zwangs- oder Abfallprodukten aus unterschiedlichen Industrieprozessen, Wasseraufbereitungsanlagen und gesteinsverarbeitenden Betrieben. Diese Sekundärrohstoffe sollten in der Forstwirtschaft zur Pufferung von Säuren, Behebung von Nährstoffdefiziten und Anregung biologischer Kreisläufe eingesetzt werden können ohne negative Auswirkungen auf die Waldökosysteme, insbesondere auf deren chemische und physikalische Bodeneigenschaften, auf die Bodenlebewelt und Vegetation oder benachbarte Systeme, wie Atmosphäre und Hydrosphäre zu haben. Aufgrund verschiedener physikalischer Eigenschaften, wie z.B. zu geringes spezifisches Gewicht, zu hoher Feuchtigkeitsgehalt oder Festigkeit, müssen diese sekundären Rohstoffe noch aufbereitet werden, um sie einer technisch möglichen und wirtschaftlich sinnvollen Verwertung zuführen zu können. Gleichzeitig wird die Verwertung von Sekundärrohstoffen im Hinblick auf den knapper und teurer werdenden Deponieraum bzw. das Deponieverbot in naher Zukunft aus ökologischer und ökonomischer Hinsicht immer sinnvoller. Wenn Sekundärrohstoffe in räumlicher Nähe zum Ort der Entstehung aufbereitet und genutzt werden können, erscheint dieses aus ökologischer wie ökonomischer Sicht besonders sinnvoll.

Für den Einsatz von Sekundärrohstoffen sprechen also eine Vielzahl von Faktoren:

- ◇ Ressourcenschonung
- ◇ Kosteneinsparung bei Abfallbeseitigung und Ankauf von Primärrohstoffen
- ◇ Verringerung des Flächen-/Raumbedarfs für Deponie und Abbau
- ◇ Geringere Kosten und Emissionen bei Produktion und Transport

Finanziell wurde das Projekt von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Projektnummer 15016) gefördert. Die naturwissenschaftlichen Untersuchungen wurden in der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz in Zusammenarbeit mit der BASF-Agrarversuchsstation in Limburgerhof und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer durchgeführt. Eine Produktlinienanalyse zur sozioökonomischen und ökologischen Bewertung der für Bodenschutzmaßnahmen im Wald aufbereiteten Sekundärrohstoffe wurde im Institut für Forstökonomie, Albert-Ludwig-Universität Freiburg erarbeitet. Begleitet wurde das Projekt von einem Expertenbeirat aus einem weiten Bereich von Wissenschaft und Industrie.

Im **ersten Teil des Abschlussberichtes** wird über die naturwissenschaftlichen Untersuchungen der Sekundärrohstoffe und über die Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald berichtet.

Der **zweite Teil des Berichtes** befasst sich mit der ökonomischen und ökologischen Analyse der Verwendung und Verwertung von Sekundärrohstoffen im Vergleich zu den traditionell im Wald verwendeten Kalken, Dolomiten und Düngemitteln.

In **einem weiteren Teilprojekt** sollte speziell für die Aufbereitung von Mehrkomponentengemischen aus Sekundärrohstoffen unterschiedlichster Konsistenz ein mobiles Aufbereitungs-, Misch- und Ausbringergerät entwickelt werden. Dieser Teil wurde aus dem DBU-Projekt herausgenommen und im europäischen Leader-II-Projekt realisiert. In einer semimobilen Variante dieser Anlage wurden die Mischungen des Freilandversuchs aufbereitet.

Tabelle 1: Sekundärrohstoffe und Sekundärrohstoffdünger im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz [KrW-/AbfG 1994] sowie im Düngemittelgesetz [DüngMG 1977].

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-AbfG vom 27. September 1994))	
§3 Abs. 1	<i>Abfälle im Sinne dieses Gesetzes sind alle beweglichen Sachen, [...] deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß. [...]</i>
Abs. 2	<i>Der Wille zur Entledigung im Sinne des Absatzes 1 ist hinsichtlich solcher beweglicher Sachen anzunehmen, 1. die bei der Energieumwandlung, Herstellung, Behandlung oder Nutzung von Stoffen oder Erzeugnissen oder bei Dienstleistungen anfallen, ohne daß der Zweck der jeweiligen Handlung hierauf gerichtet ist [...].</i>
§4 Abs. 1	<i>Abfälle sind [...] a) stofflich zu verwerten oder b) zur Gewinnung von Energie zu nutzen (energetische Verwertung).</i>
Abs. 2	<i>Die stoffliche Verwertung beinhaltet die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe) oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung. Eine stoffliche Verwertung liegt vor, wenn nach einer wirtschaftlichen Betrachtungsweise, unter Berücksichtigung der im einzelnen Abfall bestehenden Verunreinigungen, der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegt.</i>
§5 Abs. 2	<i>Die Erzeuger oder Besitzer von Abfällen sind verpflichtet, diese nach Maßgabe des § 6 zu verwerten. Soweit sich aus diesem Gesetz nichts anderes ergibt, hat die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung. Eine der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechende hochwertige Verwertung ist anzustreben. [...]</i>
Abs. 3	<i>Die Verwertung von Abfällen, insbesondere durch ihre Einbindung in Erzeugnisse, hat ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen. Die Verwertung erfolgt ordnungsgemäß, wenn sie im Einklang mit den Vorschriften dieses Gesetzes und anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften steht. Sie erfolgt schadlos, wenn nach der Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigungen und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.</i>
§8 Abs. 2	<i>Werden Abfälle zur Verwertung als Sekundärrohstoffdünger oder Wirtschaftsdünger im Sinne des § 1 des Düngemittelgesetzes auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht, können in Rechtsverordnungen nach Absatz 1 für die Abgabe und die Aufbringung hinsichtlich der Schadstoffe insbesondere 1. Verbote oder Beschränkungen nach Maßgabe von Merkmalen wie Art und Beschaffenheit des Bodens, Aufbringungsort und -zeit und natürliche Standortverhältnisse sowie 2. Untersuchungen der Abfälle oder Wirtschaftsdünger oder des Bodens, Maßnahmen zur Vorbehandlung dieser Stoffe oder geeignete andere Maßnahmen bestimmt werden.</i>
§22 Abs. 2	<i>Die Produktverantwortung umfaßt [...] den vorrangigen Einsatz von verwertbaren Abfällen oder sekundären Rohstoffen bei der Herstellung von Erzeugnissen [...]</i>
Düngemittelgesetz (DüngMG vom 15. November 1977))	
§1 Abs. 2a	<i>Sekundärrohstoffdünger: Abwasser, Fäkalien, Klärschlamm und ähnliche Stoffe aus Siedlungsabfällen und vergleichbare Stoffe aus anderen Quellen, jeweils auch weiterbehandelt und in Mischungen untereinander oder mit Stoffen nach den Nummern 1, 2, 3, 4 und 5, die dazu bestimmt sind, zu einem der in Nummer 1 erster Teilsatz genannten Zwecke angewandt zu werden</i>

Die Verwendung von Sekundärrohstoffen zum Zwecke der Düngemittelproduktion, und darunter fallen die für Bodenschutzzwecke im Wald verwendeten Puffersubstanzen, ist rechtlich eine die „stoffliche Verwertung“. Der Begriff „**Sekundärrohstoff**“ ist dabei weit gefasst und umschließt alle nicht gezielt produzierten Substanzen und Stoffe (Zwangs-, Koppel- oder Nebenprodukte), die der Abfall-Definition des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes unterliegen und einer oder mehreren sinnvollen Verwertungsmöglichkeiten zugeführt werden.

Der Gesetzgeber verfolgt damit die Absicht:

1. Abfall zu vermeiden und
2. Sekundärrohstoffe stofflich oder energetisch zu verwerten.

Erst an letzter Stelle steht die Abfallbeseitigung.

Erfolgt die stoffliche Verwertung von Abfällen durch die Nutzung in der Land- oder Forstwirtschaft oder im Gartenbau, werden diese, ohne eine klare Abgrenzung in Düngemittel aus Sekundärrohstoffen und Hilfsstoffen¹ auf Sekundärrohstoffbasis, als „Sekundärrohstoffdünger“ bezeichnet [KLAGES-HABERKERN 1994]. Die Projektarbeiten hatten auch das Ziel, eine Grundlage zu schaffen, um die untersuchten Sekundärrohstoffdünger in die 2003 neu zu verabschiedende Düngemittelverordnung mit Zustimmung des Bundesrates aufzunehmen (*Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsstoffen*, 26.11.2003).

Bisheriger Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Forstwirtschaft

Unter dem Begriff Sekundär(rohstoff)dünger werden in der Praxis vor allem organische bzw. organisch-mineralische Substanzen wie Klärschlamm, Bioabfallkompost oder Fäkalien verstanden, die hauptsächlich in der Landwirtschaft Anwendung finden. In der Forstwirtschaft spielte die Verwendung von Sekundärrohstoffen nur eine untergeordnete Rolle. In Bezug auf Klärschlamm und Bioabfälle wurden vor allem in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts Düngungsversuche in Waldökosystemen durchgeführt (siehe z.B. AFZ 1975, COURTOIS & SCHÜLER 1978). Da der hohe Anteil an organisch gebundenem Stickstoff und Schwermetallen in den Klärschlämmen die Gefahr einer Belastung des Grundwassers mit Nitrat und Schwermetallen birgt [MUF 1997], gilt nach § 4 Absatz 5 der Klärschlammverordnung (AbfKlärV), dass „*das Aufbringen von Klärschlamm auf forstwirtschaftlich genutzte Böden verboten ist*“.

Die Einbringung organisch gebundener Nährstoffe in Waldökosysteme hat in den letzten Jahren wieder etwas an Bedeutung gewonnen (DESCHAUER 1995, MAYR 1998, BORKEN & BEESE 2000). Von KLEIN et al. (2004) wurde ein ebenfalls von der DBU gefördertes Projekt zum Einsatz von Bioabfall zur Regradation versauerter Böden durchgeführt. Bioabfälle unterliegen zwar keinem generellen Aufbringungsverbot in der Forstwirtschaft, aber „*das Aufbringen von Bioabfällen und Gemischen auf forstwirtschaftlich genutzte Böden darf nur im begründeten Ausnahmefall nach vorheriger Genehmigung der zuständigen Behörde im Einvernehmen mit der zuständigen Forstbehörde erfolgen*“ [BioAbfV § 6 Abs. 3]. Bioabfälle können positive Wirkungen auf die Bodensituation ausüben, da die in der organischen Substanz gebundenen Haupt- und Spurenelemente mit der Mineralisation freigesetzt werden und es in nicht stickstoffgesättigten Systemen nicht zu einer erhöhten Stickstofffreisetzung, sondern vielmehr zu einer Erhöhung der Speicherkapazität kommt (z.B. DESCHAUER 1995, KLEIN et al. 2004).

¹ Düngemittel besitzen nennenswerte Nährstoffgehalte und werden vor allem im Hinblick auf die Pflanzenernährung eingesetzt, während Hilfsstoffe die chemische, physikalische und/oder biologischen Eigenschaften der Böden verbessern sollen.

In den letzten Jahren wurde auch der Einsatz von Holzaschen als Sekundärrohstoffdünger beim Bodenschutz im Wald diskutiert und von verschiedenen Universitäten und Instituten intensiv untersucht (BÜTTNER et al. 1998, NN 2002). Holzaschen besitzen neben Magnesium nennenswerte Anteile an Kalium und Phosphor und eine hohe Tiefenwirkung aufgrund der guten Löslichkeit. Hinzu kommt die Rückführung der bei der Holzernte entzogenen Nährstoffen im Sinne der Kreislaufwirtschaft [WILPERT et al. 2002, SCHÄFFER et al. 2002]. Durch die Beimischung von Holzasche zu Dolomit verbessert sich die Tiefenwirkung [SCHÄFFER et al. 2002]. Bereits geringe Mengen Asche aus unbehandelten Hölzern üben meliorative Wirkungen auf die Bodenlösung (pH und KAK) ohne ernste negative Effekte oder Schwermetallanreicherung aus, wenn Brennraumaschen (Rostasche) mit geringen Schwermetallgehalten verwendet werden [RUMPF et al. 2001, WILPERT et al. 2002, SCHÄFFER et al. 2002, NIEDERBERGER et al. 2002]. Bei der Festlegung von Qualitätsnormen besteht noch Bedarf. Laut DüMV (2003) ist das Aufbringen von Calciumkarbonat mit 30 % Holzascheanteil auf forstlichen Flächen gestattet.

Rein mineralische Sekundärrohstoffdünger wurden in der Forstwirtschaft bisher nur wenig eingesetzt bzw. untersucht. Dazu gehören z.B. Rückstandskalke unterschiedlichster Herkunft, Kraftwerksaschen (SCHMEISKY & KAUTZ 1992) und REA-Gips¹ (z.B. BANNWARTH 1993, DINKELBERG 1994).

Immissionseinträge in Wälder – Waldbodenschäden – Gefährdung der Sicker- und Grundwasserqualität – Boden- und Wasserschutzmaßnahmen

Seit dem ersten Auftreten des „*Tannensterbens*“ in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts und der Diskussion des „*Sauren Regens*“ wurde die anthropogen bedingte Belastung und Destabilisierung von Waldökosystemen durch saure oder versauernd wirkende atmosphärische Immissionen in zahlreichen Arbeiten untersucht (LfU 1997) und heute mit dem Begriff „Neuartige Waldschäden“ belegt. Die direkte Schädigung der Pflanzen verliert gegenüber den negativen Veränderungen im Boden an Bedeutung [ULRICH 1996]. Im Stoffhaushalt der Ökosphäre bildet der Boden ein natürliches Regelungssystem, das entscheidend für die Funktionsfähigkeit des Ökosystems ist. Die Bedeutung des Bodens besteht in seiner Fähigkeit, angelagerte Stoffe, die für die Pflanzenernährung oder für das gesamte Ökosystem des Bodens notwendig sind, zu speichern und dosiert abzugeben. Durch die Immissionen können und werden die vielfältigen Funktionen des Bodens als Nährstofflieferant und -speicher, sowie als Filterkörper für Grundwasser beeinträchtigt. Die Lebensbedingungen für Pflanzen, Wurzeln und Organismen verschlechtern sich mit zunehmender Versauerung. Gleichzeitig werden Nährstoffkreisläufe, entkoppelt und es reichert sich Auflagehumus an. In pufferarmen Böden, die einen Säureeintrag z.B. durch Sauren Regen nicht abpuffern können, setzt der Boden schlagartig große Mengen von zuvor gebundenen Stoffen frei. Als Begleiter konservativer Anionen, wie Sulfat und Nitrat werden Kationen, wie Calcium, Magnesium und Kalium ausgewaschen. Dadurch kommt es zu Nährstoffmängeln in Bodenlösung und in den Pflanzen. So wurden seit den 70er Jahren verstärkt Magnesium-Mangelerscheinungen an Bäumen beobachtet [EVERS 1994]. Auch Mangan, Aluminium und Schwermetalle werden verstärkt mobilisiert und zusammen mit Sulfat und Nitrat in tiefere Bodenschichten verlagert [PATYK und REINHARDT 1997]. Gelangen diese Stoffe bis zum Grund- und Quellwasser, so besteht eine erhebliche Gefährdung der Hydrosphäre. Die Austauscherkapazität im Boden wird zum Teil irreversibel

¹ REA-Gips: Sekundär gebildeter Gips (CaSO₄) aus den industriellen Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen.

erniedrigt und die Austauschbelegung verschiebt sich zu Aluminium, Eisen und Protonen. Da in Deutschland knapp 75 % des öffentlichen Wasseraufkommens aus Grund- und Quellwasser gewonnen werden [STATISTISCHES BUNDESAMT 2001], kommt der Stabilisierung des Bodens und der Waldökosysteme eine grundlegende Bedeutung zur Erhaltung der Trinkwasserqualität zu. Durch die zunehmende Dominanz von Stickstoffverbindungen in den atmosphärischen Depositionen wächst die Gefahr der Stickstoffsättigung der Waldökosysteme und damit das Belastungsrisiko des Grundwassers mit Nitrat [ABER et al. 1998] sowie die mikrobielle Freisetzung klimawirksamen Lachgases [PRIESACK & MUNCH 2003].

Waldbauliche Maßnahmen wie Bestockungsumbau oder geänderte Ernteverfahren allein können die Säure- und Stickstoffeinträge nicht kompensieren [FVA-BW 1999]. Trotz verringerter Protonen- und Schwefeldeposition regenerieren sich die Böden nicht durch natürliche Prozesse alleine. In dieser Situation sind gezielte und wirksame Gegenmaßnahmen zum Schutz des Bodens unabdingbar. Schutzmaßnahmen und Eingriffe zur Unterstützung der Regenerationsprozesse in Waldökosystemen erfordern eine an die jeweiligen Standorte angepasste Waldkalkung [ALEWELL et al. 2000, SCHÜLER 1996a]. Sie sollen den Waldökosystemen die zur Abwendung umfangreicher Schäden notwendige Zeit bis zum Wirksamwerden der emissionsmindernden Maßnahmen und die zur Regeneration erforderliche Entlastung verschaffen und ökosystemare Reglerfunktionen des Bodens erhalten bzw. wiederherstellen. Neben waldbaulich geprägten Bodenschutzmaßnahmen bieten kompensatorische Waldkalkungen einen wirksamen Schutz vor fortschreitender Versauerung und stabilisieren langfristig die Waldböden und -ökosysteme biologisch [SCHÜLER 2002]. Neben der Säurekompensation gewinnt auch die Stabilisierung des Stickstoffkreislaufes, die Stickstoffspeicherung und die Erhaltung des Stickstoffvorrats zunehmend an Bedeutung [SCHÜLER 1997].

So werden in einem Großteil der deutschen Bundesländer unterstützend Kompensations- und Bodenschutzkalkungen zur Abpufferung der Säureinträge, (Re-) Vitalisierung der Nährstoffkreisläufe und Sicherung der Grundwasserqualität durchgeführt. Seit 1984 wurden etwa 30 % der gesamten Waldfläche (~ 3 Mio. Hektar) der Bundesrepublik gekalkt [BMVEL 2003]. Allein im Jahr 2001 wurden im Staats- und Gemeindewald von Rheinland-Pfalz für etwa 4,5 Mio. Euro 78.000 t Dolomit ausgebracht. Von den ca. 828.000 ha Wald in Rheinland-Pfalz gelten knapp 75% (etwa 600.000 ha) als kalkungsbedürftig¹. Bisher wurden etwa zwei Drittel (560.000 ha) mit 3 bis 6 t/ha Dolomit gekalkt. Auf ca. 61.000 ha wurde bereits eine Wiederholungskalkung durchgeführt [MUF 2002, SCHÜLER 2002].

Dabei wird die Bodenschutzkalkung nicht zur Nivellierung des Bodenzustandes, sondern zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung der ökosystemaren Reglerfunktionen betrieben [BLOCK et al. 1997]. Die Kalkungsintensität in Deutschland ist vor allem auf den Erhalt des „Status quo“ ausgerichtet. Die zum Beispiel in Skandinavien und den USA angestrebte pH-Erhöhung und Basensättigung auf einen Wert ohne Auswaschung schädigender Stoffe würde Kalkmengen von über 10 t ha⁻¹ nötig machen und zu drastischen negativen Veränderungen im Ökosystem führen [DEROME & PÁTILÁ 1989]. Die Schutzmaßnahmen müssen ökosystemverträglich und humuspflöglich sein, standortsbezogen durchgeführt werden und langfristig wirken [BLOCK et al. 1997].

Daher sind Puffersubstanzen (Kalke) mit ökologisch neutralen Verbindungen (karbonatisch, silikatisch) und einem Magnesiumanteil Neutralsalzen vorzuziehen. Calcium- und Magnesiumquellen mit überwiegend hydroxidischer oder oxidischer Bindung kommen

¹ <http://www.uni-kl.de/FVA/de/seiten/veroeffentlichungen/nachhaltigkeitsbericht/kriterium1.html>.

ebenso wenig in Betracht wie Substanzen mit Schwermetallgehalten über den festgelegten Grenzwerten.

Initialeffekte der Kalkung, wie eine erhöhte Nitratauswaschung und Aluminium- bzw. Schwermetallmobilisierung, sind gegenüber dem Nutzen und den Risiken des „Nichtstuns“ als vernachlässigbar anzusehen (BEESE & MEIWES 1995, FVA-BW 1999, KAUPENJOHANN & ZECH 1989, ULRICH UND PUHE 1993, SCHÜLER 1993, 1996a, 2002, MUF 1998). Bewährt haben sich Dolomite mit Korngrößen von 0 bis 2 mm. Substanzen mit hohem Feinanteil sind reaktionsfreudiger, sollten aber bei der Ausbringung wegen der Staubeentwicklung zumindest erdfeucht sein.

Zur Entspannung der großflächigen Magnesiummangelsituation in pufferarmen sauren Böden können Magnesiumkalke mit einem Mindestgehalt von 15 % $MgCO_3$, Dolomit ($(Mg,Ca)CO_3$)₂ und Magnesite anstelle reinen Calciumkarbonats eingesetzt werden. Zielsetzung ist nicht eine Ertragssteigerung, sondern das Wiederauffüllen der dezimierten Nährstoffpools und der Sicherung bzw. Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit [GUSSONE 1987], wobei die verbesserte Nährstoffsituation zu einer höheren Vitalität und Biomasseproduktion führen kann. Mit Ausnahme des flächig fehlenden Magnesiums sind andere Nährstoffgaben jedoch nur bei Mangelsymptomen und entsprechend bestätigenden Ergebnissen von Boden- oder Pflanzenanalysen gezielt durchzuführen (s. auch REHFUESS 1995). Eine Düngung mit Kalium könnte bei fortschreitender Versauerung, Tonmineralzerstörung und Auswaschung in naher Zukunft jedoch auch großflächig erforderlich sein. In diesem Falle schlägt ULRICH (1986) 120 kg K_2O ha⁻¹ vor. Nach EVERS & HÜTTL (1992) sollte wegen der Mobilität der Sulfationen und der damit einhergehenden Belastungsgefahr für Grund- und Oberflächenwasser die Ausbringung nur zu Beginn der Vegetationszeit und nur auf Mull- bzw. Moderböden durchgeführt werden. Nach SCHÜLER (1996b, 1997) sind Sulfatsalzdüngungen aufgrund des geringen Retentionsvermögens der Böden für Sulfat allenfalls in Einzelfällen in Verbindung mit karbonatischen oder silikatischen Düngemitteln und keinesfalls großflächig durchzuführen. Weder Magnesiumsulfat noch Kaliumsulfat wirken nachhaltig, da bereits innerhalb eines Jahres der größte Teil der Kationen mit dem Sulfat ausgewaschen wird [HILDEBRAND 1988, 1990a, WERNER 1995]. Der Einsatz von Gesteinsmehlen zur Kaliumversorgung wirkt dagegen längerfristig und ohne ökologische Risiken [HILDEBRAND 1990b, HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 2000].

In einigen Bundesländern wie Niedersachsen und Baden-Württemberg wird bei der Waldkalkung Phosphat zur Vitalisierung und Anregung der biologischen Aktivität zugegeben. GUSSONE (1984) empfiehlt eine Phosphatbeimischung von 100-120 kg P_2O_5 ha⁻¹ zu Kalk/Dolomit.

Viele Abfall- und Nebenprodukte oder auch Zwangsabfälle aus industrieller Produktion beinhalten nennenswerte säurepuffernde Inhaltsstoffe und Nährstoffmengen. Aufgrund ihres Chemismus sollten sich verschiedene Sekundärrohstoffe nach entsprechender Aufbereitung für den Einsatz in Waldökosystemen speziell für Bodenschutzmaßnahmen und zur Anregung der biologischen Aktivität eignen.

Teil 1: Untersuchungen von Sekundärrohstoffen und Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald

1.1 Material und Methoden

1.1.1 Untersuchte Sekundärrohstoffe

Die im Projekt vorgesehenen und durchgeführten Gefäßversuche, Kleinlysimeterversuche mit Pflanzenaufwuchs, Löslichkeitsversuche, Perkolationsversuche an ungestörten Bodenproben sowie Keim- und Wachstumsversuche und schließlich Freilandversuche bauen aufeinander auf bzw. ergänzen sich. Sie geben Aufschluss über die komplexen kurzfristigen Wirkungen und Veränderungen, die sich bei oberflächlicher Aufgabe der Mischungen in den verschiedenen miteinander vernetzten Ökosystemkomponenten Boden, Vegetation und Hydrosphäre ergeben. Als Bewertungshilfen der Wirksamkeit werden die Zielvorstellungen von Bodenschutzmaßnahmen mit Dolomit herangezogen.

Mindestanforderungen an potentielle Untersuchungssubstanzen sind Ökosystemverträglichkeit, hohe Pufferkapazitäten (entspricht Säureneutralisationskapazität), einfache Handhabbarkeit (LANDESFORSTEN 1999). Von besonderem Interesse waren Substanzen mit einem hohen Anteil karbonatisch und/oder silikatisch gebundenem Calcium und Magnesium. Aufgrund der in verschiedenen Bundesländern ausgeübten Praxis der Beimischung von Phosphat zum Kalk/Dolomit wurden auch Phosphorquellen untersucht. Sekundäre Kaliumquellen wurden in das Projekt aufgenommen, da mittelfristig neben einer Verarmung der Böden an Calcium und Magnesium großflächig mit Kaliummangel zu rechnen ist. Die untersuchten Substanzen sind in Tabelle 1.1 aufgelistet.

Tabelle 1.1: Untersuchte potentielle Sekundärrohstoffe

Substanz	Abkürzung	Herkunft	Elemente
Reaktorkorn Kalkkeim	RK	Brauchwasseraufbereitung	Ca
Reaktorkorn Quarzkeim	RQ	Trinkwasseraufbereitung	Ca
Enthärter Schlamm	ES	Trinkwasseraufbereitung	Ca
Pfannenschlacke	PS	Stahlverhüttung	Ca
Totgebrannter Magnesit	M _m	Feuerfestrecycling	Mg
Magnesitstaub	M	Rohmagnesitaufbereitung	Mg
Magniphos	MP	Düngemittelproduktion	Mg, P
Tiermehlasche	TMA	Tiermehl-Monoverbrennung	Ca, P, K
Bimsmehl	BM	Bimssteinaufbereitung	K
Perlitstaub	P	Perlitblähung (Dämmmaterialien)	K
Mutterlauge	ML	Kosmetikindustrie	K

Referenzdolomit – DOL

Der als Referenzmaterial eingesetzte mitteldevonische Dolomit 0-2 (DOL) wurde von der Nikolaus Müller Kalkwerk Natursteinwerke GmbH + Co. KG produziert. Dieser Dolomit wird in Rheinland-Pfalz neben anderen Dolomiten bei Bodenschutzkalkungen verwendet.

Calciumquellen

Der Untersuchung von Sekundärkalken aus der Wasseraufbereitung kam eine wichtige Rolle quasi als Grundsubstanz zu. Im Wirtschaftsjahr 2003 wurden in Deutschland knapp 285.000 t Kalk (entspricht etwa 160.000 t CaO) für forstwirtschaftliche Zwecke abgesetzt

[STATISTISCHES BUNDESAMT 2003]. In Rheinland-Pfalz und Saarland sowie in Nordrhein-Westfalen könnten basierend auf den Zahlen von 2002/2003 rein rechnerisch fast 50 % des Kalkbedarfes der Forstwirtschaft mit Kalken aus kommunalen und industriellen Wasseraufbereitungsanlagen gedeckt werden. In beiden Regionen fallen jährlich jeweils etwa 20.000 t Sekundärkalk aus der Schnellentkarbonisierung an, in den Grenzgebieten zu Hessen und Baden-Württemberg kommen weitere 4.000 t hinzu; Enthärter Schlamm aus der Langsamentkarbonisierung entsteht nur in geringen Mengen (< 1000 t) [KLOSE, mündlich]. Enthärterkalk unterscheidet sich aufgrund des unterschiedlichen Chemismus des aufbereiteten Rohwassers zum Teil beträchtlich. Die Eignung für den Einsatz im Bodenschutz muss daher von Fall zu Fall geprüft werden.

Der Einsatz von Enthärterkalken bietet in mehrfacher Hinsicht Vorteile. Aufgrund des flächendeckenden Netzes von Wasseraufbereitungsanlagen in Deutschland können die Transportwege und -kosten zum Einsatzort gering gehalten werden. Beim Einsatz in gemeindeeigenen Wäldern kann der Kalk aus den eigenen Wasserwerken verwendet werden. Außerdem stammt ein Großteil des Wassers aus waldbeeinflussten Einzugsgebieten. Beim Einsatz von Enthärterkalk wird dem Waldboden das durch Bodenversauerung und Auswaschung entzogene Calcium zu einem gewissen Prozentsatz in einem Kreislauf wieder zugeführt (Abbildung 1.1).

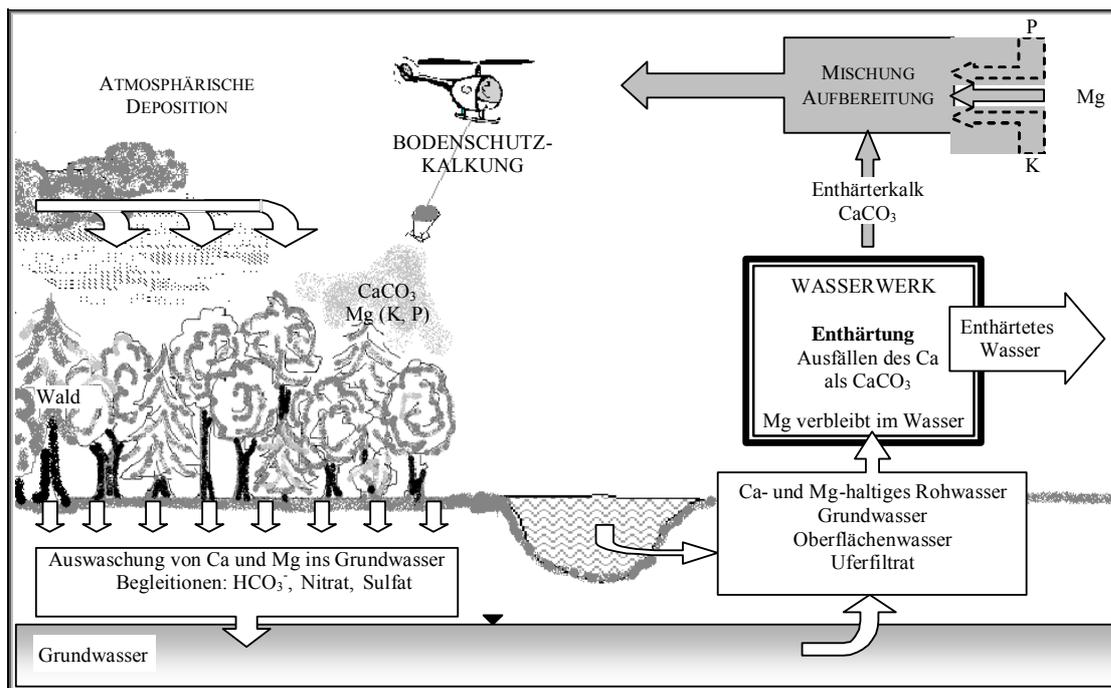


Abbildung 1.1: Entstehung und Einsatz von Enthärterkalken

Reaktorkorn Kalkkeim – RK

Reaktorkorn Kalkkeim (RK) fällt bei der Schnellentkarbonisierung zur Gewinnung von Brauchwasser für das BASF-Werk Ludwigshafen aus Grund- und Rheinwasser an. Zu Beginn des Aufbereitungsprozesses entstehende kleine Kalkkörnchen fungieren im weiteren Verlauf als Kristallisationskeime. Durch die festgelegte Prozesssteuerung ist das Korngrößenspektrum enger als beim Einsatz von Quarzsand und besser reproduzierbar. Das enthaltene Calcium liegt überwiegend in karbonatischer Bindung vor.

Reaktorkorn Quarzkeim ungebrochen und gebrochen – RQ/RQx

Reaktorkorn Quarzkeim (RQ) fällt bei der Schnellentkarbonisierung mit Einsatz von Quarzsand zur Gewinnung von Trinkwasser der Stadt Mainz aus dem Wasserwerk Eich an. Das Wasser wird aus Grundwassertiefbrunnen entnommen, die durch Uferfiltrat beeinflusst sein können. Das enthaltene Calcium liegt überwiegend in karbonatischer Bindung vor.

Neben der ungebrochenen Form (RQ) wird mittels Backenbrecher gebrochenes Reaktorkorn Quarzkeim verwendet (RQx). Ein Ausbringversuch mit einem terrestrischen Verblasegerät ergab ein Brechen der Körner und eine Erhöhung der Reaktivität bei RQ von 32 % auf 63-77 % (s. BIHL 2002, 2003). Obwohl es während des Verblasens auch bei RK durch Brechen der Körner zu einer Erhöhung der Reaktivität (62-79 %) kam, wurde wegen der mit 50 % bereits hohen Reaktivität des ungebrochenen Korns auf eine RKx-Variante verzichtet.

Enthärterschlamm - ES

Enthärterschlamm (ES) fällt bei der Langsamentkarbonisierung zur Gewinnung von Trinkwasser aus Grundwasser im Wasserwerk Rodalben an. Das enthaltene Calcium liegt hauptsächlich in karbonatischer Bindung vor mit einem geringen Anteil unverbrauchter Kalkmilch.

Der hohe Wassergehalt des ES macht ihn schwer händelbar. Vor dem Einsatz müssen Maßnahmen zur Trocknung ergriffen werden. Dies kann durch thermische oder mechanisch/physikalische Entwässerung (Erhitzen, Filterpressen, Trocknungsmittel) erreicht werden. Aufgrund des hohen Energieaufwandes zur Pressung und Erhitzung wurde dem Enthärterschlamm in diesem Projekt Bimsmehl oder Perlitstaub als Trocknungsmittel zugesetzt. Beide Materialien sind gute Wasserspeicher (siehe Bimsmehl und Perlitstaub, Kapitel 0) und enthalten als basische Gesteinsmehle Kalium in silikatischer Bindung.

Pfannenschlacke – PS

Pfannenschlacke (PS) fällt bei der Verhüttung unlegierten Stahls in der Dillinger Hütte aus den Verunreinigungen des Erzes und zugegebenem Sand an. Hochofenschlacken werden auch als Hüttenkalke bezeichnet. PS zeichnet sich durch seine relative Schwermetallfreiheit (besonders von Chrom und Nickel) aus. Das enthaltene Calcium und Magnesium liegt in oxidischer Bindung vor.

Magnesiumquellen

Um in Aufbau und Wirkung den praxisüblichen Dolomiten zu entsprechen, mussten die untersuchten potentiellen Puffersubstanzen aus mehreren verschiedenen Sekundärrohstoffen zusammengesetzt werden. So enthalten Enthärterkalke generell nur geringe Anteile von Magnesium, da dieses während der Aufbereitung als Hydrat in Lösung bleibt. Ein Mischungspartner ist dann Magnesit.

Magnesit, totgebrannt – M_m

Sogenannter totgebrannter Magnesit (M_m) ist Feinmaterial aus dem Recycling von Feuerfestmaterial (z.B. Hochofenverkleidungen) der Hüttenwerksrecyclinganlage Dünkirchen der Firma Minera. Das enthaltene Magnesium liegt in karbonatischer und oxidischer Bindung vor.

Magnesitstaub – M

Magnesitstaub (M) fällt als Feinmaterial bei der Gewinnung und Verarbeitung (Zerkleinern und Brennen) von Rohmagnesit an. Das verwendete Material stammt aus einem

Magnesitverarbeitenden Betrieb in China. Für den Transport wird der teilweise gebrannte Magnesitstaub zu Kuchen gepresst. Das Magnesium liegt in karbonatischer und oxidischer Bindung vor.

Magniphos – MP

Magniphos (MP) ist ein Abfallmaterial aus der Phosphorsäure- und Düngemittelherstellung der Firma Prayon-Rupel. Da neben Magnesium hohe Phosphoranteile enthalten sind, wird MP auch als Phosphorquelle eingesetzt. Das enthaltene Magnesium liegt in karbonatischer, sulfatischer und phosphatischer Bindung vor.

Kaliumquellen

Bimsmehl – BM

Bimsmehl (BM) fällt als Feinmaterial mit 30 % der Produktionsmenge beim Abbau und der Verarbeitung von Bimsstein in der Grube Neuwied der Firma Raab GmbH an. Das verwendete Material stammt von einer Halde aus den 40er Jahren des 20. Jahrhunderts. BM kann sein Eigengewicht an Wasser binden und wurde deshalb in diesem Projekt dem Enthärter Schlamm als Trocknungsmittel zugesetzt (Varianten ESMBM, ESMBM+TMA). Das enthaltene Kalium liegt in silikatischer Bindung vor.

Perlitstaub – P

Perlitstaub (P) fällt als Feinmaterial mit 3 % der Produktionsmenge bei der thermischen Expansion (Blähung) von Rohperlit bei 1100°C im Werk Dortmund der Deutsche Perlite GmbH an. Perlit ist ein vulkanisches Gestein, das in geblähtem Zustand hervorragende Dämm- und Saugfähigkeiten besitzt. P kann das Fünffache seines Eigengewichtes an Wasser aufnehmen und wurde deshalb in diesem Projekt dem Enthärter Schlamm als Trocknungsmittel zugesetzt (Varianten ESMP, ESMP+TMA). Das enthaltene Kalium liegt in silikatischer Bindung vor.

Mutterlauge – ML

Mutterlauge (ML) ist erschöpfte Stammlösung aus der Methioninherstellung in der Kosmetikbranche der Degussa-AG. Mutterlauge liegt flüssig vor und bedarf zur besseren Händlichkeit wie ES eines Aufnahmemittels. Das Kalium liegt in sulfatischer Bindung vor.

Phosphorquellen

Auch phosphorhaltige Sekundärrohstoffdünger gewinnen stetig an Bedeutung, da etwa 90 % der Primärphosphate zu Düngemitteln verarbeitet werden und die weltweiten Rohphosphatreserven Schätzungen zufolge noch etwa 50 bis 200 Jahre vorhalten [ROGASIK 2002].

Tiermehlasche – TMA

Tiermehl hat einen mit Braunkohle vergleichbaren Heizwert und kann in zirkulierenden Wirbelschichtöfen (ZWS-Öfen) als Primär- und Monobrennstoff eingesetzt werden. Auch nach dem Verbot des Verfütterns von Tiermehl durch das Verfütterungsverbotsgesetz (VerfVerbG 2001) nach dem gehäuften Auftreten von BSE-Fällen ist Tiermehlasche (TMA) der Verbrennungsrückstand von Tierkörpermehl aus Niedrig-Risiko-Material. Die bei den Untersuchungen zur Anwendung gekommene TMA stammt aus einem Monoverbrennungsversuch der SARIA Bio-Industries GmbH & Co in der ZWS-Anlage des Lippewerks der Firma Rethmann, Lünen. Die erhöhten Metallgehalte ergeben sich durch die

Zufütterung von ZnO_2 und $CuSO_4$ zur Wachstumsförderung in der Viehhaltung, Pansenmagnete und Messing-Ohrmarken [Dr. Kuhn, per Email]. Neben Phosphor enthält TMA nennenswerte Gehalte an Calcium und Kalium sowie etwas Magnesium in phosphatischer, sulfatischer, silikatischer und chloridischer Bindung. Tiermehlaschen sind durch die hochtemperaturige Verbrennung ($> 850^\circ C$) aus hygienischer Sicht unbedenklich [HONIKEL 2001]. Bei einem jährlichen Anfall von 634.000 t Tiermehl¹, einem Aschegehalt von ca. 20 % und einem durchschnittlichen Phosphatgehalt von 35 % P_2O_5 in der Asche werden 44.380 t Phosphat bereitgestellt .

Tabelle 1.2: Übersicht über die untersuchten Substanzen mit Herkunftsprozess, jährlich anfallender Menge im Herkunftsbetrieb und bisherige Verwendung soweit bekannt (Quelle: Informationsmaterial und mündliche Mitteilungen von Mitarbeitern der Betriebe).

	Herkunftsprozess	Verwendung/ Entsorgung	Menge
Calciumquellen			
Reaktorkorn	Trinkwasserenthärtung	Deponie,	3.000 t/a
Quarzkeim (RQ)		Klärschlammkonditionierung	
Reaktorkorn	Brauchwasserenthärtung	Eigenbedarf	7.000 t/a
Kalkkeim (RK)		Deponie, Kalk- und Zementwerke, z.T. Straßenbau	15.000-18.000 t/a
Enthärter Schlamm (ES)	Trinkwasserenthärtung	Deponie, Landwirtschaft	50 t/a
Pfannenschlacke (PS)	Stahlverhüttung	Deponie, Straßenbau, Düngemittel in der Landwirtschaft	30.000 t/a
Magnesiumquellen			
Totgebranntes Magnesit (M_m)	Feuerfestrecycling	Feuerfestindustrie	1.000 t/a
Magnesitstaub (M)	Rohmagnesitaufbereitung (Bau-/Feuerfestindustrie)	Landwirtschaft	
Magniphos (MP)	Düngemittelproduktion	Deponie	k.A.
		Einsatz in der Landwirtschaft	
		Landwirtschaft	k.A.
Kaliumquellen			
Bimsmehl (BM)	Bimssteinabbau und -aufbereitung (Bauindustrie)	Wiederverfüllung Gruben, Pflanzsubstrat, Kosmetikindustrie, Klärschlammkonditionierung	6.500 t/a (5-Tage-Woche)
Perlitstaub (P)	Perlitblähung (Dämmmaterialherstellung)	Etwas 50 % Deponie, Bauindustrie (konjunkturabhängig), Ziegelindustrie (Porosierung), Klär-/Problemschlammkonditionierung, Filtermaterial oder Schlackenbildner bei der Stahlverhüttung	3.100 m ³ /a
Mutterlauge (ML)	Kosmetikindustrie	Landwirtschaft	k.A.
Phosphorquellen			
Tiermehlasche (TMA)	Tiermehlmonoverbrennung z.Z. 42.000 t TM/a	Deponierung (falls Zuschläge) Düngemittel/ Futterzusatz	14.500 t/a (Maximalkapazität)
Magniphos (MP)	Maximalkapazität 72.000 t/a s. Magnesitquellen		

¹ Tier-, Fleischknochen- und Blutmehl, ohne Tierfett

1.1.2 Methoden der Untersuchungen

Die Arbeit ist in zwei Teile gegliedert (Tabelle 1.4). Tabelle 1.3 zeigt den Zeitplan der Versuche.

Tabelle 1.3: Übersicht über den Zeitraum der einzelnen Versuche. Löslichk. = Löslichkeitsversuch, Perkolation = Perkolationsversuch, K/W = Keim-/Wachstumsversuch.

2001					2002					2003					2004							
J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	
Screening																						
					Lysimeterversuch																	
										Freilandversuch												
															Löslichk.							
																		Perkolation				
																		K/W				

Ein Screening mittels Gefäß- oder Mitscherlichversuch diente zur Erschließung und Auswahl potentieller Nährstofflieferanten und Komponenten der Sekundärrohstoffmischungen. Neben der chemischen Analyse flossen bei der Bewertung auch nicht quantifizierbare Kriterien wie Geruch und Verhalten bei der Ausbringung mit ein. Die eigentlichen Untersuchungen der Sekundärrohstoffmischungen konzentrierten sich auf die zeitliche Veränderung der Bodenlösung unterschiedlicher Tiefenstufen und die Verbesserung der Pflanzenvitalität in Laborversuchen (Löslichkeitsversuch, Perkolationsversuch an ungestörten Bodenproben), Außenanlagen (Kleinsimeterversuch, Keim- und Wachstumsversuch) und im Freiland. Im Lysimeterversuch werden ökosystemnähere Bedingungen simuliert. Die Versuchsanordnung sollte Aufschluss über die Änderung der Zusammensetzung der Bodenlösung und die Wechselwirkungen der Mischungen mit Boden und Pflanze geben.

Von besonderem Interesse waren die Aufnahme von Nährelementen und Schadstoffen in die Pflanze sowie generell die Pflanzenverträglichkeit, außerdem das Gefährdungspotential durch Auswaschung von Nitrat in tiefer gelegene Bodenhorizonte.

Im Freilandversuch unterliegen die Mischungen der gesamten Komplexität des Ökosystems Wald mit Wetter und lebenden Organismen. Daraus sollten sich Hinweise beim Einsatz der Mischungen in der Praxis wie etwa die Reaktion der Bodenvegetation und das Gefährdungspotential für Nitratauswaschung in tiefere Bodenschichten und Grundwasser ableiten lassen.

Der Perkolationsversuch an ungestörten Bodenproben simuliert die Vorgänge im Boden nach Kalkung über einen Zeitraum von einem Jahr mit definierter Niederschlagsmenge und Säurefracht in einer Art Zeitrafferverfahren. Die Ergebnisse lassen sich laut HILDEBRAND (1991) gut auf Freilandbedingungen übertragen.

Die Aufgabemengen und Probenahmezeitpunkte im Löslichkeitsversuch wurden entsprechend dem Perkolationsversuch gewählt, um mögliche (Im-)Mobilisierungsprozesse damit vergleichen zu können.

Im Keim- und Wachstumsversuch sollten neben Hinweisen auf eine Beeinträchtigung der Keimung auch Rückschlüsse über den Anteil der Einzelbestandteile auf die Aufnahme bestimmter Elemente gezogen werden können.

Tabelle 1.4: Auflistung der Versuchsschritte

<p>Vorversuch</p> <p>Screening (Gefäß- bzw. Mitscherlichversuch)</p> <p>Screening der einzelnen (aufbereiteten) Substanzen Vorauswahl geeigneter Ca-, Mg-, K- und P-Quellen für die weiteren Versuche</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Aufbringung der Substanzen auf Ah-Material, Bewässerung mit Bestandesniederschlag ☿ Verhalten bei der Ausbringung und auf der Bodenoberfläche ☿ Analyse der Sickerwässer ☿ Pflanzenverträglichkeit über Kresseversuch
<p>Eignung der Sekundärrohstoffmischungen</p> <p>Lysimeterversuch</p> <p>Wechselwirkungen mit Boden und Pflanzen</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Untersuchung von Sekundärrohstoffmischungen ✦ Aufbringung der Substanzen auf (gestörtem) horizontiertem Bodenmaterial mit einem Bewuchs junger Buchen und Bewässerung ☿ Chemische Analyse der Sickerwässer unterschiedlicher Tiefenstufen ☿ Berechnung der Frachten, die das System verlassen ☿ Aufnahme von Pflanzenvitalitätskennwerten ☿ Chemische Analyse des Pflanzenmaterials <p>Freilandversuch</p> <p>Wirkungen und Verträglichkeit auf das Ökosystem Wald</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Untersuchung einer CaMg- und einer CaMgKP-Mischung ✦ Aufbringung der Substanzen im Wald ☿ Chemische Analyse der Sickerwässer unterschiedlicher Tiefenstufen ☿ Berechnung der Frachten, die das System verlassen (Belastung Hydrosphäre) ☿ Aufnahme der Bodenvegetation <p>Löslichkeitsversuch</p> <p>Freisetzungsdynamik/ Lösungsraten von Ca, Mg, K, P</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Untersuchung von Einzelsubstanzen und Mischungen ✦ Aufbringung der Substanzen auf Quarzsand und Bewässerung mit definierter Säurefracht ☿ Chemische Analyse der Sickerwässer ☿ Berechnung der Nachhaltigkeit des Pufferwirkung für die Mischungen <p>Perkolationsversuch hintereinandergeschalteter ungestörter Bodenproben</p> <p>Wechselwirkungen der Bodenlösung in den verschiedenen Horizonten</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Untersuchung von Mischungen ✦ Aufbringung der Substanzen auf ungestörte Bodenproben und Bewässerung mit definierter Säurefracht. ✦ Simulation eines Jahres im Zeitraffer ☿ Chemische Analyse der Sickerwässer <p>Keim- und Wachstumsversuch</p> <p>Ableitung der Einflüsse auf Naturverjüngung und die Pflanzenversorgung</p> <ul style="list-style-type: none"> ✦ Untersuchung von Einzelsubstanzen und Mischungen ✦ Aufbringung der Substanzen auf ein Quarzsandtorfgemisch unter kontrollierten Bedingungen (Keimschrank) und im Freien (Außenanlage) ☿ Aufnahme von Keimverhalten und Vitalitätskennwerten ☿ Chemische Analyse des Pflanzenmaterials

Screeningtests von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis

Vor den Gefäßversuchen wurden die in Frage kommenden Sekundärrohstoffe auf ihre Inhaltsstoffe analysiert. Die Analyse erfolgte nach den Vorschriften des VD-LUFA-Methodenhandbuchs für Düngekalkuntersuchungen. MgO wurde abweichend davon mit stärkerer Säurekonzentration ($c(\text{HCl}) \approx 6 \text{ mol/l}$) aufgeschlossen. Die Reaktivität wurde nach SAUERBECK-RIETZ pH 2,0 bestimmt.

An den Einzelsubstanzen wurden vom Institut Fresenius und der LUFA Speyer Wassergehalt, Glühverlust, Reaktivität nach SAUERBECK-RIETZ (pH 2,0) und die Gesamtgehalte an As, Al, Ba, Ca, Cd, Cl, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Nb, Ni, P, Pb, Rb, S, Si, Sr, Ti, Tl, V, Y, Zn, Zr und N bestimmt. Im bodenphysikalischen Labor der FAWF wurde darüber hinaus eine Korngrößenanalyse durchgeführt.

Die Pufferwirkung der Substanzen wurde über die Gesamtsumme basischer Kationen (potentielle Säureneutralisationskapazität $\text{SNK}_{\text{pot}} = \sum(\text{Ca}, \text{Mg}, \text{K})$ in $[\text{kmol IÄ t}^{-1} \text{ TG}]$) abgeschätzt und die Säureneutralisationsrate (SNR) über die Reaktivität nach SAUERBECK-RIETZ bei pH 2,0 berechnet. Die von den LANDESFORSTEN (1999) angegebenen Grenzwerte gelten in der Regel nur bei der Kalkausbringung in rheinland-pfälzischen Wäldern ohne Düngerzugaben (Tabelle 1.5). Bei der Bewertung und Auswahl der Mischungskomponenten dienen sie als Richtwerte.

Tabelle 1.5: Anforderungen an die Reaktivität und den Schwermetallgehalt von Puffersubstanzen (Trockengewicht) in Rheinland-Pfalz [LANDESFORSTEN 1999], die Werte in Klammern geben die Grenzwerte laut Düngemittelverordnung an [DüMV 2003].

	Reaktivität	As	Cd ¹	Cr(ges.)	Hg	Ni	Pb
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Grenzwert	> 10 %	20 (40)	0,7 (1,0)	240 (300)	0,5 (1,0)	10 (80)	200 (150)

Im Gefäßversuch wurden sieben Substanzen (RK, RQ, RQx*, MP, PS, TMA, BM) und zwei Mischungen (ESM_mBM, MLP) mit einer Aufbringmenge von 5 t ha⁻¹ getestet (Tabelle 1.6).

In Abbildung 1.2 sind die aus der chemischen Analyse der berechneten aufgebrauchten Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor dargestellt. Mit der Aufgabe von je 5 t Frischgewicht ha⁻¹ wurden bei den Calciumquellen mit Ausnahme der Enthärter Schlamm und RQx* ähnliche Calciummengen aufgebracht, die jedoch über DOL liegen. Die Magnesiummengen sind von DOL verschieden, sie betragen etwa die Hälfte (ESM_mBM) bzw. das Doppelte (MP). Mit TMA wurde fast genauso viel Calcium aufgegeben wie mit RQ und RK und etwa das Doppelte an Phosphor als mit MP.

Die einheitliche Aufbringmenge wurde trotz unterschiedlicher Nährstoffgehalte gewählt, da zu Versuchsbeginn noch keine chemischen Analysen vorlagen. Die Mischungen resultieren aus der bereits beschriebenen Notwendigkeit der Zugabe eines Trocknungsmittels bei ES (Wassergehalt 90 %) und ML (Wassergehalt 160 %) in Form von Bimsmehl oder Perlit. Als Vergleich diente eine unbehandelte Kontrolle (O) und der Referenzdolomit DOL.

¹ Kennzeichnungswert

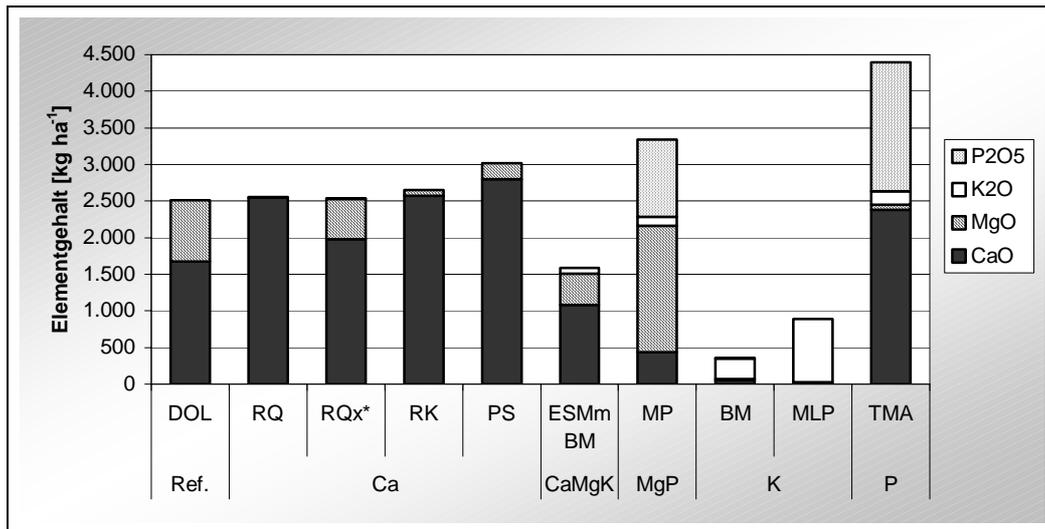


Abbildung 1.2: Im Gefäßversuch aufgebrauchte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar [kg ha⁻¹].

Tabelle 1.6: Aufstellung der im Gefäßversuch eingesetzten Varianten.

Variante	Elemente	Äquivalente Aufbringsmenge und Mischungsbestandteile (Gewichts-%)	
Kontrolle			
DOL	CaMg	5 t ha ⁻¹	
RK	Ca	5 t ha ⁻¹	
RQ	Ca	5 t ha ⁻¹	
RQx*	Ca	5 t ha ⁻¹	
PS	Ca	5 t ha ⁻¹	
MP	MgP(CaK)	5 t ha ⁻¹	
TMA	CaP(K)	5 t ha ⁻¹	
BM ⁽²⁾	K	5 t ha ⁻¹	
MLP	K	5 t ha ⁻¹	70 % ML + 30 % P
ESM _m BM	CaMgK	5 t ha ⁻¹	60 % ES ⁽¹⁾ + 30 % M _m + 10 % BM ⁽²⁾

⁽¹⁾ Wassergehalt ES 90 %, ⁽²⁾ Wassergehalt BM 1,25%

Der Gefäßversuch wurde von Juni 2001 bis Februar 2002 in einer Vegetationshalle der Agrarversuchstation der BASF in Limburgerhof durchgeführt. Die Halle konnte vollständig geöffnet werden und schloss sich bei Regenereignissen selbsttätig. Die Mitscherlichgefäße mittlerer Größe wurden mit getrocknetem und auf 2 mm gesiebt Ah-Material befüllt (Abbildung 1.3). Das Bodenmaterial wurde aus der späteren Freilandversuchsfläche „Hochspeyer“ entnommen. Die Verteilung der Varianten auf die Gefäße erfolgte durch Blockbildung und Randomisierung. Pro Variante wurden vier Gefäße beschickt, wöchentlich mit umgerechnet 1000 mm Bestandes-Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer beregnet und die gemischten Sickerwässer von zwei Wochen filtriert und bis zur Analyse in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Speyer bei +5°C im Kühlschrank gelagert. Die ESM_mBM-Variante wurde fünf Wochen nach Versuchsbeginn aufgebracht und entsprechend länger mit der O-Variante (O+) im Versuch belassen. Die zum Schutz vor Verdunstung abgedeckten Mitscherlichgefäße wurden auf einem Transportband regelmäßig umpositioniert.



Schematischer Aufbau der Mitscherlichgefäße

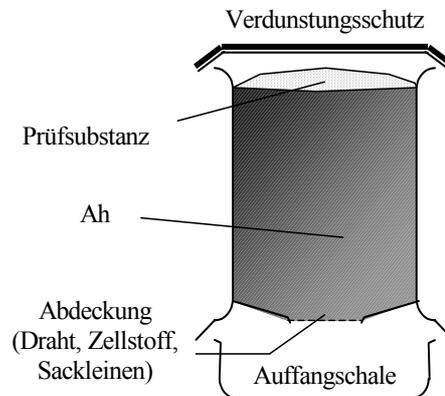


Abbildung 1.3: Gefäßversuch in Limburgerhof und Aufbau der Mitscherlichgefäße.

An den Sickerwasserproben wurden pH und Leitfähigkeit sowie in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC bestimmt. Der pH-Wert wurde elektrometrisch, die Leitfähigkeit konduktometrisch, die Elemente mittels ICP-OES, die Stickstoffformen photometrisch und der DOC-Gehalt nach katalytischer Verbrennung IR-spektrometrisch gemessen. Bei der Auswertung der Elementgehalte in den Lösungen wurden die nach der Sickerwassermenge gewichteten Werte verwendet.

Neben der chemischen Analyse der Substanzen und der Sickerwässer wurden während des Versuchs auftretende Beobachtungen aufgezeichnet, die einen möglichen Einsatz in der Forstwirtschaft beeinflussen können, z.B. Geruchsentwicklung oder Vermörtelung bei Kontakt mit Wasser sowie die Beeinträchtigung oder Hemmung von Moos- und Pilzbewuchs.

Im Verlauf des Versuchs wurde in den Gefäßen unterschiedlich starker Moosbewuchs festgestellt. Daraufhin wurde in einem Kresseversuch die Pflanzenverträglichkeit aller Varianten und Mischungsbestandteile in der jeweiligen Aufgabemenge getestet. Je acht Gramm Kressesamen wurde in kleinen Plastikschaalen auf Filterpapier und Substanz aufgebracht und über einen Zeitraum von 17 Tagen mit Leitungswasser bewässert. Aufgrund der wasserspeichernden Eigenschaften einiger Substanzen und dem unterschiedlichen Aufwuchs wurde nach Bedarf bewässert.

Nach Versuchsabschluss (= Welkebeginn der Kresse) wurden die Substanzen/Mischungen in drei Gruppen eingeteilt:

- Gruppe A Substanzen ohne negativen Einfluss auf die Keimung
- Gruppe B Substanzen mit Einschränkung der Keimung
- Gruppe C Substanzen mit Keimhemmung

Die Verträglichkeit der Substanzen gegenüber der Kresse ist lediglich als Schätzer bzw. Hinweis auf eine allgemeine (Un-)Verträglichkeit gegenüber Pflanzen zu verstehen. Die

Verträglichkeit für Waldpflanzen und Naturverjüngung wurde im Lysimeter- und im Keim- und Wachstumsversuch überprüft.

Untersuchte Sekundärrohstoffmischungen

Alle Sekundärrohstoffmischungen setzen sich mindestens aus einer Calcium- und einer Magnesiumquelle zusammen (CaMg-Mischung), einigen Mischungen wurde Kalium (CaMgK-Mischung) bzw. Kalium und Phosphor zugesetzt (CaMgKP-Mischung). Tabelle 1.7 gibt einen Überblick über die Sekundärrohstoffmischungen.

Folgende Komponenten wurden für die Sekundärrohstoffmischungen ausgewählt:

- | | |
|-----------------------|---|
| ◇ Calciumkomponente | RK, RQ, RQ _x , ES |
| ◇ Magnesiumkomponente | M |
| ◇ Kaliumkomponente | BM, P (fungieren zusätzlich als Trocknungsmittel) |
| ◇ Phosphorkomponente | TMA |

Aufgrund der Erhöhung der Reaktivität von RQ durch das Brechen der Körner wurde RQ_x als zusätzliche Calciumkomponente aufgenommen. Verwendet wurde unter Vermeidung von Verunreinigung erneut gebrochenes Reaktorkorn Quarzkeim mit einer Reaktivität von 54 %.

Der CaO- und MgO-Gehalt wurde durch die Wahl der Dolomit-Äquivalentmenge (5 bzw. 6 t ha⁻¹) bestimmt. Da im Lysimeterversuch 6t-DOL-Gehaltsäquivalente verwendet wurden, erhalten diese Mischungen zur besseren Unterscheidung den Index (6). Die Mengen an zugegebenem K₂O und P₂O₅ von jeweils 100 kg ha⁻¹ orientieren sich an praktischen Erfahrungen [KILIAN et al. 1994], die höhere Kaliummenge im Lysimeterversuch von 160 kg ha⁻¹ resultierte aus dem hohen Bedarf des Enthärtereschlammes an Trocknungsmittel.

Zur besseren Unterscheidung werden die potentiellen Sekundärrohstoffdünger und ihre Mischungen vereinfacht als Sekundärrohstoffvarianten bzw. -Mischungen bezeichnet.

Je nach Calciumquelle werden die Mischungen in Reaktorkornvarianten (RKM, RQ_xM, RQM) und Enthärtereschlammvarianten (ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA, ESMP+TMA) unterschieden.

Im Anhalt an die Jeweilige Sekundärrohstoffzugabe wird von Bimsmehlvarianten/-mischungen (ESMBM, ESMBM+TMA), Perlitvarianten/-mischungen (ESMP, ESMP+TMA) und Tiermehlvarianten/-mischungen (ESMBM+TMA, ESMP+TMA) gesprochen.

Lysimeterversuch

Im Lysimeterversuch wurden die vier Sekundärrohstoffmischungen RKM₍₆₎, RQ_xM₍₆₎, ESMBM₍₆₎ und ESMBM+TMA₍₆₎ auf je drei Lysimetern aufgebracht und von Mai 2002 bis Juni 2003 gegen die Kontrollvariante O getestet. Ein Lysimeter wurde mit DOL₍₆₎ beschickt. Die Verteilung der Varianten auf die Lysimeter erfolgte per Blockbildung und Randomisierung. In jeder Variante wurden etwa 2000 kg ha⁻¹ CaO und 750 kg ha⁻¹ MgO (DOL ca. 1000 kg ha⁻¹) ausgebracht, dies entspricht in etwa den Mengenäquivalenten von 6 t DOL ha⁻¹. Durch das als Trocknungsmittel zugegebene Bimsmehl enthalten die Enthärtereschlammvarianten zusätzlich 160 kg ha⁻¹ K₂O. Der ESMBM+TMA-Variante wurden 100 kg ha⁻¹ P₂O₅ über Tiermehlasche zugesetzt. In Abbildung 1.4 sind die aufgetragenen Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aufgetragen.

Tabelle 1.7: Übersicht der Varianten. Aufgeführt sind die geforderten Mengen an Ca, Mg, K und P, die jeweiligen Hauptnährstoffe, Aufbringmenge (Frischgewicht) und Bestandteile der Mischungen (Anteile in Gewichts-%). Jede Versuchsanordnung enthält zusätzlich eine Referenzvariante DOL (Ausnahme Freiland) und eine Kontrolle (O).

Lysimeter			
6 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: 2000 kg ha ⁻¹ CaO, 750 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 160 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM ₍₆₎	CaMg	5,1 t ha ⁻¹	79 % RK + 21 % M
RQxM ₍₆₎	CaMg	5,2 t ha ⁻¹	79 % RQx + 21 % M
ESMBM ₍₆₎	CaMgK	9,8 t ha ⁻¹	58 % ES ⁽¹⁾ + 11 % M + 31 % BM ⁽⁴⁾
ESMBM+TMA ₍₆₎	CaMgKP	10,1 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽¹⁾ + 11 % M + 30 % BM ⁽⁴⁾ + 3 % TMA
Freiland			
5 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: 1600 kg ha ⁻¹ CaO, 650 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 100 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM	CaMg	4,1 t ha ⁻¹	78 % RK + 22 % M
ESMBM+TMA	CaMgKP	6,9 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽²⁾ + 13 % M + 26 % BM ⁽⁴⁾ + 5 % TMA
Löslichkeit, Keimung/ Wachstum			
Die Einzelsubstanzen wurden entsprechend ihrem Mengenanteil in den Mischungen aufgebracht.			
RK	Ca	3,2 t ha ⁻¹	
RQ	Ca	3,4 t ha ⁻¹	
RQx	Ca	3,4 t ha ⁻¹	
ES ⁽³⁾	Ca	3,2 t ha ⁻¹	
M	Mg	0,9 t ha ⁻¹	
BM ⁽⁵⁾	K	2,0 t ha ⁻¹	
P	K	3,0 t ha ⁻¹	
TMA	P	0,3 t ha ⁻¹	
Löslichkeit, Keimung/ Wachstum, Perkolation			
5 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: ±1600 kg ha ⁻¹ CaO, ±650 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 100 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM	CaMg	4,1 t ha ⁻¹	78 % RK + 22 % M
RQM	CaMg	4,2 t ha ⁻¹	79 % RQ + 21 % M
RQxM	CaMg	4,2 t ha ⁻¹	79 % RQx + 21 % M
ESMBM	CaMgK	6,6 t ha ⁻¹	59 % ES ⁽²⁾ + 14 % M + 27 % BM ⁽⁴⁾
ESMP	CaMgK	7,1 t ha ⁻¹	50 % ES ⁽²⁾ + 12 % M + 38 % P
ESMBM+TMA	CaMgKP	6,9 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽²⁾ + 13 % M + 26 % BM ⁽⁴⁾ + 5 % TMA
ESMP+TMA	CaMgKP	7,4 t ha ⁻¹	48 % ES ⁽²⁾ + 11 % M + 37 % P + 4 % TMA

^{1, 2, 3} Wassergehalt ES: ⁽¹⁾ 90 %, ⁽²⁾ 83 %, ⁽³⁾ 21 %; ^{4, 5} Wassergehalt BM: ⁽⁴⁾ 1,25%, ⁽⁵⁾ 12,24 %

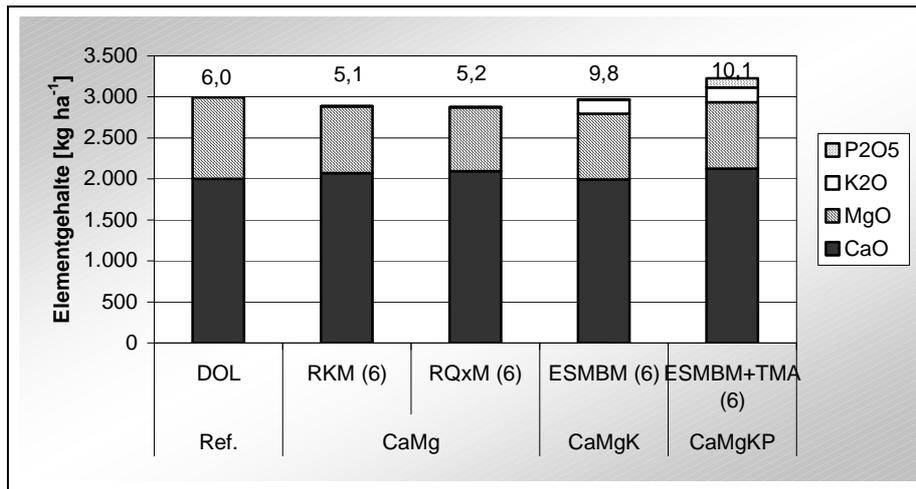


Abbildung 1.4: Im Lysimeterversuch aufgebrauchte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar [kg ha⁻¹] und Aufbringmengen bei 6 t ha⁻¹ DOL-Mengenäquivalente [t FG ha⁻¹].

Der Lysimeterversuch wurde in einer Kleinlysimeter-Außenanlage der Agrarversuchstation der BASF in Limburgerhof durchgeführt (Abbildung 1.5). Die 16 je 1 m³ großen in den Boden eingelassenen Betonlysimeter wurden mit Teichfolie ausgekleidet und auf einer 60 cm hohen Filterschicht aus Sand und Kies mit einem O_h/A_h/B_v-Profil (Horizontmächtigkeiten 2 cm, 10 cm und 25 cm) versehen. In einer Reihe befanden sich je vier Lysimeter. Das Bodenmaterial wurde aus der Freilandversuchsfläche „Hochspeyer“ entnommen und Glühverlust, pH in Wasser und CaCl₂, der C-N-Gehalt mittels Elementaranalyse und Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P und S aus einem Königswasser-Mikrowellendruckaufschluss bestimmt. Jedes Versuchslysimeter wurde im Oktober 2001 mit 16 dreijährigen Buchen (*Fagus sylvatica*) aus dem Forstpflanzgarten Elmstein bepflanzt. Zur Minimierung von Randeffekten wurden die angrenzenden, nicht im Versuch verwendeten Lysimeter ebenfalls mit Buchen bepflanzt. Die Beregnung erfolgte durch natürlichen Niederschlag, wobei wöchentlich die Differenz zu 1000 mm Jahresniederschlag berechnet und mit destilliertem Wasser ergänzt wurde. Zur Gewinnung von Bodenlösungen unterschiedlicher Tiefen wurden je zwei P80-Saugkerzenpaare in 10 cm und 20 cm Mineralbodentiefe (ohne O_h-Lage) eingesetzt, ein Unterdruck von etwa 0,5 bar angelegt und wöchentlich beprobt.

Die Mischproben von zwei Wochen wurden in der LUFA Speyer auf pH und Leitfähigkeit und die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC analysiert. Zur Auswertung der Elementgehalte wurden die niederschlagskorrigierten Werte verwendet, das heißt, die ungleichmäßige Verdünnung durch unterschiedliche Sickerwassermengen wurde herausgerechnet.

Die Berechnung des Wasserhaushalts erfolgte mit einer speziell auf den Lysimeterversuch angepassten und modifizierten Version des Mehrschicht-Wasserhaushaltsmodells SIMPEL. Aus den gemessenen Elementkonzentrationen und den berechneten Abflussdaten wurden die aus 20 cm Tiefe ausgetragenen Frachten für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor sowie Säuren, Aluminium, Nitrat und Sulfat berechnet.

Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2003, Tabelle 1.8) werden in dieser Arbeit als Richtwert zur Abschätzung des Belastungsrisikos des Grundwassers mit Stickstoff, Aluminium und Schwermetallen eingesetzt. Aus der Sickerwasserzusammensetzung im

Oberboden lässt sich noch keine Gefährdung ableiten, dies ist näherungsweise erst unterhalb des durchwurzelten Bodens möglich.

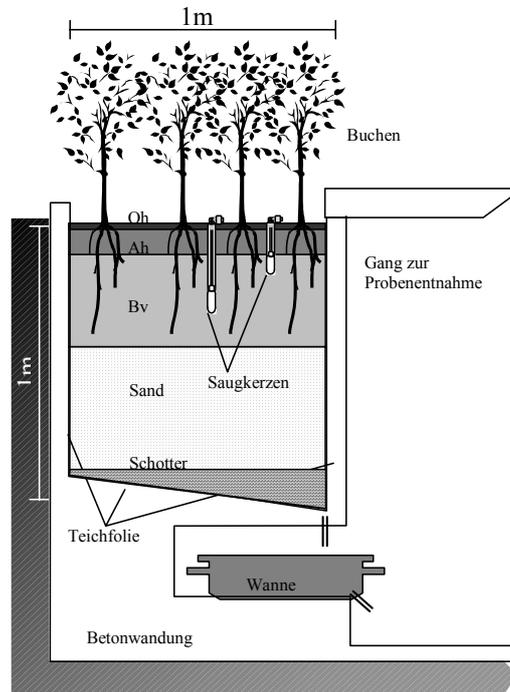


Abbildung 1.5: Kleinlysimeteranlage des Lysimeterversuchs in Limburgerhof.

Tabelle 1.8: Grenzwerte für chemische Stoffe im Trinkwasser [TrinkwV 2003]

Al [mg/l]	0,2	Ca [mg/l]	400
Fe [mg/l]	0,2	K [mg/l]	1 (geogen bis 50)
Mn [mg/l]	0,05	Mg [mg/l]	50 (geogen bis 120)
As [mg/l]	0,01	Na [mg/l]	150
Pb [mg/l]	0,025	Nitrat [mg/l]	50 (11,3 mg/l NO ₃ -N)
Cd [mg/l]	0,005	Ammonium [mg/l]	0,5 (geogen bis 30)
Cr [mg/l]	0,05	Phosphat [mg/l]	6,7
Ni [mg/l]	0,02	Sulfat [mg/l]	240 (geogen bis 500)

Während der zwei Vegetationsperioden wurden in vierwöchigem Abstand die Wuchshöhen der Buchen aufgenommen und die Varianten fotografiert. Zu Beginn jeder Vegetationsperiode wurde der Zuwachs auf Null gesetzt. In die Bewertung wurden nur ausgetriebene und unverbissene Buchen aufgenommen.

Im Juni 2003 erfolgte die Ernte, nicht angewachsene (tote) Buchen wurden verworfen. Vor der chemischen Analyse wurden für jedes Lysimeter das 100-Blatt-Gewicht, die Blattfläche mittels Blattflächenscanner und das Gesamtrockengewicht von Laub, Stamm und Wurzeln ermittelt. Der Kohlenstoffgehalt wurde von der LUFA Speyer nach katalytischer Verbrennung IR-spektrometrisch, Stickstoff über die Wärmeleitfähigkeit und Ca, Fe, K, Mg, Mn, Fe und P nach Salpetersäuredruckaufschluss mittels ICP-OES ermittelt.

Die zum Teil im Lysimeterversuch festgestellten hohen Versauerungsparameter und Nitratverlagerungen und die Unterschiede zum Perkulations- und Freilandversuch lassen sich durch mehrere Prozesse begründen, die sich gegenseitig beeinflussen können:

⇒ Gestörtes Bodenmaterial

Das im Lysimeterversuch verwendete Bodenmaterial liegt nicht in seinem ursprünglichen Aufbau vor, sondern wurde bei Ausbau, Transport und Einbau mehrfach umgelagert. In einer Versuchsanordnung mit gestörten Bodenproben fehlen anfänglich durchgängige Poren. Bis zur Ausbildung solcher bevorzugter Fließwege können Austauschvorgänge zwischen Perkulationswasser und noch nicht verarmten (neugeschaffenen) Aggregatoberflächen ablaufen. HILDEBRAND (1991) fand eine selektive Verarmung der Aggregatoberflächen an basischen Kationen in Makroporen, die in natürlich gelagerten Böden als Quellen und Senken in Interaktion mit der Bodenlösung stehen, während homogenisierte Proben höhere „spontane“ Freisetzungsraten von Kalium, Magnesium, Calcium, Mangan und Aluminium ergaben. Die durchgehend höheren Elementgehalte im Bodenwasser der ersten im Vergleich zur zweiten Vegetationsperiode können zum Teil hierdurch erklärt werden. In der ersten Vegetationsperiode wurde durch Regenwurmaktivität und Wurzelwachstum die Anfänge eines Wurzelsystems neu geschaffen.

⇒ Freiliegende Bodenoberfläche

In der ersten Vegetationsperiode lag die Oberfläche der Lysimeter frei, da die Jungbuchen nur eine geringe Beschattung boten. Der Verlust an organischer Substanz konnte visuell durch eine Aufhellung und Abnahme der Horizontmächtigkeit beobachtet werden. Mit dem Humusabbau gehen die Mobilisierung von Schwermetallen einher wie z.B. Blei, das durch Fulvosäuren komplexiert verlagert werden kann. Durch die Mineralisierung organisch gebundenen Stickstoffs und Schwefel zu Nitrat und Sulfat wird die Kationenverlagerung verstärkt [HILDEBRAND 1991]. BARTSCH et al. (1999) berichten ebenfalls von erhöhten Verlagerungen von Stickstoff, basischen Kationen und Schwermetallen nach Bestandesauflichtung. Die von ihnen nach Kalkung gefundenen niedrigeren Nitratverluste auf gekalkten Flächen hängen mit der Speicherung in der üppigeren Bodenvegetation zusammen, die in diesem Versuch fehlt. Lediglich die von VOR (1999) beobachtete mikrobielle Immobilisierung nach Kalkung könnte das im Vergleich zu den übrigen Sekundärrohstoffen gegenläufige Verhalten der $RKM_{(6)}$ -Variante erklären, welches dem Referenzdolomit ähnelt. $RKM_{(6)}$ mit den höchsten Pflanzenkennwerten und BFI liegt bei den Elementverlagerungen (Kationen und Anionen) durchgehend unter den übrigen Sekundärrohstoffmischungen, während die Enthärterschlammsvarianten in dieser Hinsicht schlechter abschneiden. Die Anregung der biologischen Aktivität und Mineralisierung durch pH-Anhebung im Oberboden nach der Aufgabe von Kalk/Dolomit ist bekannt und ein erklärtes Ziel, ebenso bekannt sind allerdings extreme Initialeffekte in gestörten Systemen.

⇒ Höhere Aufgabemenge (6t-DOL-Äquivalente)

Der Input an basischer Substanz liegt im Lysimeterversuch um 1/6 höher als in den beiden anderen Versuchen. Die Wirkungen von Substanzen ändern sind nicht proportional zur aufgebrauchten Menge, ein höherer Input kann negative Effekte wie überschießende Nitrifizierung verstärken [DEROME und PÄTILÄ 1989].

Allgemein verstärkt die Zugabe der basischen Substanzen und Nährstoffe die genannten Erscheinungen. Die hohen Nährstoffausträge in der ersten gegenüber der zweiten Vegetationsperiode und der sichtbare Humusabbau bestätigen sie ebenfalls. Die

Ergebnisse der Sickerwasseranalysen des Lysimeterversuchs wurden bei der Diskussion deshalb weniger stark gewichtet als die Ergebnisse der ungestörten Versuchsanordnungen

Freilandversuch

Standort

Die Standortbeschreibung der FAWF-eigenen Kompensationsversuchsfläche in Hochspeyer wurde SCHÜLER (1992) entnommen. Die Versuchsfläche befindet sich im Wuchsbezirk Nördlicher Pfälzerwald (TK 1:25.000 Blatt 6513 SO Hochspeyer) mit einem 76-jährigen Buchen-Kiefern-mischbestand (2001, *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris* mit Beimischung *Pinus strobus*) auf einer mäßig frischen, meso- bis oligotrophen Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in kolliner Stufe mit einem rohhumusartigen Moder als Humusform, einem Jahresniederschlag von 675-750 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 14,5°C. Sie liegt in 390-400 m Höhe am Oberhang (2-3° Neigung) mit einer Süd-Exposition. Die Bodenreaktion ist sehr stark sauer (pH(CaCl₂) 3,42-3,98) und der Boden über alle Horizonte im Al-Fe-Pufferbereich und basenarm (Ausnahme mittelbasischer B_v-Horizont (BS3)). Der atmosphärische Säureeintrag ist rückläufig und betrug 2001 1,18 kmol_{eq} ha⁻¹ (1994 noch 2,35 kmol_{eq} ha⁻¹) [SCHÜLER, mdl. Mitt.]. Der Standort Hochspeyer ist noch nicht stickstoffgesättigt [SCHÜLER 1997].

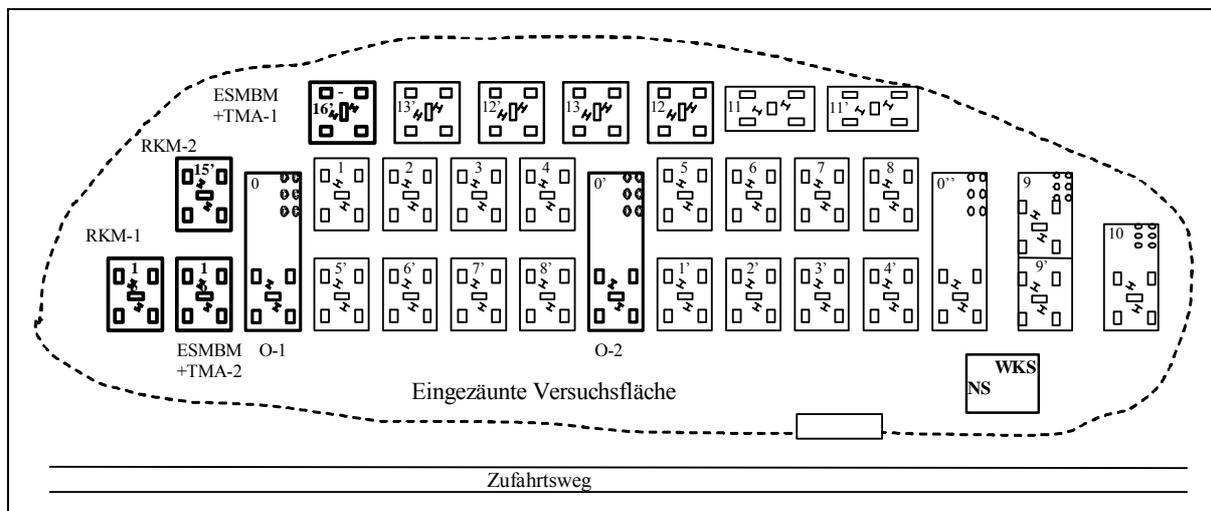


Abbildung 1.6: Lageplan der Parzellen des Freilandversuchs in der Kompensationsversuchsfläche Hochspeyer.

Varianten und Vorgehen

Untersucht wurden zwei Sekundärrohstoffmischungen (RKM, ESMBM+TMA) in einfacher Wiederholung. Die Mischungen enthalten je 1600 kg ha⁻¹ CaO und 650 kg ha⁻¹ MgO, dies entspricht 5 t DOL-Äquivalenten ha⁻¹. Der ESMBM+TMA-Variante wurden zusätzlich je 100 kg ha⁻¹ K₂O und P₂O₅ aus Bimsmehl und Tiermehlasche zugesetzt.

Zur Gewinnung von Bodenlösung unterschiedlicher Tiefen wurden im Herbst bis Winter 2002/2003 auf den vier neu angelegten 0,1 ha großen Parzellen je fünf Streulysimeter unterhalb der Auflage sowie je zwei P80-Saugkerzenpaare in 10 cm und 60 cm

Mineralbodentiefe installiert. RKM und ESMBM+TMA wurden in einer semimobilen Mischanlage gemischt und im Mai 2003 auf je zwei Parzellen in der Langzeitkompensationsversuchsfläche Hochspeyer per Hand ausgebracht und bis Ende März 2004 gegen eine unbehandelte Kontrolle (O) getestet. Im April 2004 wurden die Sekundärrohstoffvarianten in das Langzeituntersuchungsprogramm der FAWF zur Kompensation von Säureinträgen aufgenommen.

Die Bodenlösungen wurden in zweiwöchiger Auflösung in der LUFA Speyer auf pH, Leitfähigkeit, Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC analysiert. Bei der Auswertung der Elementgehalte wurden die niederschlagskorrigierten Werte verwendet.

Wie im Lysimeterversuch erfolgte die Berechnung des Wasserhaushalts mit einer auf die Versuchsverhältnisse in Hochspeyer angepassten Version des Mehrschicht-Wasserhaushaltmodells SIMPEL. Aus den gemessenen Elementkonzentrationen und berechneten Abflussdaten wurden die aus 60 cm ausgetragenen Frachten für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor sowie Säuren, Aluminium, Nitrat und Sulfat ermittelt.

Vegetationskundliche Aufnahme

Im Sommer und Herbst 2003 wurden die Parzellen vegetationskundlich nach BRAUN-BLANQUET aufgenommen (s. MATTERN 2004). An je fünf Untersuchungspunkten pro Parzelle wurden Artenzahl und Deckungsgrad der gesamt vorkommenden bzw. kalkungsgeförderten Arten unterteilt in höhere Pflanzen (Krautschicht und Naturverjüngungen), Moose und Pilze aufgenommen und für die höheren Pflanzen und Moose die ELLENBERG-Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F), Bodenreaktion (R) und Stickstoffangebot (N) ausgewertet. Unter dem Begriff „kalkungsgefördert“ werden bereits vorhandene Arten, die durch Kalkung gefördert werden und nach Kalkung neu auftretende Arten zusammengefasst, die Einteilung folgt MATTERN (1996). Mitte Juli wurden die höheren Pflanzen (mit und ohne Jungbäumen) auf 4 m²-Zellen, die Moose Ende September bis Anfang Oktober auf 1 m²-Zellen und die Pilze in vier Durchgängen von Ende September bis Anfang November auf 16 m²-Zellen aufgenommen. Die Pilzgruppe wurde zusätzlich in Mykorrhiza-Pilze, Moos-Mykorrhizapilze, Streusaprophyten und Holz-/Zapfensaprophyten unterteilt. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Test und der Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$.

Besonderheit

Durch die tiefreichende Trockenheit im Versuchszeitraum konnte bei den Bodenlösungen keine durchgehende Zeitreihe aufrechterhalten werden. Gerade unterhalb der Streu und im Oberboden kam es bei den wenigen Niederschlagsereignissen möglicherweise zu Aufkonzentrationen.

Trockenheit und hohe Temperaturen beeinträchtigten auch die Bodenvegetation. In den Sekundärrohstoffparzellen kamen mechanische Schädigungen und Kontaktschäden durch die Ausbringung und eine zusätzliche Belastung durch die zeitweise hoch konzentrierte Bodenlösung (pH bis 9) hinzu. Unter diesen Umständen war die Trennung zwischen kalkungsbedingten und den genannten „äußeren“ Einflüssen auf die Bodenvegetation schwierig.

Löslichkeitsversuch

Untersucht wurden sieben Sekundärrohstoffmischungen (RKM, RQM, RQxM, ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA und ESMP+TMA, sowie DOL) und ihre Einzelkomponenten entsprechend ihres Mengenanteils in den Mischungen. Die Reaktorkornvarianten enthalten etwa $1600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CaO}$ und $650 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgO}$. ESMBM und ESMP enthalten $1400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CaO}$, $650 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgO}$ und zusätzlich $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ aus Bimsmehl bzw. Perlit. ESMBM+TMA und ESMP+TMA enthalten $1550 \text{ kg ha}^{-1} \text{ CaO}$, $650 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgO}$, $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ und $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ aus der Tiermehlasche. In Abbildung 1.7 sind die mit den Mischungen aufgebrauchten Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aufgetragen.

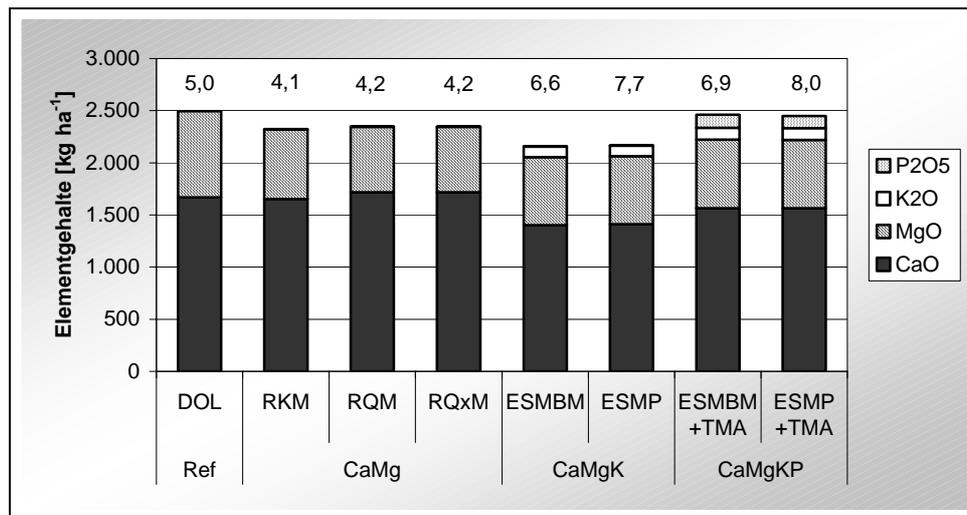


Abbildung 1.7: Im Löslichkeits-, Perkolations- und Keim-/Wachstumsversuch mit den Mischungen aufgebrauchte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar [kg ha^{-1}] und Aufbringmengen [t FG ha^{-1}] bei 5 t ha^{-1} DOL-Mengenäqui-valenten (Frischgewicht).

Der Löslichkeitsversuch wurde im bodenphysikalischen Labor der FAWF durchgeführt. Die Sekundärrohstoffmischungen wurden mit zweifacher Wiederholung auf gewaschenen Quarzsand (Filtrationsapparaturen) aufgebracht und über einen Zeitraum von zwei Wochen mit 700 mm Niederschlag mit einer definierten Säurefracht von $1,26 \text{ kmol}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$ beregnet (eingestellt mit $0,00018 \text{ N H}_2\text{SO}_4$). Dies entspricht in etwa Säurefracht und mittlerem Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer. Als Kontrolle wurden bei jedem Lauf drei Filtrationsapparaturen ohne Behandlung mit analysiert.

Die Sickerwasserproben nach 1, 2, 4, 7, 10 und 14 Tagen (entspricht 50, 100, 200, 350, 500 und 700 mm) wurden auf pH und Leitfähigkeit und in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{SO}_4\text{-S}$ analysiert. Der Versuch wurde von Ende Juli bis Ende September 2003 in drei Läufen durchgeführt.

Die Lösungsraten der Substanzen werden durch den fehlenden Kontakt mit dem (sauren) Bodenkörper allerdings unterschätzt. Besonders beim Aufbringen silikatischer Substanzen ist die Verweildauer der Bewässerungslösung an der Substanz zu gering, um eine messbare Freisetzung basischer Kationen durch Pufferprozesse zu erreichen.

Perkulationsuntersuchungen ungestörter Bodenproben

Der Perkulationsversuch wurde von August bis November 2003 in drei Läufen im bodenphysikalischen Labor der FAWF durchgeführt. Die Perkolation der ungestörten Bodenproben erfolgte nach der Methodik von HILDEBRAND (1991) an Auflagehumus-Oberboden (Auflage,Ah) und Mineralboden (Bv). Die Bodenproben wurden mit 250 cm³-Stechzylindern auf der Kompensationsversuchsfläche Hochspeyer entnommen und bei 15°C in die geschlossene Perkulationsapparatur eingesetzt (siehe Abbildung 1.8).

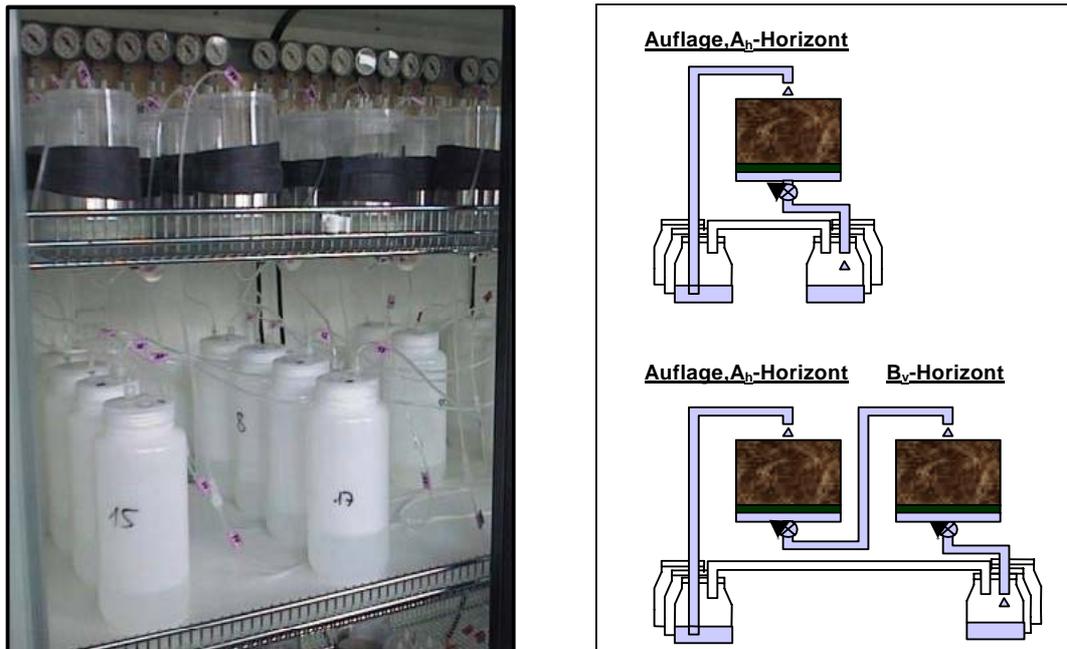


Abbildung 1.8: Aufbau und Profilschaltung der Perkulationsapparatur

Die Aufbringung, Beregnung und Beprobung der sieben Sekundärrohstoffmischungen RKM, RQM, RQxM, ESMBM, ESMBM+TMA, ESMP und ESMP+TMA, sowie der Referenz DOL und einer unbehandelten Kontrolle (O) erfolgte analog zum Löslichkeitsversuch pro Variante in zweifacher Wiederholung. Der über eine Peristaltikpumpe (Förderleistung 0,25 ml min⁻¹) am Membranfilter an der Stechzylinderunterseite erzeugte Unterdruck induziert in der Probe einen ungesättigten Fluss, während die gleichmäßige Förderung des Perkulationswassers durch das in Sammel- und Vorratsflasche verdrängte Luftvolumen sichergestellt wird. Innerhalb von 14 Tagen wurde ein Zeitraum von einem Jahr mit einem Jahresniederschlag von 700 mm und einer definierten Säurefracht von 1,26 kmol IÄ ha⁻¹ (eingestellt mit 0,00018 N H₂SO₄) simuliert. Dies entspricht in etwa der Säurefracht und dem mittlerem Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer.

Die Probenahme erfolgte nach 50, 100, 200, 350, 500 und 700 mm. Die Perkulationslösungen aus Einzelschaltung (Auflage,Ah) und Profilschaltung (Hintereinanderschaltung Auflage,Ah - Bv) wurden auf pH und Leitfähigkeit und in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC analysiert. Um ein von der Horizontmächtigkeit unabhängiges Maß der Intensität der Wechselwirkungen des Porenwassers mit der Bodenfestphase zu erhalten, wurden die Konzentrationen auf durchflossene Porenvolumina PV umgerechnet. Das

Porenvolumen wurde zuvor im bodenphysikalischen Labor der FAWF an getrocknetem und gesiebttem Bodenmaterial über die Trockenraumdichte und das spezifische Gewicht ermittelt. Nach HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (2000) lassen sich bei den Perkolationsversuchen an ungestörten Bodenproben aus den Nettoausträgen von Elementen unterhalb der Auflage theoretische Lösungsraten und Wirkungsdauern von Düngemitteln und Kalken und damit die Zeit bis zur vollständigen Auflösung anhand von Reaktionen 0. oder 1. Ordnung unter der Annahme berechnen, dass sich nach einem Jahr bereits ein *steady-state*-Zustand mit einer konstanten Freisetzungsrate eingestellt hat. Die Perkolation ungestörter Bodenproben ermöglicht durch die Erhaltung der Fließwege im Makroporensystem eine realistische Einschätzung der Austauschprozesse im Freiland und die Lokalisation von Quellen und Senken von Bestandteilen der Bodenlösung [HILDEBRAND 1991]. Die Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse konnte in dieser Arbeit größtenteils bestätigt werden. Durch die Ausschaltung saisonaler Einflüsse werden jedoch zum Beispiel die Freisetzung von Nitrat sowie weitere Mineralisationserscheinungen unterschätzt. Ebenso fehlt die Interaktion mit der aktiven Rhizosphäre. Da in der vorliegenden Arbeit Auflage und Ah zu einem Kompartiment zusammengefasst wurden, lässt sich hier die Elementkonzentration durch Austauschvorgänge im Ah-Horizont nicht mehr mit der Freisetzung aus den Sekundärrohstoffgemischen gleichsetzen. Im Freilandversuch werden zwar Sickerwässer unterhalb der Streu abgefangen und chemisch analysiert, jedoch kann im Hinblick auf natürliche jahreszeitliche Einflüsse die Einstellung eines *steady-state* nicht angenommen werden. Hinzu kommen die Elementaufnahme der Wurzeln und die extremen Witterungsbedingungen im Versuchszeitraum, die zu starken Aufkonzentrationen von Calcium, Magnesium und Kalium führten.

Berechnet wurde deshalb die potentielle Pufferdauer der Mischungen anhand der CaCO_3 -Äquivalente bei der Annahme unterschiedlich hoher Säureeinträge. Als Säureeintrag wurde der deutschlandweit gemittelte durchschnittliche Eintrag von $1,6 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$, der deutschlandweit gemittelte maximale Eintrag von $2,6 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$ (Belastung bei vollständiger Nitrifizierung des eingetragenen Ammoniums) und der aktuelle Säureeintrag der Kompensationsfläche Hochspeyer von $1,26 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$ eingesetzt.

Keim- und Wachstumsversuche

Der Keimversuch wurde im Labor, der Wachstumsversuch auf dem Gelände der FAWF durchgeführt (Abbildung 1.9).

Die verwendeten tiefgefrorenen Bucheckern (Ernte 2002) wurden nach zweieinhalbwöchiger Vorkeimung bei 6°C pikiert und die Sekundärrohstoffmischungen RKM, RQM, RQxM, ESMBM, ESMBM+TMA, ESMP und ESMP+TMA sowie DOL und die Einzelsubstanzen RK, RQ, RQx, ES, M, BM, P, TMA entsprechend den Mengen im Löslichkeitsversuch in zweifacher Wiederholung auf ein Quarzsand-Torf-Gemisch (30 : 70 Volumen-%) aufgebracht und gegen eine unbehandelte Kontrolle getestet. Ein nach ISTA-Vorschriften¹ durchgeführter Tetrazoliumtest ergab eine Keimfähigkeit des Saatgutes von 66 %. Am Quarzsand-Torf-Gemisch wurden vom Institut Meyer-Spasche Glühverlust, pH in Wasser und CaCl_2 , der C-N-Gehalt mittels Elementaranalyse, sowie Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P und S über Königswasser-Mikrowellendruckaufschluss bestimmt.

¹ Internationale Vereinigung für Saatgutprüfung



Abbildung 1.9: Keimschrank- und Außenanlage des Keim- und Wachstumsversuchs.

Keimversuch

Der Keimversuch wurde von Juni bis Juli 2003 in einem Keimschrank mit Tag-Nacht-Programm (14 h hell bei 20°C, 10 h dunkel bei 15°C) durchgeführt. Pro Versuchsgefäß wurden 15 Bucheckern eingesetzt und über einen Zeitraum von vier Wochen die Zahl gekeimter Bucheckern und Keimlinge im Primärblattstadium bestimmt.

Wachstumsversuch

Der Wachstumsversuch wurde von Mitte Juni bis Ende August in einer Außenanlage unter einem Sonnennetz durchgeführt. Pro Versuchsgefäß wurden 25 Bucheckern pikiert und die Zahl aufgelaufener Bucheckern und Pflanzen im Primärblattstadium sowie die Endwuchshöhe bestimmt. Nach der Ernte wurden die Blattflächen sowie die Blatt-, Holz- und Wurzelgewichte ermittelt und von der LUFA Speyer die Gehalte des Laub-, Holz- und Wurzelmaterials an Ca, Fe, K, Mg, Mn, Fe, P, C und N bestimmt.

1.1.3 Wasserhaushaltsmodell

Das hier verwendete Wasserhaushaltsmodell SIMPEL (Version 1) ist ein einfaches, in Excel realisiertes, benutzerfreundliches Programm, das als Mehrschichtmodell mit Wurzelverteilung zur Speichermodellierung von Bodenwasserhaushalten zur Berechnung von Stofffrachten entwickelt wurde [HÖRMANN 1997, HÖRMANN et al. 2003, <http://www.hydrology.uni-kiel.de:9673/Hydrology/Members/schorsch/Simpel>]. Die Verdunstungsberechnung erfolgt nach HAUDE. Als Eingabeparameter werden benötigt: Klimadaten (Temperatur und relative Feuchte sowie Gesamtniederschlag in täglicher Auflösung), Bestandesdaten (Bestockung, Blattflächenindex, Vegetationsperiode, Wurzeltiefe und Verteilung) und bodenphysikalische Kennwerte (Horizontmächtigkeit, nutzbare Feldkapazität, Verdunstungslimit, permanenter Welkepunkt).

Da die Entnahme von Bodenlösung im Lysimeterversuch neben Evapo(transpi)ration und Interzeption im Hinblick auf die geringe Oberfläche eine nicht zu vernachlässigende Senke des Bodenwassers darstellte, wurde der Speichervorrat unter der Annahme eines linearen täglichen Entzugs durch die Saugkerzen um die entsprechenden Beträge in 10 cm und 20 cm Mineralbodentiefe erniedrigt.

1.2 Ergebnisse

1.2.1 Erschließung von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis

Tabelle 1.9 zeigt die Analysenergebnisse der Substanzen. Die Reaktivität der Sekundärrohstoffe nimmt in der Reihe ES>PS>RK>RQ_x>RQ(>DOL) ab. Da als Ursache der unterschiedlichen Reaktivitäten der beiden Reaktorkornherkünfte (RK 50 %, RQ 32 %) neben der Korngröße ein Zusammenhang mit dem kristallinen Aufbau vermutet wurde, wurden ungebrochene und gebrochene Körner unter einem Mikroskop betrachtet. Abbildung 1.10 zeigt jeweils die ganzen Körner sowie Bruchflächen. Bei RQ ist kein spezieller Aufbau zu erkennen. Das Calciumkarbonat umhüllt als kompakte amorphe Masse den Quarzkern, die Oberfläche ist glatt und geschlossen. Bei RK wird der Kalk schalenförmig – ähnlich den Blättern eines Kohlkopfes – um den Keim abgelagert.

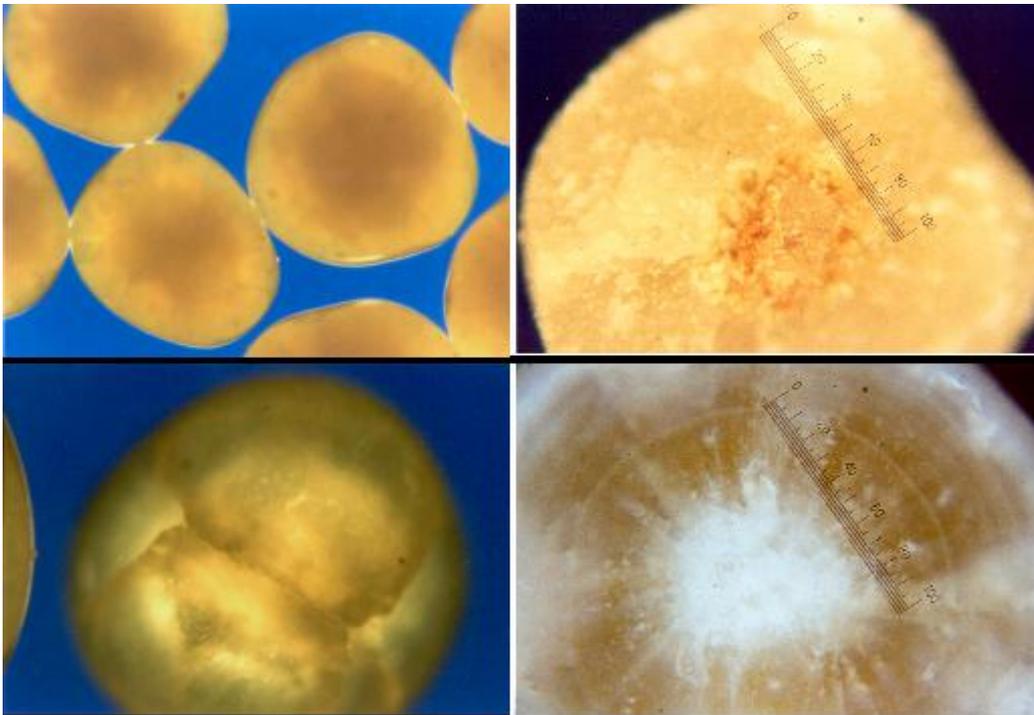


Abbildung 1.10: Oben: Reaktorkorn Quarzkeim, Ganzes Korn (links) und Bruchfläche (rechts). Unten: Reaktorkorn Kalkkeim: Ganzes Korn (links) und Bruchfläche (rechts).

In Abbildung 1.11 sind die unterschiedlichen Korngrößen der Substanzen *dargestellt*. P konnte nicht dispergiert werden, während ES eine zu rasche und MP sowie TMA fehlende Sedimentation der Festsubstanz zeigten.

Die Korngrößen der Reaktorkornherkünfte liegen hauptsächlich in der Sandfraktion, wobei RQ zu 90 % Grobsand, RK zu 80 % Mittelsand zuzurechnen ist. Durch Brechen des RQ erhöht sich der Feinanteil mit 10 % (Grob-)Schluff, 20 % Fein- und rund 40 % Mittelsand. PS hat von allen Calciumquellen die geringsten Korngrößen, rund zwei Drittel liegen in der Feinsand- und Mittelschlufffraktion. M_m liegt zu 75 % als Schluff (hauptsächlich Mittelschluff) vor. Das gleiche gilt für BM.

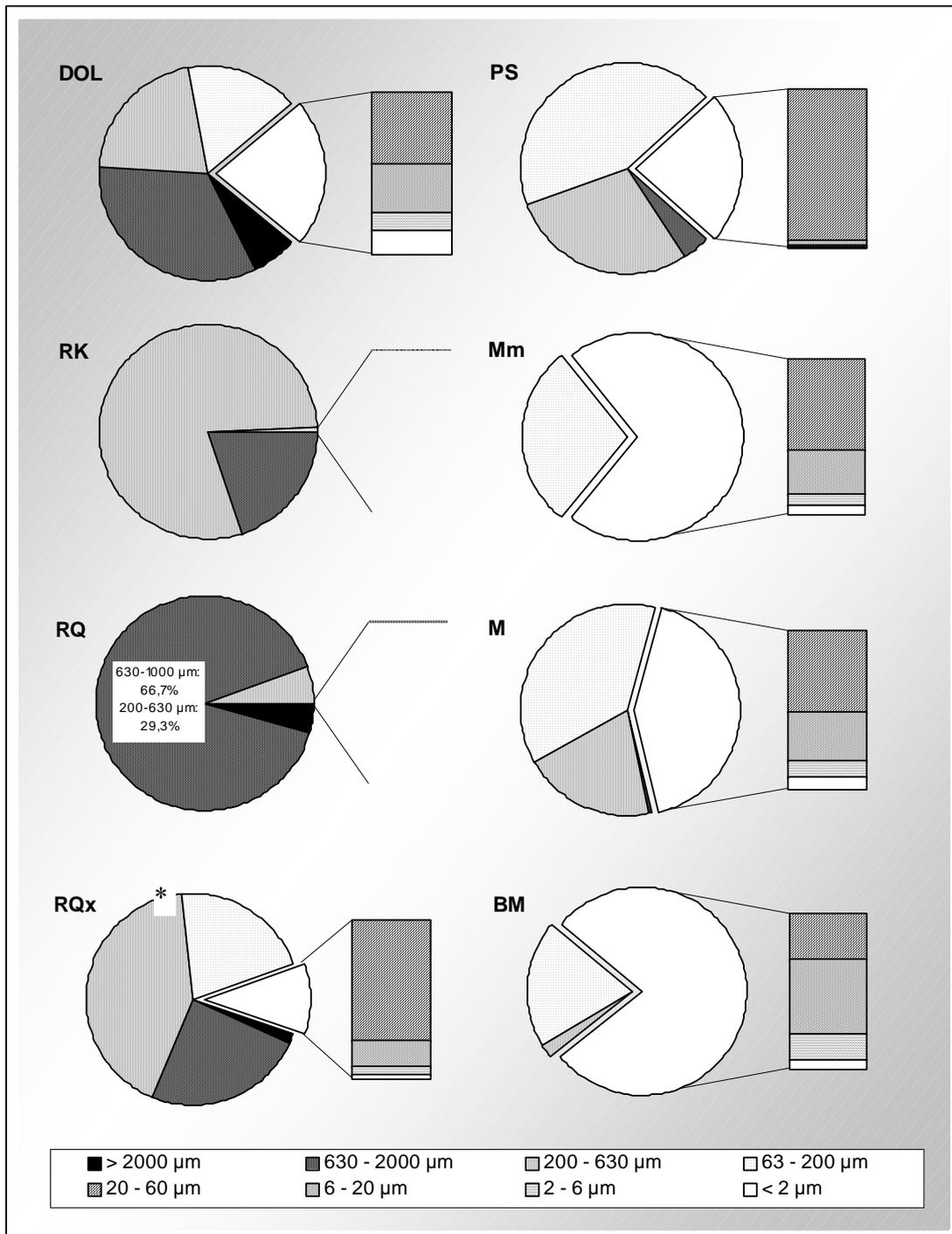


Abbildung 1.11: Korngrößenfraktionen der untersuchten potentiellen Sekundärrohstoffdünger. Bei ES, MP, P und TMA ergab die verwendete Analysemethode nach KÖHN wegen fehlender Dispersion bzw. Absetzung keine Ergebnisse. Angabe in Gewichtsprozent. Darstellung im Kreisdiagramm: Grus/Kies (>2000 µm) und Sand (63-2000 µm), im ausgegliederten Segment: Schluff (2-63 µm) und Ton (<2 µm).

Tabelle 1.9: Zusammenstellung der Elementgehalte (TG n.b. = Nicht bestimmt. <NG = Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze. Überschreitungen der Schwermetallgehalte nach LANDESFORSTEN (1999) sind fett bzw. kursiv gedruckt (DüMV 2003).

	DOL	RQ(x)	RQx*	RK	ES	PS	M _m	M	MP	TMA	BM	P	ML
Wassergehalt [%]	2,4	0,95	0,64	2,93	90/83/21	0,01	0,45	0,69	26,9	0,13	1,25/1,12	0,58	161
Glühverlust [%]	45,96	40,67	44,26	44,20	33,19	-2,06	13,43	29,58	17,63	2,34	4,28	4,05	n.b.
Reaktivität [%]	26	32 (54)	41	50	92	85	25	80	40	52	n.b.	n.b.	n.b.
CaO ges [%]	34,1	51,3	39,8	53,0	65,2	56,0	2,18	0,97	11,1	47,7	1,01	0,96	<NG
MgO ges [%]	16,9	0,19	11,1	1,5	1,18	4,26	77,8	69,6	43,8	1,41	0,48	0,21	<NG
K ₂ O ges [%]	<NG	0,05	0,03	<NG	<NG	<NG	0,08	0,01	3,03	3,68	5,63	3,48	46,3
P ₂ O ₅ [%]	<NG	0,06	0,09	0,07	0,07	<NG	<NG	0,05	27,0	35,4	0,07	<NG	n.b.
P wasserlöslich [%]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	<NG	n.b.	n.b.	0,72	<NG	n.b.	n.b.	n.b.
P zitronensäurelöslich [%]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,12	n.b.	n.b.	14,5	19,6	n.b.	n.b.	n.b.
P Ameisensäurelöslich [%]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,03	n.b.	n.b.	12,2	21,3	n.b.	n.b.	n.b.
P Mineralsäurelöslich [%]	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	16,0	31,1	n.b.	n.b.	n.b.
N (Kjehldahl) [%]	n.b.	n.b.	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	0,10	0,56	6,58
Al ₂ O ₃ [%]	0,49	0,12	0,17	0,05	0,10	32,9	2,09	0,40	2,45	0,63	20,2	12,50	n.b.
Fe ₂ O ₃ [%]	0,55	0,94	1,01	0,33	0,09	3,06	0,59	0,70	3,74	0,90	3,94	1,53	n.b.
Mn [%]	0,13	0,19	0,12	<NG	<NG	0,23	<NG	0,06	0,21	<NG	0,27	0,06	n.b.
Na ges [%]	<NG	<NG	0,025	<NG	<NG	<NG	0,171	0,058	3,541	3,149	5,128	2,812	n.b.
Na wasserlöslich [%]	n.b.	n.b.	0,003	0,002	0,032	0,016	0,091	n.b.	1,904	2,403	0,081	0,111	n.b.
Cl (wasserlöslich) [%]	n.b.	n.b.	0,004	0,003	0,025	0,150	0,049	n.b.	0,812	1,672	0,019	0,008	0,100
S (ges) [%]	n.b.	n.b.	0,06	0,06	<NG	0,48	0,20	0,05	10,91	2,70	0,04	<NG	8,42
SiO ₂ [%]	1,46	6,33	3,23	0,71	1,96	5,35	3,34	1,62	1,43	5,29	56,7	73,2	n.b.
As [mg/kg]	0,55	0,14	2,01	3,81	1,22	<NG	34,1	0,58	1,90	1,40	2,94	0,98	1,90
Cd [mg/kg]	0,35	0,06	0,02	0,03	0,25	<NG	1,61	0,06	15,9	0,97	0,23	<NG	<NG
Cr [mg/kg]	46,6	5,75	5,74	7,21	6,08	31,50	246	90,0	485	33,0	6,58	2,92	19,8
Cu [mg/kg]	25,6	20,4	27,2	38,1	41,8	40,0	8,74	3,90	8,38	166,2	3,95	<NG	<NG
Hg [mg/kg]	0,009	0,01	0,012	0,005	0,002	0,004	0,005	0,002	2,652	0,009	0,007	0,004	0,016
Ni [mg/kg]	14,6	2,42	2,42	1,65	2,28	7,30	79,9	9,60	55,8	20,5	5,77	2,41	20,6
Pb [mg/kg]	16,6	6,76	7,15	7,51	8,94	161	6553	12,5	9,39	113	22,48	0,48	<NG

Die Sekundärrohstoffe aus Reaktorkorn und Enthärterschlamm enthalten alle ähnliche CaO-Gehalte (Tab. 1.9). Von den Sekundärrohstoffen mit Kalium enthält ML am meisten K_2O . Von den Gesteinsmehlen besitzt BM höhere Gehalte an Kalium sowie Calcium und Magnesium als Perlitstaub. Der Magnesiumanteil von RQx* im Vergleich zu RQ deutet auf eine Verunreinigung hin. Neben Phosphor enthält TMA sehr viel Calciumgehalte und etwas Kalium. MP enthält neben Magnesium und Phosphor ebenfalls Calcium und Kalium.

Abbildung 1.12 zeigt die SNK_{pot} und SNR aller im Mitscherlichversuch eingesetzten Substanzen. Die höchsten SNK_{pot} -Werte weisen M_m , MP und TMA auf, während die Calciumquellen im Bereich des Dolomit liegen. Die SNR ist bei ES und PS im Vergleich zur SNK_{pot} am höchsten und bei den Reaktorkörnern (vor allem RQ) eher wie beim Dolomit.

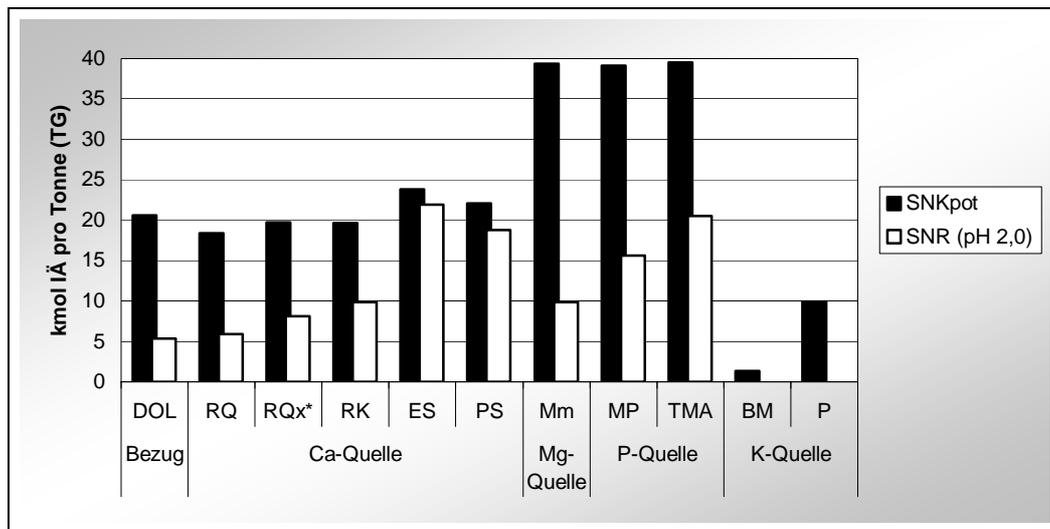


Abbildung 1.12: Potentielle Säureneutralisationskapazität (SNK_{pot}) und Säureneutralisationsrate (SNR) der Einzelsubstanzen.

Im Anhalt an die Düngemittelverordnung werden nur von MP und M_m die Grenzwerte für Cadmium, Chrom, Quecksilber (nur MP) und Blei (M_m) überschritten. Der Grenzwert für Nickel wird von ML überschritten (Tabelle 1.9). Auch bei Magniphos (MP) sind die in der Düngemittelverordnung vorgegebenen Grenzwerte für Cadmium, Chrom, Quecksilber, Nickel und Blei überschritten. Totgebrannter Magnesit (M_m) weist höhere Arsen-, Cadmium-, Chrom-, Nickel- und Bleigehalte als erwünscht auf und Tiermehlasche (TMA) erhöhte Cadmium- und Nickelgehalten.

1.2.2 Ergebnisse der Verträglichkeitsprüfung gegenüber Kresse

Die Ergebnisse des Kresseversuchs wird interessanterweise auch durch den Moosbewuchs in den Gefäßen widerspiegelt (Abbildung 1.13).

Mutterlauge (ML) wurde der Kresseverträglichkeitsgruppe Gruppe C (Hemmung) zugeordnet, da weder im Kresseversuch noch in den Mitscherlichgefäßen bei MLP (und ML) Pflanzenwachstum beobachtet werden konnte. Bei der Pfannenschlacke (PS) kam es sofort nach Kontakt mit Wasser zu einer flächigen Vermörtelung. Trotz der geringen Schwermetallgehalte ist PS bezüglich der Kresseverträglichkeit Gruppe B zuzuordnen

(Abbildung 1.13). Das gleiche gilt für ES und ESM_mBM, die ebenfalls leichte Vermörtelungstendenzen aufweisen. Die Reaktorkornvarianten sowie Bimsmehl und Perlit fallen weder bei den Schwermetallgehalten, noch bei der Pflanzenverträglichkeit negativ auf. Sie sind Gruppe A zuzuordnen.

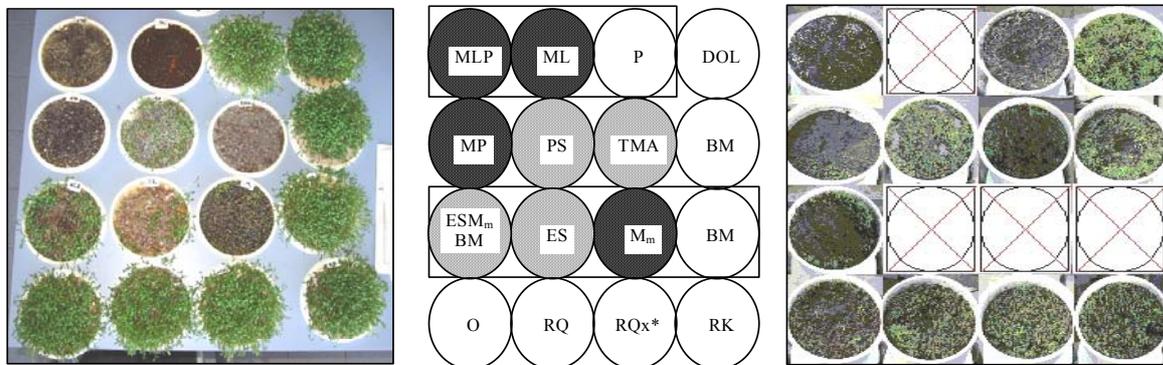


Abbildung 1.13: Kressewachstum (links) und Moosbewuchs (rechts) auf den Substanzen. Die in Kästchen zusammengefassten Varianten stellen die Mischungen mit ihren Einzelbestandteilen dar. Substanzen mit Wachstumshemmung (Gruppe C) sind mit schwarz, Substanzen mit bedingter Keimhemmung (Gruppe B) grau unterlegt.

1.2.3 Ergebnisse des Screenings mittels Gefäßversuche

Durch die Aufbereitung mit Trocknungsmitteln konnten ESM_mBM und MLP problemlos ausgebracht werden. Bei der Verarbeitung von P musste ein Mundschutz getragen werden. Trotz der zum Teil hohen Anteile feiner Korngrößen (Abbildung 1.10) wurde in keiner der Varianten eine Verschlämmung der Poren festgestellt. Der MLP-Mischung entströmt ein übler Geruch, der noch nach 25 Wochen im Sickerwasser festzustellen war.

Aus der Gegenüberstellung der ausgetragenen Gesamtmengen von Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor, Schwefel und Stickstoff der Sickerwässer der Kontrolle mit den geringen über den Bestandesniederschlag zugeführten Elementmengen zeigt sich, dass Hauptnährelemente ausgewaschen werden und dass das Bodenmaterial entsprechend abgereichert wird (Tabelle 1.10). Die Gesamt-Outputmengen der Calciumquellen RK, RQ, RQx*, ESM_mBM, PS und DOL liegen trotz hoher Inputwerte für Calcium und teilweise Magnesium unter den Outputmengen der Kontrolle. Dies gilt größtenteils auch für Kalium, Phosphor und Schwefel. MP und TMA zeigen eine erhöhte Calcium-, Magnesium- und Kalium-Freisetzung, während sogar weniger Phosphor freigesetzt wurde als in der Kontrolle.

Tabelle 1.10: Gegenüberstellung von Input (Substanz + Bestandesniederschlag) und Output (im Sickerwasser ausgetragene Gesamtmengen) für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor, Sulfat-Schwefel und Nitrat-Stickstoff [mmol l⁻¹]. O+: Werte der Kontrolle über den Versuchszeitraum der ESM_mBM-Variante.

Variante		Ca	Mg	K	PO₄-P	SO₄-S	NO₃-N
O	Input	0,55	0,27	1,01	0,01	0,49	1,32
	Output	3,22 ± 0,27	5,78 ± 0,64	1,53 ± 0,32	0,61 ± 0,19	3,02 ± 0,46	0,34 ± 0,02
DOL	Input	185,3	128,4	<NG	<NG	n.b.	n.b.
	Output	2,67 ± 0,73	5,05 ± 0,51	1,28 ± 0,36	0,30 ± 0,18	2,81 ± 0,34	0,39 ± 0,16
RK	Input	284,8	11,3	<NG	0,43	0,58	<NG
	Output	2,60 ± 0,74	5,20 ± 0,93	1,34 ± 0,59	0,41 ± 0,40	2,48 ± 0,52	0,33 ± 0,05
RQ	Input	281,2	1,42	0,16	0,36	n.b.	n.b.
	Output	2,96 ± 0,77	5,42 ± 1,28	1,46 ± 0,49	0,35 ± 0,20	2,96 ± 0,30	0,36 ± 0,07
RQx*	Input	219,1	84,7	0,11	0,59	0,58	<NG
	Output	2,58 ± 0,85	5,90 ± 1,31	1,28 ± 0,39	0,34 ± 0,28	2,69 ± 0,63	0,53 ± 0,29
PS	Input	309,7	32,8	<NG	<NG	4,64	<NG
	Output	2,47 ± 0,25	4,33 ± 0,83	1,51 ± 0,34	0,31 ± 0,22	3,30 ± 0,32	0,60 ± 0,29
MP	Input	48,3	265,4	7,86	136,2	83,2	<NG
	Output	8,79 ± 2,69	33,41 ± 3,18	2,74 ± 0,63	0,15 ± 0,06	42,57 ± 3,02	0,26 ± 0,02
TMA	Input	263,4	10,9	12,11	231,2	26,1	<NG
	Output	5,44 ± 1,89	13,27 ± 1,25	2,66 ± 0,74	0,47 ± 0,48	14,29 ± 0,57	0,36 ± 0,03
BM	Input	5,51	3,64	18,2	0,44	0,39	1,11
	Output	2,86 ± 0,88	5,54 ± 0,87	1,00 ± 0,09	0,19 ± 0,09	2,70 ± 0,16	0,45 ± 0,20
MLP	Input	2,46	<NG	57,3	<NG	22,2	17,7
	Output	2,34 ± 0,16	6,16 ± 1,21	1,44 ± 0,19	0,26 ± 0,07	6,30 ± 0,65	0,82 ± 0,38
O +	Input	0,48	0,19	0,96	0,01	0,47	1,11
	Output	1,39 ± 0,36	2,93 ± 0,33	0,92 ± 0,26	0,48 ± 0,19	0,86 ± 0,05	0,30 ± 0,02
ESM_mBM	Input	119,9	65,8	4,81	0,47	0,68	<NG
	Output	1,40 ± 0,52	2,88 ± 0,80	0,93 ± 0,22	0,33 ± 0,12	1,08 ± 0,26	0,48 ± 0,17

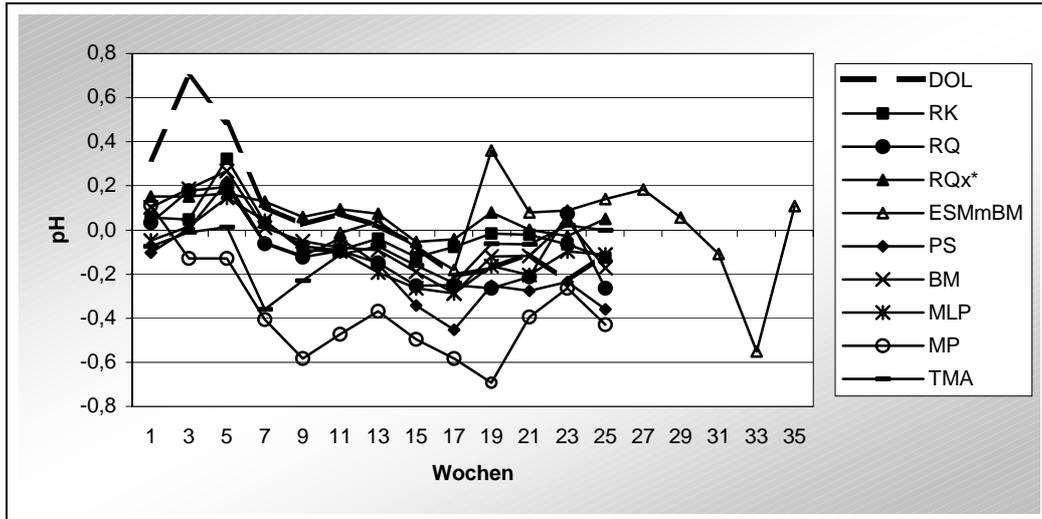


Abbildung 1.14: pH-Wert-Änderung nach Auftrag der Substanzen als Differenz zur Kontrolle.

Die pH-Werte der Sickerwässer sind in Abbildung 1.14 dargestellt. Zu Beginn der Messreihe liegen die pH-Werte der Sekundärrohstoffsickerwässer über der Kontrolle. Eine Ausnahme bilden TMA und MP, die über den gesamten Versuchszeitraum stärker saure Sickerwässer aufwiesen als die Kontrolle. In MP wurde zu einem Zeitpunkt ein minimaler pH-Wert von 2,7 gemessen.

Nach Aufgabe der Calciumvarianten RK, RQ, RQx*, ESM_mBM und PS verändern sich die Ca-Gehalte im Sickerwasser kaum. Die Calciumhaltigen Varianten MP und TMA weisen zu Beginn sehr hohe Gehalte auf, wobei bei MP trotz der niedrigsten aufgetragenen Calciummenge die höchsten Konzentrationen gemessen werden (Abbildung 1.15).

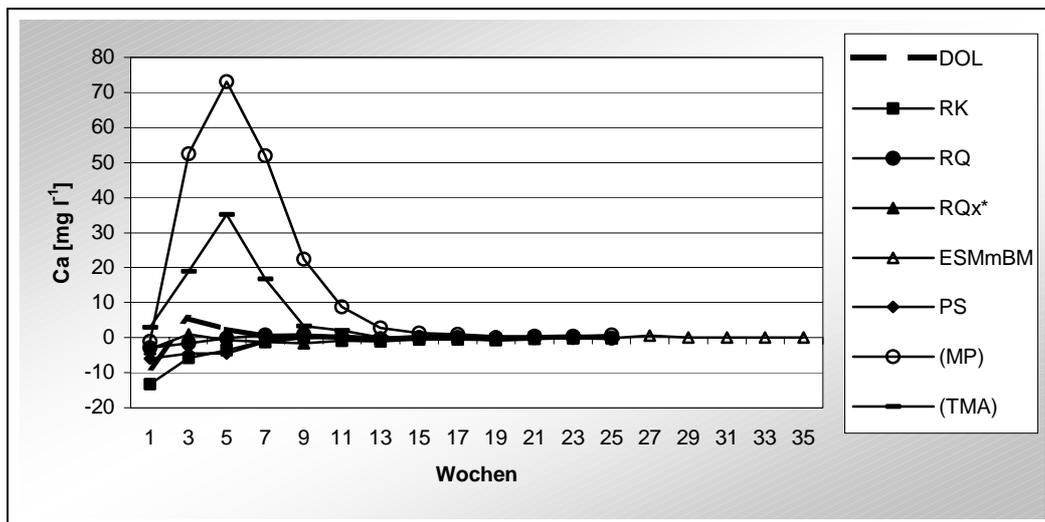


Abbildung 1.15: Calciumnettofreisetzung aus den calciumhaltigen Substanzen.

Auch für Magnesium liegen die Gehalte von MP und TMA trotz teilweise geringerer Aufbringmengen über ESM_mBM und DOL (Abbildung 1.16).

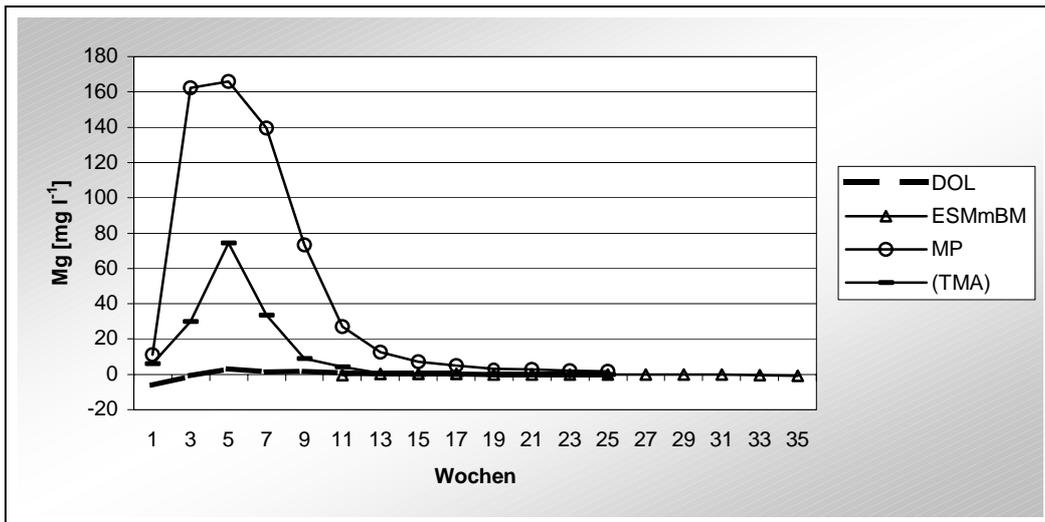


Abbildung 1.16: Magnesiumnettofreisetzung aus den magnesiumhaltigen Substanzen.

Das gleiche Bild ergibt sich bei der Kaliumfreisetzung. Die Gehalte von MP und TMA liegen weit über den eigentlichen Kaliumvarianten BM, MLP und ESM_mBM, die erst nach elf Wochen (MLP, ESM_mBM) bzw. gegen Versuchsende (BM) höhere Kaliumnettokonzentrationen im Sickerwasser aufweisen (Abbildung 1.17).

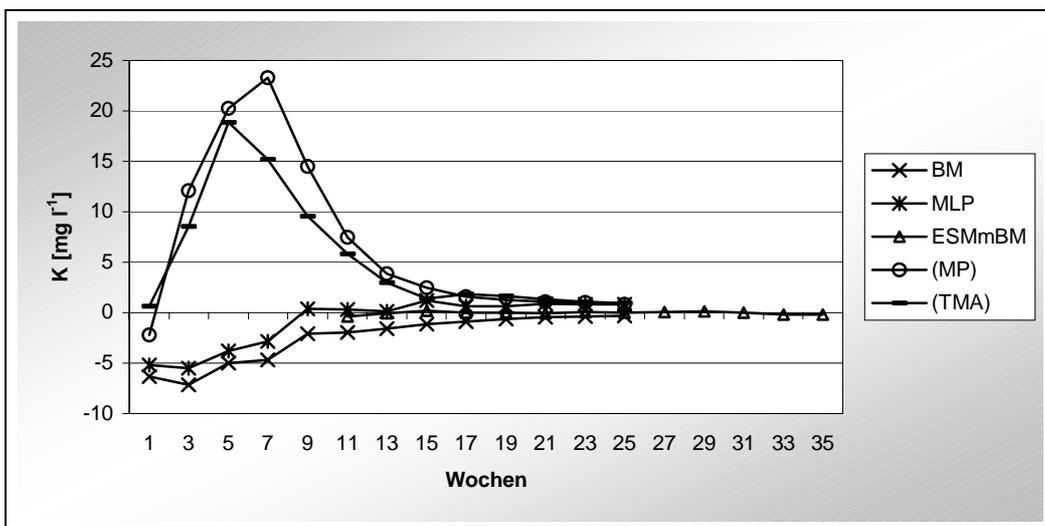


Abbildung 1.17: Kaliumnettofreisetzung aus den kaliumhaltigen Substanzen.

Bei den Phosphorvarianten blieben die Sickerwasserkonzentrationen überwiegend unter der Kontrolle. Nur zu Beginn lagen die Phosphorgehalte von MP höher. Zum Ende des Versuchs nähern sich die Gehalte der Kontrolle an und TMA überschreitet sie zeitweise gering (Abbildung 1.18).

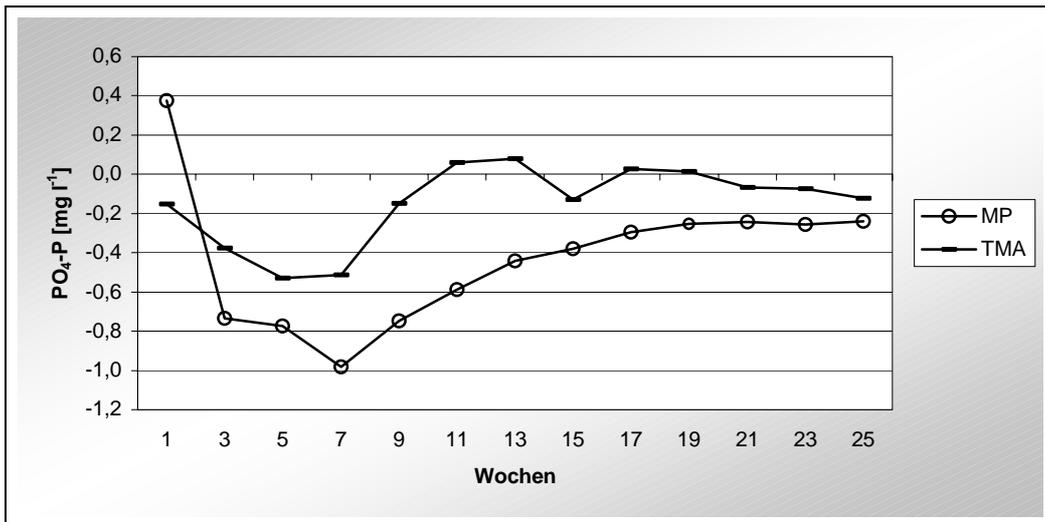


Abbildung 1.18: Phosphornettofreisetzung aus den phosphorhaltigen Substanzen.

Auffällig ist der hohe Austrag von Schwefel im Sickerwasser der schwefelhaltigen Varianten MLP, TMA und MP (Abbildung 1.19), der für TMA und MP circa 50 % des Input beträgt. Bei den übrigen Varianten liegt der Schwefeloutput im Bereich der Kontrolle oder leicht darunter (RK, BM). Für MP und TMA verlaufen die Konzentrationskurven der basischen Kationen und Kationsäuren sowie einiger Schwermetalle (Cd, Co, Ni, Zn) analog zur Sulfatfreisetzung.

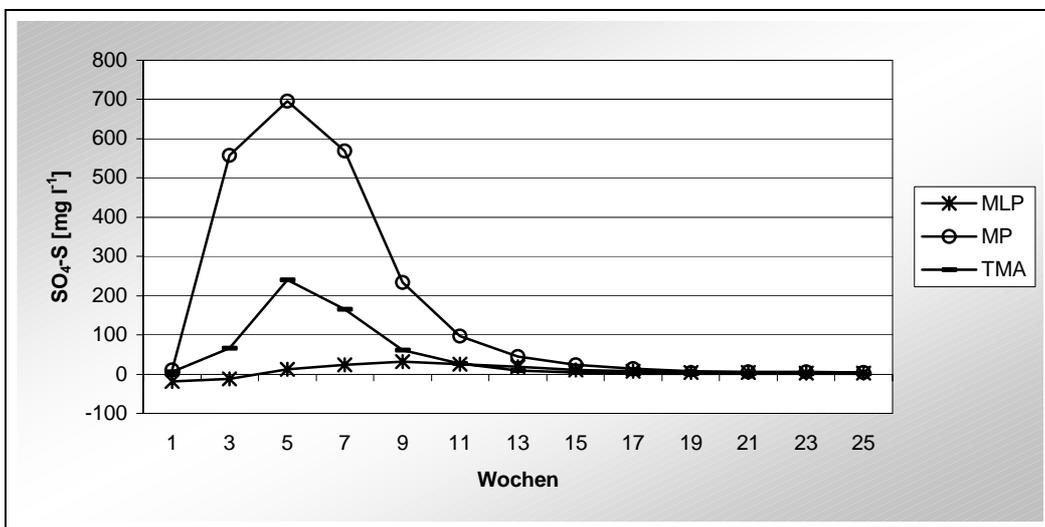


Abbildung 1.19: Sulfatnettofreisetzung bei den schwefelhaltigen Substanzen.

In keiner der Varianten war ein übermäßiger Anstieg der Nitratgehalte zu beobachten, die größte Differenz erreichte MLP mit 0,7 mg NO₃-N l⁻¹ (Abbildung 1.20). Die Nitratkonzentrationen der Kontrolle lagen zwischen 0,09 und 0,75 mg NO₃-N l⁻¹ und somit weit unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg NO₃-N l⁻¹ (= 50 mg l⁻¹ Nitrat).

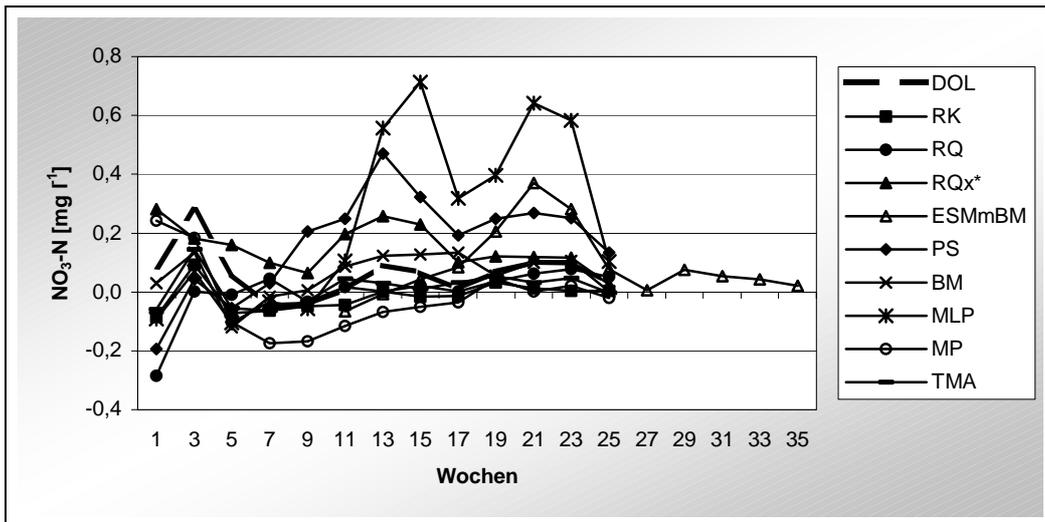


Abbildung 1.20: Nitratnettofreisetzung nach Auftrag.

Als Beispiel für das Verhalten von Schwermetallen nach Aufgabe der Substanzen ist der Verlauf der Nickelkonzentrationen in Abbildung 1.21 dargestellt. Die Kurven von Cadmium, Kobalt, Eisen, Mangan und Zink verlaufen ähnlich. Chrom und Blei zeigen ein umgekehrtes Bild. Die Kupferkonzentrationen verlaufen uneinheitlich.

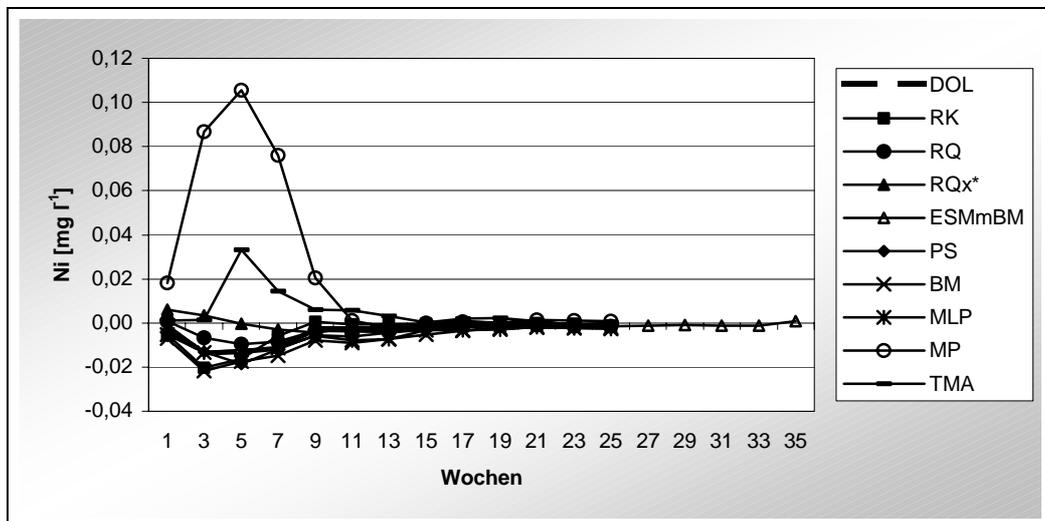


Abbildung 1.21: Nickelnettofreisetzung nach Auftrag der Substanzen.

In Tabelle 1.11 sind die Ergebnisse der Varianten bezüglich der verwendeten Bewertungs- und Auswahlkriterien zusammengefasst.

Tabelle 1.11: Auflistung der Ergebnisse bezüglich der Kriterien zur Auswahl von Substanzen für den Lysimeterversuch. ✓ = Kriterium erfüllt, ✗ = Kriterium nicht erfüllt. A = Kresseverträglichkeit, B = Kressewachstum beeinträchtigt, C = Kresseunverträglichkeit.

	Grenz- werte	Geruch	Ver- mörtelung	Verschläm- mung	Kresse	Analyse Lösung
RK	✓	✓	✓	✓	A	✓
RQ	✓	✓	✓	✓	A	✓
RQx*	✓	✓	✓	✓	A	✓
PS	✓	✓	✗	✓	B	✓
ESM_mBM	-	✓	✓	✓	B	✗
ES	✓	✓	✓	✓	B	-
M_m	✗	✓	✓	✓	C	-
MP	✗	✓	✓	✓	C	✗
BM	✓	✓	✓	✓	A	✓
MLP	-	✗	✓	✓	C	✗
ML	✓	✗	✓	✓	C	-
P	✓	✓	✓	✓	A	-
TMA	✗	✓	✓	✓	C	✗

1.2.4 Pufferwirkung, Nährstofffreisetzung und Änderungen in der Bodenlösung

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im Folgenden nur die jeweiligen Endgehalte der Sickerwässer der Versuche und die Gesamtfrachten an Elementen dargestellt. Als Zeitreihen werden die Ergebnisse des Perkolationsversuchs gezeigt, da dort alle Sekundärrohstoffmischungen untersucht wurden. Auf die Ergebnisse der übrigen Versuche wird Bezug genommen. Da sich die Ergebnisse je nach Enthärtungsprozess der Calciumquelle sehr ähneln, wird im folgenden von Reaktorkornvarianten (RKM, RQM, RQxM) und Enthärter Schlammvarianten gesprochen (ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA, ESMP+TMA).

Beobachtungen und äußere Einflüsse in den Lysimeter-, Keim- und Wachstums- sowie Freilandversuchen

Lysimeter

Die Varianten im Lysimeterversuch zeigen teilweise gegenläufige Ergebnisse zum Perkolations- und Freilandversuch. In der ersten Vegetationsperiode konnte visuell ein Rückgang der Färbung und Mächtigkeit des Oh-Horizonts beobachtet werden. Die Elementkonzentrationen von Protonen, Kationbasen und -säuren, Sulfat und Nitrat lagen in beiden Tiefenstufen bis zum Doppelten höher als in der zweiten Vegetationsperiode.

Im Juni 2002 wurden die Buchen nach einem starken Befall mit der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) erfolgreich mit einer Mischung aus 0,1 % Metasystox und 0,025 % Citowett behandelt. Im Februar 2003 wurden 14 % der Buchen von Kaninchen verbissen.

Keim- und Wachstumsversuch

Während des Keimschrankbetriebes kam es zu Belüftungsschwierigkeiten und variantenunabhängig zu Schimmelbildung und Pilzbefall der Keimlinge. In einigen Gefäßen bildete sich in den Versuchsgefäßen Staunässe. In der Außenanlage fielen etliche Bucheckern und Keimlinge durch Mäuse- und Schneckenfraß aus.

Freiland

Der Versuchszeitraum 2003/2004 war geprägt von extremen Witterungsverhältnissen (trockener heißer Sommer und niederschlagsarmer milder Winter). Bereits im September kam es bei den Buchen in der Versuchsfläche zu Laubverfärbungen und Streufall. Zeitweise war der Boden bis über 60 cm tief ausgetrocknet. Eine durchgehende Wiederbefeuchtung des Bodenkörpers fand erst im Januar 2004 statt. Wegen der geringen Niederschlagsmengen und konnte keine durchgehende Messreihe eingehalten werden. An einigen Terminen konnte wegen zu geringer Probenmengen nur ein Teil der Analyseparameter bestimmt werden. Bei der Ausbringung der ESMBM+TMA-Variante wurde wie im Screening eine leichte Verbackung der Mischung am Boden der Behältnisse festgestellt.

Pufferwirkung

Die pH-Werte bzw. Alkalinitäten zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.12 aufgeführt. In allen Versuchen wurde der pH-Wert nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen in Auflage und oberem Boden erhöht. Im Perkulationsversuch verläuft der Anstieg bei den Reaktorkornvarianten moderater als bei den Enthärterschlammmvarianten (dort signifikant), ein Scheitelpunkt wurde weder im Auflage,Ah-Horizont, noch unterhalb des Bv-Horizonts erreicht (Abbildung 1.22).

Tabelle 1.12: Aufstellung der pH-Werte und Alkalinitäten [mmol IÄ l⁻¹] in den verschiedenen Versuchen zum jeweiligen Endzeitpunkt. Darstellung als Differenz zur Kontrolle. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage= 1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl.,Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk
Kontrolle	5,0	-0,00	5,3	-0,01	5,10	0,28	5,9	0,35	3,93	0,15	4,94	0,01	3,98	-0,06
RKM	+1,4	+0,12	+0,5	+0,06	+0,8	+0,13	-0,02	-0,02	+3,3	+2,31	+2,0	+1,02	+1,2	+0,10
RQM	+0,4	+0,03	+0,5	+0,11	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,9	+0,02	+0,3	+0,06	+0,4	-0,11	-0,5	0,09	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+1,6	+0,25	+0,0	+0,01	+1,1	-0,11	-0,4	-0,05	x	x	x	x	x	x
ESMP	+2,3	-1,14	+0,8	+0,38	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+1,5	+0,26	+0,0	+0,01	+0,1	+0,14	-0,01	+0,07	+3,2	+1,25	-0,7	+0,61	-0,8	+0,18
ESMP+TMA	+2,1	-0,83	+0,0	+0,02	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,0	-0,02	+0,5	+0,01	+0,5	0,10	+1,2	0,24	x	x	x	x	x	x

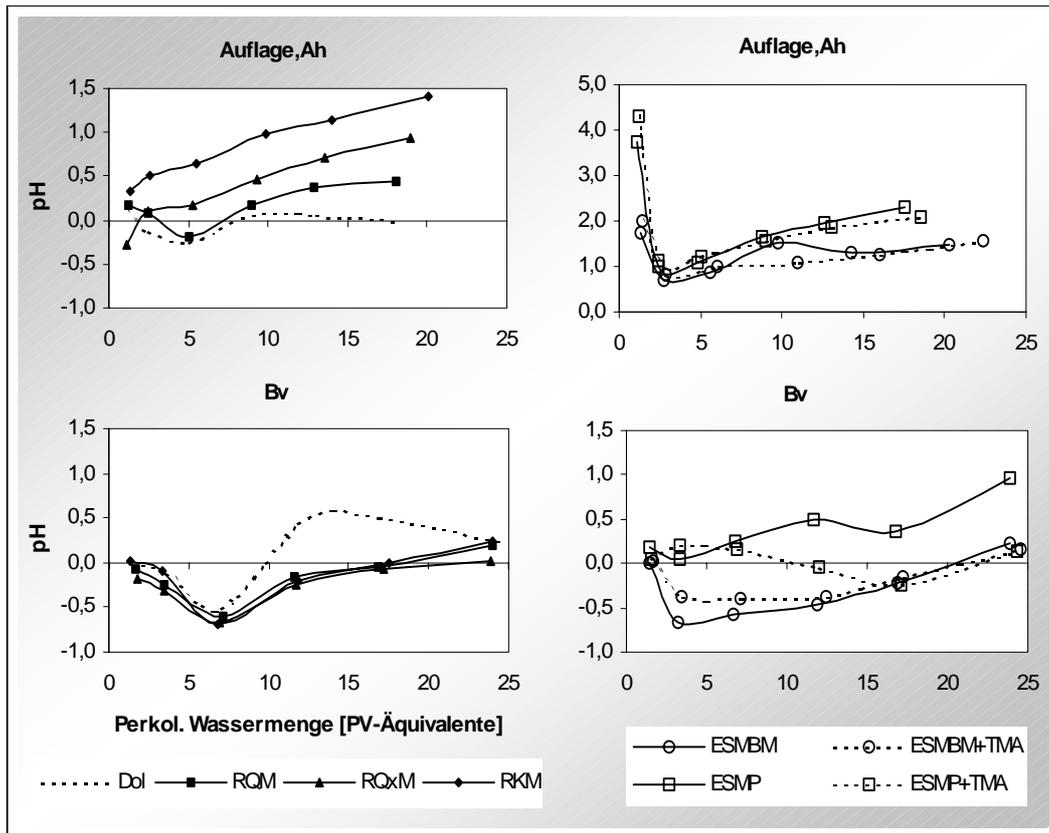


Abbildung 1.22: pH-Werte im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz. Dargestellt als Differenz zur Kontrolle.

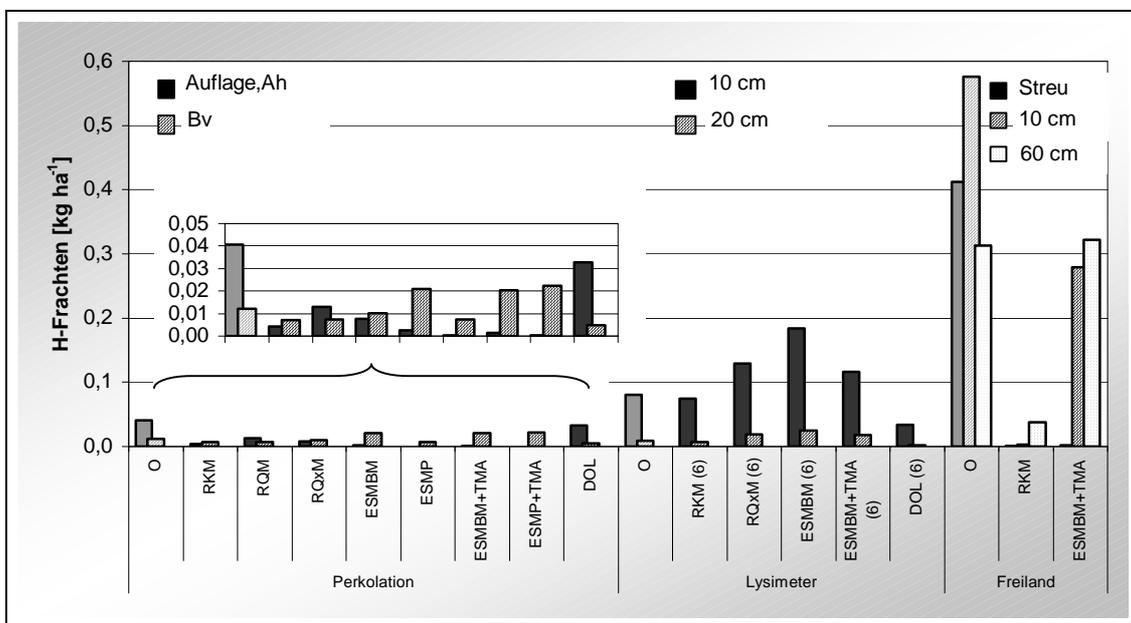


Abbildung 1.23: Säuregesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs. Die kleinere Grafik zeigt die Gesamtfracht des Perkolationsversuchs in größerem Maßstab.

Im Lysimeterversuch liegen zu Versuchsende alle pH-Werte in 20 cm Tiefe noch leicht unter der Kontrolle, nur in der RKM-Variante konnte ein Rückgang der Säurefracht beobachtet werden. Die Säurefracht ist im Perkolations- und Freilandversuch bei allen Sekundärrohstoffmischungen und Tiefenstufen mit Ausnahme der Enthärter Schlammvarianten im Bv und in 60 cm Tiefe zurückgegangen (Abbildung 1.23).

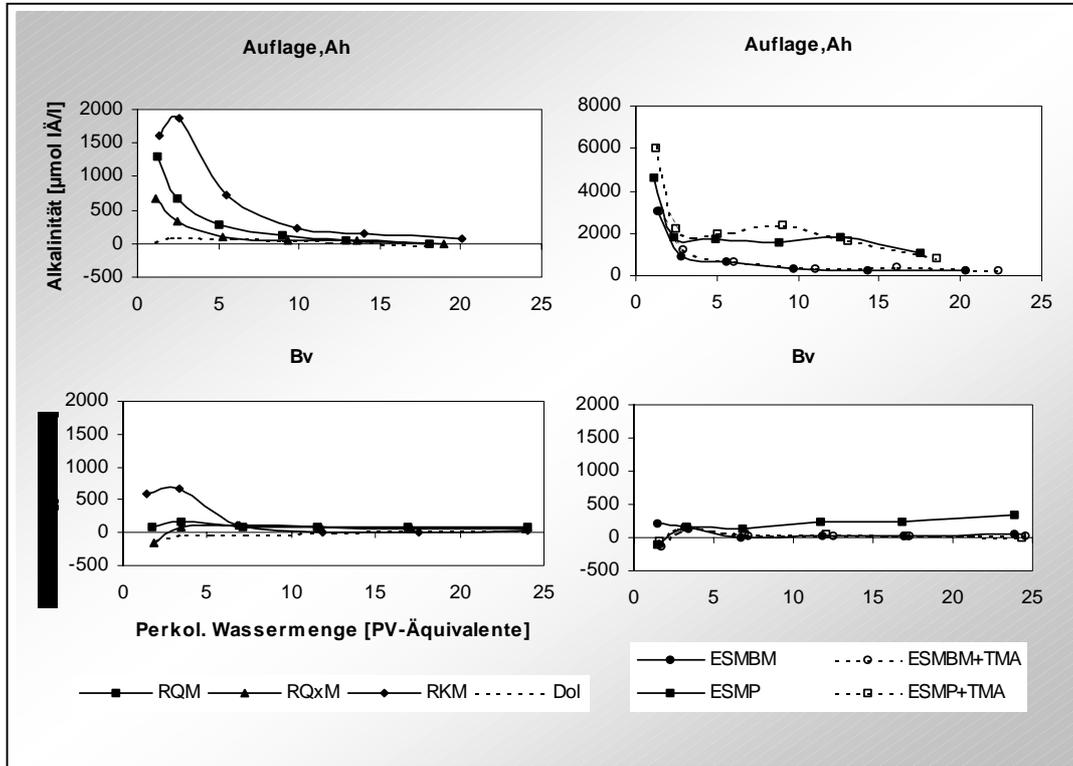


Abbildung 1.24: Alkalinitäten im Perkolationsversuch [kmol IÄ ha^{-1}] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

Das Gleiche gilt für die Alkalinität. Generell geht mit der Verringerung der Säurefracht eine Erhöhung der Alkalinitäten einher. Die deutlichste Pufferwirkung zeigt die RKM-Variante im Freiland, wo die Säurefrachten im Oberboden sehr stark abnehmen und selbst in 60 cm Tiefe nur etwa 1/6 der Kontrolle betragen. Die pH-Erhöhung ist im gesamten Profil signifikant. Die Pufferwirkung von ESMBM+TMA zeigte sich längerfristig nur in der Streu.

Mit Ausnahme des Lysimeterversuchs erhöhten sich die Alkalinitäten der Sekundärrohstoffvarianten durchgängig und in allen Tiefenstufen (Abbildung 1.24). Im Perkolationsversuch verringert sich der Aziditätsgrad in den Enthärter schlammvarianten im gesamten Profil (Abbildung 1.25), in den Reaktorkornvarianten nur im Auflage/Ah-Horizont. Jedoch reagieren diese Varianten im Freiland bis in 60 cm mit einer erhöhten Basizität.

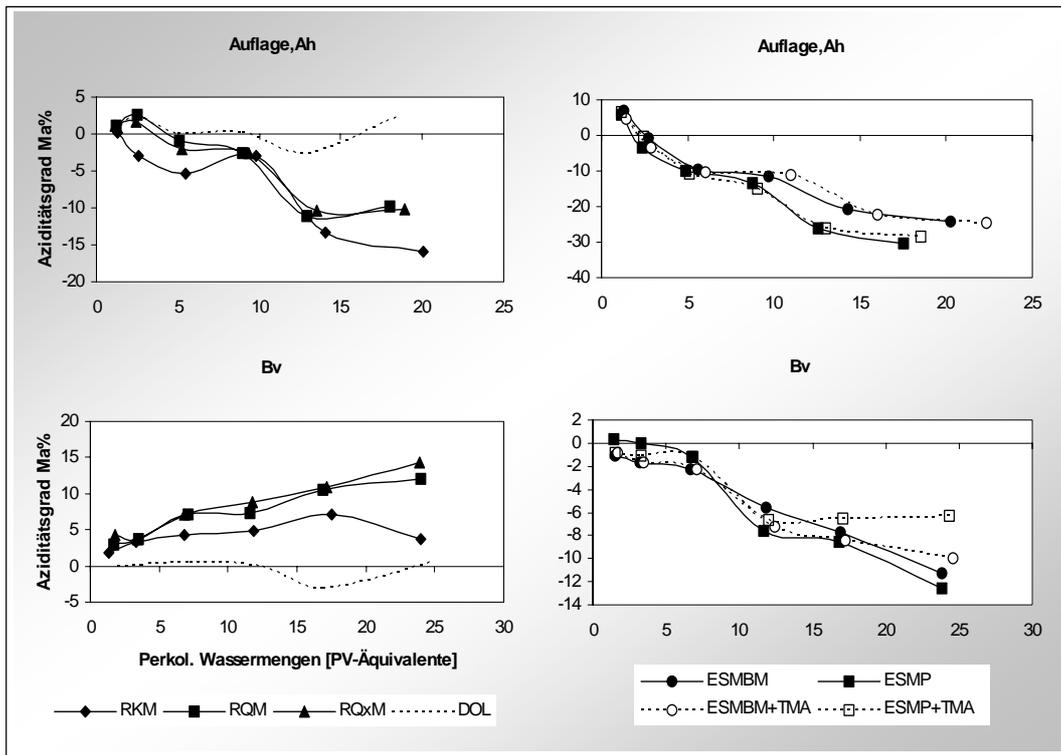


Abbildung 1.25: Aziditätsgrade im Perkolationsversuch [$\text{kmol I} \ddot{\text{A}} \text{ ha}^{-1}$] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

Nachhaltigkeit der Pufferwirkung

Da die Calcium- und Magnesiumgehalte der Mischungen äquivalent gewählt wurden, unterscheiden sich die potentiellen maximalen Pufferzeiträume nicht (Tabelle 1.13). Unter der Annahme Lösungsrate=Säureeintrag und gleich bleibender Einträge beträgt die Pufferdauer der Sekundärrohstoffmischungen (5 t DOL-Äquivalente) beim deutschlandweit gemittelten maximalen Säureeintrag (nach BMVEL 2003) etwa 35 Jahre. Bei einer Ausbringungsmenge von 6t-DOL-Äquivalenten verlängert sich der Zeitraum um zehn Jahre. Die Enthärter Schlammvarianten besäßen bei gleichem Calciumgehalt durch die Beimischung des Kaliums höhere Pufferkapazitäten, die untersuchten Mischungen enthalten jedoch weniger Calcium als die Reaktorkornvarianten. Die in der Tiermehlasche enthaltenen basischen Kationen verlängern die potentielle Pufferdauer ebenfalls.

Tabelle 1.13: Pufferwirkung (in Jahren) bei unterschiedlichen Säureeinträgen und CaCO₃-, MgCO₃-Gehalte sowie CaCO₃-Äquivalente der ausgebrachten Sekundärrohstoffgemische. Die Zahlen in Klammern beziehen sich auf die reinen CaMg-Mengen bei den Enthärterschlammmischungen.

	Aufbrings- menge [t FG/ha]	CaCO ₃	MgCO ₃	CaCO ₃ - Äquivalente	Pufferwirkung [a] bei		
					2,60	1,60	1,26
					[kmol IÄ ha ⁻¹] Eintrag		
6t-DOL-Äquivalente							
2000 kg ha ⁻¹ CaO = 3570 kg ha ⁻¹ CaCO ₃ , 750 kg ha ⁻¹ MgO = 1570 kg ha ⁻¹ MgCO ₃							
RKM ₍₆₎	5,1	70 %	30 %	107 %	91	71	44
RQxM ₍₆₎	5,2	69 %	31 %	105 %	90	71	44
ESMBM ₍₆₎ ⁽¹⁾	9,8 (6,8)	36 (52) %	16 (23) %	55 (79) %	91	72	44
ESMBM+TMA ₍₆₎ ⁽¹⁾	10,1 (6,8)	35 (52) %	16 (23) %	54 (79) %	95	75	46
5t-DOL-Äquivalente							
1600 kg ha ⁻¹ CaO = 2860 kg ha ⁻¹ CaCO ₃ , 650 kg ha ⁻¹ MgO = 1360 kg ha ⁻¹ MgCO ₃							
RKM	4,1	70 %	33 %	109 %	73	58	35
RQM	4,2	68 %	32 %	106 %	73	58	36
RQxM	4,2	68 %	32 %	106 %	73	58	36
ESMBM ⁽¹⁾ *	6,6 (4,8)	38 (52) %	21 (28) %	62 (85) %	67	53	33
ESMP ⁽¹⁾ *	7,1 (4,4)	35 (57) %	19 (38) %	57 (94) %	67	53	33
ESMBM+TMA ^{(2)**}	6,9 (4,8)	40 (58) %	20 (28) %	64 (91) %	72	57	35
ESMP+TMA ^{(2)**}	7,4 (4,4)	37 (62) %	18 (31) %	58 (99) %	72	57	35

^{1,2} Wassergehalt ES: ⁽¹⁾ 90 %, ⁽²⁾ 83 %, * 2500 kg ha⁻¹ CaCO₃, ** 2760 kg ha⁻¹ CaCO₃

Calciumfreisetzung

Die Calciumkonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche und die Maximal-Differenzen sind in Tabelle 1.14 aufgeführt.

Tabelle 1.14: Aufstellung der Calcium-Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in [mmol IÄ l⁻¹]. * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,09	x	0,05	x	0,32	x	0,33	x	0,22	x	0,09	x	0,04	x
RKM	-0,04	+0,12	-0,04	+0,20	-0,06	+0,54	-0,04	+0,23	+0,37	+0,37	+0,06	0,56*	+0,04	+0,42
RQM	-0,04	+0,15	-0,04	+0,06	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	-0,03	+0,11	-0,04	+0,01	-0,04	+0,54	+0,29	+0,62	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,21	+1,61	+0,16	+0,21	-0,05	+0,57	+0,15	+1,22	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,33	+4,06	+0,36	+0,36	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,03	+1,10	+0,03	+0,07	-0,05	+0,79	+0,33	+0,86	+0,35	+1,07	+0,10	+0,59	+0,02	+0,27
ESMP+TMA	+0,33	+5,09	+0,01	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,02	+0,06	-0,004	+0,003	-0,31	+0,10	-0,32	+0,04	x	x	x	x	x	x

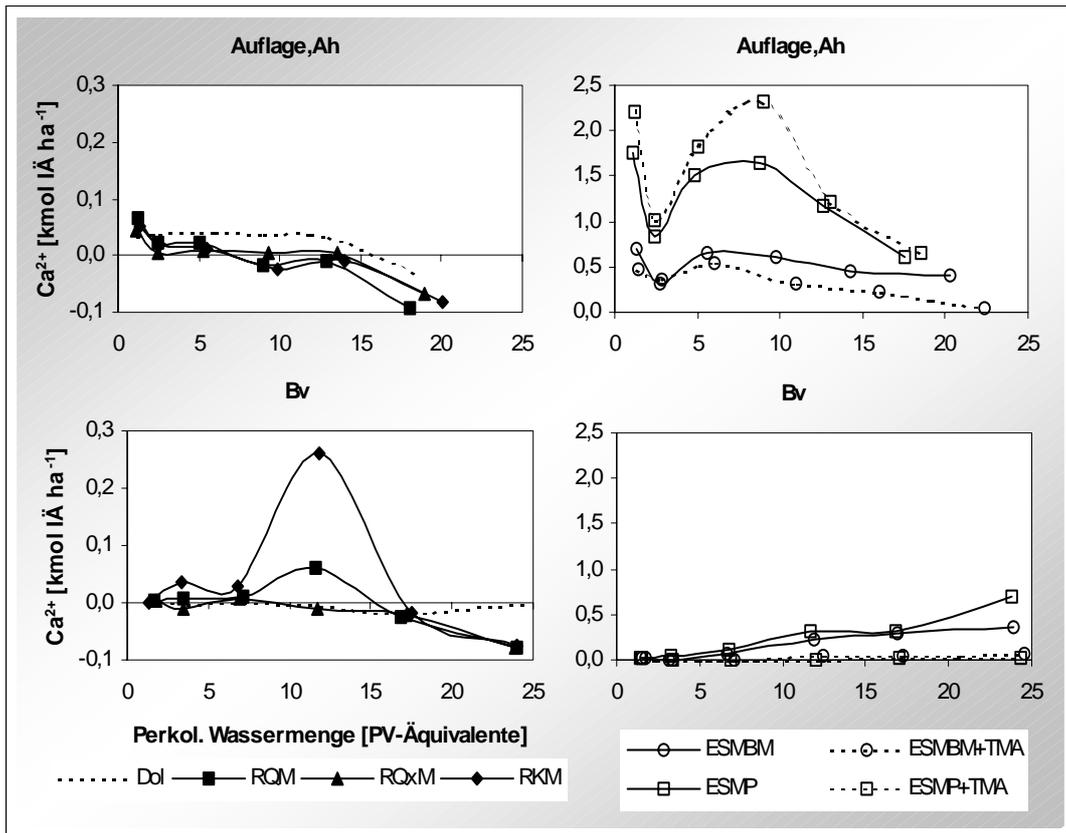


Abbildung 1.26: Netto-Calciumfrachten im Perkolationsversuch [kmol IÄ ha^{-1}] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

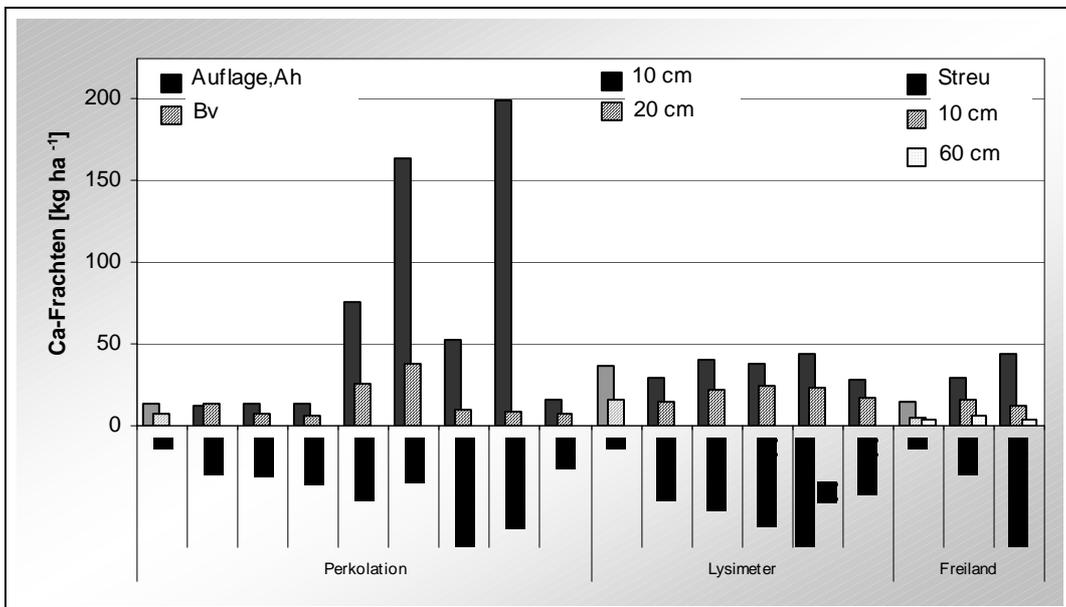


Abbildung 1.27: Calciumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Die Reaktorkorn- und Enthärter Schlammvarianten verhalten sich hinsichtlich der Calciumfreisetzung unterschiedlich. Bei den Reaktorkornvarianten kam es nach der Bewässerung mit etwa 500 mm in beiden Horizonten des Perkolationsversuchs zu einer Verarmung der Bodenlösung an Calcium (Abbildung 1.26), während die Enthärter Schlammvarianten vor allem unterhalb der Auflage, Ah-Lage signifikant höhere Differenzen und Nettogehalte aufweisen. Dieser Unterschied lässt sich am deutlichsten aus den insgesamt verlagerten Frachten ersehen, die in den Enthärter Schlammvarianten bis zum 10fachen betragen (Abbildung 1.27).

Während beim oberen Horizont noch in den Perlitmischungen höhere Calciumgehalte gemessen werden, reicht die Freisetzung der Mischungen ohne TMA bis unter den Bv-Horizont. Im Freilandversuch wurde Calcium bei RKM und ESMBM+TMA bis in 60 cm Tiefe verlagert.

Magnesiumfreisetzung

Die Magnesium-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen sind in Tabelle 1.15 aufgeführt.

*Tabelle 1.15: Aufstellung der Magnesium-Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in [mmol IÄ l⁻¹]. * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.*

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,04	x	0,05	x	0,28	x	0,27	x	0,08	x	0,05	x	0,04	x
RKM	+0,15	+1,83	+0,09	+0,09	+0,13	+0,85	-0,001	+0,19	+2,33	+7,89	+0,97	5,34*	+0,22	+0,51
RQM	+0,06	+1,46	+0,13	+0,13	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,03	+0,74	+0,09	+0,09	+0,06	+0,29	+0,14	+0,31	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,06	+0,06	+0,03	+0,07	+0,06	+0,58	+0,17	+0,71	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,78	+1,01	+0,02	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,39	+0,29	+0,01	+0,06	+0,07	+0,68	+0,22	+0,53	+0,87	+6,41	+0,63	1,54*	+0,15	+0,62
ESMP+TMA	+0,49	+0,93	+0,01	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,08	+0,74	+0,02	+0,02	-0,28	+0,07	-0,26	-0,01	x	x	x	x	x	x

Die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen erhöhen sich in allen Varianten und über alle Tiefenstufen (Abbildung 1.28). Trotz gleicher Magnesiumquelle und Aufbringmenge unterscheidet sich die Freisetzung in den Sekundärrohstoffmischungen. Im Auflage/Ah-Horizont ist sie bis auf ESMBM signifikant. Das gleiche gilt für die ausgetragenen Frachten (Abbildung 1.29). Allgemein ist die Tiefenwirkung der Magnesiumfreisetzung in den Reaktorkornvarianten höher als bei den Enthärter Schlammvarianten.

Die RKM-Variante zeichnet sich durchgehend durch hohe Gehalte aus. Von den Enthärter Schlammvarianten zeigen die Perlitmischungen unterhalb der Auflage ähnlich hohe Gehalte. Im Gegensatz zu den Reaktorkornvarianten mit hohen Anfangsgehalten setzt die Magnesiumfreisetzung in den Enthärter Schlammvarianten erst später massiv ein. Im Löslichkeitsversuch wurde von diesen Varianten kaum Magnesium freigesetzt.

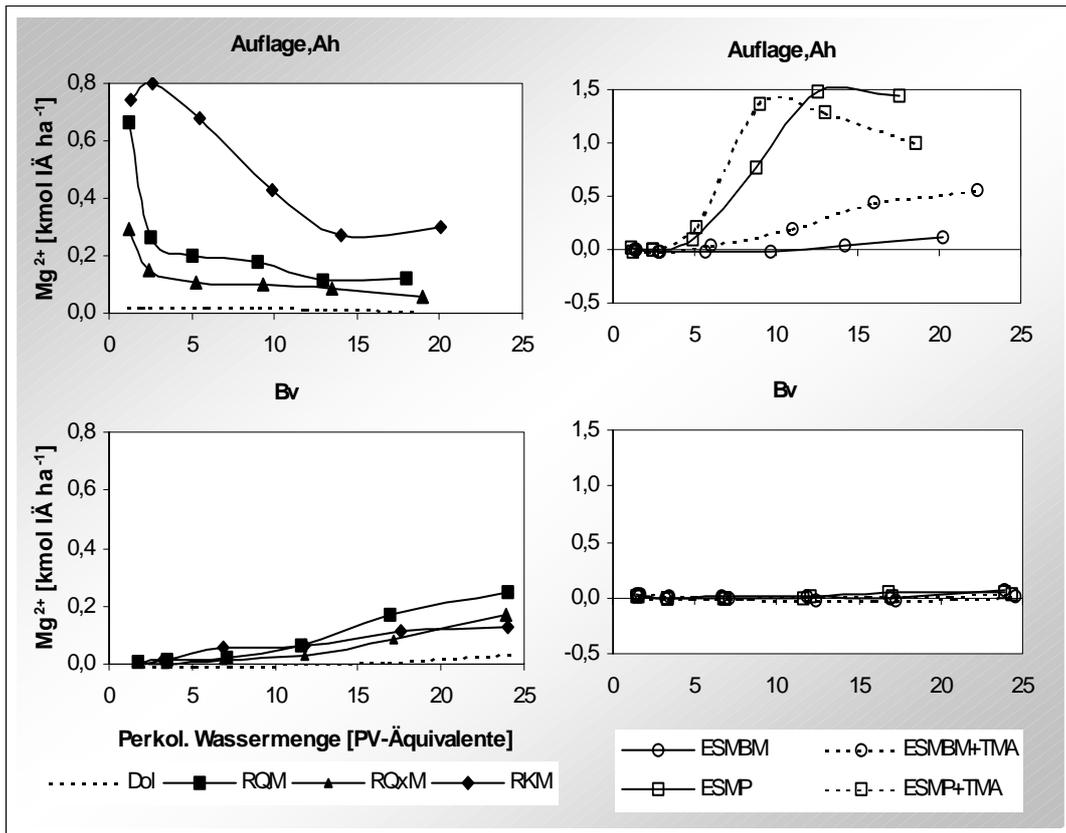


Abbildung 1.28: Netto-Magnesiumfrachten im Perkolationsversuch [kmol IÄ ha⁻¹] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

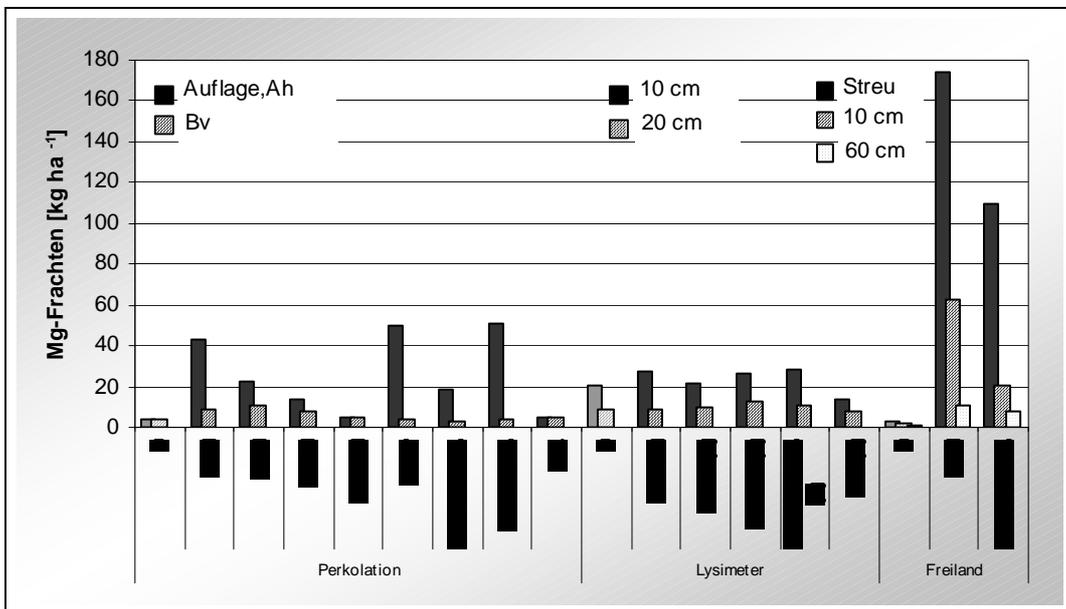


Abbildung 1.29: Magnesiumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Kaliumfreisetzung in den CaMgK- und CaMgKP-Mischungen

Die Kalium-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen zur Kontrolle sind in Tabelle 1.16 aufgeführt.

Tabelle 1.16: Aufstellung der Kalium- Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in $[mmol \text{ I} \ddot{A} \text{ l}^{-1}]$. * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,03	x	0,03	x	0,06	x	0,10	x	0,24	x	0,10	x	0,06	x
ESMBM	0,003	+0,69	+0,01	+0,06	-0,01	+0,11	-0,01	+0,09	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,002	+0,11	+0,02	+0,02	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	0,005	+1,00	+0,08	+0,12	-0,02	+0,07	+0,09	+0,53	+1,71	+76	+0,07	0,28*	+0,08	+0,25
ESMP+TMA	0,001	+0,33	+0,03	+0,05	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Die Kaliumgehalte der Bodenlösungen liegen zu Versuchsende mit Ausnahme des Freilandversuchs nur in den tieferen Bodenschichten über der Kontrolle. Die verlagerten Kaliumfrachten erhöhen sich in allen Kaliumvarianten und Tiefenstufen (Abbildung 1.31). Generell werden in den Bimsmehl-mischungen höhere Kaliumkonzentrationen gemessen als in den Perlitmischungen. Die Kaliummischungen mit TMA setzen mehr Kalium frei als ohne TMA-Beimischung (durchgehend signifikant für ESMBM+TMA). Sie zeigen unter dem Bv-Horizont im Perkulationsversuch eine stetige Freisetzungsrate (Abbildung 1.30).

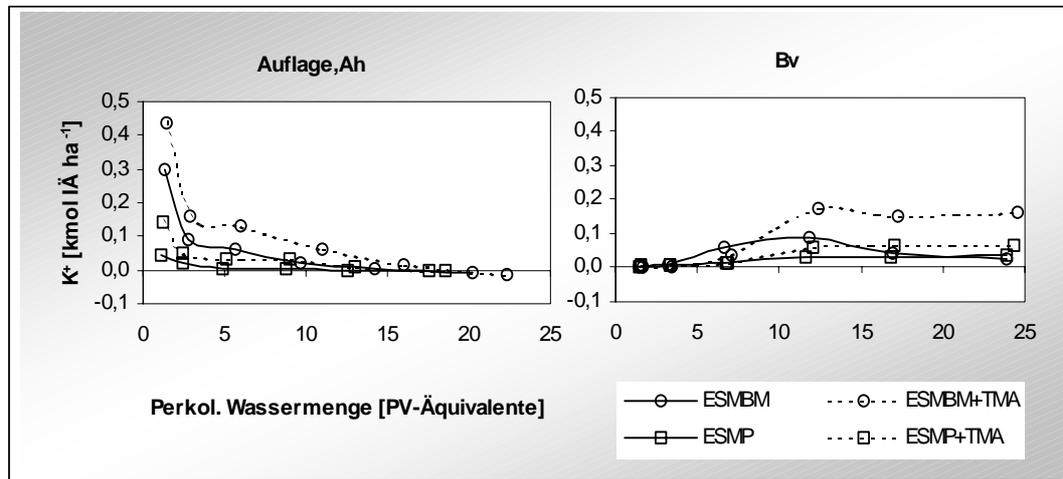


Abbildung 1.30: Netto-Kaliumfrachten der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen im Perkulationsversuch $[kmol \text{ I} \ddot{A} \text{ ha}^{-1}]$

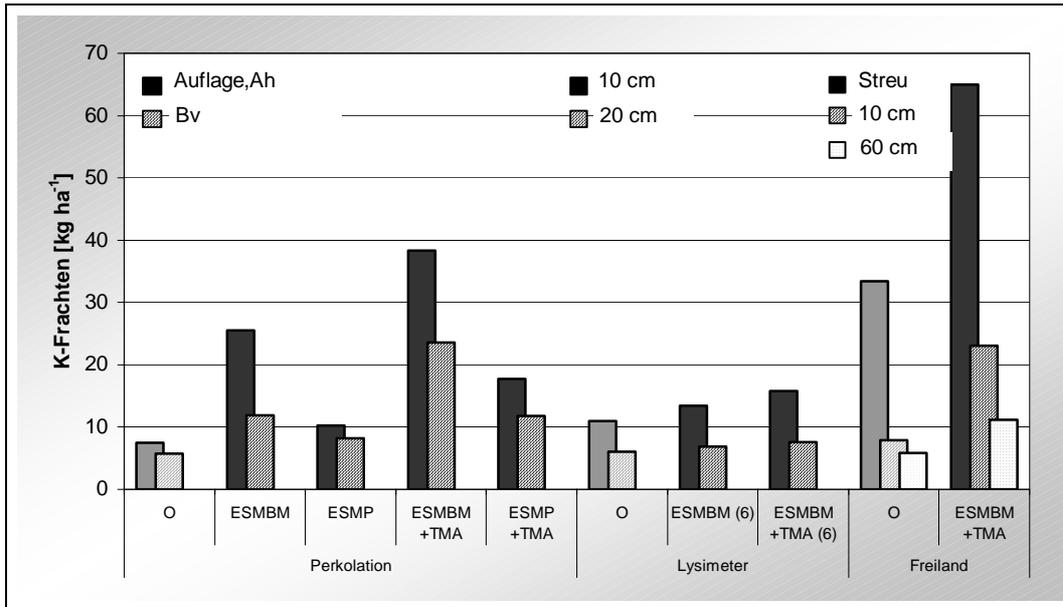


Abbildung 1.31: Kaliumgesamtfrachten der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkulations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Phosphatfreisetzung in den CaMgKP-Mischungen

Die Phosphor-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen sind in Tabelle 1.17 aufgeführt.

Tabelle 1.17: Aufstellung der Phosphat- Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in [mmol IÄ l⁻¹]. * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,000	x	0,001	x	0,002	x	0,002	x	0,002	x	0,002	x	0,06	x
ESMBM+TMA	+0,00	+0,02	0,001	0,001	+0,00	+0,002	+0,001	+0,001	+0,02	-0,13	+0,00	+0,00	-0,06	0,01*
ESMP+TMA	+0,00	+0,03	-0,001	+0,001	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Die Phosphatgehalte der Bodenlösungen sind nach Aufgabe der CaMgKP-Mischungen nur zu Beginn der Versuche (Abbildung 1.32) und nur in der Auflage bzw. dem Oberboden erhöht. Durch die Phosphorzugabe wurden allerdings die Frachten in allen Versuchen und Tiefenstufen erhöht (Abbildung 1.33).

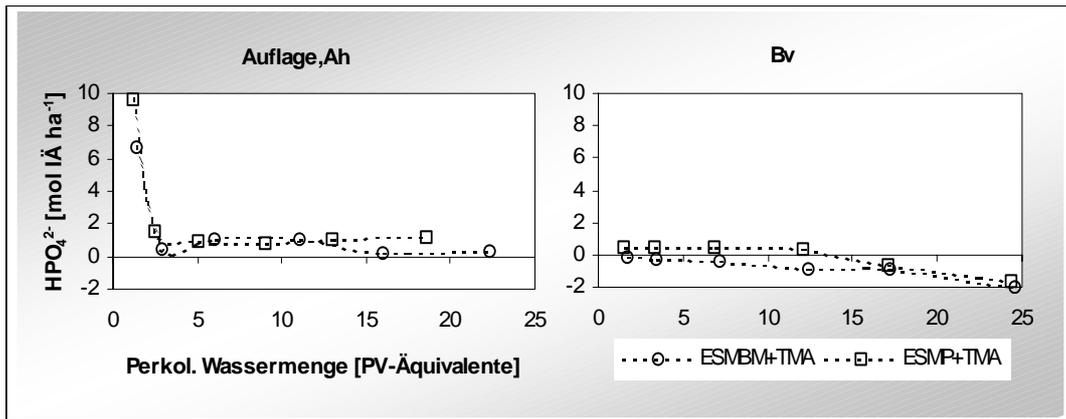


Abbildung 1.32: Netto-Phosphorfrachten der CaMgKP-Mischungen im Perkulationsversuch [kmol lÄ ha^{-1}]

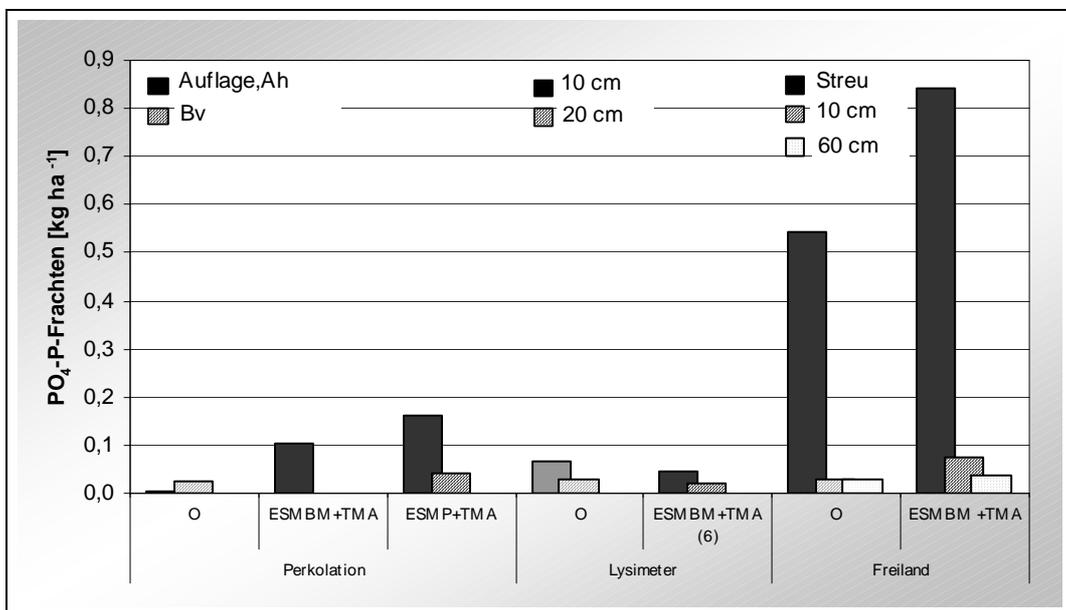


Abbildung 1.33: Phosphorgesamtfrachten der CaMgKP-Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkulations-, Lysimeter- und Freilandversuch

Aluminiumgehalte

Der Verlauf der Netto-Aluminiumkonzentrationen im Perkulationsversuch ist in Abbildung 1.34 dargestellt. Nach Aufgabe der Mischungen erniedrigen sich die Aluminiumkonzentration unterhalb des Auflage/Ah-Horizont. Bei den Enthärter Schlammvarianten sinken sie schneller und stärker ab als bei den Reaktorkornvarianten. Im Bv-Horizont kommt es zu einer leichten Erhöhung, die bei den Reaktorkornvarianten stärker ausfällt. Im Lysimeterversuch liegt der Aluminiumgehalt bei den Enthärter Schlammvarianten höher. Im Freiland sinken sie bei beiden Varianten bis in 60cm Tiefe signifikant unter die Kontrolle ab.

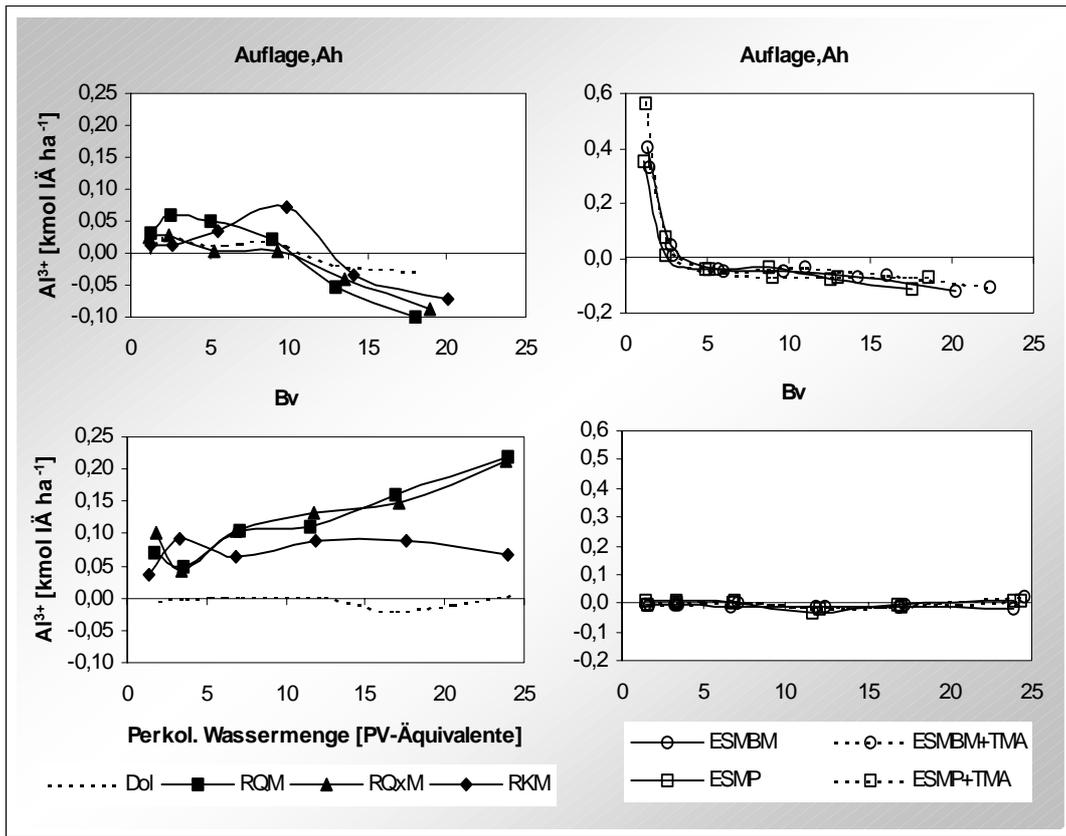


Abbildung 1.34: Netto-Aluminiumfrachten im Perkulationsversuch [$kmol I\ddot{A} ha^{-1}$] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

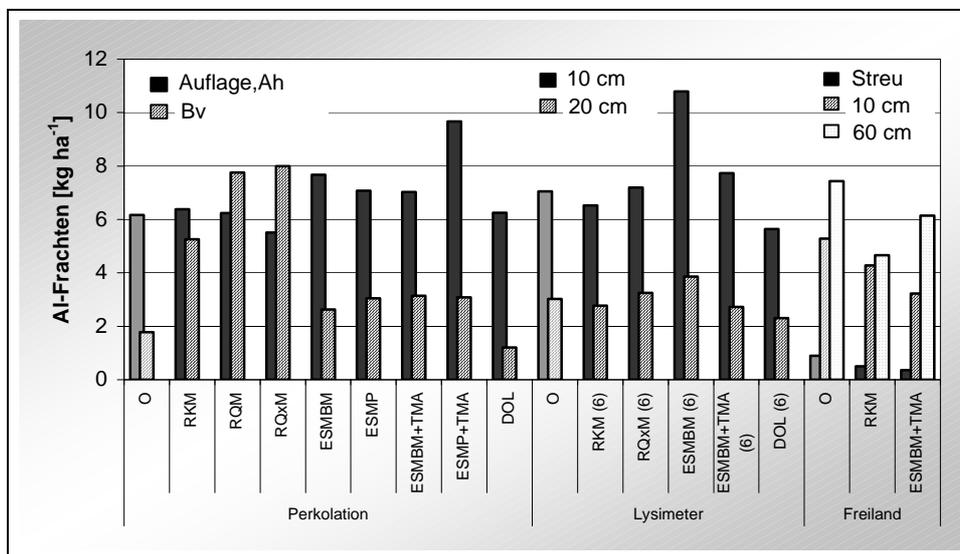


Abbildung 1.35: Aluminiumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkulations-, Lysimeter- und Freilandversuchs

Insgesamt wurden nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen die Aluminiumfrachten mit Ausnahme des Freilandversuchs in allen Tiefenstufen gegenüber der Kontrolle erhöht (Abbildung 1.35). Im Perkolationsversuch wurde im Bv-Horizont der Reaktorkornvarianten das Drei- bis Vierfache der Aluminiumfracht der Kontrolle verlagert.

Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse

Die Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse der Bodenlösungen zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.18 aufgeführt.

Tabelle 1.18: Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse der Bodenlösungen der Mischungen zum Ende des jeweiligen Versuchs. $M_b=Ca+Mg+K$)

	<i>Perkolation</i>				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al
Kontrolle	0,6	1,1	0,9	2,1	1,1	2,3	1,8	3,8	7,6	18,2	0,4	0,9	0,1	0,3
RKM	-0,1	+2,3	-0,5	+0,8	+0,1	+1,0	-0,5	-1,0	+29,7	+182	+0,8	+8,9	+0,2	+1,5
RQM	-0,1	+0,7	-0,7	-0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	±0,0	+0,4	-0,7	-0,7	-0,2	-0,2	+0,9	+1,1	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+2,9	+3,9	+3,9	+5,0	±0,0	+0,3	+0,7	+1,4	x	x	x	x	x	x
ESMP	+4,0	+12,6	+5,9	+6,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,7	+3,8	+0,4	+1,5	-0,2	-0,1	+1,2	+2,0	+25,6	+80,4	+1,0	+7,0	+0,2	+1,3
ESMP+TMA	+3,4	+8,2	+0,2	+0,8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	±0,0	-0,1	+1,7	+2,8	+0,7	+1,1	+12,1	+21,3	x	x	x	x	x	x

Im Perkolationsversuch zeigen die Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse wieder ein geteiltes Bild. Die Verhältnisse sind bei den Enthärter Schlammvarianten durchweg signifikant weiter als in der Kontrolle, während die Reaktorkornvarianten in beiden Tiefen engere Ca/Al-Verhältnisse und im Auflage,Ah-Horizont weitere M_b /Al-Verhältnisse aufweisen. Die CaMgK-Mischungen liegen über den entsprechenden CaMgKP-Mischungen. Im Freilandversuch liegen die RKM- und ESMBM+TMA-Variante durchgehend über der Kontrolle.

Der Verlauf der Ca/Al-Verhältnisse zeigt bei den Reaktorkornvarianten unter der Auflage,Ah nach anfänglich hohen Werten eine Tendenz gegen die Kontrolle, während im Bv-Horizont nach sehr engen Verhältnissen zu Beginn eine Aufweitung zu beobachten ist (Abbildung 1.36 und Abbildung 1.37). In den Enthärter Schlammvarianten kommt es in der Auflage in der ersten Versuchshälfte zu einem Peak, der verzögert an den Bv weitergegeben wird. Die Mischungen ohne TMA zeigen zu Versuchsende nur einen leichten Abfall bzw. sogar Anstieg.

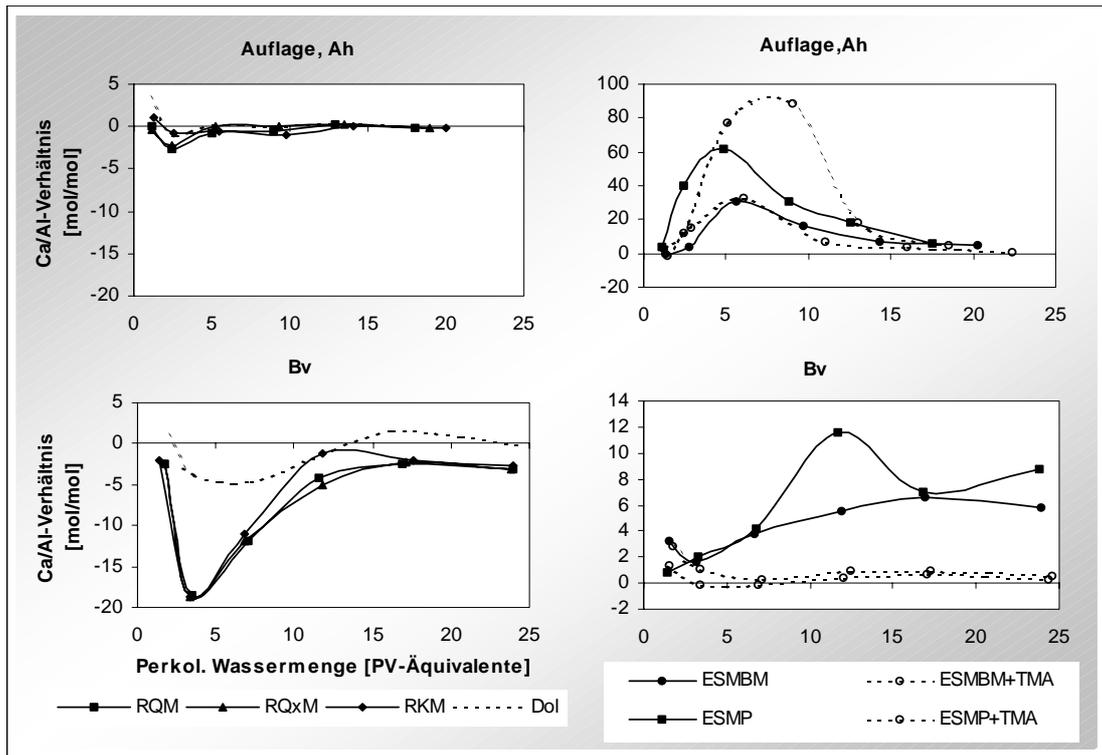


Abbildung 1.36: Ca/Al-Verhältnisse im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

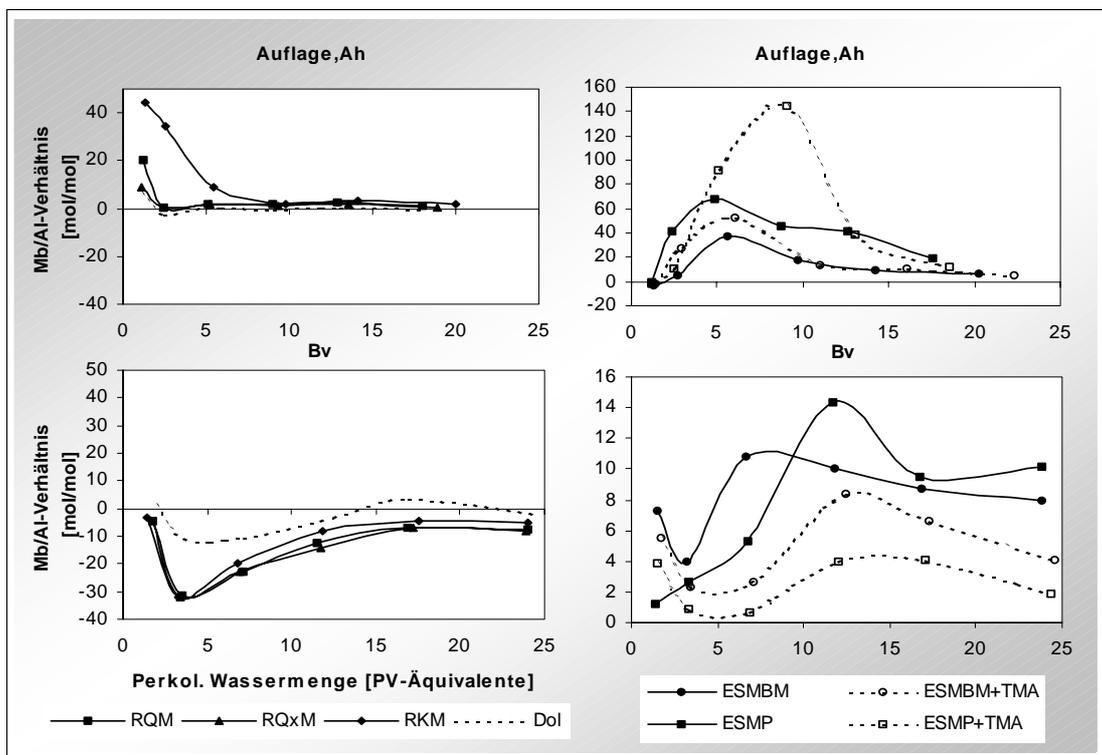


Abbildung 1.37: Mb/Al-Verhältnisse im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

Nitratverlagerung

Die Nitrat-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximalkonzentrationen sind in Tabelle 1.19 aufgeführt.

Tabelle 1.19: Nitrat-Nettoendgehalte (End) und maximale Nitratkonzentration in der Bodenlösung (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in [mg NO₃-N l⁻¹]. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,00	0,04	0,06	0,24	1,77	28,9	1,99	16,6	2,32	45,8	0,07	1,2	0,02	1,8
RKM	-0,02	0,08	+0,02	0,42	-1,71	34,4	-1,71	14,5	+3,86	11,1	+0,40	4,9	±0,00	1,9
RQM	+0,01	0,03	+0,07	0,19	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	±0,00	0,03	+0,01	0,10	-1,26	31,2	+6,39	26,7	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,01	0,36	±0,00	0,59	-1,56	45,7	-4,51	40,1	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,01	0,23	-0,03	0,62	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	±0,00	0,29	±0,00	0,31	1,31	40,4	+7,71	29,4	-0,31	27,6	+0,17	2,2	+0,04	1,4
ESMP+TMA	-0,02	0,27	-0,04	0,50	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,01	0,05	-0,03	0,17	-1,73	16,2	-0,04	6,2	x	x	x	x	x	x

Die höchsten Nitratkonzentrationen werden im Lysimeterversuch gemessen, gefolgt vom Freilandversuch. Bis auf die Konzentrationen des Lysimeterversuchs in 10 cm Tiefe liegen die Nitratgehalte der Bodenlösungen gegen Versuchsende geringfügig über der Kontrolle. Nur während des Lysimeterversuchs wurde der Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO₃ l⁻¹ (= 11,3 mg NO₃-N l⁻¹) in 20 cm Tiefe von Kontrolle und Varianten überschritten, zum Versuchsende liegen die Nitratgehalte unter dem Grenzwert.

Im Perkolationsversuch kommt es bei den Enthärter Schlammvarianten im Gegensatz zu den Reaktorkornvarianten und den anderen Versuchen zu einer starken initialen Nitratfreisetzung, danach pendeln sich die Nitratgehalte aller Sekundärrohstoffvarianten auf einem gleichbleibendem Niveau ein (Abbildung 1.38). In den übrigen Versuchen wurde kein solcher Initialeffekt beobachtet, in den Enthärter Schlammvarianten wurden generell höhere Nitratkonzentrationen gemessen als in den Reaktorkornvarianten. Im Perkolations- und im Lysimeterversuch werden im Oberboden höhere Nitrat-Gesamtfrachten gemessen. Im Bv-Horizont fallen die Reaktorkornvarianten mit hohen Nitratausträgen auf (Abbildung 1.39). Der Verlauf der Nitratkonzentrationen und Gesamtfrachten verhält sich ähnlich den Aluminiumkonzentrationen bzw. -gesamtfrachten.

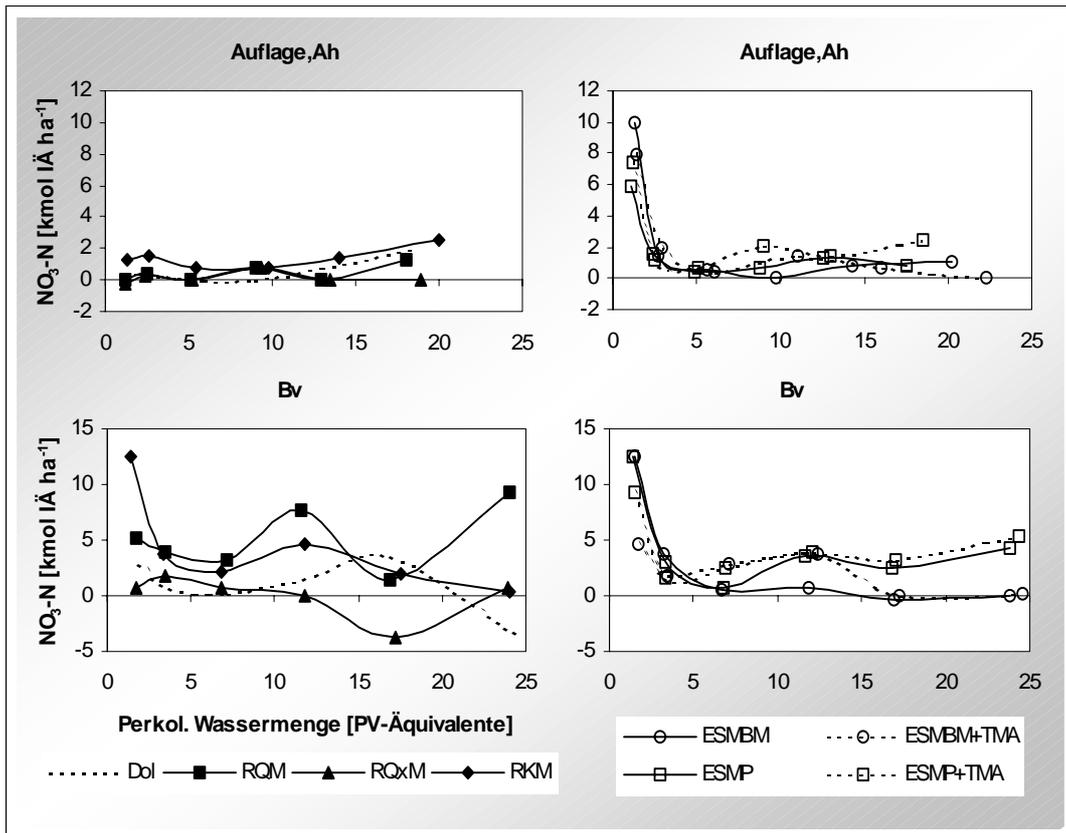


Abbildung 1.38: Netto-Nitratfrachten im Perkolationsversuch [kmol IA ha^{-1}] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

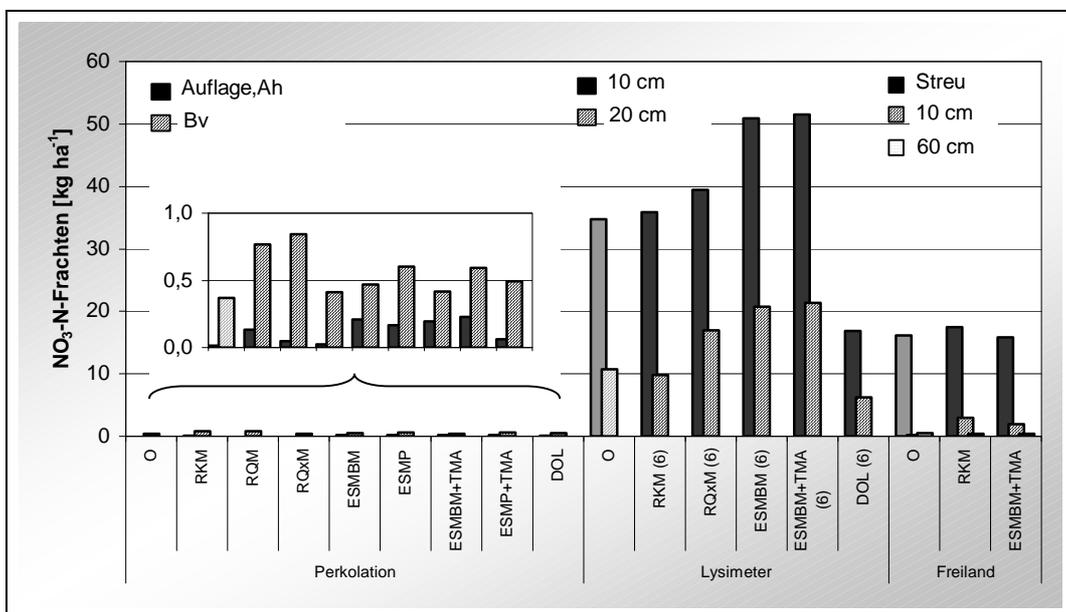


Abbildung 1.39: Nitratgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs. Die kleinere Grafik zeigt die Gesamtfrachten im Perkolationsversuch in vergrößertem Maßstab.

Schwefelfreisetzung

Die Schwefel-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximalkonzentrationen sind in Tabelle 1.20 aufgeführt.

Tabelle 1.20: Sulfat-Nettoendgehalte (End) und maximale Sulfatkonzentration in der Bodenlösung (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in $[mg SO_4-S l^{-1}]$.

	Perkolation 700 mm (14 Tage=1 Jahr)				Lysimeter 1130 mm (13 Monate)				Freiland 560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,00	3,10	0,63	7,54	3,95	6,31	3,57	6,78	2,64	5,42	2,32	6,26	3,41	6,89
RKM	+0,27	4,66	+0,26	8,04	+0,48	6,61	+0,42	7,00	+1,79	10,1	-0,22	11,2	+0,07	6,76
RQM	+0,14	3,89	-0,30	6,54	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,31	3,82	-0,13	6,80	+0,14	6,78	+0,17	6,75	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,60	5,05	-3,16	10,4	-0,32	5,93	-0,27	5,39	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,48	4,54	+0,80	6,74	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	-0,95	8,14	-2,25	10,0	0,24	9,90	+0,45	7,55	+0,04	27,5	+2,56	6,04	+2,51	5,70
ESMP+TMA	+0,62	7,92	-1,21	10,2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,07	3,49	-0,42	7,91	3,83	5,91	-3,52	4,86	x	x	x	x	x	x

Von wenigen Ausnahmen abgesehen liegen die Sulfatgehalte der Bodenlösungen am Ende der Versuche über der Kontrolle. Während es in den Reaktorkornvarianten mit zunehmender Tiefe zu einer Abnahme an Sulfat kommt, erhöhen sich die Gehalte bei den Enthärter Schlammvarianten. Die Mischungen mit TMA haben die höchsten Gehalte und Maximalkonzentrationen.

Die höchsten Sulfatfrachten werden im Perkolationsversuch gemessen (Abbildung 1.41). Generell sind die Gesamtfrachten mit Ausnahme der ESMP-Variante in den Enthärter Schlammvarianten am höchsten. In den Reaktorkornvarianten werden zum Teil niedrigere Sulfat-Gesamtfrachten verlagert als in der Kontrolle.

Die Sulfatgehalte der Sekundärrohstoffvarianten zeigen unter dem Auflage, Ah-Horizont eine leicht abnehmende Tendenz. Im Bv-Horizont erniedrigen sich die Konzentrationen der Bodenlösung in den Reaktorkornvarianten, während sie bei den Enthärter Schlammvarianten ansteigen (Abbildung 1.40).

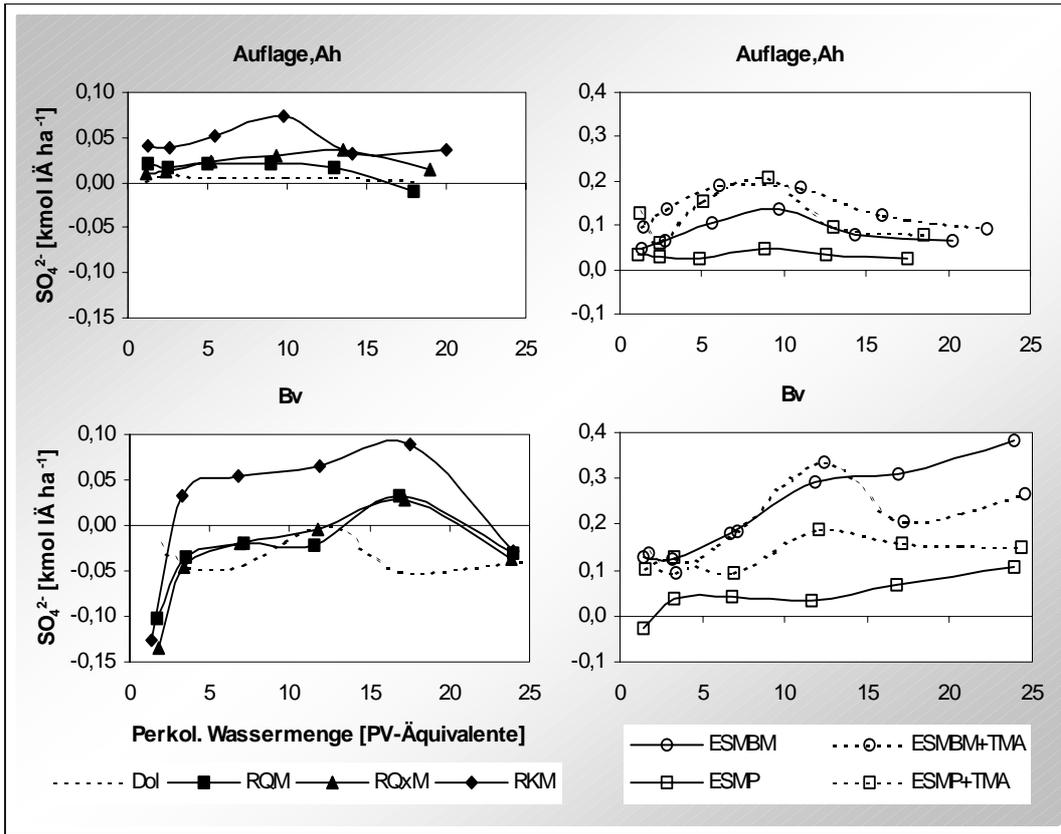


Abbildung 1.40: Netto-Sulfatfrachten im Perkolationsversuch [kmol IÄ ha^{-1}] getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

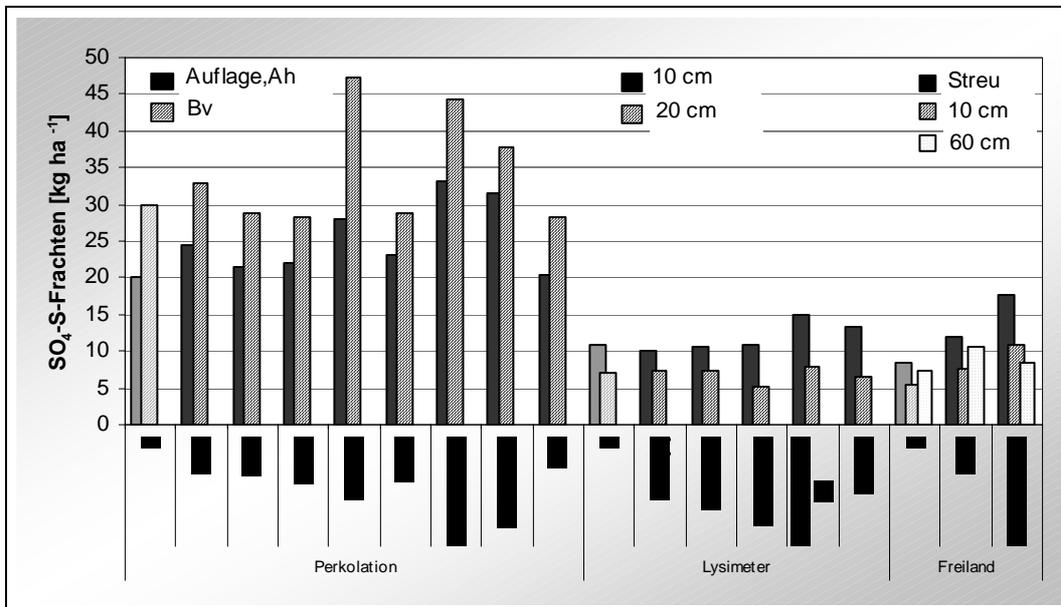


Abbildung 1.41: Sulfatgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Schwermetallfreisetzung und Wasserqualität

Die Sickerwassergehalte einiger für die Wasserqualität relevanter Elemente und Schwermetalle zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.21 aufgeführt.

Tabelle 1.21: Darstellung der Netto-Endgehalte einiger Schwermetalle und Elemente in den Bodenlösungen der jeweils tiefsten untersuchten Tiefenstufe in [mg Element l⁻¹]. Fettdruck: Überschreitung der Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

	Al	Fe	Mn	Pb	Cd	Cr	Ni	Ca	K	Mg	Na	P	S	NH ₄ N	NO ₃ N
Perkolationsversuch (Bv-Horizont)															
O	0,37	0,00	0,04	0,001	0,001	0,001	0,000	1,18	1,16	0,61	1,40	0,010	3,51	0,30	0,06
RKM	+0,35	+0,02	-0,01	+0,011	±0,00	±0,00	±0,00	-0,60	+0,55	+1,10	+0,37	-0,010	+0,66	+0,65	+0,05
RQM	+0,90	+0,03	-0,03	+0,002	-0,001	-0,001	±0,00	-0,71	-0,17	+1,60	+0,47	-0,010	+0,11	+0,46	+0,11
RQxM	+0,96	+0,04	-0,02	+0,002	-0,001	-0,001	+0,001	-0,79	-0,10	+1,18	+0,54	-0,010	+0,28	+0,33	+0,04
ESMBM	+0,06	±0,00	-0,03	+0,002	-0,001	-0,00	±0,00	+3,41	+0,08	+0,36	+0,11	-0,010	+2,70	-0,20	-0,03
ESMP	+0,17	+0,07	-0,02	+0,007	-0,001	-0,001	+0,001	+7,04	+0,31	+0,21	-0,23	-0,002	+0,34	+0,78	±0,00
ESMBM +TMA	+0,21	+0,01	-0,03	+0,010	-0,001	-0,001	±0,00	+0,58	+2,77	+0,02	+0,82	+0,010	+1,79	+0,14	-0,03
ESMP +TMA	+0,17	+0,01	±0,00	+0,002	-0,001	±0,00	+0,001	+0,19	+0,81	+0,08	+0,26	-0,007	+0,75	+0,66	±0,00
DOL	-0,09	±0,00	-0,02	±0,000	-0,001	-0,001	+0,002	+0,04	-0,35	+0,27	+0,14	+0,002	+0,02	-0,19	±0,00
Lysimeterversuch (20 cm Tiefe)															
O	1,67	0,54	0,18	0,002	0,001	0,001	0,006	6,64	3,93	3,26	2,74	0,020	3,57	0,06	1,99
RKM	+0,33	+0,02	-0,07	±0,00	±0,00	+0,001	-0,001	-0,84	-0,55	-0,01	-1,29	±0,00	+0,42	-0,01	-1,27
RQxM	+0,40	-0,23	+0,01	+0,002	±0,00	-0,001	+0,002	+5,76	-0,14	+1,74	-1,24	-0,015	+0,17	-0,01	+7,39
ESMBM	+0,10	-0,03	-0,02	+0,002	±0,00	±0,00	±0,00	+3,04	-0,44	+2,10	-0,80	±0,00	+0,26	+0,11	+4,51
ESMBM +TMA	+0,30	+0,33	+0,09	±0,00	±0,00	±0,00	+0,002	+6,56	+0,27	+2,69	+0,95	+0,010	+0,45	±0,00	+7,91
DOL	-1,37	-0,46	-0,17	+0,28	±0,00	-0,001	-0,005	-3,16	-3,11	-1,62	-2,17	-0,018	-2,68	-0,05	+0,42
Freilandversuch (60 cm Tiefe)															
O	3,66	0,46	0,03	0,003	0,005	0,002	0,005	0,84	2,35	0,44	1,76	0,004	3,48	0,05	0,02
RKM	-1,62	-0,36	-0,02	-0,002	±0,00	-0,001	-0,001	+0,70	2,74	+2,70	+0,70	+0,009	+2,44	-0,01	±0,00
ESMBM +TMA	-1,76	-0,11	+0,03	-0,002	-0,001	-0,001	-0,001	+0,34	3,19	+1,91	+0,42	±0,00	-0,07	-0,01	+0,04

Nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen erhöhten sich die Gehalte der Sickerwasserlösungen im Perkolationsversuch unterhalb des Bv-Horizonts für Aluminium, Eisen, Blei und Nickel, während die Gehalte zu Versuchsende für Mangan, Cadmium und Chrom gegenüber der Kontrolle erniedrigt werden. Im Lysimeterversuch war die Schwermetallmobilisierung/-immobilisierung nicht einheitlich. Im Freilandversuch wurden in 60 cm Tiefe für Blei, Cadmium, Chrom und Nickel niedrigere beziehungsweise gleiche Konzentrationen gemessen. In keinem Fall wurden bedenkliche Werte im Vergleich zu den Schwermetall-Grenzwerten der TrinkwasserVO überschritten. Das Gleiche gilt für Nitrat.

1.2.5 Wirkungen auf die Pflanzen

Auswirkungen auf das Keimverhalten

Die Zahl gekeimter Bucheckern und von Keimlingen im Primärblattstadium sind in Abbildung 1.42 dargestellt.

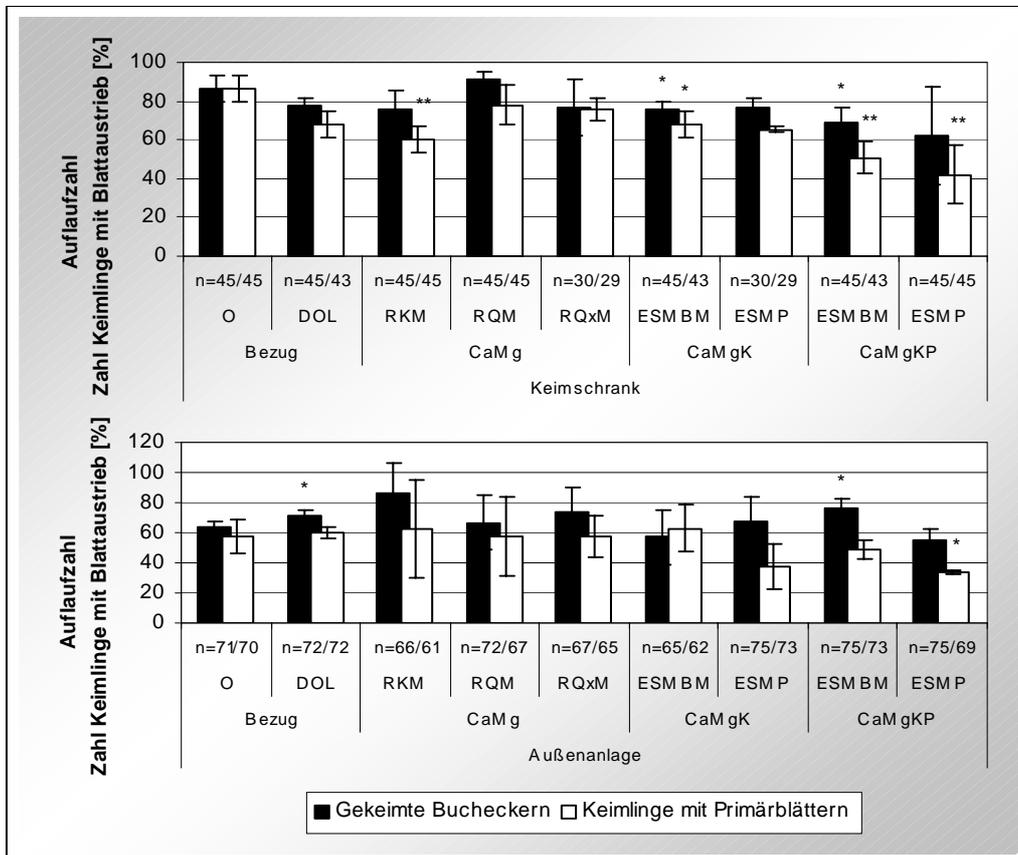


Abbildung 1.42: Prozentuale Anzahl gekeimter Bucheckern (Auflaufzahl) und von Keimlingen im Primärblattstadium einen Monat nach dem Pikieren. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Im Keimschrank lagen die Auflaufzahlen mit Ausnahme der RQM-Variante unter der Kontrolle. Die CaMgKP-Varianten wiesen die geringste Zahl von Keimlingen bzw. Primärblattstadien auf. Die Prozentzahlen der Bimsmeilmischungen sind signifikant kleiner als in der Kontrolle. In der Außenanlage liegen nur die Keimzahlen der ESMBM- und ESMP+TMA-Variante unter der Kontrolle. Die höchste Zahl an Keimlingen besitzen ESMBM+TMA (signifikant), RKM und RQxM.

Die Laub-, Holz- und Wurzelbiomassen sowie die Wuchshöhen der Außenanlage zeigen ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse von Keimung und Primärblattstadien im Keimschrank. Die Pflanzenkennwerte der Sekundärrohstoffvarianten liegen unter der Kontrolle (Abbildung 1.43 und Abbildung 1.44) und sind für Holzbiomasse und Wuchshöhe der Reaktorkornvarianten signifikant.

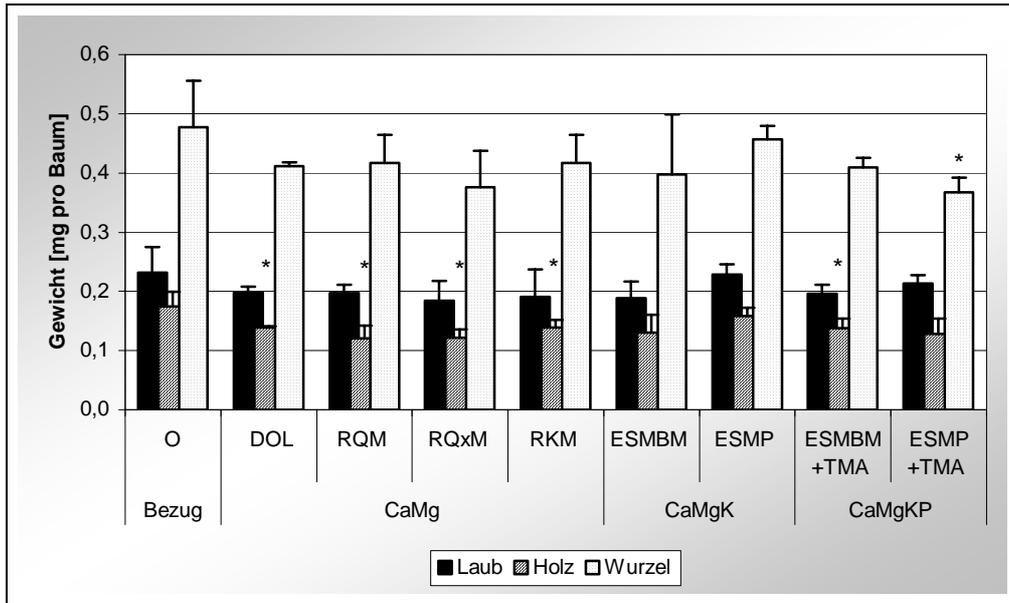


Abbildung 1.43: Trockengewichte von Laub, Holz und Wurzeln der Buchen im Wachstumsversuch (Außenanlage) einen Monat nach dem Pikieren und nach Umrechnung auf die Einzelpflanze. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

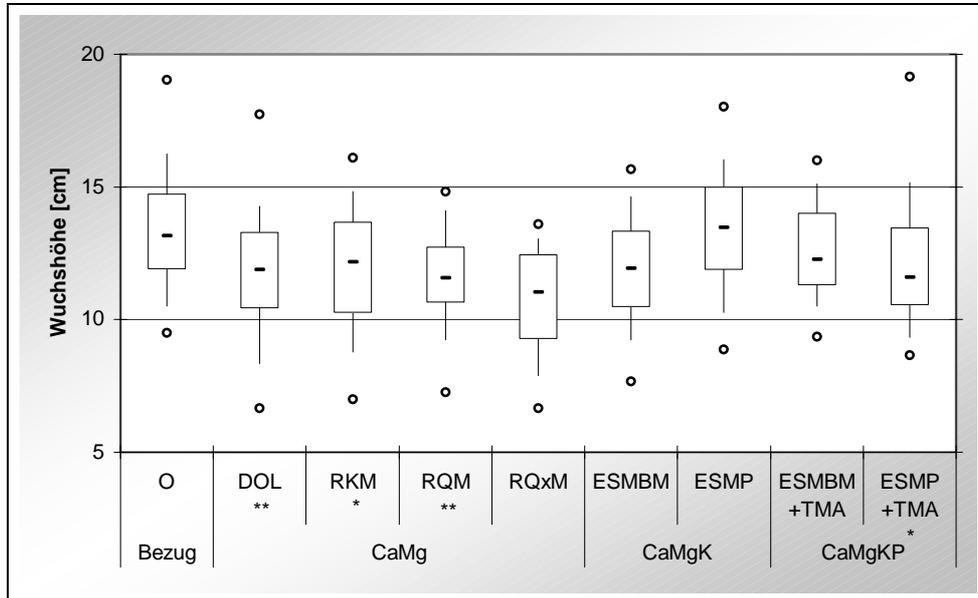


Abbildung 1.44: Wuchshöhen der Buchen im Wachstumsversuch (Außenanlage) einen Monat nach dem Pikieren. Angabe in [cm]. Darstellung von Median, 10%-, 25%-, 75%- und 90%-Perzentilen sowie der Minima und Maxima. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Tabelle 1.22: Blattspiegelwerte und Elementgehalte der Buchen im Wachstumsversuch. Angabe als Mittelwerte. Kursivschrift bedeutet eine Unterschreitung der ausreichenden Gehalte für Laub nach VAN DEN BURG (1985). Signifikanten Unterschiede zur Kontrolle sind grau unterlegt (t-Test mit Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$).

	Ca	Mg	K	P	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	S	N	C	C/N	Ca/Al
	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[%]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[mg/g]	[%]	[%]		
Laub														
O	12,2	2,91	6,84	0,21	0,08	0,09	1,62	0,04	0,004	0,97	1,31	44,9	34	65,7
DOL	12,3	3,11	6,82	0,21	0,09	0,09	1,92	0,05	0,005	0,95	1,31	45,0	34	61,3
RKM	11,1	4,38	6,54	0,21	0,10	0,10	1,86	0,04	0,004	0,98	1,38	45,4	33	51,5
RQM	9,29	4,64	5,79	0,20	0,10	0,10	1,71	0,03	0,004	0,95	1,35	45,6	34	43,8
RQxM	9,02	5,17	5,73	0,16	0,09	0,10	1,12	0,03	0,004	0,97	1,39	45,7	33	44,1
ESMBM	10,6	3,59	7,58	0,17	0,09	0,09	1,34	0,03	0,004	0,94	1,38	46,0	33	55,2
ESMP	11,1	3,94	6,20	0,21	0,09	0,09	1,96	0,03	0,003	0,93	1,34	45,6	34	55,0
ESMBM+TMA	11,0	3,16	7,44	0,19	0,10	0,10	2,12	0,03	0,003	0,99	1,33	45,4	34	51,6
ESMP+TMA	11,3	4,20	6,58	0,22	0,09	0,09	1,32	0,03	0,004	1,01	1,40	45,7	33	57,5
Holz														
O	7,55	1,85	5,82	0,20	0,02	0,04	0,89	0,08	0,007	0,45	0,45	45,1	100	226
DOL	7,16	1,96	6,05	0,21	0,02	0,03	0,82	0,03	0,004	0,45	0,48	44,9	93	234
RKM	5,52	2,58	6,76	0,22	0,02	0,03	0,87	0,03	0,004	0,39	0,51	45,5	90	129
RQM	5,17	2,74	6,31	0,21	0,02	0,03	0,80	0,03	0,004	0,38	0,50	45,9	92	116
RQxM	4,86	2,70	5,92	0,18	0,02	0,03	0,62	0,02	0,004	0,36	0,52	45,9	88	104
ESMBM	5,78	2,53	6,17	0,17	0,02	0,03	0,68	0,02	0,003	0,37	0,48	45,6	95	128
ESMP	5,59	2,38	5,69	0,20	0,02	0,02	0,82	0,02	0,003	0,37	0,47	45,8	97	101
ESMBM+TMA	5,96	2,08	6,10	0,20	0,02	0,03	0,94	0,02	0,003	0,43	0,45	45,6	101	152
ESMP+TMA	5,74	2,83	6,21	0,24	0,02	0,02	0,63	0,02	0,003	0,50	0,49	45,7	93	117
Wurzeln														
O	2,94	1,36	3,65	0,16	0,21	0,28	0,29	0,04	0,003	0,65	0,50	45,4	91	26,8
DOL	3,32	1,55	3,77	0,18	0,20	0,28	0,29	0,03	0,004	0,60	0,51	45,2	88	27,3
RKM	2,73	2,14	4,06	0,18	0,19	0,25	0,31	0,04	0,004	0,59	0,57	45,8	80	6,54
RQM	2,56	2,11	3,81	0,18	0,20	0,25	0,26	0,03	0,004	0,58	0,54	45,6	84	5,63
RQxM	2,51	2,13	4,06	0,15	0,21	0,29	0,23	0,03	0,004	0,59	0,58	45,3	78	5,47
ESMBM	2,57	1,83	4,10	0,16	0,20	0,25	0,24	0,03	0,004	0,56	0,44	44,6	101	5,85
ESMP	2,90	1,67	3,83	0,16	0,16	0,23	0,30	0,04	0,004	0,58	0,50	45,3	90	8,05
ESMBM+TMA	2,76	1,51	3,61	0,16	0,18	0,23	0,31	0,03	0,004	0,68	0,47	45,3	97	7,00
ESMP+TMA	2,59	1,73	3,79	0,18	0,18	0,17	0,21	0,02	0,003	0,61	0,49	44,7	92	6,45

In Tabelle 1.22 sind die Nährstoffgehalte der Keimlinge der Außenanlage aufgeführt. In allen Varianten sind die Pflanzen laut Blattspiegelwerten mit Zink, Kupfer, Schwefel und Stickstoff unterversorgt. Die Ca/Al-Verhältnisse sind in den Sekundärrohstoffmischungen enger als in der Kontrolle. Bei etwa gleichen Aluminiumgehalten unterschreiten die Ca/Al-Verhältnisse weder in der Kontrolle noch in den Sekundärrohstoffmischungen den von CRONAN & GRIGAL (1995) angegebenen 50%-Risikowert für Aluminiumtoxizität für Buchen von 12,5 mol/mol. Besonders im Holz und in den Wurzeln der Sekundärrohstoffvarianten unterscheiden sich die Verhältnisse deutlich von der Kontrolle. Für die Reaktorkornvarianten ergaben sich engere Verhältnisse als für die Enthärter Schlammvarianten.

Die Calciumgehalte der Sekundärrohstoffmischungen sind für Laub, Holz und Wurzeln durchgängig niedriger als in der Kontrolle, wobei die niedrigsten Werte bei RQM- und RQxM

gemessen werden (Abbildung 1.45). Magnesiummangel wurde nur in der Kontrolle festgestellt. Die Magnesiumgehalte der Sekundärrohstoffmischungen sind für Laub, Holz und Wurzeln durchgängig höher. Die Blattspiegelwerte der Reaktorkornvarianten sind hochsignifikant, die der Enthärter Schlamm-Perlit-Mischungen signifikant höher als die Kontrolle (Abbildung 1.46). Die Kaliumversorgung verbessert sich nur in den Enthärter Schlamm-Bimsmehl-mischungen durchgängig, in ESMP enthalten die Wurzeln, in ESMP+TMA Holz und Wurzeln mehr Kalium. Der Phosphorgehalt steigt nur bei ESMP+TMA leicht an (Abbildung 1.47).

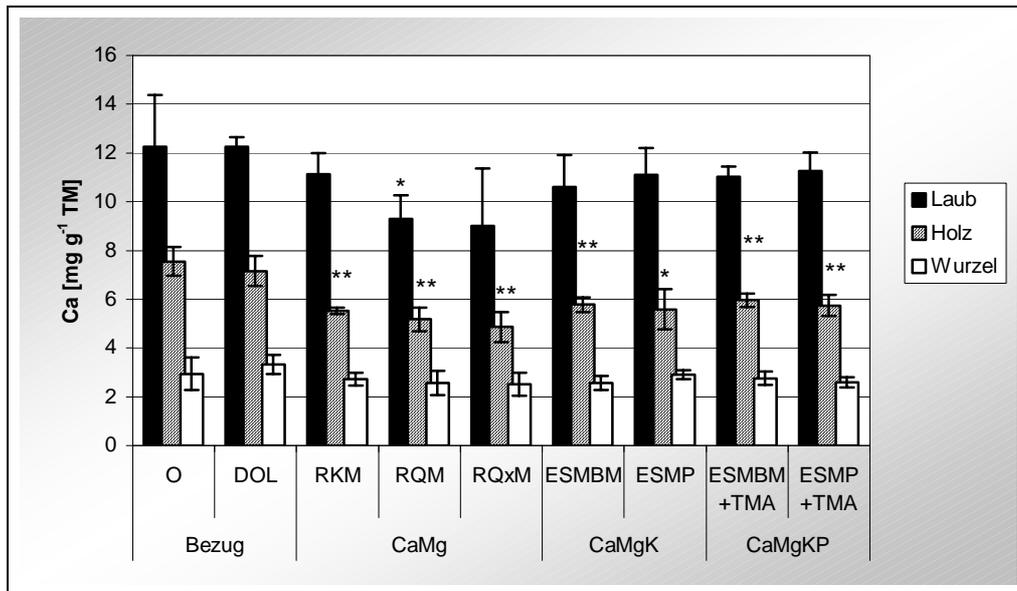


Abbildung 1.45: Calciumgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

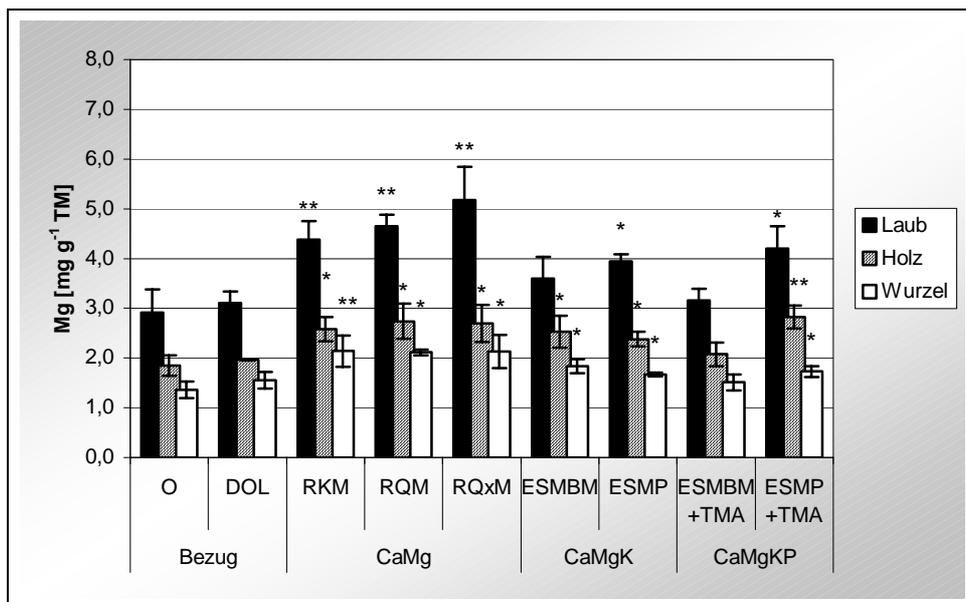


Abbildung 1.46: Magnesiumgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

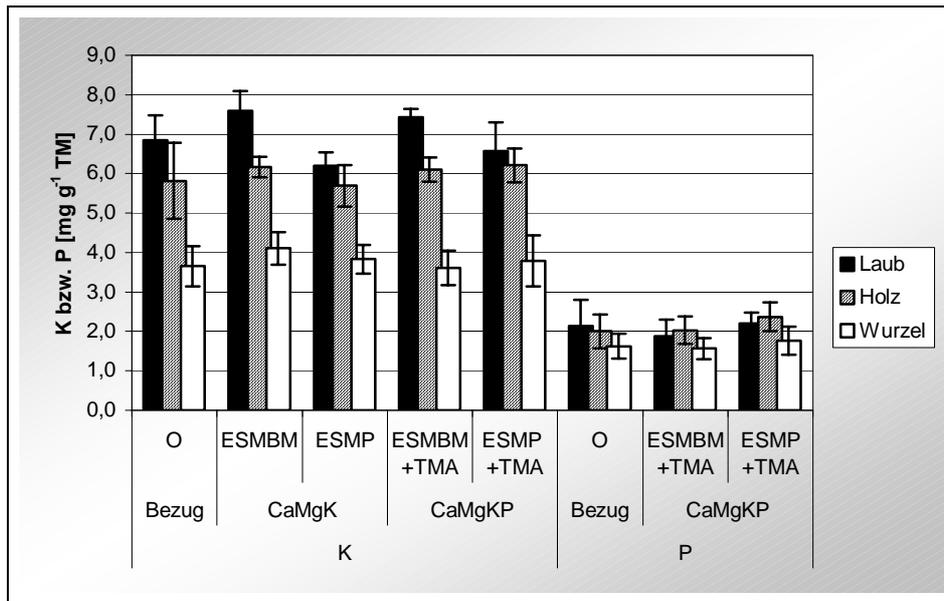


Abbildung 1.47: Kalium- und Phosphorgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Pflanzenverträglichkeit (Vitalität)

Im Lysimeterversuch ergaben sich innerhalb der Varianten durch die uneinheitliche Sonneneinstrahlung positionsabhängige Unterschiede beim Buchenwachstum. So zeigen die Buchen im stärkeren Beschattungsbereich variantenunabhängig höhere Wachstumsraten und Pflanzenkennwerte. Bei der optischen Aufnahme der Pflanzen wurden keine deutlichen Unterschiede im Chlorophyllgehalt oder dem Zeitpunkt der Blattverfärbung im Herbst 2002 festgestellt. Zum Aufnahmezeitpunkt im November 2002 war der Laubabwurf in der Kontrolle fast abgeschlossen, während in den Sekundärrohstoffvarianten noch grüne Blätter zu finden waren. In den Reaktorkorn₍₆₎- und der DOL₍₆₎-Variante verblieb das braune Laub bis zum Austrieb im Folgejahr an der Pflanze. In der dritten Aprilwoche 2003 waren an einigen Buchen der Kontroll-, ESMBM₍₆₎-, RKM₍₆₎-, RQxM₍₆₎- und DOL₍₆₎-Variante etliche, bei der ESMBM+TMA₍₆₎-Variante dagegen nur vereinzelte voll ausgetriebene Blätter sichtbar. In der Folgeweche war das Laub in allen Varianten ausgetrieben. In der zweiten Vegetationsperiode wurde die Bodenoberfläche in den Reaktorkornvarianten vollständig beschattet.

Die Pflanzenkennwerte der Buchen sind in Tabelle 1.23 aufgelistet. Wegen der ungleichen Anzahl beprobter Bäume pro Lysimeter wurden Biomasse und Elementgehalte auf einen Baum umgerechnet. Alle Pflanzenkennwerte der Sekundärrohstoffvarianten liegen über denen der Kontrolle. In den Reaktorkorn₍₆₎- und der DOL₍₆₎-Variante wurden die höchsten Biomassen und Blattflächenindizes ermittelt, gefolgt von den Enthärterschlam₍₆₎-Varianten. RKM₍₆₎ hat die höchsten Werte, die Unterschiede zur Kontrolle sind mit Ausnahme des 100-Blatt-Gewichts signifikant. Bei der ESMBM₍₆₎-Variante unterscheiden sich nur Laubbiomasse und Blattflächenindex (BFI) signifikant. Die Pflanzenkennwerte der ESMBM+TMA₍₆₎-Variante sind von allen Mischungen am niedrigsten, sie liegen meist nur knapp oberhalb der Kontrolle. Beim 100-Blatt-Gewicht sind keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle festzustellen. Die RQxM₍₆₎-Variante liegt mit 6,7 g pro 100 Blatt an der Spitze, gefolgt von ESMBM₍₆₎ mit 6,01 g und RKM₍₆₎ mit 5,97 g.

Tabelle 1.23: Pflanzenkennwerte der Lysimeterversuche. Angabe als Mittelwerte mit Standardabweichung. n = Anzahl der beprobten Buchen. BFI = Blattflächenindex. Grau unterlegte Zahlen bedeuten einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$, t-Test).

	n	Biomasse [g pro Baum]			BFI		100-Blatt-Gewicht [g]	
		Laub	Holz	Wurzel				
O	46	5,83 ± 0,76	12,6 ± 2,72	12,7 ± 1,72	1,70 ± 0,21	5,42 ± 0,65		
RKM ₍₆₎	48	9,03 ± 0,23	20,9 ± 2,03	17,2 ± 0,98	2,90 ± 0,10	5,97 ± 0,39		
RQxM ₍₆₎	46	8,58 ± 2,35	18,3 ± 5,88	14,9 ± 3,57	2,65 ± 0,87	6,70 ± 1,05		
ESMBM ₍₆₎	47	7,71 ± 1,19	15,4 ± 3,57	14,3 ± 1,63	2,39 ± 0,43	6,01 ± 1,00		
ESMBM+TMA ₍₆₎	42	6,78 ± 0,60	14,3 ± 2,04	13,3 ± 1,17	1,90 ± 0,14	5,71 ± 0,33		
DOL ₍₆₎	16	8,66	17,7	16,4	2,77	5,83		

Beim Längenzuwachs unterscheiden sich die beiden Wachstumsperioden sehr deutlich voneinander (Abbildung 1.48). 2002 lagen die Mediane zwischen 1 cm (DOL₍₆₎, RQxM₍₆₎) und 3 cm Zuwachs (RKM₍₆₎), 2003 zwischen 20 cm (Kontrolle) und 28 cm (RKM₍₆₎, ESMBM₍₆₎). In der RKM₍₆₎-Variante waren die Längenzuwächse bereits zu Versuchsbeginn signifikant höher als in der Kontrolle, im Folgejahr zusätzlich bei RQxM₍₆₎ und ESMBM₍₆₎. Die höchsten Zuwächse wurden in den Reaktorkornvarianten gemessen (RKM₍₆₎ 40 und 89 cm, RQxM₍₆₎ 35 und 72 cm). Die hohen Längenzuwächse kamen durch teils mehrfache Johannistriebbildung zustande und war nicht variantenspezifisch. Der Längenzuwachs der Referenzvariante DOL₍₆₎ entspricht in etwa der Kontrolle.

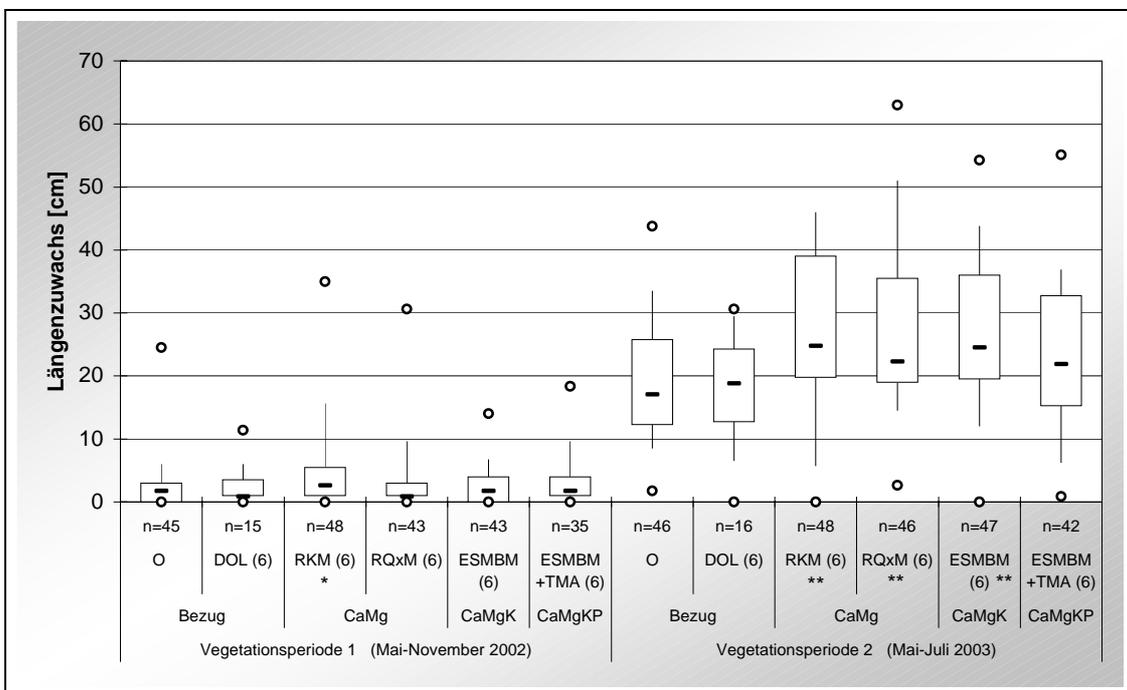


Abbildung 1.48: Längenzuwachs der Buchen in den Lysimetern von der Ausbringung bis zur Ernte. Angabe in [cm]. Darstellung von Median, 10%-, 25%-, 75%- und 90%-Perzentilen sowie der Minima und Maxima. Maximaler Zuwachs bei RKM₍₆₎ 89 cm, bei RQxM₍₆₎ 72 cm. n = Anzahl der bewerteten Buchen. Signifikanzniveau * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

In den Reaktorkorn₍₆₎-Varianten wurde in jedem Lysimeter Ektomykorrhiza an den Wurzeln festgestellt. In der Kontrolle und der ESMBM₍₆₎-Variante wurde in je einem Lysimeter, in der ESMBM+TMA₍₆₎-Variante überhaupt keine Mykorrhizierung gefunden.

Verbesserung der Pflanzenversorgung

Die Elementgehalte der Buchen des Lysimeterversuchs sind in Tabelle 1.24 aufgelistet. Auffällig sind die geringeren Spurenelementgehalte in den Sekundärrohstoffvarianten. Die Calciumblattspiegelwerte sind ebenfalls geringer als in der Kontrolle (RKM₍₆₎ signifikant). Die Magnesiumblattspiegelwerte der Varianten sind mit RKM₍₆₎ an der Spitze signifikant höher. Die Kaliumgehalte der Enthärterschlamvarianten liegen unter der Kontrolle. Die Phosphor-Gehalte der Kontrolle sind höher als bei ESMBM+TMA₍₆₎. Weder in der Kontrolle noch in den Puffersubstanzvarianten ist Aluminiumtoxizität zu befürchten.

Tabelle 1.24: Blattspiegelwerte der Buchen im Lysimeterversuch und der ausreichenden Gehalte für Jungbuchen [VAN DEN BURG 1985]. Angabe als Mittelwerte mit Standardabweichung. Kursivschrift bedeutet Unterschreitung der Gehalte. Grau unterlegte Zahlen verdeutlichen einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle (Varianzanalyse mit t-Test und Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$).

		O₍₆₎		RKM₍₆₎		RQxM₍₆₎		ESMBM₍₆₎		ESMBM +TMA₍₆₎		DOL₍₆₎
Ca	[mg/kg]	8013	±191	7395	±400	7705	±502	7946	±315	7710	±336	9337
Mg	[mg/kg]	3370	±263	4696	±226	4105	±396	4479	±354	4107	±102	3686
K	[mg/kg]	4888	±123	4594	±168	4976	±651	4856	±76	4755	±318	4713
P	[%]	0,14	±0,01	0,12	±0,0	0,13	±0,0	0,13	±0,0	0,12	±0,0	0,12
S	[mg/kg]	1608	±65	1561	±37	1552	±89	1624	±29	1546	±45	1553
Al	[mg/kg]	128	±6,7	123	±3,7	116	±18	120	±9,7	118	±7,5	116
Mn	[mg/kg]	1815	±284	779	±28	816	±94	746	±152	878	±90	930
Fe	[mg/kg]	141	±10	138	±3	132	±13	137	±15	133	±7	140
Na	[mg/kg]	203	±194	184	±103	163	±74	151	±109	125	±35	99
Zn	[mg/kg]	53	±5,1	47	±2,2	48	±1,3	45	±2,2	45	±0,5	50
B	[mg/kg]	46	±6,6	37	±2,6	34	±4,3	35	±7,5	32	±3,3	43,6
Cu	[mg/kg]	6,4	±0,5	5,9	±0,1	6,4	±0,6	6,5	±0,2	6,1	±0,3	6,6
N	[%]	2,3	±0,1	2,3	±0,1	2,3	±0,1	2,4	±0,04	2,3	±0,1	2,3
C	[%]	48,9	±0,3	48,6	±0,1	49,0	±0,2	48,9	±0,3	48,6	±0,4	48,4
C/N		21,1	±0,9	20,8	±0,8	21,1	±1,0	20,6	±0,4	21,2	±1,2	20,4
Ca/Al	[mol/mol]	42,2		40,4		44,7		44,5		43,9		54,4
M_b/Al	[mol/mol]	97,8		108,4		113,6		113,8		110,3		117,9

Um Verdünnungseffekte durch unterschiedliche Biomassemengen zu detektieren, wurden die Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Phosphorgehalte auf 100 Blatt umgerechnet (Abbildung 49). Für alle vier Elemente sind die Gehalte der Varianten höher. In der RQxM₍₆₎- und ESMBM₍₆₎-Variante wird mehr Calcium (51,6 bzw. 47,9 mg) gefunden als bei RKM₍₆₎ und ESMBM+TMA₍₆₎ (je 44 mg). Für Magnesium liegen die Sekundärrohstoffmischungen signifikant über der Kontrolle (18,2 mg; $\alpha = 0,05$). In der ESMBM+TMA₍₆₎-Variante enthalten 100 Blatt weniger Magnesium (23,5 mg) als die übrigen Sekundärrohstoffvarianten

(26,7-28,0 mg). Bei den kaliumhaltigen Mischungen ESMBM₍₆₎ und ESMBM+TMA₍₆₎ (29,2 und 27,3 mg) wird etwas mehr Kalium gefunden als in der Kontrolle (26,5 mg K). In 100 Blatt der ESMBM+TMA₍₆₎-Variante wurde weniger Phosphor aufgenommen als in der Kontrolle. Im Vergleich zu den Sekundärrohstoffvarianten sind in 100 Blatt der DOL₍₆₎-Referenzvariante mehr Calcium und weniger Magnesium enthalten.

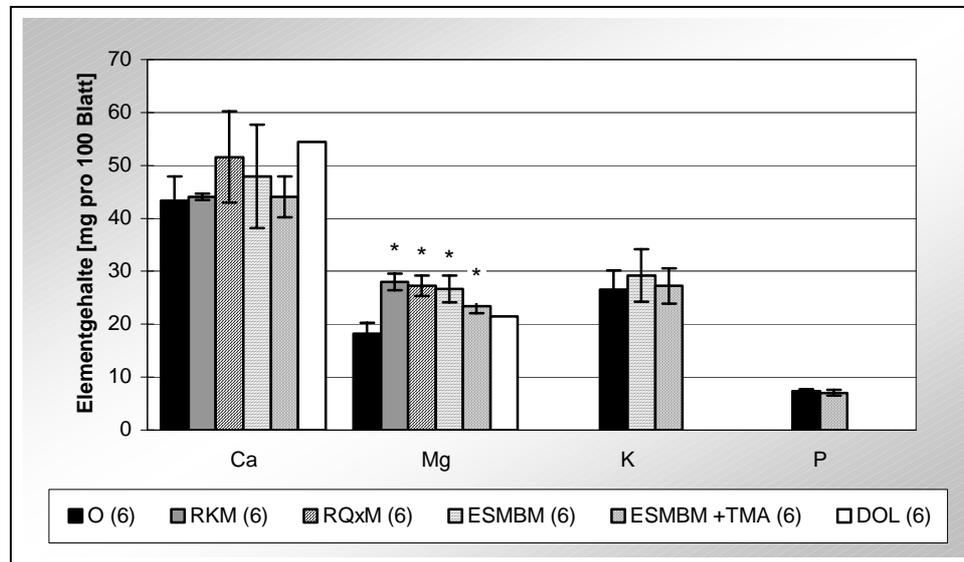


Abbildung 1.49: Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Phosphorgehalte des Buchenlaubs im Lysimeterversuch. Angabe in mg pro 100-Blatt. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Auswirkungen auf die Bodenvegetation

Im Freilandversuch wurden innerhalb kurzer Zeit nach der Ausbringung der Mischungen bei einem Großteil der Weißmoos-Polster (*Leucobryum glaucum*) in den Sekundärrohstoffparzellen ein flächiges Verfärben und Absterben beobachtet (Abbildung 1.50). Im Winter 2003/2004 deutete sich eine leichte Erholung an. In den Sekundärrohstoffvarianten wurden für jede Pflanzengruppe geringere mittlere Artenzahlen und eine geringere mittlere Deckung gefunden als in der Kontrolle (Abbildung 1.51 und Abbildung 1.52). In der RKM-Variante sind die Unterschiede zum Teil signifikant. Bei einer geringeren Artenzahl an höheren Pflanzen und Moosen erreicht die ESMBM+TMA-Variante eine größere mittlere Deckung als die RKM-Variante, in der die kleinste Zahl an Pilzarten gefunden wurde. In der Pilzgruppe dominieren in allen Flächen die Saprophyten (hauptsächlich Streuzersetzer). In der ESMBM+TMA-Variante wurden mehr kalkungsgeförderte Moos- und Pilzarten gefunden als in der RKM-Variante und mehr Pilzarten als in der Kontrolle.

In beiden Varianten war die mittlere Deckung von *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele, nur ESMBM+TMA), *Polytrichum formosum* (Frauenhaarmoos), *Mycena galopus* (Weißmilchender Helmling) und *Mycena cinerella* (Aschgrauer Helmling) signifikant niedriger als in der Kontrolle. Bei diesen Pflanzen handelt es sich säureliebende Arten, die durch Kalkung zurückgedrängt werden [MATTERN 1996, 2004].



Abbildung 1.50: Abgestorbene Weißmoospolster (*Leucobryum glaucum*) am Rande einer RKM-Parzelle (linke Bildseite) im August 2003.

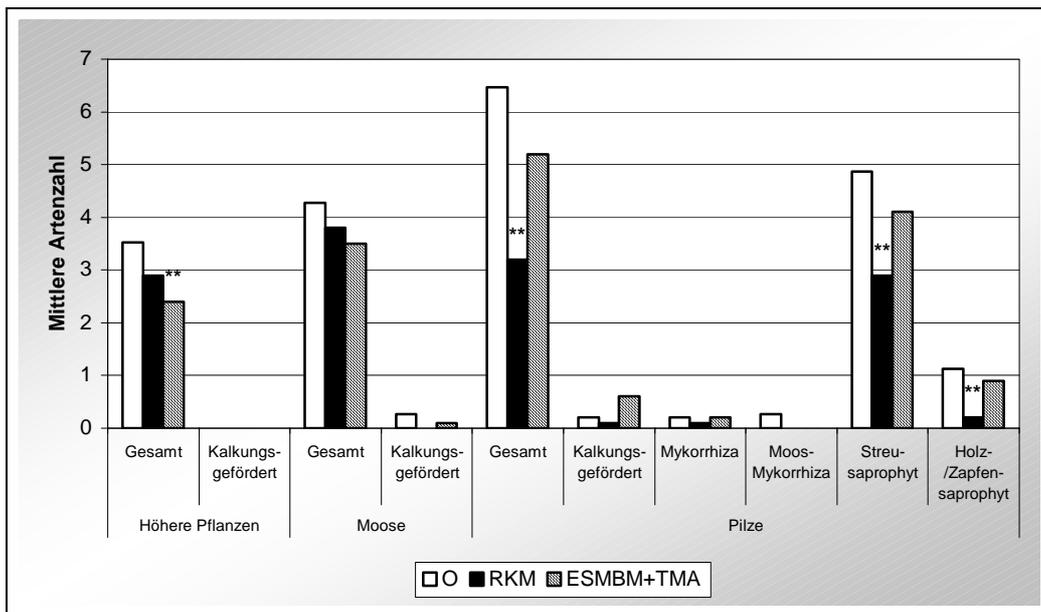


Abbildung 1.51: Mittlere Artenzahl der höheren Pflanzen, Moose und Pilze im Freilandversuch. Darstellung von Gesamtzahl, kalkungsgeförderten Arten und unterschiedlichen Ernährungsgruppen der Pilze. Signifikanz mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (verändert nach MATTERN 2004).

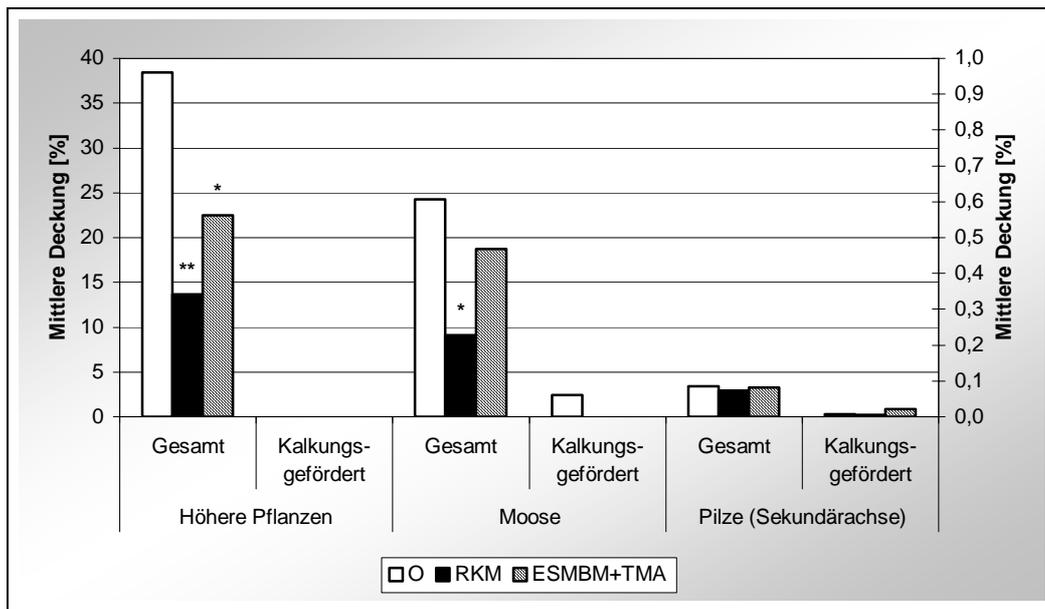


Abbildung 1.52: Mittlere Deckung der höheren Pflanzen, Moose und Pilze in Prozent im Freilandversuch. Darstellung der Gesamtzahl und der Zahl kalkungsgeförderter Arten. Darstellung der Pilzgruppe auf der Sekundärachse. Signifikanz mit* $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (verändert nach MATTERN 2004).

Außer dem bereits erwähnten Weißmoos wurden an weiteren säureliebenden/-toleranten Moosarten geringe bis mittlere Schädigungen festgestellt: *Dicranum scoparium* (Besen-Gabelzahnmoos), *Polytrichum formosum* (Frauenhaarmoos) sowie weitere nur vereinzelt in einer Variante vorkommende Arten (*Campylobus flexuosus*, *Orthodicranum montanum*, *Dicranum polysetum*, *Lebidozia reptans*, *Tetraphis pellucida*).

In beiden Sekundärrohstoffvarianten wurden signifikant weniger Lichtzeiger gefunden. Bei den R-, N- und F-Zeigern¹ wurden keine Unterschiede festgestellt.

¹ R= Bodenreaktion (= Nährstoffverfügbarkeit), N= Stickstoff, F= Feuchte

1.3 Diskussion

1.3.1 Reaktion der Sekundärrohstoffe

Pufferwirkung

Alle sieben Sekundärrohstoffmischungen zeigen eine gute oberflächennahe Pufferwirkung. Im Perkolations- und Lysimeterversuch liegt der Boden-pH in der Kontrollvariante im Silikatpufferbereich (pH 5,0-6,2). Durch Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen wird er leicht erhöht und erreicht sogar in den Enthärter Schlammvarianten unterhalb der Auflage den Karbonatpufferbereich (pH >6,2). Im Freilandversuch wird die Bodenreaktion nach Aufgabe von Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit aus dem Aluminium-Pufferbereich (pH 3,8-4,2) im Oberboden in den Karbonatpufferbereich und bis in 60 cm Tiefe in den Silikatpufferbereich erhöht, während der pH in der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche in der Streu im Karbonatpufferbereich liegt und im Mineralboden in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich (pH 3,2-3,8) absinkt. Dies ist auf die mit Versauerung einhergehende Nitrifizierung zu erklären. In den Reaktorkornvarianten mit niedrigeren Reaktivitäten und Freisetzungsraten ist die Tiefenwirkung höher als in den Enthärter Schlammvarianten. Bei den Enthärter Schlammvarianten erfolgt eine stärkere Verlagerung an Basizität in den tieferen Mineralboden, die jedoch neben der höheren Freisetzungsrate an Calcium mit einem verstärkten Auftreten konservativen Anionen wie Sulfat, Nitrat und Fulvosäuren und einer leichten Versauerung im Unterboden verbunden ist. Nach HILDEBRAND (1991) ist dies auch auf die Verdrängung gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) durch gelöstes instabiles Bikarbonat zurückzuführen. Die organischen Verbindungen werden in den B-Horizont verlagert, wo sie von Nitrifikanten als leicht verfügbare Energielieferanten genutzt werden und so dort versauernd wirken.

Die Bewertung des Säurestatus aufgrund der Alkalinitäten der Bodenlösung ergibt für die unbehandelten Kontrollböden der Versuchsfläche nach der im Level-II-Programm benutzten Einteilung [BML 2000] eine starke Versauerungsgefährdung und im Unterboden einen sauren Zustand. Durch die Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen erhöhen sich die Alkalinitäten, wobei der Anstieg in den Reaktorkornvarianten etwas schwächer ausfällt als in den Enthärter Schlammvarianten, in denen sich kein einheitliches Bild ergibt. Im Freilandversuch kann der Boden in den Sekundärrohstoffvarianten aufgrund der Alkalinitäten bis in den obersten Mineralboden als nicht versauerungsgefährdet eingestuft werden. Der als sauer einzustufende Zustand der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante in 60 cm Tiefe könnte wiederum auf den initialen Versauerungsschub durch Verdrängung von Protonen und Kationsäuren zurückgeführt werden.

Die Berechnung des Aziditätsgrades der Bodenlösungen ergibt für die Sekundärrohstoffvarianten ebenfalls eine deutliche Verbesserung gegenüber der Kontrolle, die im Lysimeterversuch als sauer einzustufen ist. Während im Perkolationsversuch die Enthärter Schlammvarianten aufgrund höherer Calcium- und geringerer Aluminiumwerte die geringeren Anteile an Protonen und Kationsäuren an der Kationensumme besitzen, unterscheiden sich die Varianten mit Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit einerseits und mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche andererseits im Freiland über das gesamte Profil kaum voneinander. Im Freiland können die Sekundärrohstoffvarianten als gering bis nicht sauer eingestuft werden, gegenüber der Kontrolle wird der Aziditätsgrad in 60 cm Tiefe halbiert. In Oberboden und Auflage ist die Wirkung noch stärker. Im Hinblick auf eine Gefährdung des Grundwassers müssen die

Tiefensickerwässer noch als stark versauerungsgefährdend eingestuft werden (ALK 0-100 $\mu\text{mol IÄ}$, Bewertung nach BML 2000), was gegenüber der Kontrollvariante mit Alkalinitäten kleiner Null dennoch eine leichte Verbesserung darstellt.

Calciumfreisetzung

Bei allen Sekundärrohstoffmischungen kommt es anfänglich gegenüber der Kontrollvariante zu einer Erhöhung der Calciumgehalte der Bodenlösung mit Verlagerung in den Mineralboden.

Die stärkere Freisetzung und Tiefenwirkung in den Enthärter Schlammvarianten aufgrund der höheren Reaktivität von Enthärter Schlamm und des höheren Anteils von Kalkmilch wurde bereits im Löslichkeitsversuch deutlich. Gleichzeitig bestätigen die Ergebnisse die Beobachtungen von HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (1990), die für höhere Mahlfeinheiten eine bessere Tiefenwirkung fanden, da der Einfluss der Säureeintragsrate auf die Lösungsrate von Kalken mit steigendem Anteil feiner Fraktionen stark abnimmt. Trotz der höheren Calciumgehalte der Bodenlösung liegen die Calciumgehalte der Pflanzen in den Enthärter Schlammvarianten noch unter der Kontrolle, jedoch über den Reaktorkornvarianten. Die Calciumgehalte sind nach Vergleich mit den Angaben von VAN DEN BURG 1985 für Buchenjungpflanzen überall noch ausreichend. Der Einfluss der Verdünnung der Elementgehalte durch höhere Zuwächse ist bei Calcium besonders deutlich.

Der Abfall der Calciumkonzentrationen in der Bodenlösung der Reaktorkornvarianten deutet auf eine Immobilisierung und Speicherung im Mineralboden hin. Möglicherweise ist ein Teil des Calciums im Rahmen der von BUTZ-BRAUN (2003) nach Dolomitkalkungen beobachteten Neubildung von Tonmineralen immobilisiert worden. Die Immobilisierung ist auf den Austausch von Calcium gegen Protonen, Eisen und Aluminium zurückzuführen und erklärt gleichzeitig die niedrigeren Calciumgehalte der Buchen dieser Varianten. Die initialen engeren Ca/Al- und M_b/Al -Verhältnisse bestätigen dies ebenso wie die langsam ansteigenden Aluminiumkonzentrationen im Mineralboden der Reaktorkornvarianten. In den Enthärter Schlammvarianten scheint weniger Calcium an den Austauschern eingetauscht zu werden.

Magnesiumfreisetzung

In allen Varianten erhöhen sich die Magnesiumgehalte gegenüber der Kontrolle bis in den Mineralboden. Dadurch verbessert sich die Magnesiumversorgung der Pflanzen signifikant. Dies bestätigt die Befunde von BÜTTNER (1998), wonach die Magnesiumaufnahme der Pflanzen im Gegensatz zu Kalium eng mit dem Gehalt der Bodenlösung zusammenhängt. Die geringeren Magnesiumgehalte in den CaMgK- und CaMgKP-Varianten stehen wahrscheinlich mit dem von BUBERL et al. (1994) erwähnten K-Mg-Aufnahmeantagonismus in Zusammenhang. Tatsächlich weisen die Bimsmehlvarianten, die die höchsten Kaliumkonzentrationen der Bodenlösung besitzen, die niedrigsten Magnesiumgehalte auf.

Eine wichtige Rolle bei der hohen beobachteten Tiefenverlagerung spielt hier ähnlich wie beim Enthärter Schlamm neben der Mahlfeinheit ($80 \% < 0,02 \text{ mm}$) der hohe Anteil oxidisch gebundenen Magnesiums im teilgebrannten Magnesit. Bei den Keimlingen wurde ein potentiell vorhandener Magnesiummangel behoben. Die zeitversetzte Freisetzung von Magnesium in den Enthärter Schlammvarianten scheint durch einen Freisetzungsantagonismus zu Calcium verursacht zu werden.

Kaliumfreisetzung der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen

In allen Kaliumvarianten wird Kalium freigesetzt. Zumindest anfänglich erhöhen sich die Kaliumgehalte der Bodenlösung, die Frachten werden vor allem in der Bimsmehlvariante in allen Tiefen erhöht. Die tendenziell höhere Kaliumfreisetzung der CaMgKP-Mischungen lassen sich durch zwei Prozesse erklären. Durch die Zugabe von Tiermehlasche erhöht sich zum einen der aufgebrauchte Kaliumgehalt. Der maßgebliche Prozess dürfte jedoch zum anderen die höhere Freisetzung aus der Abpufferung von Protonen durch Bimsmehl oder Perlitstaub sein, die bei der Bildung von Phosphorsäure bei der Disproportionierung von leicht löslichem MonoCalciumphosphat zu schwer löslichem OctaCalciumphosphat entstehen. Durch den höheren Kaliumgehalt des Bimsmehls (5,6 % K₂O TG) im Vergleich zum Perlit (3,5 % K₂O TG) wird von Bimsmehl bei gleichen Pufferraten mehr Kalium freigesetzt. Die höheren Kaliumgehalte der Bodenlösung verbessern in den Bimsmehlvarianten die Kaliumblattspiegelwerte, während die Perlitmischungen keinen positiven Einfluss auf die Pflanzen haben. Im Gegenteil werden die Kaliumgehalte der Keimlinge erniedrigt. Auch dies wird auf den K-Mg-Aufnahmeantagonismus zurückgeführt, da die Magnesiumgehalte der Bodenlösung höher liegen als in der Kontrollvariante.

Phosphorfreisetzung der CaMgKP-Mischungen

Die CaMgKP-Varianten zeigen nur eine geringe und oberflächennahe Wirkung auf die Phosphorgehalte der Bodenlösungen. Die von WEYER (1993) gemessene Adsorption von Phosphor in konditionierten P80-Saugkerzen kann dafür nicht verantwortlich sein, da sich dabei die Quantität ändert, während die qualitative Aussage erhalten bleibt. Die stark abfallenden Phosphornettokonzentrationen im Perkulationsversuch lassen auf eine Ausfällung des aufgegebenen Phosphors mit Calcium schließen. Dies bestätigen die Ergebnisse der CaMgKP-Mischungen im Löslichkeitsversuch. Dort wurden in den Mischungen weniger als 0,5 % des aufgebrauchten Phosphors gelöst, während in der reinen TMA-Variante bei gleicher Aufbringmenge 6 % freigesetzt wurden. Gleichzeitig sanken die Calciumgehalte der Mischungen mit TMA im Vergleich zu den entsprechenden Mischungen ohne TMA um 7-10 % ab. Dennoch sind die Phosphorfrachten der CaMgKP-Mischungen im Oberboden höher als in der Kontrolle. Da eine gute Korrelation der Phosphatgehalte zum DOC- und N_{org}-Gehalt nachgewiesen werden konnte, handelt es sich wohl um durch erhöhte mikrobielle Aktivität freigesetzten organisch gebundenen Phosphor. Im Unterboden wird das Phosphat offensichtlich in schwerlöslichen Aluminium- und Eisenverbindungen festgelegt. Der leichte Anstieg der Phosphatkonzentrationen in den Reaktorkornvarianten, resultiert ebenfalls aus der Mineralisierung durch erhöhte biologische Aktivität und/oder der Auflösung von Aluminium- und Eisenphosphaten durch die pH-Wert-Anhebung. Der Phosphorgehalt der Pflanzen zeigte keine signifikante Änderung. Es war jedoch kein Phosphormangel zu beobachten.

Aluminiumstresskennwerte

Bei der Aluminiumtoxizität ist für die Gefährdung von Pflanzen und Organismen laut ROST-SIEBERT (1983) und MARSCHNER (1989) nicht allein die reine Aluminiumkonzentration der Bodenlösung ausschlaggebend. Viel wichtiger und aussagekräftiger ist das molare Verhältnis von Calcium zu Aluminium (Ca/Al-Verhältnisse). Mit steigenden Basen- und Magnesiumgehalten verbessern sich die Voraussetzungen für eine tiefere Durchwurzelung selbst bei hohen Aluminiumkonzentrationen (ROST-SIEBERT 1983, MARSCHNER 1989, SCHNEIDER & ZECH 1989, HILDEBRAND 1996). SVERDRUP & WARFVINGE (1993) führten

deshalb das molare Verhältnis der Kationbasen zu Aluminium (M_b/Al mit $M_b=Ca+Mg+K$) als umfassenderen Index ein und gaben für nordamerikanische und europäische Waldökosysteme ein ausreichendes M_b/Al -Verhältnis von $>1,0$ an.

Die in der Literatur angegebenen kritischen Ca/Al -Verhältnisse für Buchenkeimlinge ($<0,1$, ROST-SIEBERT 1983) und Feinwurzeln von Altbuchen ($<0,02$, EBBEN 1989) werden weder in der Kontrolle noch in den Sekundärrohstoffvarianten unterschritten. In der Kontrolle sind die Ca/Al - und M_b/Al -Verhältnisse jedoch in allen Versuchen durchgehend sehr niedrig und nach CRONAN & GRIGAL (1995) ist Aluminiumstress wahrscheinlich (Ca/Al bis auf Auflage-Horizont $0,1-1,0$). Die M_b/Al -Verhältnisse liegen nur in der Kontrolle knapp oberhalb des Wertes von SVERDRUP & WARFVINGE (1993). Während unter der Streu noch ein Verhältnis von $18,2$ gemessen werden konnte, sanken die Werte bereits in 10 cm Tiefe unter $1,0$ ab. Die Ca/Al -Verhältnisse der Buchen im Lysimeterversuch erweitern sich gegenüber der Kontrolle. Der von CRONAN & GRIGAL (1995) 50% -Risikowert für Aluminiumstress bei Pflanzen wird um das $3,2$ - bis $4,4$ fache überschritten. In den Reaktorkornvarianten des Perkolationsversuchs verstärkt sich der Aluminiumstress im B_v -Horizont zu Beginn leicht und verbessert sich gegen Versuchende. Dies ist besonders für Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit deutlich, das in dem Auflage/Ah-Horizont anfangs die höchsten M_b/Al -Verhältnisse besitzt. Wie bereits erwähnt, wird dies auf die Verdrängung von austauschbar gebundenem Aluminium gegen Calcium in die Bodenlösung zurückgeführt. Da gleichzeitig die Magnesiumgehalte der Bodenlösung ansteigen, sollte sich die Gefährdung insgesamt erniedrigen. Bei den Enthärter Schlammvarianten kann aufgrund der hohen Calcium- und Magnesiumgehalte bis in den Mineralboden bei gleichzeitig erniedrigter Aluminiumkonzentration der Bodenlösung Aluminiumstress ausgeschlossen werden. Im Freilandversuch wurden die Ca/Al - und M_b/Al -Verhältnisse nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen bis in 60 cm Tiefe z.T. sehr stark und signifikant aufgeweitet. Diese Beobachtungen zusammen mit den Ergebnissen der verbesserten Bodenreaktion und Basizität bis in den Unterboden sollten nicht zu der von MURACH & SCHÖNEMANN (1985) beobachteten Verstärkung oberflächennaher Durchwurzelung nach Kalkung führen, sondern vielmehr die Tiefendurchwurzelung und biologische Aktivität anregen.

Eine Gefährdung des Grundwassers mit überhöhten Aluminiumkonzentrationen ist nach den Ergebnissen des Freilandversuches nach Aufgabe beider Sekundärrohstoffmischungen nicht mehr zu befürchten. Die Aluminiumfracht wird im Gegenteil vermindert. Dies lässt darauf schließen, dass das Aluminium wie auch Eisen und Mangan im weiteren Durchgang durch den Mineralboden unter den Sekundärrohstoffvarianten festgelegt wird.

Nitratfreisetzung

Die Nitratfreisetzung der Sekundärrohstoffmischungen in den Versuchen verhält sich nicht einheitlich. Insgesamt werden die Nitratfrachten durch die Aufgabe der Mischungen erhöht, wobei der Nitratverlust (Konzentration und Fracht) aus dem Mineralboden höher ist als unterhalb der Auflage. Der Verlauf der Nitratkonzentrationen verläuft analog zum pH-Wert. Dies deutet auf die Anregung der biologischen Aktivität aufgrund der verbesserten Lebensbedingungen für Bodenorganismen hin. Der oft in der Literatur beschriebene initiale Nitrifizierungsschub nach Aufgabe von Puffersubstanzen wurde nur im Perkolationsversuch bei den Enthärter Schlammvarianten beobachtet. Dies hängt wahrscheinlich mit der starken pH-Erhöhung durch die rasche Calciumfreisetzung zusammen. An die initiale Nitratverlagerung ist der Austrag von Aluminium, Eisen und Mangan gekoppelt, die von den bei der Nitrifizierung entstehenden Protonen von den Austauschern verdrängt werden.

Eine Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat ist nach den Ergebnissen des Perkolations- und Freilandversuchs auszuschließen, da die Gehalte der Bodenlösungen der jeweils tiefsten untersuchten Stufe den Trinkwassergrenzwert nicht überschreiten. Im Freilandversuch fallen die Nitratkonzentrationen in den Sekundärrohstoffvarianten in 60 cm Mineralbodentiefe unter die Werte der Kontrollvariante ab, das gleiche gilt für Ammonium. In den Enthärter Schlammvarianten kann es unter Umständen kurz nach der Ausbringung zu einer Nitratspitze kommen, die in den Unterboden und evtl. bis ins Grundwasser reichen kann. Im Freiland wurde der im Versuchszeitraum durch nach Trockenheit und Hitze nach einem heftigen Niederschlagsereignis aufgetretene Nitrifikationsschub in den Sekundärrohstoffvarianten gegenüber der Kontrolle sogar abgeschwächt. Der mobilisierte Stickstoff wird entweder in der mikrobiellen Biomasse oder in der Vegetation immobilisiert und die Stickstoffspeicherfähigkeit des Systems erhöht.

Während sich die C/N-Verhältnisse im Laub der Jungbuchen nicht ändern, kommt es im Stammholz unter dem Einfluss der Sekundärrohstoffmischungen zu einer leichten Verengung. Dies gilt auch für die Wurzelbiomasse der Reaktorkornvarianten, während sich die C/N-Verhältnisse in den Enthärter Schlammvarianten dort etwas aufweiten.

Schwermetallmobilisierung

Die Mobilisierung von Schwermetallen im Boden kann als Funktion des pH-Wertes und der Anwesenheit organischer Komplexbildner verstanden werden [BRÜMMER et al. 1986]. Vor allem Blei und Chrom akkumulieren in der Auflage durch Bindung an stationäre Komplexbildner. Schwermetallmobilisierung mit sinkendem pH-Wert wurde von SCHULTZ (1987) für Cadmium, Kobalt und Zink berichtet.

Die relativ leicht bei zunehmender Versauerung mobilisierbaren Schwermetalle Cadmium, Nickel, Zink und Mangan sowie tendenziell auch Kupfer weisen mit steigendem pH der Bodenlösungen geringere Konzentrationen in der Bodenlösung auf. Die Immobilisierung ist für Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit selbst im Lysimeterversuch zu beobachten. Zwar erhöht sich die Mineralisierung und damit die Freisetzung von DOC nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen, der Anteil von Fulvosäuren am DOC sollte jedoch mit steigendem pH-Wert abnehmen [LfU 1997]. Damit stehen Cadmium, Mangan und Zink weniger Komplexbildner zu Verfügung, mit denen sie laut KÖNIG et al. (1986) nur wenig stabile metallorganische Komplexe bilden. Die Kobaltkonzentrationen der Versuche weisen ebenso wie Chrom weniger eine Korrelation mit dem pH-Wert als vielmehr mit Eisen auf. Dies wird durch die bevorzugte Bindung dieser Metalle an Sesquioxide verständlich [SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1998]. Während jedoch die Kobalt- und Chromgehalte der Enthärter Schlammvarianten im Bv-Horizont absinken, werden verstärkt höhere Eisenkonzentrationen gemessen. Dies könnte auf den Austausch von Eisen und Aluminium aufgrund der höheren Protonenfracht in diesen Varianten zurückzuführen sein.

Der zunehmende Anteil von Huminsäuren am DOC mit pH-Erhöhung [BRÜMMER et al. 1986] erklärt auch die Mobilisierung von Blei und Eisen, die in einem positiven Zusammenhang zum Verlauf der DOC-Konzentrationen steht. Aluminium, Eisen und Blei bilden stabile Komplexe mit hochmolekularer organischer Substanz [KÖNIG et al. 1986] und die Löslichkeit der Huminsäuren erhöht sich mit dem pH-Wert der Bodenlösung [BRÜMMER et al. 1986]. Während die metallorganischen Komplexe im Freiland in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante im Mineralboden festgelegt werden, dringen sie in der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche bis in eine Tiefe von 60 cm vor.

Die Schwermetallimmobilisierung unterscheidet sich in den Sekundärrohstoffvarianten nur unwesentlich. In den Enthärter Schlammvarianten ist tendenziell eine bessere Festlegung der pH-abhängigen Schwermetalle festzustellen, was aufgrund der leicht höheren pH-Werte nicht überrascht. Auch bei den durch Aufgabe der Mischungen mobilisierten Schwermetallen ist eine Gefährdung des Grundwassers oder eine Beeinträchtigung von Pflanzen oder Mikroorganismen nicht zu befürchten. So wird der Bleigrenzwert für Trinkwasser (0,025 mg l⁻¹, TrinkwV 2003) sowie für Pflanzen (0,015 mg l⁻¹, BML 2000) nur in der RQM-Variante und nur zu Beginn des Versuchs überschritten.

Einfluss auf das Keimverhalten

Die unterschiedlichen Ergebnisse von Keimschrank- und Außenanlageversuchen lassen eine Interpretation nicht zu. In der Außenanlage liegen die Auflaufzahlen unter denen des Keimschranks. Die Sekundärrohstoffe, vor allem die Reaktorkornvarianten mit Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit an der Spitze, schneiden jedoch besser ab als die Kontrolle. Die Keimlinge der Sekundärrohstoffvarianten sind trotz der ausreichenden Magnesiumgehalte weniger vital als die Pflanzen der Kontrolle, die mit Magnesium unterversorgt sind. Die geringeren Blattspiegelwerte sind nicht auf Verdünnung durch starken Zuwachs zurückzuführen. Eventuell könnte das Wurzelwachstum durch osmotische Effekte der stärker konzentrierten Bodenlösung beeinträchtigt sein. Auf diese Möglichkeit weisen die geringeren Wurzelbiomassen der Keimlinge und die höheren Leitfähigkeiten der Sickerwässer der Sekundärrohstoffvarianten in den Versuchen hin. Sowohl die Biomassen als auch die Wuchshöhen bleiben hinter der Kontrolle zurück und zeigen ein gegenläufiges Bild zu den Auflaufzahlen. Dies widerspricht den Ergebnissen von KÜBNER & WICKEL (1998), die auch ohne Bodenbearbeitung nach Kalkung mehr und vitalere Buchensämlinge mit höheren Biomassen und Wuchslängen aufliefen. In deren Versuchen wurden die Beobachtungen drei Jahre nach dem Auflaufen von Keimlingen gemacht. Die geringeren Keimzahlen der Sekundärrohstoffvarianten im Keimschrank und die ungünstigeren Pflanzenkennwerte passen zu den Beobachtungen von HÖCKE (2004) und DIMITRI & BRESSEM (1988), die die besten Bedingungen für Naturverjüngungen oder Saatgutausbringungen 5-30 Jahre nach praxisüblichen Kompensationskalkungen ermittelten.

Pflanzenverträglichkeit

Bei den Buchen des Lysimeterversuchs wurden mit Ausnahme von Zink selbst in der Kontrolle keine Nährstoffmängel oder Aluminiumstress festgestellt. Die Blattspiegelwerte liegen für Calcium, Magnesium, Kalium, Schwefel, Eisen, Kupfer und Stickstoff in den von VAN DEN BURG (1985) für Jungpflanzen angegebenen ausreichenden Bereichen. Die Zink-Blattspiegelwerte liegen in allen Sekundärrohstoffvarianten unterhalb der ausreichenden Gehalte (untere Grenze 52 mg Zn kg⁻¹ Biomasse). Die Kalium- und Phosphorgehalte sind überall im unteren Bereich, aber noch ausreichend. In allen Varianten wurde die Magnesiumversorgung verbessert. Die im Vergleich zu den Enthärter Schlammvarianten fast durchgängig höheren Vitalitätskennwerte der Reaktorkornvarianten könnten auch mit einer besseren Nährstoffversorgung der Pflanzen durch Mykorrhizierung zusammenhängen, die in diesen Varianten an den Wurzeln der Buchen aus den Lysimetern gegenüber den Enthärter Schlammvarianten und der Kontrolle verstärkt gefunden wurde.

Die Zugabe der Sekundärrohstoffmischungen führte anders als bei den Keimlingen zu einer zum Teil signifikanten Erhöhung des Längenzuwachses und der Vitalitätskenngrößen Biomasse, 100-Blattgewicht und BFI. Der geringe Längenzuwachs in der ersten

Vegetationsperiode dürfte mit dem starken Befall durch *Phyllaphis fagi* und den Störeinflüssen zusammenhängen. Durch die höhere Biomasseleistung kam es zu einer Verdünnung der Nährstoffgehalte. Wird diese durch über den Bezug auf 100-Blatt herausgerechnet, zeichnet sich eine bessere Nährstoffversorgung der Pflanzen im Hinblick auf Calcium, Magnesium und Kalium durch Aufgabe der entsprechenden Mischungen ab, dies gilt nicht für Phosphat.

Bodenvegetation

Bei der Interpretation der Ergebnisse dürfen Unterschiede in der Bodenvegetation der Sekundärrohstoffparzellen zur Kontrollfläche nicht allein auf die Änderung des Bodenmilieus zurückgeführt werden. Gerade die niedrigere Deckung der mehrjährigen und damit langsamer auf äußere Einflüsse reagierenden höheren Pflanzen und Moose dürfte auf eine höhere Beschattung in den Kalkparzellen zurückzuführen sein [MATTERN 2004]. Dafür sprechen die deutlich niedrigeren L-Zeigerwerte und die niedrigere mittlere Deckung der Moose, bei deren Ermittlung nicht zwischen vitalen und geschädigten bzw. abgestorbenen Individuen und Polstern unterschieden wurde. Hinzu kommen mögliche mechanische Schäden durch Trittschäden und Kontaktschäden mit dem Material bei der Ausbringung der Mischungen. Dies dürfte vor allem bei den Pilzen zu einer Störung der Fruchtkörperbildung geführt haben [MATTERN, mündlich]. Zusätzlich waren die Wuchsbedingungen im Jahr 2003 durch die geringen Niederschläge und den heißen Sommer für Pflanzen (und bes. Pilze) nicht optimal, Trockenstress und osmotischer Stress durch die Aufkonzentration der Bodenlösungen sind wahrscheinlich. Bei einer günstigeren Wetterlage wäre mit einer stärkeren Ansiedlung kalkgeförderter Arten zu rechnen gewesen [MATTERN, mündlich], so konnte in der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche nur ein Jungwuchs des kurzfristigen Kalkfolgers *Brachythecium rutabulum* (Krückenförmiges Kurzbüchsenmoos) nachgewiesen werden. Unterhalb der Streu wurden vor allem in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante pH-Werte zwischen 8 und 9 und Leitfähigkeiten bis $1400 \mu\text{S cm}^{-2}$ gemessen. Die Aufkonzentration zusammen mit den ungünstigen Wuchsbedingungen könnten der Grund sein, warum in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante die Pilzflora (bes. die Saprophyten) beeinträchtigt ist. Auch ohne die chemische Analyse der Bodenlösungen zeigen die signifikant geringeren mittleren Deckungen der Säurezeiger sowie das teilweise oder vollständige Absterben säureliebender Moose in beiden Varianten eine Änderung des sauren Milieus. Längerfristig sollte die Bodenvegetation ein weniger säureliebendes Artenspektrum erreichen [MATTERN 1996, 2004]. Die Voraussetzungen für eine tiefere Durchwurzelung sind zumindest in der Variante mit Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit gegeben.

1.3.2 Eignung der Sekundärrohstoffe

Reaktorkorn (Kalkkeim)

Das verwendete Reaktorkorn (Kalkkeim) aus der Brauchwasseraufbereitung der BASF zeichnet sich durch seine tiefreichende ökosystem- und pflanzenverträgliche Wirkung aus. Die Gewinnung und Verarbeitung ist unproblematisch, da durch die Kugelform und den schalenförmigen Aufbau eine weitere Aufbereitung zur besseren Händelbarkeit oder Erhöhung der Reaktivität unnötig wird. Auch die hier untersuchte Mischung mit Magnesitstaub erfüllt die Anforderungen.

Der schalenförmig abgelagerte Kalk des Reaktorkorn (Kalkkeim) gewährleistet zudem eine gleichmäßige und relativ Korngrößenunabhängige Freisetzung von Calcium und Pufferkapazität. Die kontinuierliche Freisetzung verringert gleichzeitig Initialeffekte und Überschussreaktionen, so dass auch in stärker stickstoffbelasteten Systemen ein Einsatz möglich scheint. Dies muss jedoch noch experimentell überprüft werden. Bei der Ausbringung per Hubschrauber verringert sich der Substanzverlust durch Verwehung aufgrund der ausschließlich in der Sandfraktion vorliegenden Korngrößen. Lediglich bei der Mischung mit feinkörnigen Zusatzkomponenten wird eine Befeuchtung des Materials nötig sein. Gleichzeitig kann pro Ausbringvorgang eine größere Fläche gekalkt werden, wenn neben RK eine Magnesiumquelle mit höherem Magnesiumgehalt eingesetzt wird. Aufgrund des hohen, ausschließlich oxidisch gebundenen Calciumgehalts wird der Mengenbedarf an Substanz beim Einsatz von Reaktorkorn (Kalkkeim) gegenüber herkömmlichen Kalken und Dolomiten verringert. In diesem Versuch entsprechen 3,2 t RK der gleichen Menge CaO wie 5 t Dolomit, in der Mischung mit Magnesitstaub werden insgesamt nur 4,1 t Sekundärrohstoffe benötigt. Damit verringern sich die Emissionen bei Transport und Ausbringung. Auch werden Fracht- und Lagerkapazität eingespart.

Reaktorkorn Quarzkeim

Das verwendete Reaktorkorn (Quarzkeim) aus dem Wasserwerk Eich eignet sich ebenfalls für den Einsatz im Wald. Im Gegensatz zu Reaktorkorn (Kalkkeim) zeigt Reaktorkorn (Quarzkeim) durch die amorphe Kristallstruktur eine langsame Calciumfreisetzung sowie durch den hohen Anteil großer Korngrößen (61 Gewichts-% der Fraktion liegen zwischen 1000-2000 µm) eher eine Depotfunktion. Die Erhöhung der Reaktivität und des Anteils feiner Korngrößenfraktionen durch Brechen zu Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) hatte nur einen leichten Anstieg der Calciumfreisetzung und des Puffervermögens zur Folge. Weder bei Reaktorkorn (Quarzkeim) noch bei Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) ist bei oberflächlicher Aufbringung mit Überschussnitrifikation oder anderen Initialeffekten zu rechnen. Durch die langsame Calciumfreisetzung konnten im Lysimeterversuch die aufgrund der Störeinflüsse freigesetzten Säuren nicht sofort abgepuffert werden, die dort gemessenen Parameter schwanken um die Werte der Kontrolle. Im Gegensatz zum Enthärter Schlamm wurden die Effekte in der Variante mit Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit nicht zusätzlich verstärkt. Auch von Reaktorkorn (Quarzkeim) und Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) werden für die gleiche Menge CaO statt 5 t Dolomit nur 3,4 t Material benötigt, wodurch Kosten gespart und die Umwelt von Emissionen entlastet wird.

Enthärter Schlamm

Der Kalkmilchanteil des Enthärter Schlammes ist bei der Nutzung als Puffersubstanz im Wald problematisch. Zwar erhöht sich die Calciumaktivität des Bodens, gleichzeitig kommt es durch die plötzliche drastische pH-Anhebung zu unerwünschten Nitrifikationsschüben mit Versauerung und Verlust von basischen Kationen aus dem Wurzelraum. Selbst bei einer Entfernung des reaktiven CaO aus dem Enthärter Schlamm ist die Pufferwirkung nur oberflächennah wirksam. Der Eintrag von Basizität löst eine Versauerung im Unterboden aus. Calcium wird nur in geringem Maße an den Austauschern gebunden.

Hinzu kommt die schwere Händelbarkeit des Enthärter Schlammes. Um den abgesetzten Schlamm aus den Bunkern der Wasserwerke herauspumpen zu können, muss oft Wasser zum Aufschlännen zugegeben werden. Dadurch erhöht sich der ohnehin hohe Wassergehalt noch

mehr. Die Verarbeitung muss ebenfalls rasch erfolgen, da bei einem Trockenfallen mit einem Abbinden der Kalkmilch zu rechnen ist.

Die geringen anfallenden Mengen aus der Langsamentkarbonisierung sind ein weiteres Manko. Der Aufwand der Gewinnung steht in keinem Verhältnis zum Nutzen. Für die geringen im Freilandversuch benötigten Mengen war der mehrstündige Einsatz eines Saugtankfahrzeuges nötig. Hinzu kommen Maßnahmen zur Bindung des Wassers, d.h., es müssen saugfähige Materialien als Bindemittel zugesetzt werden. Dies verursacht zusätzliche Kosten und Emissionen. Selbst der Einsatz von Enthärter Schlamm als Suspension kann durch die Tendenz der feinen Kalkteilchen zum festen Zusammenbacken durch starke Kohäsionskräfte problematisch werden

Magnesitstaub

Magnesitstaub hat sich in den Versuchen als Magnesiumquelle bewährt. In allen Mischungen wurde der Magnesiumgehalt der Bodenlösung bis in den Unterboden erhöht und die Magnesiumversorgung der Jungpflanzen und Keimlinge verbessert. Die zu einem Teil vorliegenden oxidischen Bindungen haben keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem. Die Initialeffekte hängen von den Bindungsformen der gewählten Calciumquelle ab. Im Gegenteil wurde durch den Anteil nichtkarbonatischer Bindung und die feinen Korngrößen die Tiefenwirkung und Freisetzungsrates gegenüber dem Dolomit erhöht. Wegen der hohen Mahlfeinheit sollte Magnesitstaub zumindest bei der Ausbringung in Verbindung mit Reaktorkorn oder anderen Substanzen angefeuchtet werden.

Bimsmehl

Durch die Zugabe von Bimsmehl konnte die Kaliumversorgung der Pflanzen wie erwartet verbessert werden. Dies ist vor allem wichtig, wenn die Bimsmehl ausbringung in Beständen mit bestehendem Kaliummangel erfolgt. Der höhere Kaliumgehalt im Bimsmehl im Vergleich zu Perlit ermöglicht höhere Freisetzungsrates bei der Verwitterung. Die geringfügig niedrigere Wasserspeicherkapazität fällt bei einer Verwendung als Kaliumlieferant nicht ins Gewicht.

Durch die silikatische Bindung der basischen Kationen wirkt Bimsmehl als langfristige Kaliumquelle, die hohe Mahlfeinheit lässt dennoch eine ausreichende Kaliumfreisetzung zu und ersetzt das durch Auswaschung dem System entzogene Kalium. Die gute Kaliumfreisetzung in den Versuchen dürfte zu einem großen Teil aus der Abpufferung der Kalkmilch bzw. der bei der Calciumphosphatreaktion gebildeten Protonen resultieren. Im Mitscherlichversuch wurden die Kaliumgehalte erst gegen Ende des Versuchs erhöht. Deshalb sollte die Freisetzungsrates ohne „Katalysatoren“ untersucht werden. Bei einer alleinigen Ausbringung von Bimsmehl muss der Wassergehalt erhöht werden, um ein übermäßiges Stauben zu verhindern.

Perlitstaub

Bei Perlitstaub erhöht sich die Kaliumkonzentration in der Bodenlösung. Dies hatte jedoch keine Erhöhung der Blattspiegelwerte zur Folge. Bedenklich für eine Anwendung als Düngemittel ist eine mögliche Gesundheitsgefährdung, da sich der Perlitstaub in der Lunge festsetzen kann. Im Gegensatz zu den übrigen Varianten bedeckten die Perlitmischungen die ganze Oberfläche der Bodenproben. Im Perkolations- und Wachstumsversuch wurde ein Bewuchs mit Schleimpilzen und Bakterien beobachtet. Durch den geringen Kaliumgehalt und die niedrige Dichte erhöhte sich das Volumen der Enthärter Schlammgemische bei Zugabe von

Perlitstaub. Die gute Wasserspeicherfähigkeit macht es jedoch zu einem hervorragenden Bindemittel für den Enthärter Schlamm oder andere Substanzen mit hohem Wassergehalt.

Tiermehlasche

Tiermehlasche führte in den Versuchen nicht zu einer Verbesserung der Phosphorversorgung der Pflanzen. Auch die Anregung der biologischen Aktivität über das Niveau der reinen „Dolomit“-Gaben konnte nicht nachgewiesen werden. Im Gegenteil liegen die Kennwerte DOC und N_{org} unter den entsprechenden Mischungen ohne Tiermehlasche. Um eine bessere Löslichkeit des Phosphors zu erzielen, wäre laut KLEY et al. (2003) eine thermochemische Aufbereitung nötig. Die von diesen Autoren vorgeschlagene Sinterung mit Magnesiumsulfat erhöht allerdings den Schwefelinput. Selbst die geringe Einbringmenge in den Versuchen führte zu einer signifikanten Erhöhung der Sulfatkonzentration gegenüber der Kontrolle, die bis in den Unterboden reichte. Es muss darauf hingewiesen werden, dass Tiermehlasche hygienisch unbedenklich ist.

1.3.3 Eignung von Sekundärrohstoffmischungen

Reaktorkornmischungen

Insgesamt erfüllen die Reaktorkornmischungen die Forderung von BLOCK et al. (1997) nach Ökosystemverträglichkeit und Humuspflughigkeit besser als die Enthärter Schlamm-mischungen. Trotz geringerer Calciumgehalte der Bodenlösung sind die Gesamtfrachten gegenüber der Kontrolle erhöht. Im Freiland wurden selbst in 60 cm Tiefe noch höhere Calciumnettokonzentrationen gemessen. Durch die moderate Verbesserung der Bodenreaktion und des Bodenchemismus wurden Initialeffekte wie Überschussmineralisation mit nachfolgenden Versauerungsschüben und verstärkter Auswaschung basischer Substanzen verhindert und die Lebensbedingungen für Pflanzen und Organismen verbessert, wie die bessere Vitalität gegenüber Kontrolle und Enthärter Schlammvarianten und das Vorhandensein von Mykorrhiza beweist. Die rückläufigen Stickstoffkonzentrationen im Mineralboden werden auf die Immobilisierung in mikrobielle Biomasse zurückgeführt. Die einzelnen Reaktorkornvarianten zeigen generell ein sehr ähnliches Verhalten im Perkulationsversuch, welches sich teilweise nur geringfügig vom Referenzdolomit unterscheidet. So ist zum Beispiel die Aluminiumfreisetzung im Bv-Horizont des Perkulationsversuchs kaum von der Kontrolle verschieden und die Stickstoffausträge gehen nach etwa der Hälfte des Versuchs unter die Kontrolle zurück. Allerdings ist die Calcium- und Magnesiumfreisetzung der DOL-Variante und entsprechend die Pflanzenaufnahme bei ähnlichen Ergebnissen bezüglich der Pflanzenkennwerten geringer als in den Reaktorkornvarianten.

Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit

Die Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante erfüllt die Zielsetzungen des Bodenschutzes mit Pufferstoffen im Hinblick auf die Pufferkapazität, die Anhebung der Basenverfügbarkeit im Boden, Schwermetallimmobilisierung und Verbesserung der Magnesiumernährung. Eine Pufferwirkung konnte selbst im Lysimeterversuch und im Freilandversuch in 60 cm beobachtet werden. Dies spiegelt sich in der Anhebung der Alkalinität wieder. Neben der verringerten Weitergabe von Säure sind die Sickerwässer mit weniger Kationsäuren und Schwermetallen belastet als die beiden anderen Reaktorkornvarianten. Selbst der Stickstoffverlust aus dem System liegt noch in dem für nicht

stickstoffgesättigte Systeme angegebenen Bereich. Initialeffekte traten keine auf. Die Pflanzen- und Ökosystemverträglichkeit ist gegeben. Trotz gleicher Calcium- und Magnesiumausbringmengen der Sekundärrohstoffmischungen reagieren die Buchen der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante am stärksten auf die Zugabe der Nährelemente. In der Außenanlage wurden im Keimversuch die höchsten Auflaufzahlen erreicht. Längenzuwachs, Biomasse und Blattflächenindex sind von allen Varianten des Lysimeterversuchs am höchsten und signifikant höher als in der Kontrolle. Dadurch kommt es in den Blättern zu einer Verdünnung. Die Calciumgehalte sind von allen Varianten am geringsten und signifikant niedriger als die Kontrolle. Dies lässt sich durch die geringen Calciumgehalte der Bodenlösung als Folge des Austauschs an den Austauscheroberflächen erklären. Der Magnesium-Blattspiegelwert ist dagegen von allen Varianten am höchsten (signifikant). In 100 Blättern ist signifikant mehr Magnesium enthalten als in der Kontrolle.

Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit, Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit

Die Reaktorkorn (Quarzkeim)mit Magnesit- und Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit-Varianten erfüllen ebenfalls die Anforderungen des Bodenschutzes. Die Wirkungen auf Pufferung, Alkalinität und Calciumfreisetzung sind nicht so kräftig wie in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante. Die Tiefenwirkung ist ähnlich gut. Trotz der geringeren Pufferung und Calciumfreisetzung wird die Alkalinität in der Reaktorkorn (Quarzkeim)mit Magnesit-Variante gegenüber der gebrochenen Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit -Variante stärker erhöht. Bei beiden Varianten kommt es wie bei der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante zu einer Calciumimmobilisierung im Austausch gegen Aluminium. Initialeffekte oder Nitrifizierungsschübe werden nicht beobachtet, der Stickstoffaustrag ist jedoch höher als bei Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit. Die Erhöhung der Vitalitätskenngrößen der Buchen ist für die Variante mit Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit nicht signifikant, da die Werte innerhalb der Variante stark schwanken. Die Calcium- und Magnesium-Versorgung der Buchen bessert sich, Calcium wird durch den stärkeren Biomassezuwachs verdünnt. Die Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit₍₆₎-Variante reagiert ähnlich wie der Referenzdolomit. In der Dolomit-Variante werden aber niedrigere Magnesium- und höhere Calciumgehalte gemessen (höher als bei der Kontrolle). Zuwachs und 100-Blatt-Gewicht sind ebenfalls niedriger. Bei den Auflaufzahlen und Pflanzenkennwerten im Keimversuch erreicht die Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit -Variante höhere Werte als die RQxM-Variante.

Enthärterschlammisierungen

Die Enthärterschlammvarianten zeichnen sich durch eine hohe Calciumfreisetzung und -verlagerung aus. Im Perkolationsversuch geht die initiale pH-Erhöhung im Auflage/Ah-Horizont in den Enthärterschlammvarianten um bis zu zwei (Bimsmehlischung) bzw. fünf Einheiten (Perlitmischung) mit hohen Calcium- und Nitratkonzentrationen einher. Die über die Nitrifizierung freigesetzten Protonen werden im Mineralboden gegen Aluminium eingetauscht, welches in Begleitung von DOC (bei den vorliegenden pH-Werten hauptsächlich Fulvosäuren) weiterverlagert wird. Das rasche Abfallen des pH-Wertes deutet darauf hin, dass kurz nach der Ausbringung der Mischungen das freie reaktive CaO der enthaltenen Kalkmilch aufgebraucht wird. Die fehlenden Initialeffekte im Freiland lassen sich dadurch erklären, dass die Kalkmilch in der Woche zwischen Mischung und Ausbringung

abgelöscht wurde. Diese Vermutung wird durch das ansatzweise Verbacken der Mischung in den Behältnissen untermauert.

Durch die hohe und tiefreichende Anhebung der Calciumkonzentration verbessern sich die Aluminiumstress- und Säurebelastungskennwerte in den Enthärter Schlammvarianten bis in den Unterboden. Dies gilt, wie bereits erläutert, nicht für den Lysimeterversuch. Dort verstärkt die drastische Anhebung der Bodenreaktion in der Auflage den Humusabbau und die Protonenfreisetzung durch Nitratbildung. Die Folge ist ein Absinken der pH-Werte unter die Kontrolle, es kommt im Rahmen der Nitratverlagerung zu hohen Austrägen von basischen Kationen, Aluminium und Schwermetallen. Die Aluminiumstresswerte verschlechtern sich. Entsprechend liegen die Vitalitätsparameter zwar leicht über der Kontrolle, sie bleiben aber hinter den Reaktorkornvarianten zurück. Die hohen Calcium- und Aluminiumgehalte der Bodenlösung behindern die Aufnahme von Magnesium in die Pflanze [MARSCHNER 1989, KAUPENJOHANN 1989]. Sowohl in den Jungbuchen wie auch in den Keimlingen werden in den Enthärter Schlammvarianten geringere Magnesiumgehalte gemessen als in den Reaktorkornvarianten.

Die Auflaufzahlen und Pflanzenkennwerte verhalten sich in den Varianten des Keim- und Wachstumsversuchs nicht einheitlich. Während die Auflaufzahlen im Keimschrank und in der Außenanlage zum Teil deutlich unter den Reaktorkornvarianten liegen, werden höhere Biomassen und Wuchshöhen gemessen. Diese widersprüchlichen Ergebnisse zwischen Keimzahl und Pflanzenkennwerten ist auch bei den Reaktorkornvarianten zu beobachten. Da der Wachstumsversuch während des heißen Sommers 2003 durchgeführt wurde, könnte die etwas bessere Vitalität bei geringerer Pflanzenzahl auf die geringere Konkurrenz um Wasser zurückzuführen sein.

Kaliumbeimischung (Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche, Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)

In allen Versuchen führt die Beimischung von Kalium in Form von Bimsmehl oder Perlitstaub zu einer Erhöhung der Kaliumkonzentrationen der Bodenlösung. Die höheren Kaliumraten der Tiermehlasche-Varianten lassen sich durch die Abpufferung der bei der Reaktion zu Calciumphosphat freiwerdenden Protonen durch die Gesteinsmehle sowie dem zusätzlichen Kaliuminput mit Tiermehlasche erklärt. In den Tiermehlasche -Varianten werden jedoch geringere Kaliumblattspiegelwerte gemessen als in den Mischungen ohne Tiermehlasche. Dies könnte auf den von BÜTTNER (1998) gefundenen Mg-K-Aufnahmeantagonismus auf Kalk zurückzuführen sein, da in diesen Mischungen die Magnesiumkonzentrationen höher sind. Entgegen den Beobachtungen von KAUPENJOHANN (1989), der nur einen losen Zusammenhang zwischen den Kaliumgehalten der Bodenlösung und den Pflanzen fand, erhöhten sich nur die Kaliumblattspiegelwerte der Bimsmehlvarianten Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl und Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche gegenüber der Kontrolle.

Gleichzeitig scheint Bimsmehl eine abschwächende Wirkung auf die Reaktivität des Enthärter Schlammes zu haben, wie die schwächere pH-Erhöhung und Calciumfreisetzung gegenüber den Perlitvarianten impliziert. Als Folge sind die Humusdegradation und Nitratverlagerung geringer.

Phosphorbeimischung (Enthärterschlamm mit Magnesit und Bismehl plus Tiermehlasche, Enthärterschlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)

Die Beimischung der Tiermehlasche führte zwar zu einer leichten Erhöhung des Phosphorgehaltes der Bodenlösung, hatte aber keine Erhöhung der Blattspiegelwerte der Jungpflanzen zur Folge. Die Ursache könnte in der Immobilisierung durch die Bildung schwerlöslicher Ca-Phosphate liegen. Des Weiteren liegt das Phosphat in der Tiermehlasche überwiegend als schwerlösliches Hydroxylapatit vor, weshalb KLEY et al. (2003) zur Mobilisierung eine thermochemische Aufbereitung empfehlen.

Die negativen Wirkungen in der Bodenlösung sind bei der Enthärterschlamm mit Magnesit und Bismehl plus Tiermehlasche₍₆₎-Variante nicht so stark wie bei der Enthärterschlamm mit Magnesit und Bismehl₍₆₎-Variante. Dies hängt vermutlich ebenfalls mit der geringeren Calciumfreisetzung durch Immobilisierung eines Teils des reaktiven Calciums durch Ausfällen als Calciumphosphat zusammen.

Der mit der Tiermehlasche aufgebraachte Schwefel (etwa 10 kg ha⁻¹) wird nicht in der Auflage gespeichert sondern mineralisiert und in den Mineralboden verlagert, wie die höheren Sulfatgehalte der Tiermehlasche-Varianten gegenüber den Enthärterschlammisierungen ohne Tiermehlasche bzw. den Reaktorkornmischungen und der Kontrolle zeigen. Insgesamt erhöhen sich die Schwefelgehalte in allen Sekundärrohstoffvarianten durch die Mineralisierung organisch gebundenen Schwefels aufgrund der erhöhten biologischen Aktivität. Der in dieser Arbeit als Richtwert eingesetzte Trinkwassergrenzwert von 240 mg Sulfat l⁻¹ wird jedoch bei weitem noch nicht erreicht.

Zumindest ein Teil des freigesetzten Phosphats scheint bodenbürtig zu sein, da auch in den nicht phosphorhaltigen Sekundärrohstoffmischungen zum Teil höhere Netto-Phosphatgehalte gemessen wurden. Diese könnten aus der Destabilisierung schwerlöslicher Aluminium- oder Eisenphosphate infolge der pH-Anhebung oder der Mineralisierung organisch gebundenen Phosphors resultieren. Es zeigt sich jedoch eine gute Korrelation zwischen Phosphatkonzentrationen und DOC-Gehalt. Die leicht erhöhten Phosphatgehalte der Keimlinge der Variante mit Enthärterschlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche - stützen die Beobachtung. In der Bodenlösung dieser Variante wurden sowohl höhere Phosphor- und DOC-Gehalte gemessen als in der Variante mit Enthärterschlamm mit Magnesit und Bismehl plus Tiermehlasche.

1.4. Schlussfolgerungen und Konsequenzen für den Einsatz von Sekundärrohstoff(mischung)en als Puffersubstanzen im Wald

Die Sekundärrohstoffe Reaktorkorn, Enthärter Schlamm und Magnesit besitzen hohe Pufferkapazitäten und Pufferraten. Der kohlkopfförmige Aufbau des Reaktorkorns mit Kalkkeim hat eine höhere Reaktionsfreude als dem Reaktorkorn mit Quarzkeim und seinem geschlossenen Aufbau. Die Reaktivität von Reaktorkorn mit Quarzkeim kann durch Brechen des Korns gesteigert werden. Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen), Bimsmehl und Perlit haben keine negativen Auswirkungen. Da in der Forstwirtschaft im Gegensatz zur Landwirtschaft keine Einarbeitung der Puffersubstanzen erfolgt, sprechen die Neigung von Pfannenschlacke zu flächiger Vermörtelung und der unangenehme Geruch der Mutterlauge gegen den Einsatz im Wald. Magniphos und totgebrannter Magnesit scheiden wegen ihrer hohen Schwermetallgehalte auch als Mischungsbestandteile aus. Bei Tiermehlasche fällt das mit dem Sulfataustrag einhergehende Leaching basischer Kationen und mobilisierter/eingetragener Schwermetalle negativ auf.

Als Mischungspartner für die Enthärterkalk Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim) und Enthärter Schlamm eignen sich teilgebranntes Feinmaterial aus der Magnesitaufbereitung mit niedrigen Schwermetallgehalten, außerdem Bimsmehl und Perlitstaub, diese beiden insbesondere auch als Trocknungsmittel für den Enthärter Schlamm. Nach der Aufbringung der Mischungen aus den genannten Sekundärrohstoffen verbessert sich der pH-Wert in der Streuauflage und zum Teil auch im Mineralboden. Es erhöht sich die Basensättigung im gesamten Profil und entsprechend verbessert sich die Basizität der Bodenlösung, die mit der Elementkonzentration an den Austauschern in Verbindung steht. Es verbessert sich insbesondere die Magnesiumbelegung auch im tieferen Mineralboden durch die Magnesit ausbringung. Der Einsatz von Mischungen aus Sekundärrohstoffen hat zusätzlich den Vorteil, dass die Zusammensetzung dem spezifischen Bedarf an den jeweiligen Standorten angepasst werden kann. Das heißt, je nach Zielsetzung oder festgestellten Mangelsituationen in Boden oder Bestand können zum Beispiel der Magnesiumgehalt erhöht oder fehlende Nährstoffe, wie Kalium im Bimsmehl oder in Perlitstaub zugegeben werden.

Damit ergibt sich nach Aufbringung der Sekundärrohstoffe mit der Basis von Reaktorkorn oder Enthärter Schlamm nicht nur eine gute oberflächennahe Säurepufferung, sondern auch ein Rückgang des Säuretransports im Boden und eine geringere Gefährdung des Grund- und oberflächennahen Bodenwassers, was durch die zurückgehenden Stresskennwerte im Sickerwasser belegt werden kann.

In der Streuauflage mehren sich die Anzeichen für eine Anregung der biologischen Aktivität. Im Hinblick auf die Nitratreisetzung ergeben sich selbst bei den sehr reaktiven Substanzen keine Bedenken. Es zeigt sich allenfalls eine sehr moderate, aber tolerierbare und zeitlich eng begrenzte Erhöhung des Nitrataustrages. Schwermetalle werden in den von den Sekundärrohstoffen beeinflussten Bodenbereichen fixiert. Die Vitalitätskennwerte der Pflanzen verbessern sich ebenso wie der Ernährungszustand im Hinblick auf Magnesium und bei Bimsmehl im Hinblick auf Kalium.

Die geringeren Gehalte an Calcium und zum Teil Magnesium in den Sickerwässern der Varianten mit Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim) und Enthärter Schlamm mit totgebranntem Magnesit und Bimsmehl gegenüber der Kontrolle deuten auf eine Festlegung im Boden hin. Diese Erklärung kann auch für den Referenzdolomit und die geringe Kaliumfreisetzung der Varianten Bimsmehl und Mutterlauge mit Perlit angenommen werden.

In den Magniphos und Tiermehlasche-Varianten dürfte der aufgebrauchte Phosphor zum größten Teil in Form von Aluminium- und Eisenphosphaten ausfallen und immobilisiert werden.

Durch die deutlich unterscheidbaren Wirkungen der Sekundärrohstoffmischungen war die Aufteilung der Varianten in die Reaktorkorn- und Enthärter Schlammgruppe sinnvoll. Die Unterschiede lassen sich gut über die Eigenschaften und die Lösungskinetik der jeweiligen Calciumquellen erklären. Die Kalium- und Phosphorbeimischungen in den Enthärter Schlammvarianten spielen nur bei den Konzentrationen der entsprechenden Elemente eine Rolle. Ein wichtiger Faktor bei der starken Erhöhung des pH-Wertes sowie der Tiefenverlagerung von Calcium in den Enthärter Schlammvarianten dürfte der reaktive Kalkmilchanteil sein, der allerdings innerhalb kurzer Zeit nach Aufbringung aufgebraucht wird. Währenddessen kommt es jedoch zu Überschussmineralisierung und Verdrängung von Protonen und Kationsäuren an den Austauschern. Während Reaktorkornmischungen in der untersuchten Zusammensetzung also mit der gleichen Unbedenklichkeit wie der natürliche Rohstoff Dolomit für Bodenschutzmaßnahmen im Wald eingesetzt werden können, ist der Einsatz von Enthärter Schlamm etwas problematischer, da der Kalkmilchanteil zu unerwünschten Initialeffekten führen kann.

Mutterlauge, Magniphos, Tiermehlasche und totgebrannter Magnesit haben hohe Nickelgehalte. Darin könnte eine Ursache der Phytotoxizität, hier aufgezeigt durch die Kresseunverträglichkeit, liegen. Laut SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1998) können ab 1-2 mg l⁻¹ Ni phytotoxische Wirkungen auftreten. Die Verfügbarkeit steigt mit sinkendem pH.

Das eingeschränkte Kressewachstum bei Enthärter Schlamm und Pfannenschlacke ist auf das Abbinden reaktiven Calciums (unverbrauchte Kalkmilch, CaO) und die mechanische Keimhemmung durch die Verkrustung der Samen zurückzuführen.

Die Sickerwasseranalysen nach der Aufbringung von Magniphos, Tiermehlasche und Mutterlauge mit Perlit bestätigen die Befunde von HILDEBRAND (1988, 1990a), SCHÜLER (1992b) und WERNER (1995), wonach es bei Aufgabe von schwefelhaltigen Nährstofflieferanten zu einem erhöhten Transport und damit Verlagerung von Kationen (Kationbasen und -säuren, Aluminium, Schwermetallen) mit dem Sickerwasser kommt. Dabei werden neben den aufgegebenen auch pedogene basische Kationen ausgetragen. Besonders betroffen ist das leichter austauschbare Magnesium, wie der über der Inputmenge liegende Output der Tiermehlasche-Variante zeigt.

Auf der Basis dieser Projektergebnisse wurden Sekundärrohstoffe in die 2003 neu verabschiedete Düngemittelverordnung aufgenommen.

So fallen die Reaktorkornvarianten unter die Ausgangsstoffe für den Düngemitteltyp „Kalkdünger [...] sowie Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsstoffe [...] aus der Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser“ (DüMV Anlage 2, Tabelle 10 Punkt 6). Die Verwendung von Bimsmehl, Perlit und Tiermehlasche ist in Tabelle 12 (Ausgangsstoffe zur Zugabe zu Düngemitteln des Abschnitts 3 der Anlage 1 sowie für Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmitteln) unter Punkt 12 – „Gesteinsmehle einschließlich Tonmineralen“, Punkt 13 – „Aschen aus der Verbrennung tierischer Stoffe“ und Punkt 16 – „Perlite“ geregelt. Magnesitfeinmaterial wurde als eigener Düngemitteltyp ausgegliedert (DüMV, Anlage 1 Abschnitt 1.9 – „Vorgaben für Sekundärnährstoffdünger, [...]“). Es besteht allerdings noch Handlungsbedarf bei den Regelungen zur Mischung von Substanzen, speziell von Sekundärrohstoffen.

Teil 2: Die Produktlinienanalyse

2.1 Hintergrund, Ziele und Projektkonzeption

2.1.1 Zielsetzung

In diesem Projektteil soll eine Analyse durchgeführt werden, um ökologische und ökonomische Entscheidungshilfen zu bekommen, die dazu dienen, die Eignung von Sekundärrohstoffmischungen als Puffersubstanzen in Waldboden zu beurteilen.

Die Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen und das System ihrer Herstellung einschließlich der notwendigen logistischen Verbindungen sind möglichst umfassend unter Berücksichtigung des jeweiligen Energieeinsatzes hinsichtlich der Umweltauswirkungen zu untersuchen und hinsichtlich der Umweltschutzeffizienz der eingesetzten finanziellen Mittel zu beurteilen – im Vergleich zu konventionellen Puffersubstanzen, welche aus primären Rohstoffen veredelt (getrocknet, gemahlen, granuliert), aber nicht regional differenziert und am Bedarf orientiert hergestellt werden.

2.1.2 Untersuchungsobjekte

Aus elf Varianten, die zunächst untersucht worden sind, haben sich beim Gefäß- und Lysimeterversuch lediglich acht Varianten als pflanzenverträglich bewährt. Auch die Grenzwerte für Schwermetalle in Substanzen für den Bodenschutz wurden von diesen acht Varianten nicht überschritten.

2.1.3 Projektablauf

Der Projektablauf – Arbeitsschritte und Zeitplan – sind in Tabelle 2.1 dargestellt.

Tab. 2.1: Zeitplan zur Durchführung des Teilprojektes

Arbeitsschritte	2002											
	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Vergleich verschiedener Techniken zur Folgeabschätzung												
Auswahl der Methode												
Festlegung von Untersuchungsrahmen und Systemgrenze												
Erstellung einer Wirkungskategorienliste												
Auswahl von Wirkungskategorien/Indikatoren System 1&2												
	2003											
Auswahl von Wirkungskategorien/Indikatoren System 1&2												
Auswahl von Wirkungskategorien/Indikatoren System 3												
<i>Zweiter Zwischenbericht</i>												
Input/Output Datenerhebung												
Charakterisierung und Aggregierung												
<i>Dritter Zwischenbericht</i>												
Charakterisierung und Aggregierung												
	2004											
Life Cycle Costing Analyse												
<i>Endbericht</i>												

2.2 Lösungskonzept

2.2.1 Instrumente zur Analyse und Bewertung von Umweltauswirkungen

Methoden für Produktbewertung und -optimierung sind seit 1974 entwickelt worden, beginnend mit der *Energiebilanzierung* von Schäfer (TU München) als Pionier, gefolgt von der *Ökologische Buchhaltung* von Müller-Wenk (St. Gallen). Im selben Jahr finden sich Studien der Eidgenössischen Materialprüfungsanstalt (EMPA) St. Gallen mit dem Begriff *Ökobilanz*. Der Begriff war definiert als objektiver Zahlensatz über Umweltbelastungen bei der Nutzung von Stoffen. Es wurde zum ersten Mal vorgeschlagen, die produzierten Abfälle und Rückstandsmaterialien zusätzlich zu Rohmaterial und Energieeinsatz in die Berechnung einzubeziehen [BALADA 2002].

Anfang der 90er Jahre erlangte die Ökobilanz zunehmende Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit, wurde langsam aber sicher als „nützliche“ Bewertungsmethode anerkannt und zunehmend häufig in der Praxis angewandt. So verwenden beispielsweise Unternehmen in der Grundstoff- und Produktionsstoffindustrie die Ökobilanz, um ihr Stoffstrommanagement zu analysieren. Der Trend war zu dieser Zeit am deutlichsten zu erkennen im Bereich der Verpackungsindustrie. Dieser Bereich suchte neue Technologien, um die Verpackungskosten zu reduzieren bei gleichzeitig höherer Umweltverträglichkeit.

Ein Diskussionsforum, gefördert von der Society for Environmental Toxicology And Chemistry (SETAC), wurde im Jahr 1991 und 1993 eingerichtet. Wissenschaftler und Industrielle in Europa und Nordamerika strebten an, die zahlreichen Instrumente zu harmonisieren und zugleich weiter zu entwickeln. In diesem Rahmen begann der Begriff Life Cycle Assessment (deutsch: Lebensweganalyse) Popularität zu gewinnen und den Begriff Ökobilanz – der oft missverstanden wurde¹ – zu ersetzen. Das Ergebnis dieses Diskussionsforums war das sogenannte Life Cycle Assessment (LCA), das in der ISO-Norm 14040 bis 14043 international standardisiert wurde und in das deutsche DIN NAGUS übernommen wurde.

Bislang ist LCA das erste Handwerkszeug, das in einem internationalen Rahmen wissenschaftlich entwickelt und in seinen Grundsätzen genormt wurde. Eine methodisch einwandfreie Handhabung im Einklang mit den dort formulierten Konventionen vermindert das Risiko einer fehlerhaften Anwendung. Dennoch ist auch die LCA ein Bewertungsinstrument, das nicht notwendigerweise zweifelsfreie Ergebnisse liefert, sondern ist, wie auch andere Bewertungsinstrumente, durch Setzungen zu Vorgehensweisen und durch teilweise subjektive Einschätzungen geprägt [VOGT et al. 2002].

Im Zusammenhang mit der Entwicklung von Instrumenten für Produktbewertung und -optimierung entwickelte das Öko-Institut Freiburg 1987 ein neues Instrument. Dieses „andere“ Instrument, genannt die Produktlinienanalyse (PLA), wurde im Vergleich mit LCA zunächst wenig beachtet, zumal eine Fallstudie mit dem Ansatz der Produktlinienanalyse zu dieser Zeit noch kaum zu finden war (Ausnahme: Produktlinienanalyse Waschen im Jahr 1987 und die erneute Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel im Jahr 1997).

Die Produktlinienanalyse analysiert den gesamten Lebensweg eines Produktes unter Einbeziehung von Nachhaltigkeitsbezügen, angefangen bei der Gewinnung und Aufarbeitung

¹ Manche verstehen Ökobilanz als eine Methode, die die Input-Seite mit der Output-Seite eines Produktionsprozesses zu bilanzieren versucht, ohne dass dabei der Produktionsprozess in sich zu beachten ist.

der Rohmaterialien, über seine Distribution und seinen Transport, bis hin zu Nutzung, Abnutzung und Beseitigung (oder Wiederverwertung). Sie analysiert die ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen und bewertet jede Stoff- und Energieumsetzung über den gesamten Produktlebensweg hinweg bezüglich seiner daraus resultierenden Umweltbelastungen und anderen sozioökonomischen Wirkungen. Die Produktlinienanalyse sammelt, analysiert und bewertet die Nutzung eines Produktes in einer Art Kosten-Nutzen Analyse. Der gesamte Prozess der PLA wird (soll) von einem Forum von Vertretern von Stakeholdern begleitet werden [EBERLE und GRIEBHAMMER 1996].

2.2.2 Produktlinienanalyse

Von den siebziger bis in die frühen achtziger Jahre rückte die zunehmende Umweltproblematik in den Vordergrund. Gleichzeitig erreichen Umweltprobleme heute schnell globale Dimensionen. Stichworte sind Ozonloch, Klimawandel, Trinkwasser- und Ressourcenknappheit. Diese Probleme haben ursächlich mit der Herstellung und dem Konsum von Produkten und dem damit verbundenen Ressourcenabbau zu tun [SCHÖNBORN und STEINERT 2001].

Vor diesem Hintergrund haben Politik und Wirtschaft den Paradigmenwechsel vom Umweltschutz zur nachhaltigen Entwicklung vollzogen. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung soll ökologische mit ökonomischen und sozialen Elementen vernetzen. Die Wirtschaft erkennt zunehmend, dass nachhaltig wirtschaftende Unternehmen zukunftsfähige Unternehmen sind. Wer der Entwicklung nicht folgt, verliert den Anschluss an die zunehmende Dynamik dieses Wandels [SCHÖNBORN und STEINERT 2001].

In Folge des 1992 auf der Rio-Konferenz proklamierten Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung stieg – national und international – das Interesse der gesellschaftlichen Akteure an nachhaltigen Produkten und an nachhaltiger Produktentwicklung und an entsprechenden Analyse-Methoden, die die drei Dimensionen Ökologie, Wirtschaft und Gesellschaft integrieren. So hob beispielsweise die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des deutschen Bundestags 1994 die Notwendigkeit des Einbezugs sozioökonomischer Aspekte wie auch der methodischen und praktischen Weiterentwicklung der Analyse-Methoden hervor.

Die Produktlinienanalyse des Öko-Instituts ergänzt diesen bei der LCA fehlenden Einbezug der ökonomischen und sozialen Dimension. Obwohl das Konzept der Produktlinienanalyse vom Öko-Institut bereits 1987 vorgestellt wurde, hat sie sich bislang kaum durchsetzen können und steht im Schatten des etablierten Life Cycle Assessment.

Der Schwerpunkt der Produktlinienanalyse liegt gerade darin, Dimensionen, die üblicherweise nicht gemeinsam betrachtet werden, zusammenzuführen [PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987]. Dabei handelt es sich lediglich um eine Erweiterung vorhandener Methoden, so dass Ansätze wie Stoff- und Energiebilanzen durchaus im Rahmen einer PLA zur Anwendung kommen können.

Die Produktlinienanalyse hebt sich von den anderen Konzepten in mehrfacher Hinsicht ab [PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987, EBERLE und GRIEBHAMMER 1996, HÄUBLER 1994]:

- Die Produktlinienanalyse setzt bei **Produkten** an und untersucht dabei auch **Bedürfnisse** und **Nutzenaspekte**.

- Die Produktlinienanalyse untersucht den **Lebenszyklus** eines Produktes, der die Rohstoffgewinnung, den eigentlichen Herstellungsprozess, den Transport und Vertrieb, den Konsum sowie schließlich die Beseitigung umfasst.
- Die Produktlinienanalyse erfasst die Folgen eines Produktes über seinen jeweiligen Lebenszyklus für **Natur, Gesellschaft und Wirtschaft**, wobei die zwei letzteren Dimensionen zuerst getrennt von der ökologischen Dimension dargestellt werden, dann abschließend integriert bewertet werden.
- Der Betrachtungswinkel einer Produktlinienanalyse soll es erleichtern, Einflüsse und Rückwirkungen zwischen bisher nicht vernetzten Dimensionen festzustellen. Insofern ist diese Analyse vom Anspruch her eine umfassende Betrachtungsweise.
- Die Produktlinienanalyse wird von einem **Forum/Projektbeirat** mit VertreterInnen gesellschaftlicher Gruppen begleitet, und die Ergebnisse sind grundsätzlich öffentlich (dies ist auch bei den anderen Konzepten möglich, aber keine Voraussetzung).
- Der ökologische Teil der Produktlinienanalyse wird exakt wie ein normales Life Cycle Assessment (ISO 14040ff.) durchgeführt. Die Klärung des Untersuchungsrahmens als erster Schritt der Bilanz und Überprüfungen (Peer-Review) sollen zusammen mit dem Projektbeirat bestimmt werden.
- Die Produktlinienanalyse geht über die Geldebene hinaus, indem Aspekte berücksichtigt werden, die nicht in Geld(-einheiten) bewertbar sind bzw. bewertet werden sollten.
- Die Produktlinienanalyse will den notwendigen gesellschaftlichen Bewertungsprozess **nicht durch eigene formalisierte Aggregations- und Bewertungsverfahren ersetzen**, wie dies etwa bei einigen anderen Konzepten der Fall ist, sondern stellt ihre Untersuchungsergebnisse bewusst **mehrdimensional** dar.
- Die Produktlinienanalyse gibt den Weg vor, wie die besondere Komplexität der Analyse und Bewertung begründet und **nachvollziehbar reduziert** werden kann.

2.2.3 Zusammenhang von Bewertungszweck, Bewertungsmethode und Bewertungsergebnisse

Immer bestimmt der Bewertungszweck die Vorgehensweise bei einer Produktlinienanalyse im Detail. In vorliegender Fallstudie geht es darum, Sekundärrohstoffe in ihrer Eigenschaft als Kompensation von Dolomitkalk für Bodenschutzmaßnahmen unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten **aus Sicht der Landesforstverwaltung Rheinland Pfalz** zu bewerten. Das methodische Vorgehen mag also bei anderen Entscheidungsträgern im Detail anders zu wählen sein, die Ergebnisse der Bewertung mögen aus deren Sicht anders sein.

Neben der genauen Bestimmung von Bewertungszweck und an der Bewertung Interessiertem ist es für die Transparenz einer Bewertung wichtig, dass die Bewerter „Setzungen“ inhaltlich offen legen und bezüglich der Legitimation begründen. Bei der Durchführung einer PLA sind dies dem Inhalt nach insbesondere:

- Die Grenzen des zu bewertenden Systems
- Die Kriterien für die Bewertung

- Die Indikatoren nach Messgröße und Messverfahren, mit denen die Kriterien indiziert werden
- Grenzwerte für einzelne Kriterien/Indikatoren, die Handlungsalternativen prinzipiell ausschließen
- Ausmaß und Verfahren der Aggregation von Einzelwertungen zum Gesamtwerturteil

Die Setzungen können dabei erfolgen durch die Bewerter und/oder Experten und/oder in einem „demokratischen“ Verfahren.

2.2.4 Ökologische Bewertung

Die Arbeitsschritte des ökologischen Teils der Analyse ähneln denen eines Life Cycle Assessment und sind wie folgt gegliedert:

- *Festlegung des Untersuchungszieles*
Im ersten Schritt des ökologischen Teils gilt es, das Untersuchungsziel zu bestimmen. In diesem Projekt ist dies – wie bereits ausgeführt – eine Analyse von ökologischen Aspekten von Sekundärrohstoffen, die als Puffersubstanzen in versauerten Waldböden eingesetzt werden sollen, im Vergleich zu einem konventionellen Dolomit aus Sicht der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz.
- *Festlegung der Systemgrenzen*
Die Systemgrenzen jedes Produktionsprozesses der untersuchten Substanzen wurden zusammen mit einem Expertenpanel festgelegt.
- *Auswahl von Wirkungskategorien und ihren Indikatoren*
Auch dieser Schritt wurde von einem Expertenpanel mit 25 Mitgliedern begleitet. Dieses Panel hat verschiedene Wirkungskategorien aus einer vorbereiteten Liste ausgewählt. Diese Liste stützte sich auf ca. dreißig unterschiedliche Kategorienlisten von Umweltwirkungen¹. Das Panel wurde gebeten, die vorgeschlagene Kriterienliste kritisch zu prüfen und Indikatoren und Grenzwerte für jede Wirkungskategorie vorzuschlagen.
- *Sammeln von Daten über die Stoffstromtabelle*
Die von den Experten im Panel ausgewählten Wirkungskategorien waren der Ausgangspunkt für das literaturgestützte Sammeln von Input- und Outputdaten durch die Autorin. Diese verdeutlichen, wo und wie die Wirkungskategorienliste mit den Energie- und Stoffstromtabelle korreliert.

Die Daten für Dolomitproduktion und –transport stützten sich beispielsweise auf eine Studie von PATYK und REINHARDT: „Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen“ von 1997. Die Daten für die acht Varianten basierend auf (Sekundär-)Rohstoffen wurden in Kooperation mit der FAWF Rheinland-Pfalz, die die physiologisch-biologische Analyse dieser Sekundärrohstoffe durchführt, und mit der Fa. AHD Klose Andernach, die in früheren Untersuchungen in diesem Bereich tätig war und bei der Entwicklung der mobilen Aufbereitungs- und Mischanlage beteiligt ist, zusammengestellt.
- *Datenaggregation innerhalb jeder Wirkungskategorie*
Nach vollständiger Datensammlung für jede Wirkungskategorie war der nächste Schritt die Aggregation der Indikatorwerte jeden Parameters zu einer Summe – wenn möglich oder notwendig. Die dabei angewandten Methoden sind in der Literatur ausführlich

¹ Quellen: u.a. Enquete-Kommission, Global Reporting Initiatives, Kyoto Protocol, SETAC-Europe, Umweltbundesamt.

dargelegt und finden weitverbreitet Anwendung, wie z.B. die Anwendung des Global Warming Potential (GWP), des Ozone Depletion Potential (ODP) und des Eutrophierungspotentials (EP). Dabei werden die Mengen der einzelnen Stoffe in einer Wirkungskategorie mit ihrem entsprechenden Charakterisierungsfaktor¹ multipliziert. Daraus ergibt sich die Endsumme oder der sogenannte Kategorieindikator², der das Gesamtwirkpotential einer Wirkungskategorie beschreibt.

- *Gesamtbewertung*

Bis zum jetzigen Zeitpunkt besteht in der Literatur zu Life Cycle Assessment und Stoffstrommanagement keine Übereinstimmung darüber, welche der verschiedenen Methoden als Konvention geeignet ist, Daten bezüglich verschiedener Wirkungskategorien zusammengeführt darzustellen, im Sinne ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Akzeptanz.

In der Literatur werden u.a. genannt.:

- UBA-Methode
- Eco-rational Path Method-Portfolio
- BUWAL-Model „ökologische Knappheit“
- ETH-Zürich Model „Kritische Belastung“
- CML-Approach
- EPS-System Schweden
- IKP Method Stuttgart
- IER-Approach Stuttgart
- BASF 3D-Portfolio
- Monetary Approach

Der Unterschied dieser Methoden liegt darin, dass sie die Bewertungsergebnisse in grundsätzlich verschiedener Weise präsentieren. Die UBA-Methode z.B. benutzt ein T-Diagramm, um einen schnellen Überblick über die Vor- und Nachteile eines Produktes im Vergleich zu einem anderen Produkt zu ermöglichen. Die errechnete Mehrbelastung eines Produktes in jeder Wirkungskategorie wird als Balken gegenüber der anderen Alternative im T-Diagramm abgebildet³. Das BASF 3D-Portfolio dagegen gewichtet die Kenngrößen jeder Wirkungskategorien zu so genannten Belastungspunkten und überträgt sie dann in einen „Ökoeffizienz-Würfel“, der erkennen lässt, welches Produkt an welcher Stelle seine Stärken und Schwächen hat. Der Würfel setzt sich aus den drei Portfolios zusammen: Ökologie, Ökonomie und Sozial [KICHERER 2002].

In dieser Untersuchung wird auf eine weitgehende Aggregation der Teilwertungen verzichtet, vielmehr werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung graphisch und tabellarisch nebeneinander gestellt. Die Gesamtbewertung soll dem Diskussionsprozess der

¹ Der eingesetzte Faktor, der von einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wird, um das Ergebnis des Stoffstrominventars auf ein einheitliches Aggregat des Wirkungskategorieindikatoren zu konvertieren (ISO 14042 2000 : 2).

² Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie.

³ Umweltbundesamt, <http://www.umweltdaten.de/down-d/methode.pdf>.

Entscheidungsträger vorbehalten bleiben, die Teilergebnisse hierfür nachvollziehbar präsentiert werden.

2.2.5 Ökonomische Bewertung

Für die ökonomische Bewertung werden Methoden des Life Cycle Costing (LCC) angewandt. Life Cycle Costing oder Life Cycle Cost Analysis wurden ursprünglich entwickelt zur Kostenanalyse von Projekten. Der gesamte ökonomische Wert soll dabei durch die Analyse von Anfangskosten und diskontierten Zukunftskosten wie Wartungs-, Anwender-, Sanierungs-, Modernisierungs-, Wiederherstellungs- und wieder auftauchende Kosten über die gesamte Dauer des Projektes ermittelt werden [US FEDERAL DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, HIGHWAY ADMINISTRATION 2003].

Das Konzept der LCC wurde ursprünglich vom amerikanischen Verteidigungsministerium in den frühen sechziger Jahren entwickelt, um die Effektivität und Effizienz der Regierungsarbeit zu erhöhen. Zwei miteinander verwandte Ziele waren ein längerer Planungshorizont, der die Betrachtung von Planungs- und laufender Betriebsphase einschließt und die Verbesserung des Kostenmanagements durch kostenbewusste Projektplanung. Von Anfang an stand LCC deshalb in sehr enger Verbindung mit Design und Entwicklung von Projekten. Früh war erkannt worden, dass es besser ist Kosten zu eliminieren, bevor sie anfallen, als zu versuchen Kosten zu reduzieren, nachdem sie angefallen sind. Dies bedeutete einen Paradigmenwechsel – weg von Kostenrationalisierung erst im laufenden Betrieb hin zu Kostenmanagement bereits während der Phase des Designs von Projekten [EMBLEMSVÄG 2003]. Ca. ab den 1980er Jahren wurde das Konzept LCC zunehmend auch durch japanische Firmen angewandt, die im Vergleich mit westlichen Firmen viel früher die Vorteile eines Kostenmanagements erkannten, welches Kosten per Design eliminiert anstatt sie erst während der Produktion zu kürzen.

LCC

Das neue Paradigma der Kosteneliminierung mittels Design hat weitreichende Implikationen für das Kostenmanagement eines Unternehmens. Unternehmen können Kostenrechnungen jetzt nicht mehr einfach von Design, Konstruktion, Produktion und anderen Kernbetriebsprozessen isolieren. Heute müssen sogar die Kundenbeziehungen von der Kostenrechnung in Betracht gezogen werden, denn Kundenzufriedenheit zu wahren, hat Relevanz sowohl für vor- wie für nachgelagerte Kosten. Der Horizont des Kostenmanagements erweitert sich aus den „vier Wänden“ des Unternehmens hinaus zu allen maßgeblichen Teilen des Lebenszyklus z.B. von Produkten. Die traditionellen Techniken der Kostenrechnung genügen diesen Anforderungen nicht [EMBLEMSVÄG 2003].

Der Begriff LCC ist weit definiert und schließt vielfältige Techniken der Kostenanalyse ein, wie Total Life Cycle Cost (TLCC), die Nutzen-Kosten Analyse oder Savings-to-Investment Ratio, Internal Rate of Return und Payback Period [RAKHRA, 1980]. EMBLEMSVÄG (2003) bietet einen ausführlichen Überblick über LCC-Techniken, deren detaillierte Erläuterung den Rahmen dieses Berichtes sprengen würde. Einige der modernsten LCC-Techniken sind beispielsweise Activity-Based Costing (ABC), the Just-in-Time (JIT) Costing, the Target Costing (TC) and the Strategic Cost Management (SCM) [EMBLEMSVÄG 2003].

Das grundlegende Konzept des LCC in Bezug auf ein Produkt ist, die Kosten, die während des gesamten Lebenszyklus des Produktes entstehen, zu betrachten. Dieser Ansatz wurde von

der Society of Logistics Engineers (SOLE)¹ entwickelt, mit der Idee alle internen und externen monetären Kosten in Betracht zu ziehen. Mit LCC werden sowohl die räumlichen Grenzen der Kostenrechnung in dem Unternehmen als auch der Zeithorizont vergrößert. Infolgedessen wird der Fokus auf die Betriebseinheit aufgegeben und auf den gesamten Lebenszyklus des Produktes erweitert [SCHALTEGGER et al. 1996].

Eine implizite Annahme des LCC ist, dass alle in Betracht kommenden Produktalternativen dem zu definierenden Minimum an Leistungsanforderungen gerecht werden. Dieses Minimum wird abgeleitet von einem Referenzprodukt (genau wie in einer LCA, siehe Kapitel 3.1.1) Wenn eine Alternative das Leistungsanforderungsminimum übertrifft, ist dies der Alternative als zusätzlicher Nutzen zuzurechnen. Wenn der zusätzliche Nutzen in monetärem Wert quantifiziert werden kann, weist dieser auf negative Kosten hin, die von den Gesamtkosten abgezogen werden müssen. Wenn der zusätzliche Nutzen nicht in monetärem Wert quantifiziert werden kann, dann sollte eine Beschreibung dieses Nutzens in deskriptiver Form in das LCC eingefügt werden.

Die Grundkostengleichung für ein gesamtes Produkt-LCC kann wie folgt ausgedrückt werden:

Die LCC Kosten i.G. setzen sich zusammen aus Gesamtkosten (Gesamtproduktionskosten plus andere Gemeinkosten) plus zusätzliche Kosten minus positive Cashflows wie zusätzliche Nutzen.

Ein LCC erfolgt – knappgefasst dargestellt – in folgenden Arbeitsschritten [RAKHRA 1980 und MARSHALL 1995]:

1. Ziele und Grenzen der Analyse spezifizieren
2. Optionen zur Erreichung dieser Ziele identifizieren
3. Verschiedene Annahmen hinsichtlich Diskontsatz, Inflationsrate, wirtschaftliche Nutzungsdauer, usw. spezifizieren
4. Relevante Kosten identifizieren und abschätzen
5. Alle Kosten in gegenwärtigen Geldwert konvertieren
6. Das Total-LCC minus zusätzlichen Nutzen (negative Kosten) für jede Alternative kalkulieren
7. Die Total-LCCs jeder Alternative vergleichen und die mit den niedrigsten Kosten auswählen
8. Die Sensitivität der Eingangsannahmen unter verschiedenen Bedingungen analysieren

2.2.6 Soziale Bewertung

In der Produktlinienmatrix des Öko-Institutes e.V. [PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987] werden folgende soziale Kriterien beispielhaft genannt:

- Arbeitsqualität
 - Arbeitsqualität im engeren Sinn

¹ The International Society of Logistics ist eine gemeinnützige internationale professionelle Gesellschaft, die aus organisierten Individuen besteht, mit dem Ziel die Kunst und Wissenschaft der Logistiktechnologie, Ausbildung und Management weiterzuentwickeln (<http://www.sole.org>).

- Arbeitszufriedenheit
- Arbeitsunfälle
- Schadstoffbelastung am Arbeitsplatz
- Zeitsouveränität
- Individuelle Freiheiten
 - Individuelle Gestaltungsmöglichkeiten (Zeit)
 - Gesundheit/Wohlbefinden (Sauberkeit, Hygiene)
 - Sicherheit
 - Förderung des Einzelnen in der Gemeinschaft
 - Auswirkungen auf das Rollenverhalten
- Gesellschaftliche Aspekte
 - Flexibilität/Veränderbarkeit
 - Internationale Beziehungen
 - Kulturelle Pluralität

Andere Kataloge sozialer Wirkungskategorien (z.B. von der Global Reporting Initiative (GRI), dem European System of Social Reporting and Welfare Management, der United Nations Sustainable Development, usw.) können selbstverständlich im Rahmen einer PLA auch in Betracht gezogen werden.

Wie bereits dargestellt, war die Untersuchung derartiger sozialer Aspekte im Rahmen dieses Teilprojektes nicht möglich. Eine ergänzende Untersuchung ist wünschenswert. Wie aus den methodischen Ausführungen zur Produktlinienanalyse deutlich wurde, sollte dabei die Auswahl der näher zu behandelnden sozialen Aspekte möglichst in Abstimmung mit den relevanten Akteuren bzw. im Rahmen eines Projektbeirats erfolgen.

2.3 Die Produktlinienanalyse von konventionellen Puffersubstanzen im Vergleich zu Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen

2.3.1 Ziele der Produktlinienanalyse

Das Ziel dieser Untersuchung ist – wie bereits früher dargelegt – die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen bei der Aufbereitung, der Mischung, dem Transport und der Ausbringung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen in Wald im Vergleich zu einem herkömmlichen Dolomit zu messen und bewerten.

Dafür sind zuerst die intendierten Ziele¹ einer Bodenschutzkalkung darzustellen. Dies ist notwendig, um festzulegen, welche nicht intendierten (positiven oder negativen) Nebeneffekte Kalkungsmaßnahmen auf die Umwelt haben können, und damit bei der Untersuchung in Betracht zu ziehen sind.

Nach einer ausführlichen Diskussion mit dem Auftraggeber dieses Projektes sowie einigen Experten werden die folgenden intendierten Ziele bestimmt:

- Säurepufferung (Boden, Sicker- und Grundwasser)
- Anregung der biologischen Aktivität in den Waldböden
- Verbesserung der Pflanzenernährung

¹ Mindeststandards, welche i.d.R. durch eine Kalkung mit einem magnesiumreichen Dolomit (25-40% MgCO₃-Anteil) erreicht werden, wenn sie basierend auf den Befunden der Waldökosystemforschung, von Waldbodenzustandserhebungen mit Sensitivitätsstudien und von Standortkartierungsergebnissen durchgeführt werden.

- Vitalitätserhöhung und Intensivierung der Durchwurzelung
- Schwermetallimmobilisierung

Aus Sicht des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Entscheidungsträger in dieser Fallstudie) sind die folgende Ziele hinzu zu fügen [MUF 2002]:

- Kompensation der mit der Luftschadstoffbelastung verbundenen Säureeinträge in den Waldboden
- Sicherung bzw. Wiederherstellung der standortsgemäßen Lebensbedingungen für Bodenlebewesen und Baumwurzeln
- Sicherung bzw. Wiederherstellung der Fähigkeit des Bodens, Nährstoffe zu speichern
- Verschaffung der dem Wald notwendigen Zeit zur Regeneration und zum Wirksamwerden der Maßnahmen zur Emissionsreduzierung

Weitere Wirkungen, die bei der Untersuchung möglicherweise identifiziert werden können, sind u.a.:

- Tonmineralstabilisierung
- Überführung von schwer verfügbaren Nährelementen in den Nährstoffkreislauf
- Förderung des baumbezogenen Zuwachses
- Erhaltung der potenziell natürlichen Vegetation
- Verbesserung/Verminderung des Kohlenstoffspeichervermögens
- Belastung der Hydrosphäre
- Abpufferung von Säuren in Oberflächen(/Fließ-)gewässern
- Förderung/Schädigung der epigäischen Insektenfauna
- Förderung des Wasserrückhaltes
- Anreicherung von Elementen im Waldökosystem

2.3.2 Entscheidungsorientiertes Tool

Die vorliegende Fallstudie soll den Landesforsten Rheinland-Pfalz als unmittelbare Entscheidungshilfe dienen. Darüber hinaus soll sie zur Illustration der Methode PLA für andere Entscheidungssituationen bzw. andere Entscheidungsträger dienen. Um die Übertragbarkeit zu gewährleisten, war uns die nutzerfreundliche und flexibel anpassbare Gestaltung der Kalkulationen ein besonderes Anliegen.

Im Anschluss an dieses Projekt wird dazu die Entwicklung eines benutzerfreundlichen Softwareprogramms mit zugehörigem Handbuch angestrebt. Dieses Programm soll es klein- und mittelständischen Unternehmen, insbesondere im Düngemittelbereich, erleichtern, die ideale Wahl zwischen den verschiedenen Mischungsalternativen im Sinne der PLA zu treffen.

2.3.3 Handlungsalternativen

Um die Umweltwirkungen der acht Varianten mit denen von Dolomit vergleichen zu können, setzt man sogenannte funktionale Äquivalenzen fest. Dies wird anhand des CaO- und MgO-Gehaltes der Handlungsalternativen bestimmt. Als Referenzprodukt wird in dieser Untersuchung Dolomit mit den in Tabelle 3.1 aufgeführten Eigenschaften verwendet. Die darauf folgende Tabelle zeigt die Mischungsanteile jeder Variante mit funktionaler Äquivalenz zu 1 Tonne des obengenannten Dolomits.

Tabelle 2.2: Die Eigenschaften des Referenzproduktes Dolomit

	Reaktivität %	CaO ges kg	MgO ges kg	K ₂ O ges kg	P ₂ O ₅ ges kg
DOL	26	326	163	<NG	<NG

Tabelle 2.3: Mischungsanteile in Tonnen um 1t Dolomit zu ersetzen

No.	Variante	Mischungsanteile (t)					Summe	
		Reaktor- korn (RK)	Enthärter- schlamm (ES)	Magnesit Shanghai (M ₁)	Magnesit Hochfilze n (M ₂)	Bimsmehl (BM)		Perlite- staub (P)
1.	RKM ₁	0,60		0,22				0,82
2.	RKM ₂	0,51			0,47			0,98
3.	RQxM ₁	0,60		0,22				0,82
4.	RQxM ₂	0,51			0,47			0,98
5.	ESMBM ₁		0,93	0,22		0,25		1,40
6.	ESMBM ₂		0,81		0,47	0,25		1,53
7.	ESMP ₁		0,93	0,22			0,10	1,25
8.	ESMP ₂		0,81		0,47		0,10	1,37

2.3.4 Systembeschreibung und Modularisierung

Jeder Produktlebensweg der Varianten wird in drei Subsysteme unterteilt (vgl. Abbildung 2.1):

- System 1 beginnt bei der Herkunft der Einzelsubstanzen und beinhaltet die Produktion der Sekundärrohstoffe bis zu dem Punkt unmittelbar vor der Ausbringung,
- System 2 beschreibt den Ausbringungsprozess und
- System 3 betrachtet die ökologischen Wirkungen der Varianten im Waldökosystem.

Diese Unterteilung hat den Zweck, eine detaillierte Information über die ökologischen Auswirkungen in allen drei Systemen präsentieren zu können.

Die Untersuchung der nicht intendierten Effekte in System 3 konnte in diesem Teilprojekt nicht durchgeführt werden. Um solche Effekte zu untersuchen, muss mit einem Untersuchungszeitraum von mindestens 5 Jahren gerechnet werden¹. Das Teilprojekt kann nur Hinweise als Basis für weitere Langzeituntersuchungen geben.

Die einzelnen Stoffe werden von verschiedenen Orten nach Mörschbach gebracht, wo der Mischprozess stattfindet. Die Karte in Abbildung 2.2 stellt die Routen aller Sekundärrohstoffe von ihren jeweiligen Ursprungsorten zu der Mischanlage dar. Die gelbe Farbe weist auf die Hauptsekundärrohstoffe Reaktorkorn und Enthärter Schlamm hin. Die anderen Farben stehen für die übrigen Beimischungen von Sekundärrohstoffen.

¹ Gespräch mit Prof. Hildebrand von 5.2.2003.

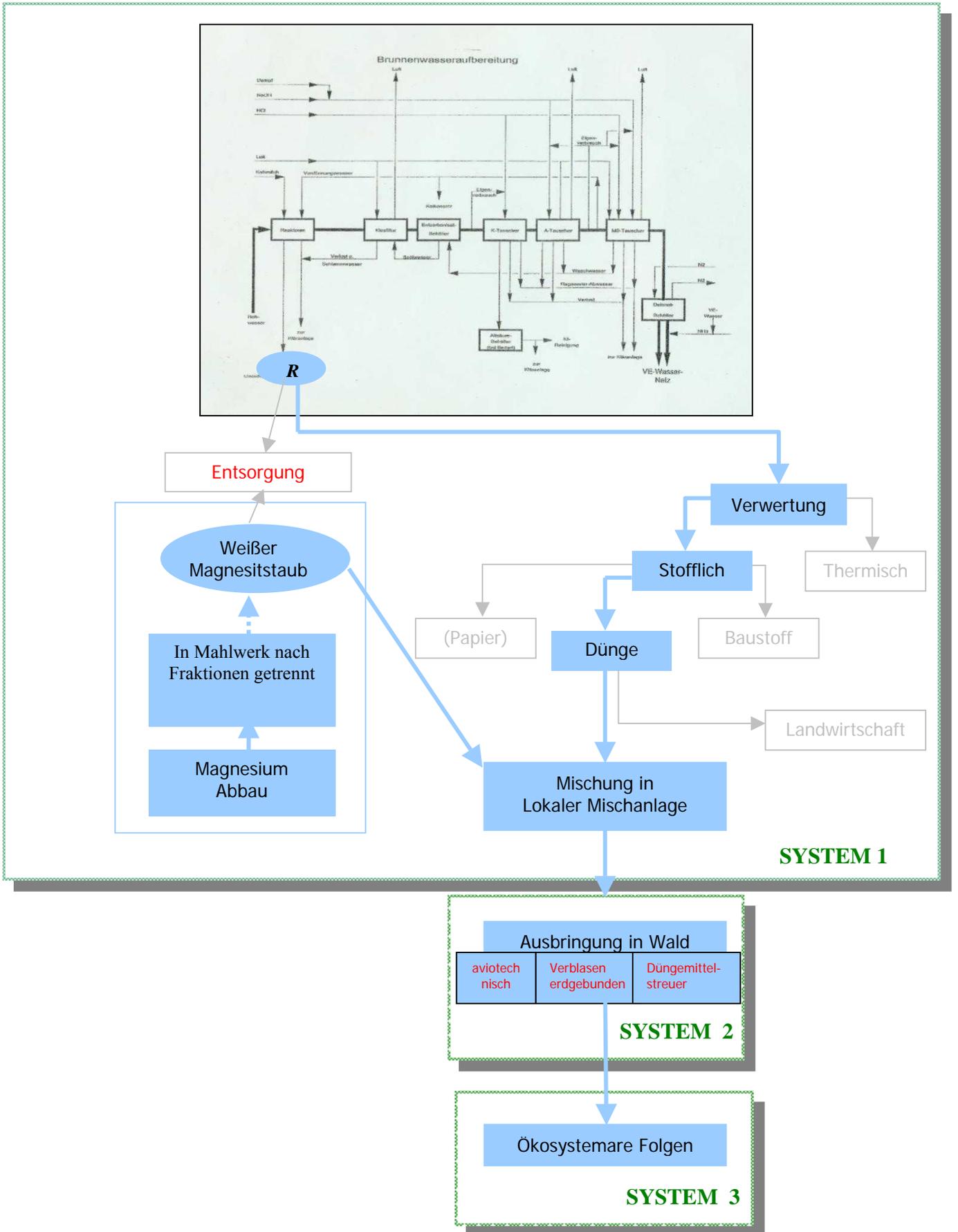


Abb. 2.1: Beispiel der Systemabgrenzung für Reaktorkorn mit Magnesit

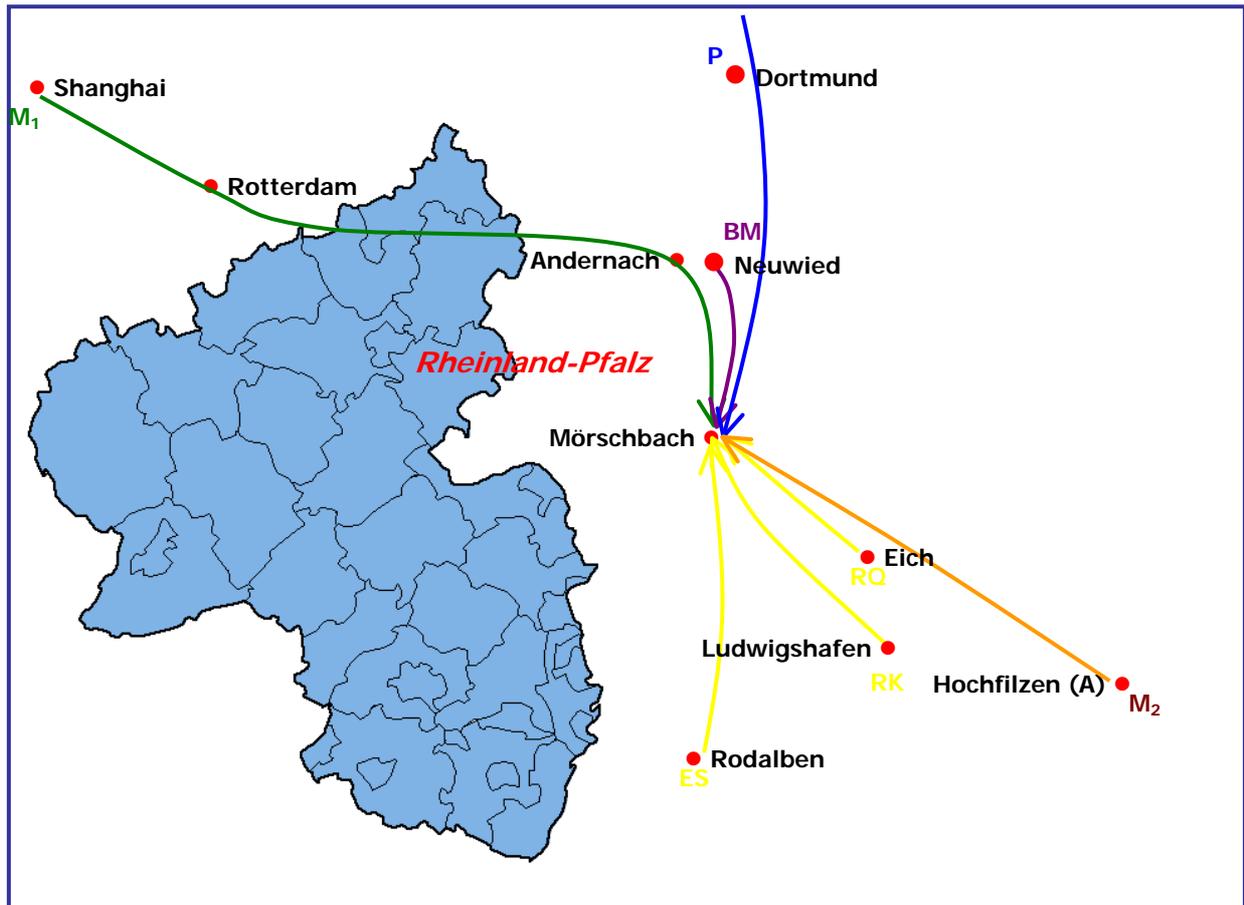


Abb. 2.2: Route der einzelnen Stoffe

Um den Rechenvorgang transparent zu halten, wird die Gesamtrechnung in Module auf einem Excel-Tabellenblatt aufgelöst. Die Auflösung der Teilsysteme in Module ist in Abbildung 2.3 am Beispiel der Sekundärrohstoffmischung RKM dargestellt. Die Pfeile in den Abbildungen symbolisieren, dass die Mess- und Wertzahlen eines Moduls in das nächste Modul einfließen und zu den Zahlen in dem nächststehenden Modul summiert werden.

In jedem Modul werden Daten über Energie-, Ressourcenverbrauch und freigesetzte Emissionen entsprechend den ausgewählten Wirkungskategorien ermittelt. Jede Form von Emission, die in einer (oder mehreren) der gewählten Wirkungskategorien eine Wirkung hat, wird dann nach Multiplikation mit ihrem Charakterisierungsfaktor, mit den anderen Emissionen innerhalb derselben Wirkungskategorie aggregiert.

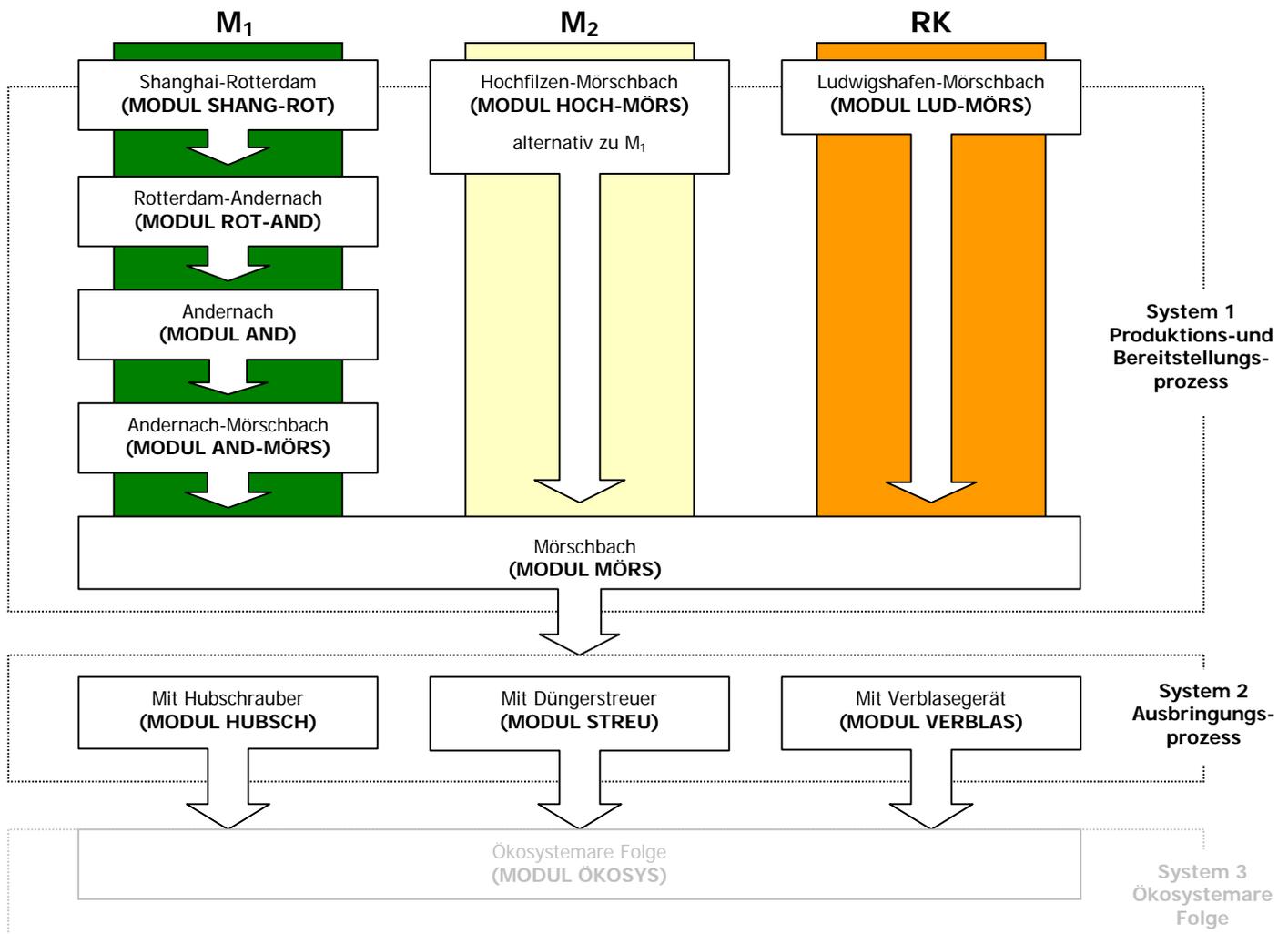


Abb. 2.3: Module innerhalb ihrer Systeme

2.4 Das Life Cycle Assessment (LCA)

2.4.1 Auswahl von Wirkungskategorien und ihre Indikatoren

Der Auswahlprozess zur Bestimmung der Kriterien und Indikatoren lief wie folgt ab: Ausgangspunkt war der Katalog von Wirkungskategorien, der auf Grundlage zahlreicher Listen und Studien erstellt wurde. Zehn Experten haben daraus eine Auswahl getroffen. Die von den Experten jeweils gewählten Wirkungskategorien wurden dann in einer Matrix dargestellt und danach gefiltert, die meist gewählten Wirkungskategorien zu identifizieren. Für System 1: „Entstehungsprozess“ und System 2: „Ausbringung“ ergaben sich im Expertenurteil folgende Wirkungskategorien:

- Einsatz von nicht erneuerbarer Energie
- Einsatz von erneuerbarer Energie
- Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen
- Einsatz von erneuerbaren Ressourcen
- Flächennutzung

- Azidität
- Eutrophierung
- (Bodenbeanspruchung)
- Terrestrische Ökotoxizität
- Gewässerbelastung
- Treibhauseffekt
- (Ozonabbau)
- Bildung von Photooxidanten
- (Abfallaufkommen)
- (Biodiversität)
- (Erhaltung / Zerstörung des Lebensraumes)
- Humantoxizität
- (Lärm)
- (Ästhetische / Erholungsfunktion der Natur)

Aufgrund mangelnder Daten und/oder des begrenzten Untersuchungszeitraums konnten die in Klammern gesetzten Wirkungskategorien nicht in die weiteren Betrachtungen einbezogen werden.

Einsatz von nicht erneuerbarer Energie

Alle eingesetzte Energie sowohl bei der Produktion als auch beim Transport von Hilfsgütern werden in kWh erfasst. Zu nicht erneuerbarer Energie zählen Erdöl, Erdgas, Steinkohle, Braunkohle und Uranerz [PATYK und REINHARDT 1997].

Einsatz von erneuerbarer Energie

Unter erneuerbarer Energie versteht man regenerative Energie wie Wasserkraft, Biomasse, Windenergie usw [PATYK und REINHARDT 1997].

Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen

Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen umfasst den Abbau und den Verbrauch von nicht erneuerbaren fossilen und mineralischen Rohstoffen [EYERER 1996]. Nach dem Prinzip der Nachhaltigkeit wird hier besonders hoher Wert auf die Ressourcenverfügbarkeit gelegt. Die eingesetzte Menge wird in kg erfasst.

Einsatz von erneuerbaren Ressourcen

Auch erneuerbare Ressourcen lassen sich nicht uneingeschränkt nutzen. Das Prinzip, dass die Nutzungsrate die Regenerationsrate nicht überschreiten darf, muss immer eingehalten werden. Hierzu zählen Wasser, Luft und spezifische Biomasse.

Flächennutzung

Die Flächennutzung wird als Ressourceneinsatz betrachtet. Denn Flächennutzung für einen Produktionsprozess schließt anderweitige Nutzung aus. Flächen werden in m² gemessen.

Azidität

Auslöser für die Versauerung sind vor allem die Immissionen von Schwefeldioxid, Ammoniak und Stickoxid, die sich nach der Oxidation in der Atmosphäre als Schwefel- bzw. Salpetersäure im Regen wiederfinden [STAHL 1998]. Versauerungswirkende Immissionen haben vielfältige Wirkungen auf Boden, Grundwasser und Oberflächengewässer.

Anwendungsbeispiele und Methodenvergleiche zeigen, dass viele Ansätze das Potenzial zur Versauerung in Säureäquivalenten (Acidification Potential/AP) relativ zu Schwefeloxid angeben. (In der Waldschadens- und Immissionsforschung werden als unabhängige Größe Ladungsäquivalente [mol_e] (=Protonenäquivalente) verwendet.) Das Säurebildungspotenzial beschreibt die Fähigkeit eines Stoffes, H⁺-Ionen zu bilden [STAHL 1998].

Jede Immissionsmenge, die zur Versauerung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen AP-Faktor multipliziert, und anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Versauerungspotential} = \sum_i AP_i \times m_i$$

AP = Acidification Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Eutrophierung

Eutrophierung umfasst alle potenziellen Wirkungen von überschüssigen Makronährstoffen; die wichtigsten davon sind Stickstoff und Phosphor. Nährstoffanreicherung kann eine ungewünschte Veränderung der Artenzusammensetzung und eine Erhöhung von Biomasseproduktion in sowohl aquatischen als auch terrestrischen Ökosystemen bewirken [GUINÉE 2002].

Auch bei der Eutrophierung herrscht weitgehend Einigkeit, wie diese Kategorie abgebildet wird. Viele Studien berufen sich auf die Arbeiten des CML/Niederlande. Dort werden Stoffeinträge mit eutrophierendem und sauerstoffzehrendem Potenzial zusammengefasst. Ausgehend von der stöchiometrischen Zusammensetzung der Biomasse von Algen werden Äquivalenzfaktoren (Referenzsubstanz Phosphat) abgeleitet [STAHL 1998].

Jede Immissionsmenge, die zur Eutrophierung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen EP-Faktor multipliziert. Anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Eutrophierungspotential} = \sum_i EP_i \times m_i$$

EP = Eutrophication Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Terrestrische Ökotoxizität

Die terrestrische Ökotoxizität bezieht sich auf Wirkungen von toxischen Substanzen auf terrestrische Ökosysteme [GUINÉE 2002].

Der Äquivalenzfaktor für die Wirkungskategorie terrestrische Ökotoxizität (Terrestrial Ecotoxicity Potential/TETP) wird auf 1,4-Dichlorobenzene bezogen [GUINÉE 2002].

Jede Emissionsmenge, die zur terrestrischen Ökotoxizität beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen TETP-Faktor multipliziert. Anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Terrestrische Ökotoxizitätspotenzial} = \sum_i TETP_i \times m_i$$

TETP = Terrestrial Eco-toxicity Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Gewässerbelastung

Analog zur Wirkungskategorie terrestrische Ökotoxizität bezieht sich Gewässerbelastung hauptsächlich auf die Wirkungen von toxischen Substanzen auf Gewässer. Als Äquivalenzfaktor wird ebenfalls 1,4-Dichlorobenzene verwendet. Die Aggregation erfolgt – analog zu oben - mit ihrem Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential Factor/FAETP-Faktor.

Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt oder die globale Klimaerwärmung ist definiert als die Wirkung von menschenverursachten Emissionen auf die Strahlungsabsorptionsfähigkeit der Atmosphäre. Dies kann wiederum die Gesundheit der Menschen, das Witterungsgeschehen, den Meereswasserhaushalt, terrestrische Ökosysteme und das materielle Gemeinwohl beeinträchtigen. Die meisten dieser Emissionen erhöhen die Strahlungsabsorptionsfähigkeit der Atmosphäre, was die Erhöhung der Temperatur der Erdoberfläche verursacht [GUINÉE 2002].

Bei dieser Kategorie ist durch die Arbeiten internationaler Gremien – vor allem des IPCC – eine hohe Übereinstimmung der Ansätze vorhanden. Die Klimawirksamkeit wird durch das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential/GWP) bestimmt, das die Bedeutung der Emission eines Treibhausgases relativ zu CO₂ angibt, mit einem Zeithorizont von 100 Jahren [STAHL 1998].

Die Masse jedes Treibhausgases wird mit dem spezifischen GWP_i multipliziert und die Einzelwerte schließlich aufaddiert:

$$\text{Treibhauspotenzial} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i$$

GWP = Global Warming Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Photooxidantienbildung

Photooxidantienbildung ist die Entstehung von reaktiven chemischen Verbindungen wie Ozon als Folge der Sonnenstrahlung auf bestimmte primäre Luftschadstoffe. Diese reaktiven Verbindungen können für die Menschen und ihre Ökosystem schädlich sein [GUINÉE 2002].

Photooxidantien können in der Troposphäre mit dem Einfluss von Ultraviolettlicht entstehen, durch photochemische Oxidation von flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) und Karbonmonooxid in der Gegenwart von Stickstoffoxiden. Die Photooxidantienbildung ist auch als „summer smog“ bekannt und ist von dem „winter smog“ oder „London smog“ zu unterscheiden. Das letztere geht von anorganischen Verbindungen aus.

Die Aggregierungsmethode erfolgt wie bei den anderen Wirkungskategorien, hier mit der Anwendung des Photochemical Ozone Creation Potential-Factor (POCP-Faktor), die in kg Ethylene-Äquivalenten bestimmt wird.

Humantoxizität

Diese Wirkungskategorie umfasst die Wirkungen von toxischen Substanzen auf Menschen. Die CML/Niederlande hat sich seit einigen Jahren mit toxischen Substanzen befasst und hat die nachweislich menschenschädlichen Substanzen in einer Liste zusammengestellt.

Die Aggregierungsmethode erfolgt - analog zu den anderen Wirkungskategorien - mit einem Human Toxicity Potential Äquivalenzfaktor (HTP-Faktor) 1,4-Dichlorobenzene.

2.4.2 Life Cycle Inventory und Life Cycle Impact Assessment

Dieses Kapitel hat zum Ziel, die ökologische Analyse der Sekundärrohstoffmischungen am Beispiel von RKM darzustellen.

Die Variante RKM ist eine Mischung des Sekundärrohstoffs Reaktorkorn Kalkkeim (RK) – ein Nebenprodukt der Trinkwasseraufbereitung – und Magnesitstaub (M). Der Reaktorkorn Kalkkeim stammt aus dem Wasserwerk in Ludwigshafen. Der Magnesitstaub ist ein Nebenprodukt, das bei der Zerkleinerung von Magnesitbriketts anfällt. Diese Magnesitbriketts sind ursprünglich Magnesitmehl, das zu Briketts gepresst und gebrannt wurde, um Entstaubung während des Transports zu vermeiden. Magnesitmehl findet in Deutschland bisher in der Feuerfestindustrie Verwendung. Um den Magnesitstaub zu gewinnen, holt man ihn in Form von Briketts aus China (M₁) oder in feuchter Staubform aus Hochfilzen in Österreich (M₂). Die Magnesitbriketts aus China werden mit einem Massengutschiff nach Rotterdam gebracht, um dann weiter per LKW nach Andernach (Deutschland) transportiert zu werden, wo die Briketts zerkleinert werden. Der Magnesitstaub aus Hochfilzen wird per LKW direkt nach Mörschbach gebracht. Die Route der einzelnen Stoffe wurde auf der Karte in Abbildung 2.2 und die Modularisierung in Abbildung 2.3 bereits abgebildet.

Mischungsanteil

Um die gleiche Wirkung wie eine Tonne Dolomit zu erzielen, wird die Zusammensetzung von RKM nach ihrem CaO-Gehalt wie folgt bestimmt:

Tab. 2.4: Zusammensetzung von RKM (Dolomit-Äquivalenz)

Sekundärrohstoff	Variante (kg)	
	RKM ₁	RKM ₂
Reaktorkorn (RK)	600	510
M ₁ (Magnesitstaub Shanghai)	220	
M ₂ (Magnesitstaub Hochfilzen)		470
Summe	820	980

Rechenergebnisse

System 1: Produktions- und Bereitstellungsprozess

Die Bewertung der ökologischen Wirkungen in jeder Wirkungskategorie wurde mit Hilfe eines Excel-Tabellenblatts durchgeführt. Zuerst wird ein Life Cycle Inventory (LCI)-Tabellenblatt vorbereitet, in dem der Anwender die unabhängigen Variablen Stoffmenge und Transportstrecke für jede Einzelsubstanz einsetzen kann. Unten in Tabelle 2.5 wird die LCI-Aufstellung am Beispiel des Moduls LUD-MÖRS (des Transportprozesses RK von Ludwigshafen nach Mörschbach) dargestellt.

Tab. 2.5: Life Cycle Inventory im MODUL LUD-MÖRS

RK (0,6 t) Ludwigshafen-Mörschbach (99,1 km)

RK :	0,6 t	=	0,327 m ³
Strecke:	99,1 km		

	Transport	Aufladen	Total
Input			
Dieserverbrauch	1,321	0,853	2,174 kWh
Oupput			
CO ₂	0,352	0,228	0,580 kg
CH ₄	7,64E-06	8,49E-06	1,61E-05 kg
N ₂ O	3,70E-05	1,05E-05	4,74E-05 kg
SO ₂	1,02E-04	6,53E-05	1,67E-04 kg
CO	5,95E-04	7,90E-04	1,38E-03 kg
NO _x	3,78E-03	3,10E-03	6,88E-03 kg
NMHC	3,06E-04	3,40E-04	6,45E-04 kg
Partikel	1,53E-04	3,76E-04	5,28E-04 kg
HCl	1,27E-07	1,34E-06	1,47E-06 kg
NH ₃	2,21E-06	8,49E-06	1,07E-05 kg
Formaldehyd	2,55E-05	2,81E-05	5,36E-05 kg
Benzol	5,95E-06	6,53E-06	1,25E-05 kg
Benzo(a)pyren	8,58E-10	5,55E-10	1,41E-09 kg
TCDD-TÄ*	6,80E-15	4,25E-15	1,10E-14 kg

*Tetrachlordibenzo-*p*-dioxin toxische Äquivalenz.

Die weißen Zellen zeigen die Zellen in der Tabelle an, in die ein Inputwert eingesetzt werden muss. Alle anderen Werte wurden automatisch mit den entsprechend programmierten Rechenvorgängen kalkuliert.

0,6 Tonnen ist der Mischanteil von RK in der Sekundärrohstoffmischung RKM, der benötigt wird, um ein funktionales Äquivalent für 1 Tonne Dolomit zu erzielen (siehe Tabelle 2.3) und 99,1 km entspricht der Strecke, die zurückgelegt werden muss, um RK von Ludwigshafen nach Mörschbach zu transportieren¹.

Der Dieserverbrauch und die daraus freigesetzten Emissionen während des Transports wurden nach BORKEN et al. (1999) mit den folgenden Annahmen berechnet: die LKWs fahren mit 50% Auslastungsgrad (ALG) und der Energieverbrauch, der durch den LKW-Transport verursacht wird, wird auf einem gewichteten Mittel aller Straßenkategorien (Autobahn, außerorts, innerorts) berechnet.

Bei einem LCA sollte folgendes angemerkt werden: Der Energieverbrauch bzw. die Emissionen des LKW-Transports von Ludwigshafen nach Mörschbach werden dem speziell betrachteten Transportgut jeweils anteilmäßig zugerechnet – auf 4,3% des Transportguts (0,6 t von insgesamt 14 t Ladung²) entfallen also 4,3% des gesamten Energieverbrauchs bzw. der Emissionen.

¹ Entfernung berechnet nach <http://easytour.dr-staedtler.de>.

² Die 14 t Ladung entsprechen einer halben LKW-Zuladung (BORKEN et al., 1999 : 72).

Bei dem Transport des RK von Ludwigshafen nach Mörschbach wird der Energieverbrauch für das Aufladen auf den LKW noch dazu berechnet. Die Kalkulation des Energieverbrauches beim Laden wurde nach dem Stoffvolumen durchgeführt. Als Datengrundlage für das Raummengengewicht der Stoffe dienen die Untersuchungsergebnisse von BIHL (2003).

Die Summen in der Spalte ganz rechts fließen dann in die nächsten Berechnungen ein, welche die Kategorieindikatoren jeder Wirkungskategorie für den Transportprozess des RK von Ludwigshafen nach Mörschbach zeigen.

Tab. 2.6: LCI-Ergebnis im MODUL LUD-MÖRS

No.	Stoffe	Menge (kg)
1.	CO ₂	5,80E-01
2.	CH ₄	1,61E-05
3.	N ₂ O	4,74E-05
4.	SO ₂	1,67E-04
5.	CO	1,38E-03
6.	NO _x	6,88E-03
7.	NMHC	6,45E-04
8.	Partikel	5,28E-04
9.	HCl	1,47E-06
10.	NH ₃	1,07E-05
11.	Formaldehyd	5,36E-05
12.	Benzol	1,25E-05
13.	Benzo(a)pyrene	1,41E-09
14.	TCDD-TÄ	1,10E-14

Tab. 2.7: Charakterisierungsfaktoren

Wirk.kategorie	Stoffnummer*													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
GWP	1	21	310											
POCP		0,006			0,027	0,028					0,519	0,218		
AP				1		0,7			0,88	1,88				
EP						0,13				0,35				
TETP												1,60 E-05	2,40 E-01	1,20 E+04
FAETP												8,40 E-05	8,80 E+01	2,10 E+06
FSETP												6,40 E-05	2,50 E+02	6,80 E+08
HTP				9,60 E-02		1,20	1,90 E+03	9,60 E-02		1,00 E-01	8,30 E-01	1,90 E+03	5,70 E+05	1,90 E+09

*Bezieht sich auf Tabelle 2.6.

Tab. 2.8: Category Indicators im MODUL LUD-MÖRS

	Wirkungskategorie	Menge (kg)
Input:	Fläche	
	Ressourcen	
	Schweröl	
	Diesel	2,17E+00
	Strom	
Output :	GWP	5,95E-01
	POCP	2,61E-04
	AP	5,01E-03
	EP	8,98E-04
	TETP	6,71E-10
	FAETP	1,49E-07
	FSETP	4,29E-07
	HTP	1,26E+00

Die Tabelle der Charakterisierungsfaktoren (in der englischsprachigen Literatur characterisation factors) (Tabelle 2.7) beinhaltet die Multiplikationsfaktoren der einzelnen Stoffe gemäß ihren entsprechenden Äquivalenzfaktoren bezogen auf die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung, Versauerung, Eutrophierung, Terrestrische Ökotoxizität, Süßwasser-Aquatische Ökotoxizität, Süßwasser-Sedimentische Ökotoxizität und Humantoxizität.

Das LCI-Ergebnis in dem vorherigen Excel-Tabellenblatt (Tabelle 2.5) werden in die LCI-Ergebnistabelle (Tabelle 2.6) übertragen. Nach Multiplikation dieser Ergebnisse mit ihren jeweiligen Charakterisierungsfaktoren erhält man die Werte, die in der Tabelle 2.8 Kategorieindikatoren angegeben sind. Diese Werte deuten die Gesamtwirkpotentiale der Stoffe in jeder Wirkungskategorie an.

Die anderen Module für die Sekundärrohstoffmischung RKM (siehe Abbildung 2.3) folgen ebenfalls diesem Beispiel. Alle Kategorieindikatorenergebnisse dieses Moduls münden in ein drittes Excel-Blatt (Tabelle 2.9), das die gesamten Module für RKM umfasst.

Das Modul in der oberen Hälfte ganz rechts in Tabelle 2.9 (Modul RKM – fett gedruckt) bezeichnet die aggregierten Werte jeder Wirkungskategorie für den Herstellungsprozess von RKM₁, der den Transport und das Laden des Reaktorkorns und des Magnesitbriketts aus Shanghai, das Brechen des Magnesitbriketts in Andernach und deren Mischung in Mörschbach umfasst. Das darunter stehende Modul RKM₂ (ebenfalls fett gedruckt) aggregiert die Inhalte der drei Module auf der linken Seite, und zwar die Module für die Sekundärrohstoffmischung RKM₂ mit der Beimischung Magnesitstaub aus Hochfilzen.

Tab. 2.9: Modul-Aggregation

	MODUL M1 SHANG-ROT	MODUL M1 ROT-AND	MODUL AND	MODUL M1 AND-MÖRS	MODUL MÖRS	MODUL RK LUD-MÖRS	MODUL RKM1	
Fläche	0	0	0,5	0	0,5	0	1	Fläche
Stoffe	0	0	0	0	0,82	0	0,82	Stoffe
Schweröl	1,41E-03	0	0	0	0	0	1,41E-03	Schweröl
Diesel	4,10E-01	2,30E+00	8,21E-01	7,14E-01	2,49E+00	2,17E+00	8,91E+00	Diesel
Strom	0	0	7,92E-01	0	8,70E-01	0	1,66E+00	Strom
GWP	1,12E-01	6,30E-01	2,23E-01	1,95E-01	6,76E-01	5,95E-01	2,43E+00	GWP
POCP	6,01E-05	2,72E-04	1,20E-04	9,12E-05	3,63E-04	2,61E-04	1,17E-03	POCP
AP	1,10E-03	5,25E-03	2,17E-03	1,72E-03	6,58E-03	5,01E-03	2,18E-02	AP
EP	1,97E-04	9,41E-04	3,91E-04	3,09E-04	1,19E-03	8,98E-04	3,92E-03	EP
TETP	1,41E-10	7,06E-10	2,78E-10	2,27E-10	8,43E-10	6,71E-10	2,87E-09	TETP
FAETP	2,84E-08	1,57E-07	5,61E-08	4,88E-08	1,70E-07	1,49E-07	6,09E-07	FAETP
FSETP	8,21E-08	4,54E-07	1,62E-07	1,41E-07	4,91E-07	4,29E-07	1,76E-06	FSETP
HTP	3,19E-01	1,31E+00	6,37E-01	4,56E-01	1,93E+00	1,26E+00	5,91E+00	HTP

	MODUL M2 HOCH-MÖR	MODUL MÖRS2	MODUL RK2 LUD-MÖRS	MODUL RKM2	
Fläche	0	0,5	0	0,5	Fläche
Stoffe	0	0,98	0	0,98	Stoffe
Schweröl	0	0	0	0	Schweröl
Diesel	6,73E+00	2,98E+00	1,85E+00	1,16E+01	Diesel
Strom	0	1,04E+00	0	1,04E+00	Strom
GWP	1,85E+00	8,08E-01	5,06E-01	3,16E+00	GWP
POCP	7,33E-04	4,34E-04	2,22E-04	1,39E-03	POCP
AP	1,45E-02	7,87E-03	4,26E-03	2,66E-02	AP
EP	2,60E-03	1,42E-03	7,64E-04	4,78E-03	EP
TETP	1,99E-09	1,01E-09	5,71E-10	3,57E-09	TETP
FAETP	4,60E-07	2,03E-07	1,26E-07	7,90E-07	FAETP
FSETP	1,33E-06	5,86E-07	3,65E-07	2,28E-06	FSETP
HTP	3,33E+00	2,31E+00	1,07E+00	6,71E+00	HTP

System 2: Ausbringungsprozess

Die Bewertung der ökologischen Wirkung bei der Ausbringung von RKM₁ und RKM₂ mit den drei verschiedenen Ausbringungsmitteln Düngerstreuer, Verblasegerät und Hubschrauber erfolgt ebenfalls mit Hilfe eines Excel-Programms. Tabelle 2.10 zeigt den Ressourcen- und Energieverbrauch und die daraus resultierenden Emissionen bei der Ausbringung von RKM₁ mit einem Düngerstreuer. Die Menge des ausgebrachten RKM₁ wird auf 2,46 Tonne festgesetzt, äquivalent mit 3 t/ha¹ Dolomit.

Daten über den Düngerstreuer wurden aus der Arbeit von BORKEN et al. (1999) für Großraum-Düngerstreuer übernommen. Nach dieser Arbeit fallen Düngerstreuer unter die Kategorienklasse Motornennleistung zwischen 70 und 110 kW mit der Laststufe B (normale Arbeit) [BORKEN et al. 1999]. Die Ausbringleistung eines Düngerstreuers im Wald wird mit dem arithmetischen Mittelwert zwischen 6 und 24 t/MAS auf 15 t/MAS festgelegt [SCHMIDT 1986, BEHRNDT 1988, KREMEIKE et al. 1988].

Wie in dem vorigen LCI-Tabellenblatt, weisen die weißen Zellen auf Inputzellen, die vom Anwender fallspezifisch auszufüllen sind. Die Produktivität gehört auch zu diesen unabhängigen Variablen, weil es zur Zeit eine Reihe von verschiedenen Maschinen mit unterschiedlichen Produktivitäten gibt, die als Ausbringungsmittel eingesetzt werden können. Es liegt in der Hand des Unternehmers oder Waldbesitzers, welche Maschine er zur Kalkung verwenden möchte.

¹ Standardmäßige Ausbringmenge in Rheinland-Pfalz (Schüler, pers. Mitteilung).

In Tabelle 2.10 wurde noch kein Wert für die Strecke von dem Mischort zum Wald und der Fläche, die zum Laden der Kalkungsmittel am Waldrand benötigt wird, eingesetzt. Diese Werte können später in der Praxis der konkreten Ausbringung eingegeben werden.

Tab. 2.10: LCI im MODUL STREU/RKM₁

RKM-Ausbringung (2,46 t) mit Düngerstreuer

RKM:	2,46 t
Strecke*:	0 km
Produktivität:	15 t/h
Arbeitszeit:	9,84 min

	Transport	2x Laden**	Ausbringung	Total
Input				
Flächenverbrauch***				ha
Dieserverbrauch	0,000	7,469	17,13	24,598 kWh
Output				
CO ₂	0,000	1,999	4,557	6,556 kg
CH ₄	0,00E+00	7,44E-05	1,79E-04	2,53E-04 kg
N ₂ O	0,00E+00	9,15E-05	4,75E-04	5,66E-04 kg
SO ₂	0,00E+00	5,72E-04	1,29E-03	1,87E-03 kg
CO	0,00E+00	6,92E-03	1,42E-02	2,11E-02 kg
NO _x	0,00E+00	2,72E-02	4,75E-02	7,47E-02 kg
NMHC	0,00E+00	2,97E-03	7,40E-03	1,04E-02 kg
Partikel	0,00E+00	3,29E-03	4,13E-03	7,42E-03 kg
HCl	0,00E+00	1,17E-05	1,42E-06	1,31E-05 kg
NH ₃	0,00E+00	7,44E-05	2,90E-05	1,03E-04 kg
Formaldehyd	0,00E+00	2,46E-04	6,17E-04	8,63E-04 kg
Benzol	0,00E+00	5,72E-05	1,42E-04	1,99E-04 kg
Benzo(a)pyren	0,00E+00	4,86E-09	8,63E-09	1,35E-08 kg
TCDD-TÄ	0,00E+00	3,72E-14	8,63E-14	1,24E-13 kg

* Strecke zum Waldrand

** Aufladen auf LKW & Aufladen auf Ausbringungsmittel

*** zum Laden

Die Gesamtwerte der Input- und Outputströme beim Transport zum Waldrand und Laden sowie bei der Ausbringung selbst wurden dann wie bei der Bewertung des RKM-Herstellungsprozesses in eine Tabelle der Kategorieindikatoren übertragen. Nachdem die Kategorieindikatoren jeder Wirkungskategorie berechnet worden waren, wurden sie mit den Kategorieindikatoren im MODUL RKM₁ zusammenaddiert und dann im Vergleich mit allen anderen Sekundärrohstoffmischungen und der Referenzsubstanz Dolomit graphisch dargestellt.

2.4.3 Bewertung

System 1: Produktions- und Bereitstellungsprozess

Abbildung 2.4 und 2.5 stellt im Vergleich die Ressourcen- und Flächeninputs der verschiedenen Sekundärrohstoffmischungen und des Dolomits dar.

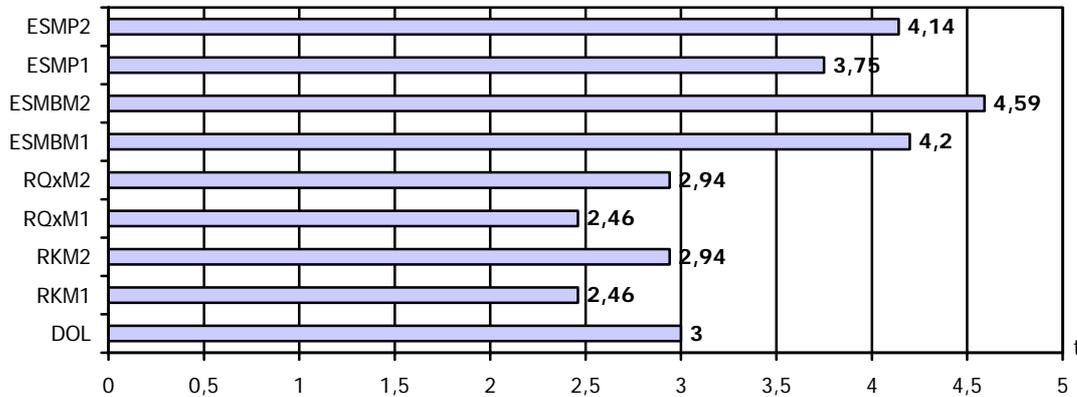


Abb. 2.4: Ressourcenverbrauch

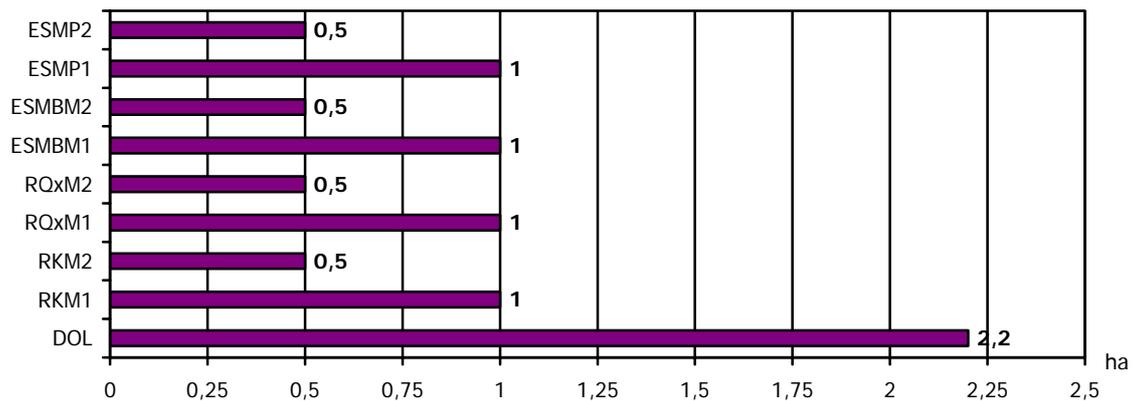


Abb. 2.5: Flächennutzung

Das erste Diagramm (Abbildung 2.4) bildet den Ressourcenverbrauch der einzelnen Varianten in 3 t Dol-Äq. ab. Es sind im Grunde nur die einzelnen Sekundärrohstoffe und der Kalkstein aufgeführt. Die Sekundärrohstoffmischungen mit der Beimischung Magnesitstaub aus Shanghai benötigen 0,5 ha mehr Fläche zum Zerkleinern des Magnesitbriketts in Andernach. Ansonsten beanspruchen die Sekundärrohstoffmischungen lediglich 0,5 ha für die Mischanlage in Mörschbach. Obwohl der Dolomit mit seinem durchschnittlichen 2,2 ha Kalkwerk ziemlich benachteiligt dasteht, muss angemerkt werden, dass ein Kalkwerk eine viel höhere Produktionskapazität (durchschnittlich 140.000 bis 320.000 Tonnen/Jahr¹) hat als die Mischanlage in Mörschbach. Die Mischanlage dagegen muss ihre Produktionsleistung auf die Menge der jährlich anfallenden Sekundärrohstoffe ausrichten. In Rheinland-Pfalz und im Saarland fallen jährlich über 20.000 t Kalk in Form von Reaktorkorn oder Enthärterschlamm

¹ Voestalpine Stahl GmbH, <http://www.voestalpine.com>, Leube Kalkwerk, http://www.sanierungsratgeber.de/archiv/2_2001/waermix.htm, Müller Kalkwerk GmbH Co. KG, <http://www.jahrbuch-daun.de/VT/hjb1998/hjb1998.81.htm>.

bei der Trinkwasseraufbereitung an (hierbei sind die Enthärterprodukte aus den Brauchwasseranlagen der Industrie noch nicht eingerechnet) [BIHL 2002].

System 1 und 2: Produktions- und Bereitstellungsprozess sowie Ausbringungsprozess

Die nächsten drei Balkendiagramme in Abbildung 2.6 bis 2.8 stellen den Energieinput bei der Herstellung der Sekundärrohstoffmischungen und Dolomit und ihrer Ausbringung mit Düngerstreuer, Verblasegerät und Hubschrauber pro 3 Tonnen Dolomit Äquivalenzen (Dol-Äq.) entsprechend pro Hektar Waldfläche vergleichend dar. Die fett gedruckten Zahlen an der rechten Seite jedes Balkens entsprechen der Summe des Energieverbrauchs für jede 3 t Dol-Äq. hergestellte und ausgebrachte Substanz.

Im Falle der Ausbringung mit dem Verblasegerät stammen die Daten für die Leistung des Gebläses (90 kW) von BORKEN et al. (1999). In der eigenen Studie wurde der von Borken untersuchte Anhängerspritzer einem Gebläse gleichgesetzt. Die Leistungsdaten für den Schlepper (45 kW) stammen von DENNINGER (1984). Die Ausbringleistung eines Verblasegeräts wird gemäß der Untersuchung von PRÜM (1986) auf die Maximummenge von 8 t/MAS¹ festgesetzt. Die Angaben zum Energieverbrauch der Maschinen stützen sich auf die Arbeit von BORKEN et al. (1999). Hier wird das Gebläse als mittlerer Schlepper klassifiziert (Leistungsspektrum zwischen 70 und 110 kW) und der Schlepper als „Leichter Schlepper“ kategorisiert (Leistungsspektrum 40–70 kW) [BORKEN et al. 1999]. Beide arbeiten auf dem normal gestuften Lastpunkt B². Bei der Ausbringung mit dem Hubschrauber liegen folgende Annahmen zu Grunde: Der Hubschrauber, der benutzt wird, ist vom Typ K-Max K-1200 mit einer Leistung von 1102 kW³. Der Hubschrauber hat eine Ausbringleistung von 70 t/h [NOLTE, 2000] und verbraucht 212,50 MJ Kerosin pro Minute⁴.

In Abbildung 2.6 ist zu sehen, dass die Variante Dolomit bezüglich des Energieinputs bei der Ausbringung mit Düngerstreuer am schlechtesten abschneidet. Dies ist zum größten Teil durch den hohen Stromverbrauch bei der Herstellung des Dolomits verursacht [PATYK und REINHARDT, 1997]⁵ und nicht wegen der Ausbringung. Bei der Ausbringung mit den anderen Mitteln (Abb. 2.7 und 2.8) ist Dolomit allerdings die nächstbeste Alternative nach den Reaktorkornvarianten. Die Variante RKM₁ hat in allen drei Kategorien den Vorteil, mit der geringsten Menge die gleiche Funktion wie alle anderen Alternativen erfüllen zu können. Sie verbraucht nur ein wenig mehr Strom, um die Magnesitbriketts aus Shanghai zu zerbrechen, im Gegensatz zu den Mischungen mit Magnesitstaub aus Hochfilzen. Die Enthärter Schlamm-mischungen (ESMBM und ESMP) verbrauchen die meiste Energie, da sie vor der Ausbringung mit Verblasegerät und Hubschrauber zunächst gemahlen und mit einer strombetriebene Mahltrocknungsmaschine⁶ getrocknet werden müssen [PATYK und REINHARDT, 1997]. Andernfalls würden diese Mischungen wegen ihres hohen Wassergehalts während der Ausbringung verklumpen⁷.

¹ MAS = Maschinen Arbeit Stunde.

² Lastpunkt B: Analog Anhängerspritze für das Gebläse (BORKEN et al. 1999) und „Transporte im Feld und auf Feldwegen“ für den Schlepper (BORKEN et al. 1999).

³ <http://www.helog-deutschland.ch/k-max.htm>.

⁴ Theo Rindlisbacher (Bundesamt für Zivilluftfahrt, Bern), pers. Mitteilung.

⁵ Die Literaturwerte müssen durch betriebsspezifische Daten ersetzt werden, sobald diese im Einzelfall vorliegen. Die Ergebnisse sind also im hohen Maße vom jeweiligen Produktionsverfahren abhängig.

⁶ 49,7 kWh/t.

⁷ SCHÜLER, pers. Mitteilung.

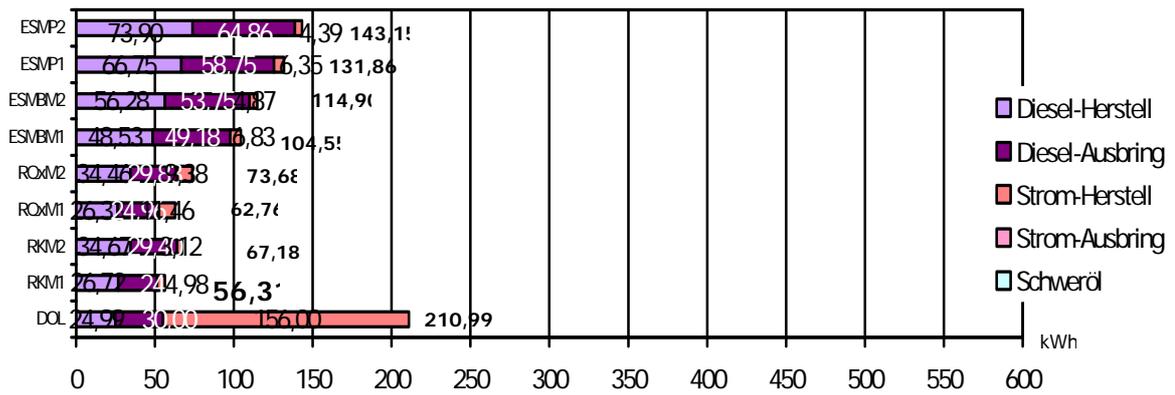


Abb. 2.6: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Düngerstreuer

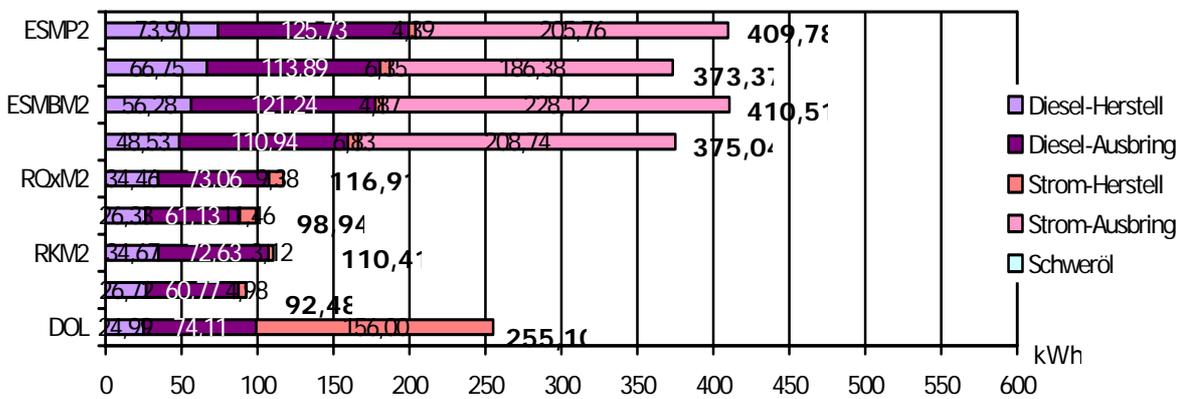


Abb. 2.7: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Verblasegerät

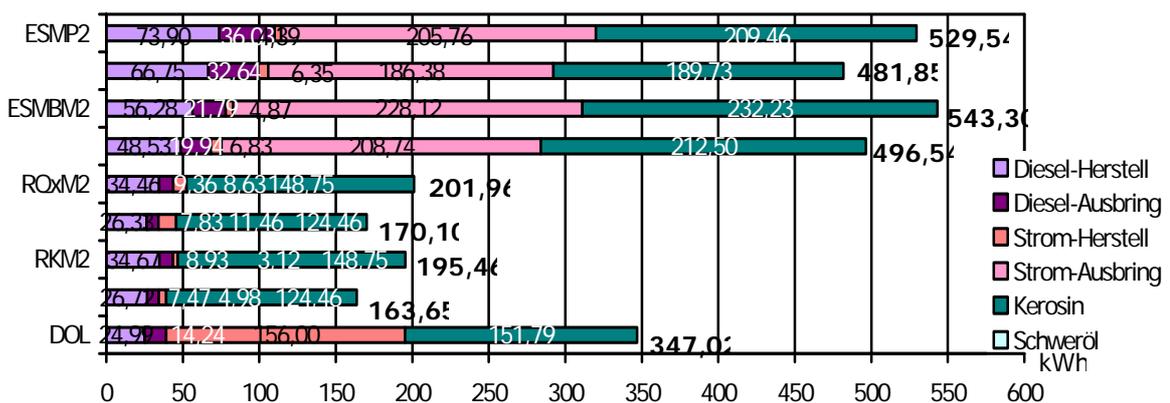


Abb. 2.8: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Hubschrauber

In Abbildung 2.9 wird die andere Seite des Stoffstroms, die Emissionsseite, dargestellt. Von den 8 Wirkungskategorien sind insbesondere die Wirkungskategorien „Treibhauseffekt“ und „Humantoxizität“ entscheidungsrelevant. Die Emissionen in den anderen 6 Wirkungskategorien (Photooxidanten Bildung, Versauerung, Eutrophierung, Terrestrische Ökotoxizität, Süßwasser-Aquatische Ökotoxizität, und Süßwasser-Sediment Ökotoxizität) sind so gering, dass man sie in der Graphik nicht erkennen kann.

Die Emissionen beim Herstellungsprozess werden lediglich vom Diesel-Energieverbrauch beim Transport und dem Auf- und Ausladen verursacht. Als Datenquelle für die Emissionen beim Transport und Laden diente BORKEN et al. (1999). Daten für Emissionen bei der Ausbringung mit Verblasegerät und Düngerstreuer stammen ebenfalls aus den Arbeiten von BORKEN et al. (1999).

Angaben zu inventargebundenen Emissionen bei der Hubschrauberausbringung (wie CO₂, SO₂ und HCl und Emissionen weiterer Schadstoffe, die zumindest nur teilweise vom Betriebszustand abhängen, wie N₂O, NH₃, Benzo(a)pyren und andere TCDD-TÄ¹) basieren auf der Arbeit von BORKEN et al. (1999). Vom Betriebszustand abhängige Emissionen (wie CO, NO_x, CH₄, Benzol, Formaldehyd und die restlichen NMHC-Emissionen) wurden nach Daten des Bundesamts für Zivilluftfahrt in Bern und EMEP/CORINAIR² berechnet: Vom Betriebszustand abhängige Emissionen des Hubschraubers. Ausgenommen ist der Emissionsfaktor für Partikel.

Die geringe Wirkung des Hubschraubers auf die Wirkungskategorie Humantoxizität, trotz seines beträchtlichen Potenzials, den Treibhauseffekt zu steigern, lässt sich dadurch erklären, dass die verbesserte Technologie eines kerosinbetriebenen Triebwerks einen geringeren Schadstoffausstoß von NO_x und Nicht-Methan Kohlenwasserstoffen ermöglicht, als mit einem dieselbetriebenen Triebwerk

In Abbildung 2.9 wird deutlich, dass die Emissionsseite eng mit dem Diesel-Energieverbrauch in Verbindung steht. Je mehr Diesel verbraucht wird, desto mehr Emissionen werden freigesetzt. Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass die Sekundärrohstoffmischung Reaktorkorn mit der Beimischung Magnesitstaub aus China die wenigsten Emissionen freisetzt, gefolgt von der Sekundärrohstoffmischung Reaktorkorn mit der Beimischung Magnesitstaub aus Hochfilzen sowie vom Dolomit. Wie in Abbildung 2.8 schneiden die Enthärter Schlamm- Sekundärrohstoffmischungen am schlechtesten ab, einerseits wegen ihrer hohen Dol-Äquivalent-Menge zum Laden und Ausbringen und andererseits wegen der langen Transportstrecken der zu mischenden Sekundärrohstoffe Enthärter Schlamm³, Magnesitstaub und Bimsmehl bzw. Perlitestaub. (Zum Vergleich: Der Enthärter Schlamm und der Perlitestaub (als Alternative zu Reaktorkorn) müssen zusammen über 323,9 km transportiert werden, während der Reaktorkorn Kalkkeim nur 99,1 km von Ludwigshafen nach Mörschbach zurücklegt).

¹ Tetrachlordibenzo-p-dioxin toxische Äquivalenz.

² Projekt des European Environment Agency (EEA).

³ Dies gilt nicht für Enthärter Schlamm, welcher nahe am Mischort gewonnen wird, bzw. bei einer Vor-Ort-Mischung.

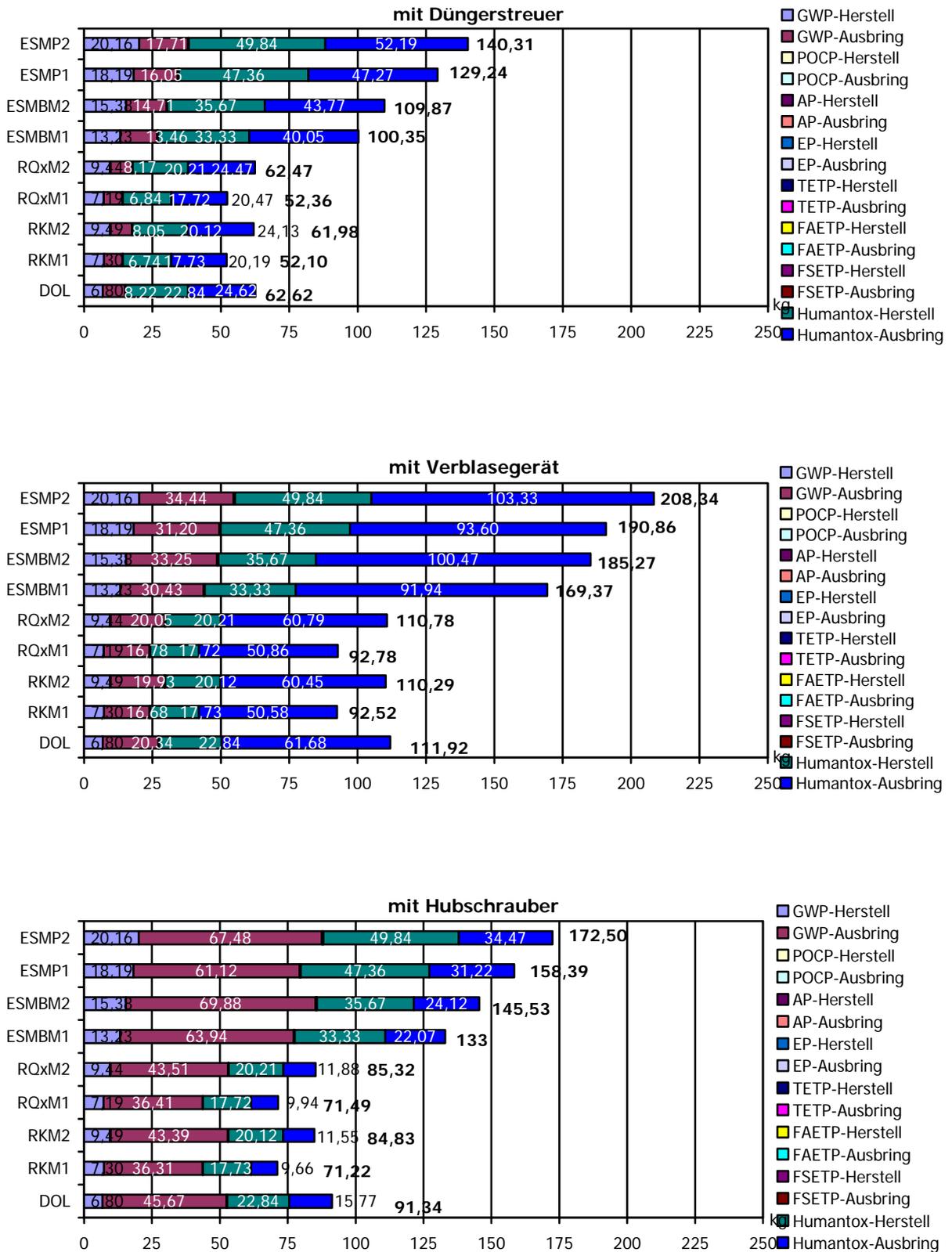


Abb. 2.9: Emissionsvergleich bei der Herstellung und Ausbringung

Die zusammenfassende Darstellung der ökologischen Wirkungen anhand der vier Hauptwirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Flächennutzung, Energieinput und freigesetzte Emissionen soll folgend mit dem sogenannten *ökologischen Fingerabdruck* - siehe Abbildung 2.10 - geschehen. Die Punktzahl 1 wurde in allen Wirkungskategorien für die Referenz Dolomit vergeben und alle anderen Alternativen dazu relativ bewertet.

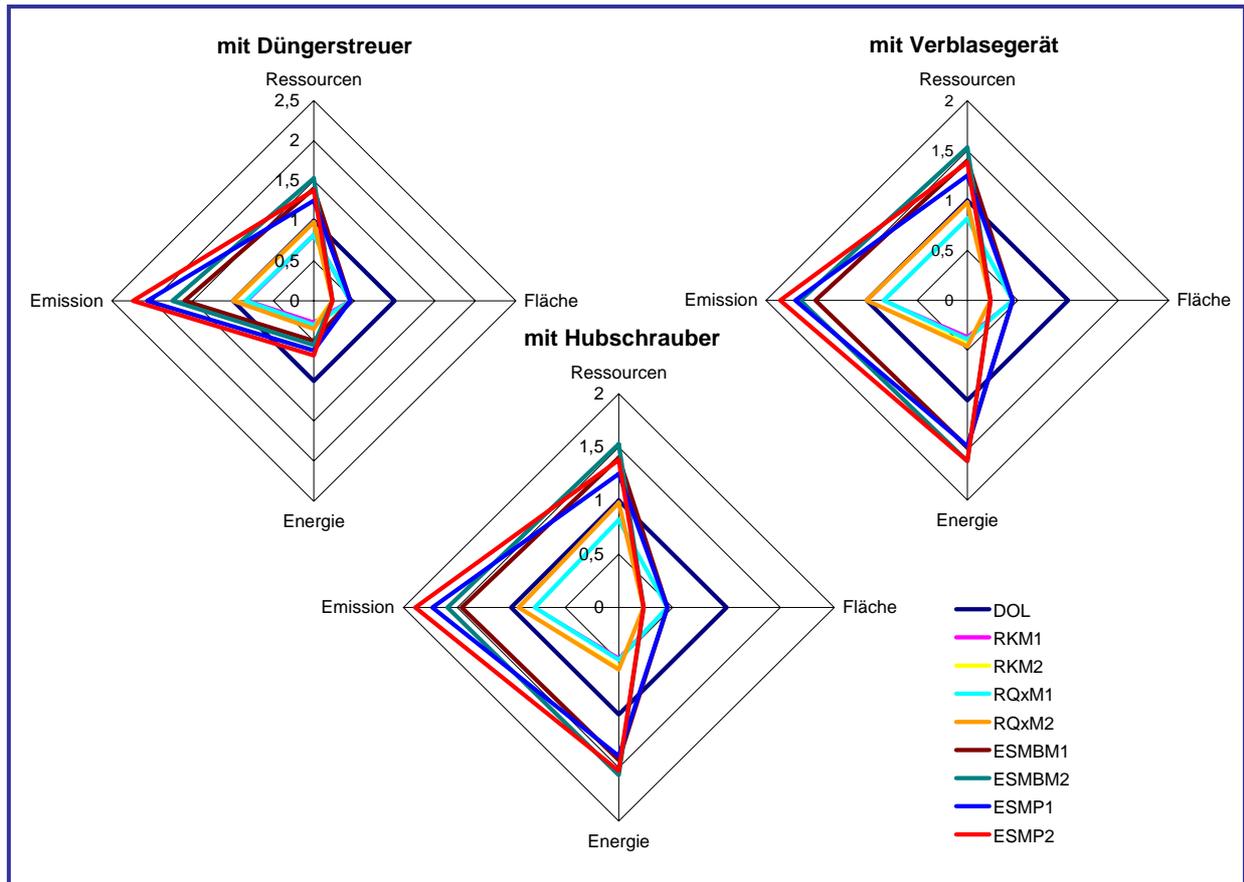


Abb. 2.10: Der ökologische Fingerabdruck

2.5 Die ökonomische Bewertung

2.5.1 Kostenfunktion der Sekundärrohstoffmischungen

Abbildung 2.11 zeigt ein Schema von ARMSTRONG (2001) zur Klassifikation der Gesamtkosten. Tabelle 2.11 stellt die Stückkosten der Produktion der Sekundärrohstoffmischungen für verschiedene Produktionsmengen pro Jahr dar.

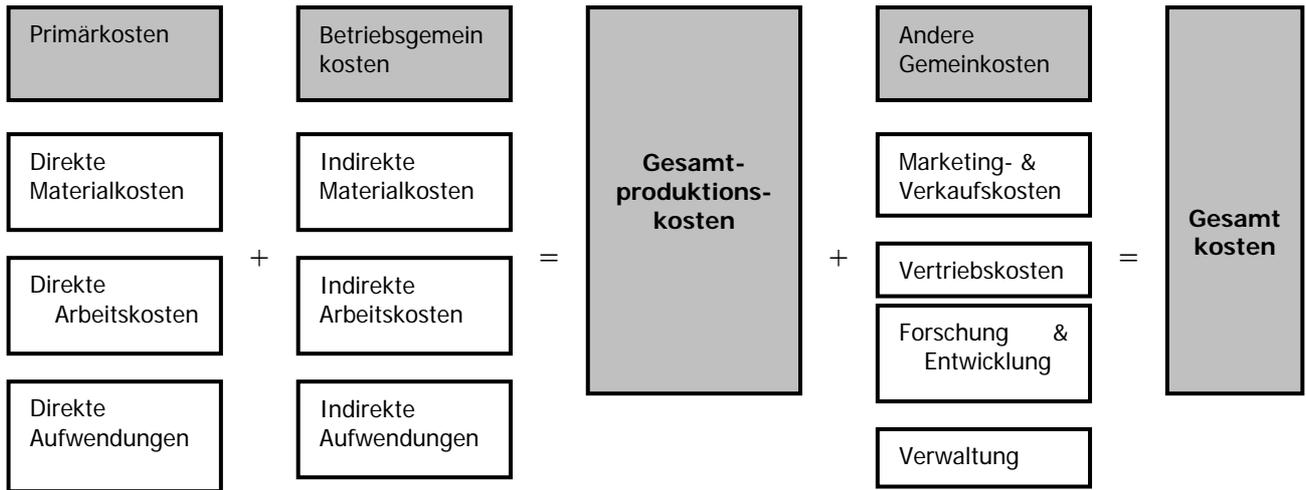


Abb. 2.11: Die Zusammenstellung der Gesamtkosten (ARMSTRONG, 2001)

Tab. 2.11: Stückkosten der Sekundärrohstoffmischungen für jährliche Produktionsmengen

Menge t	Produktionskosten/ Unit €/ t	Andere Gemeinkosten €/ t	Stückkosten €/ t
5.000	5,90	0,10	6,00
10.000	4,65	0,10	4,75
20.000	4,05	0,10	4,15

Quelle: Firmen AHD Andernach und Raiffeisen Hunsrück, primäre Daten

Als Folge des sogenannten *degressiven Effekts* [COENENBERG 1992] verringern sich die Produktionskosten pro Stück und die Stückkosten mit der Zunahme der hergestellten Menge. Der degressive Effekt ist Folge der Verteilung der fixen Kostenanteile auf höhere Stückzahlen. Das führt dazu, dass die Kostenkurve (Stückkosten über Menge) wie in Abbildung 2.12 dargestellt aussieht:

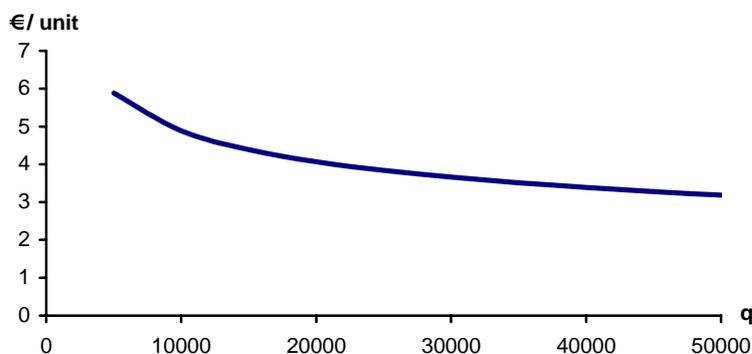


Abb. 2.12: Kostenkurve der Sekundärrohstoffmischungen

2.5.2 Zusätzliche und negative Kosten der Sekundärrohstoffmischungen

Neben den Stückkosten, die die Kosten des Mischprozesses der einzelnen Stoffe und die übrigen Gemeinkosten pro Stück darstellen, gibt es zusätzliche Kosten, die den Gesamtstückkosten der Endmischungen zuzurechnen sind. Dies sind die Materialkosten der einzelnen Stoffe und die Transportkosten jeden Stoffes vom jeweiligen Ursprungsort zu der Mischanlage in Mörschbach. Eine weitere besondere Kostenart, die den Mischungen mit den Stoffen RQ und M (Shanghai) zugerechnet werden muss, sind die Mahlkosten der beiden Stoffe in Mörschbach bzw. in Andernach.

Vor der Verwendung der Mischungen für Kalkungen muss ein Mahltrocknungsprozess speziell für die Sekundärrohstoffmischungen ESMBM und ESMP durchgeführt werden. Dies hat den Zweck, Verklumpungen aufgrund des hohen Wassergehalts der zwei Mischungen während der Kalkung zu vermeiden. Die Kosten für diesen Prozess stellen ebenfalls Zusatzkosten dar, die den Gesamtkosten hinzugerechnet werden müssen.

Den zusätzlichen Kosten stehen Kostenersparnisse gegenüber, was den Sekundärrohstoffmischungen positiv zugerechnet werden muss, weil sie die Gesamtkosten verringern. Diese „negativen“ Kosten sind die Deponiekosten der Sekundärrohstoffe im Falle der Nichtnutzung dieser Stoffe als Produktionsfaktoren.

2.5.3 Kostenklassifizierung von Dolomit

Daten für die Kosten von Dolomit pro Tonne wurden von der Firma TKDZ GmbH Wellen bereitgestellt. Bei der derzeitigen Produktions- und Absatzmenge betragen hier die Gesamtkosten für den Dolomit 6,20 €/t. Die Gemeinkostenkalkulation rechnet den Gesamtproduktionskosten eine bestimmte proportionale Rate zu zwecks Berücksichtigung weiterer Gemeinkosten. Der Aufbau der Gesamtkosten wurden dann nach dem Schema in Abbildung 2.13 hergeleitet.

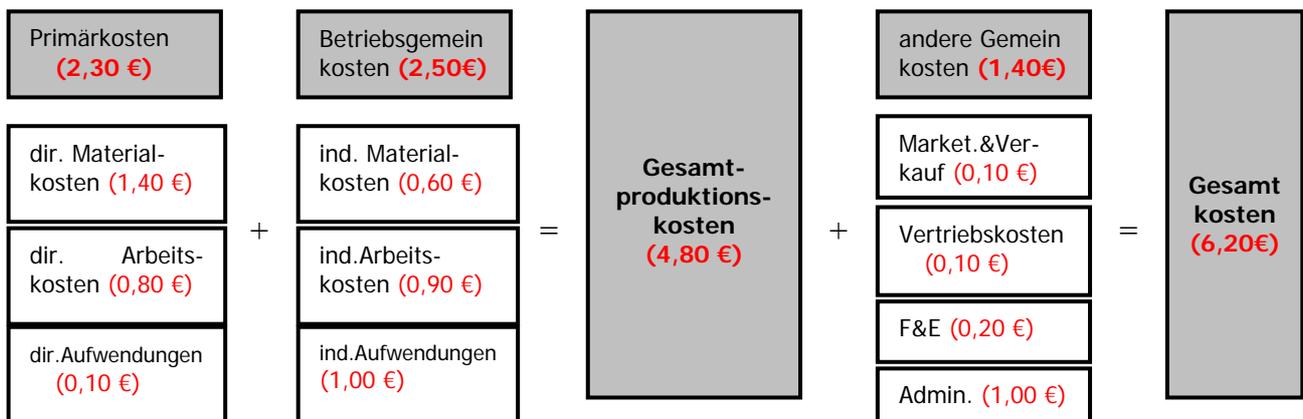


Abb. 2.13: Die Kostenzusammenstellung pro Tonne Dolomit

2.5.4 LCC der Sekundärrohstoffmischungen im Vergleich zu Dolomit

Die den verschiedenen Sekundärrohstoffmischungen in Teilsystem 1 (Entstehungsprozess) verursachungsgemäß zuzurechnenden Kosten werden mittels Tabelle 2.12 berechnet.

Tab. 2.12: LCC-Kalkulation

Untersuchung:	1	Jahr(e)				
Kostenanstieg:	3	%				
Diskontrate:	8	%				
Anteil der Sekundärrohstoffe (%)						
	Reaktorkorn	Ent. Schlamm	Magnesitstaub	Bimsmehl	Perlitestaub	Summe (t)
RKM1	0,73		0,27			0,82
RKM2	0,52		0,48			0,98
RQxM1	0,73		0,27			0,82
RQxM2	0,52		0,48			0,98
ESMBM1		0,66	0,16	0,18		1,40
ESMBM2		0,53	0,31	0,16		1,53
ESMP1		0,74	0,18		0,08	1,25
ESMP2		0,59	0,34		0,07	1,38
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Variante	Produktion t/a	Gesamtkosten €/t	Zusatzkosten €/a	negative Kost. €/a	UPV-Faktor	LCC €/t Dol-Äq
Dolomit	20000	6,20			0,95	118.259,26
RKM ₁	16.400	4,29	903.968	194.545	0,95	743.649,76
RKM ₂	19.600	4,09	490.000	165.620	0,95	385.822,62
RQxM ₁	16.400	4,29	1.370.876	194.545	0,95	1.188.941,65
RQxM ₂	19.600	4,09	887.488	165.620	0,95	764.908,40
ESM ₁ BM	28.000	3,72	975.520	584.430	0,95	472.381,48
ESM ₂ BM	30.600	3,64	558.756	513.544,50	0,95	149.228,63
ESM ₁ P	25.000	3,84	1.3455.100	578.125	0,95	822.912,22
ESM ₂ P	27.600	3,74	908.619,60	508.875	0,95	479.588,49
Zusätzliche Kosten/Nutzen der Sekundärrohstoffe*						
Stoffe	Materialkost. €/t	Transportkost €/t	Deponie (-) €/t	Mahlkosten €/t		
RK	5	8	16,25			
M(Shanghai)	120	8	0	41		
M(Leoben)	10	28	0			
RQ	3	8	16,25	41		
ES	0	8	31,25			
BM	7	7	1,375			
P	130	88,30	0			
*Quelle: Firmen AHD Andernach und Europe Commerce						

Table 1

Table 2

Die rot umrandeten Zellen in Tabelle 3.8 weisen auf Felder hin, die manuell von dem Bewerter fallspezifisch mit einem Wert ausgefüllt werden müssen. Die übrigen Zellen stellen automatisch Ergebnisse als Resultat der Berechnung der Inputwerte dar. In Tabelle 3.8 ist ein Untersuchungszeitraum von einem Jahr unterstellt. Der geschätzte jährliche Kostenanstieg wurde bei 3% und der Diskontsatz bei 8% festgelegt. Die erste Tabelle beinhaltet den einzelnen prozentualen Anteil der Sekundärrohstoffe in jeder Mischung und das Gewicht jeder Mischung pro Tonne Dol-Äq.

Wenn wir das LCC der Sekundärrohstoffmischungen mit einer jährlichen Produktionsrate von 20.000 Tonnen Dolomit-Äquivalenten und unter der Bedingung, dass die Gesamtproduktionskosten zuzüglich anderer Gemeinkosten 6,20 €/t betragen, berechnen möchten, dann lassen sich die kalkulierten Werte wie folgt erläutern (Zahlen in Klammern beziehen sich auf Spaltennummer):

(2) für $RKM_1 = 0,82 \times 20.000$. 0,82 entspricht dem funktionalen Äquivalenzfaktor von RKM1 gegenüber Dolomit. Die Berechnungen der anderen Sekundärrohstoffe folgen diesem Beispiel, jeweils mit ihrem entsprechenden Dol-Äq.-Faktor.

$$(3) = \underbrace{58,333764 \times (2)^{-0,27139652}}_{\text{Stückkostenfunktion}} + \underbrace{0,1}_{\text{andere}}$$

(4) für $RKM_1 = [\text{Material- und Transportkosten von RK} \times 0,73 \times (2)] + [\text{Material- und Transportkosten von } M_1 \times 0,27 \times (2)] + [\text{Mahlkosten von } M_1 \times 0,27 \times (2)]$

$$\underbrace{\hspace{10em}}_{M_1\text{-Anteil in RKM}}$$

(5) für $RKM_1 = [\text{Deponiekosten von RK} \times 0,73 \times (2)] + [\text{Deponiekosten von } M_1 \times 0,27 \times (2)]$

$$(6) = \frac{(1+e)}{(d-e)} \left(1 - \frac{(1+e)^n}{(1+d)^n} \right)$$

wo e = die jährliche Kostenanstiegsrate
 d = Diskontsatz
 n = Dauer der Untersuchungsperiode

$$(7) = [(2) \times (3) \times (6)] + [(4) \times (6)] - [(5) \times (6)]$$

In Tabelle 2.13 werden die Gesamt-LCC berechnet. Dieses Gesamt-LCC rechnet die Kalkungskosten, die nach drei verschiedenen Maschinentypen differenziert sind, zu dem in der Tabelle 2.12 des Excel-Tabellenblatts ermittelten LCC hinzu.

Tab. 2.13: Total Life Cycle Costing

Helikopter:	48,72	€/t	
Verblasegerät:	32,72	€/t	
Düngerstreuer:	25	€/t	
TLCC (plus lime dressing cost)			
(1)	(2)	(3)	(4)
Varianten	mit Helikopter €	mit Verblasegerät €	mit Düngerstreuer €
Dolomite	1.092.659,26	772.659,26	618.259,26
RKM1	1.542.657,76	1.280.257,76	1.153.649,76
RKM2	1.340.734,62	1.027.134,62	875.822,62
RQxM1	1.987.949,65	1.725.549,65	1.598.941,65
RQxM2	1.719.820,40	1.406.220,40	1.254.908,40
ESMBM1	1.962.541,48	1.514.541,48	1.172.381,48
ESMBM2	1.777.760,63	1.288.160,63	914.228,63
ESMP1	2.153.412,22	1.753.412,22	1.447.912,22
ESMP2	1.948.460,49	1.506.860,49	1.169.588,49

Table 1

Table 2

$$(2) = \underbrace{(\text{Tab.1/7})}_{\text{Spalte 7 in}} + [\text{Hubschrauber} \text{Kosten} \times \underbrace{(\text{Tab.1/2})}_{\text{Spalte 2 in}}]$$

$$(3) = (\text{Tab.1/7}) + [\text{Verblasegerätkosten} \times (\text{Tab.1/2})]$$

$$(4) = (\text{Tab.1/7}) + [\text{Düngerstreuerkosten} \times (\text{Tab.1/2})]$$

Zusätzlich 4,5 €/t¹ Mahltrocknungskosten wurden zu den weiß hervorgehobenen Kalkulationen aufaddiert. Der Grund dafür wurde in Kapitel 3.2.3 erläutert (Vermeidung von Verklumpungen während der Ausbringung der Enthärterschlamvarianten).

Zum Schluss präsentiert Abbildung 2.14 zusammenfassend die Life-Cycle-Kosten der untersuchten Varianten.

¹ Arithmetischer Mittelwert zwischen 3 und 6 €/t (Klose, pers. Mitteilung und WISO Uni Dortmund, http://www.wiso.uni-dortmund.de/lsfg/ibl/dienst/de/textonly/content/eb_6_0/eb_6_1/files/ibl_vi.pdf.)

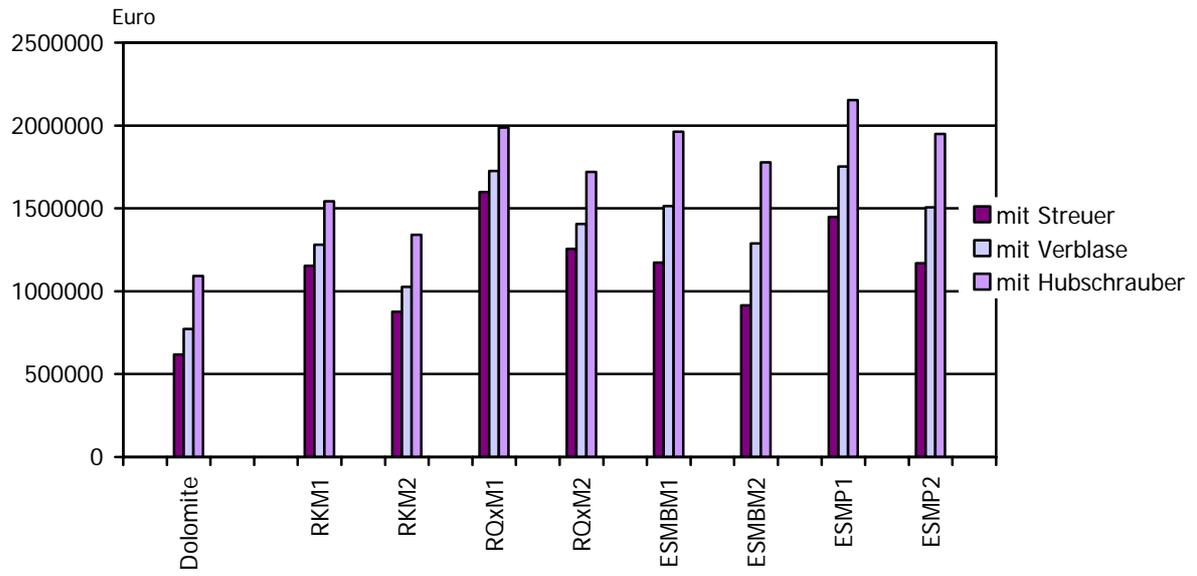


Abb. 2.14: Life Cycle Costs der Sekundärrohstoffe im Vergleich mit Dolomit

2.6 Schlussbemerkungen

1. Die präsentierten Ergebnisse haben nur für die aktuelle Entscheidungssituation in Rheinland-Pfalz Gültigkeit. Wie bereits verschiedentlich erläutert, sind die Kalkulationshilfen so gestaltet, dass vergleichsweise einfache Berechnungen für andere Bewertungssituationen durchgeführt werden können. Die Fallstudie ist allerdings auch geeignet, mittels Sensitivitätsanalysen aufzuzeigen, welche Faktoren in besonderer Weise entscheidungsrelevant sind.
2. Ein erster die Untersuchungsergebnisse maßgeblich beeinflussender Faktor ist die Auswahl des Referenzproduktes (Dolomit). Anhand einer Sensitivitätsanalyse kann gezeigt werden, dass mit einem neuen Referenzprodukt, das andere Eigenschaften (andere Reaktivität, andere CaO- und MgO-Gehalte) besitzt, auch ein anderes Untersuchungsergebnis folgt. Das neue Referenzprodukt verändert nämlich die funktionsäquivalenten Stoffzusammensetzungen der Sekundärrohstoffmischungen. Und die Veränderung dieser jeweils benötigten Mengen führt wiederum zu einer Veränderung des Energieverbrauchs und der daraus resultierenden Emissionen bei der Beschaffung der einzelnen Beimischungen.
3. Der zweitwichtigste Aspekt, der das Untersuchungsergebnis beeinflusst, sind die Transportstrecken. Die gesamten hier untersuchten Systeme sind in ihren Umwelt- wie Kostenauswirkungen maßgeblich durch Transportvorgänge geprägt. Die LCI-Ergebnisse der Sekundärrohstoffmischungen sind maßgeblich auf den Energieverbrauch und die daraus resultierenden Emissionen während des Transports zurückzuführen. Aus Umwelt- wie Kostengründen sollten Mischanlage und die Ursprungsorte der einzelnen Sekundärrohstoffe möglichst nah beieinander liegen.
4. Zur kritischen Würdigung der Untersuchungsergebnisse sollen hier nochmals die Bestimmung der Systemgrenzen sowie die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren betrachtet werden. Theoretisch scheint es eindeutig, wie man die Systemgrenzen eines Produktionsprozesses definiert: Alle Umweltwirkungen, die durch die Aktivitäten eines Unternehmens oder durch einen Produktionsprozess verursacht oder verändert werden, sollten in das betrachtete System einbezogen werden. Aber in der Bewertungspraxis taucht das Problem auf, dass jeder Prozess und jedes Unternehmen mit anderen Prozessen und Unternehmen durch sämtliche *upstream* und *downstream* Prozesse verbunden ist, so dass für die verschiedensten Bewertungszwecke eine umfassende Analyse notwendig ist [SCHALTEGGER et al. 1996]. Jede Untersuchung vergleichbar mit vorliegender steht vor dem Problem der „problemadäquaten“ Festlegung der Grenzen des Systems. In dieser Untersuchung wurde diese Festlegung durch ein Expertenpanel begleitet, um eine möglichst umfassende und wissenschaftlich legitimierte Systembetrachtung zu garantieren. Anderenfalls bieten die ISO 14041 und andere Studien über LCA [z.B. SCHALTEGGER und STURM 1994] eine Reihe von Kriterien, anhand derer die Systemgrenzen bestimmt werden können.
5. Das gleiche gilt für die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren. Es gibt keine standardisierte Wirkungskategorienkataloge und –indikatoren, mit denen man jede beliebige LCA durchführen kann. Die Auswahl sollte fallspezifisch angepasst werden,

und die Begleitung durch ein Expertenpanel wird auch hier empfohlen. Wichtig ist, dass in jeder LCA-Analyse diese Auswahl und auch die Quellen der Charakterisierungsfaktorentabelle transparent und offen dargelegt werden.

6. In Fortführung dieses Teilprojektes werden die vorgestellten Ergebnisse als Grundlage für die Entwicklung eines nutzerfreundlichen Softwareprogramms dienen. Das Softwareprogramm ist gezielt für die Unterstützung von betriebswirtschaftlichen Entscheidungen in klein- und mittelständischen Unternehmen gedacht, insbesondere für solche, die im Bereich Düngemittel für land- und/oder forstwirtschaftliche Zwecke tätig sind. Die Verwendung von anderen im Markt zur Verfügung stehenden Softwareprogrammen wie Umberto, GaBi, EMIS, SimaPro, usw. ist selbstverständlich auch möglich. Die zu entwickelnde Software soll allerdings so aufgebaut sein, dass auch Anwender ohne umweltwissenschaftlichen Hintergründe das Programm ganz leicht bedienen können. Das Programm wird nicht so aufwendig wie die meisten LCA-Softwares gestaltet, sondern wird speziell auf die Ansprüche der genannten Zielgruppe zugeschnitten.
7. Abschließend soll nochmals auf eine wesentliche Begrenzung der Untersuchung hingewiesen werden: die ökosystemaren Folgen in Subsystem 3 (Auswirkung im Wald) müssen vertieft untersucht werden. Eine Langzeitbeobachtung von fünf bis zehn Jahren auf dem Gelände des Freilandversuchs der Sekundärrohstoffalternativen ist notwendig, um die Langzeitwirkungen der verglichenen Alternativen zu untersuchen. Dabei muss gezeigt werden, ob die intendierten Langzeitwirkungen der Sekundärrohstoffmischungen mit denen eines Dolomits vergleichbar sind, ohne dass nichtintendierte schädigende Nebenwirkungen auftreten.

3. Zusammenfassung

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft und auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten gewinnt der Gedanke des Einsatzes von Sekundärrohstoffen¹, die derzeit vielfach noch als Abfallstoffe² deponiert werden müssen, auch im Waldbodenschutz zunehmende Bedeutung. Aus Sekundärrohstoffen wurden in diesem Projekt Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald entwickelt. Mit der in Rheinland-Pfalz und Saarland anfallenden Menge an Sekundärrohstoffen könnte etwa die Hälfte des jährlichen Kalkbedarfes für Waldbodenschutzmaßnahmen in diesen Ländern gedeckt werden.

Während des Projektzeitraums konnte durch die Aufnahme von Sekundärrohstoffen in die neugefasste Düngemittelverordnung aufgrund der Projektergebnisse ein erster Erfolg erzielt werden.

Der erste Projektteil befasste sich mit der Erschließung von potentiellen Sekundärrohstoffen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald und mit der Untersuchung ihrer ökosystemaren Wirkungen im Wald.

In einem Vorversuch wurden verschiedene Sekundärrohstoffe einem Screening unterzogen. Aus den Ergebnissen der chemischen Analyse der Sekundärrohstoffe sowie der nach oberflächlicher Aufbringung auf Ah-Material mit Bestandesniederschlag erzeugten Sickerwässer und allgemeinen Beobachtungen wurden für Bodenschutzmaßnahmen im Wald geeignete Sekundärrohstoffe und Mischungen daraus für weiterführende Untersuchungen selektiert..

Ökosystemare Wirkungen der Sekundärrohstoffmischungen wurden in unterschiedlich skalierten Versuchsanordnungen analysiert. In Kleinlysimeteranlagen mit Jungbuchen, einem Freilandversuch in einem nicht stickstoffgesättigten Buchen-Kiefern-Bestand auf Buntsandstein im Pfälzer Wald, in Perkolationsversuchen ungestörter und in Profil geschalteter Bodenproben und in einem Keim- und Wachstumsversuch mit Bucheckern wurde die Säurepufferung, positive Änderungen der Bodenlösungschemie wie Anreicherung von Basizität und Verminderung von Aluminium- und Säurestress, möglichen Negativeffekten von Kalkung wie Nitrifikations- und Versauerungsschüben, Verbesserung der Pflanzenvitalität und -ernährung und der Einfluss auf die Bodenvegetation und das Auflaufverhalten von Bucheckern untersucht.

Sekundärrohstoffmischungen, die sich in den verschiedenen Untersuchungsschritten als geeignet erwiesen haben, bestehen jeweils aus Enthärterkalk und teilgebranntem Magnesitstaub. Als Enthärterkalk wurden zwei Reaktorkornvarianten aus der Schnellenthärtung mit Kristallisationskeimen aus Quarz oder Kalk und ein Enthärter Schlamm aus der Langsamentkarbonisierung eingesetzt. Durch die Zugabe von Bimsmehl bzw. Perlitstaub wurde die Händelbarkeit des ansonsten sehr flüssigen Enthärter schlammes verbessert und gleichzeitig eine Kaliumquelle zugesetzt. Eine Phosphorbeimischung zur Anregung der biologischen Aktivität in stark versauerten Waldböden erfolgte durch Zugabe von Tiermehlasche aus der Monoverbrennung von Tierkörpermehl.

¹ Durch Recycling wiedergewonnener Rohstoffe. Die meisten Produkte können durch Recyclingverfahren wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt werden. Notwendig sind allerdings vorgeschaltete Sortier- und Aufbereitungsschritte (<http://www.umweltdatenbank.de/lexikon.htm>).

² Abfälle im Sinne des Gesetzes sind alle bewegliche Sachen, deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz unterscheidet Abfall zur Verwertung und Abfall zur Beseitigung (KrW-/AbfG vom 27.9.1004, zuletzt geändert am 3.5.2000).

Für den Einsatz als Puffersubstanzen oder Nährstofflieferanten im Wald haben sich die Reaktorkornkalke, Magnesitstaub und Bimsmehl bewährt. Diese Sekundärrohstoffmischungen haben eine hohe oberflächennahe Pufferkapazität.

Die Wirkung von Mischungen auf der Basis von Reaktorkorn ist vergleichbar zu denjenigen des Naturproduktes Dolomit, welches traditionell für Bodenschutzmaßnahmen im Wald eingesetzt wird. Die Basensättigung im Mineralboden verbessert sich. Der Magnesitstaub zeigt trotz des nennenswerten Anteils an reaktivem MgO und der geringen Korngröße ökosystemverträgliche Wirkung. Die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen werden bis in den Hauptwurzelhorizont erhöht. Die Magnesiumversorgung der Pflanzen verbessert sich signifikant. Die Aluminiumbelegung der Austauscher geht zurück. In den Reaktorkornvarianten erhöht sich die Stickstoffspeicherkapazität. Die Schwermetallmobilität wird reduziert. Pflanzenvitalitätskennwerte werden deutlich verbessert.

Die Kaliumzugabe über Bimsmehl oder Perlitstaub führt zu einer Erhöhung des Kaliumgehalts in der Bodenlösung. Die Pflanzenversorgung verbesserte sich jedoch nur unter dem Einfluss von Bimsmehl. Durch die silikatische Bindung der basischen Kationen besitzen diese Sekundärrohstoffe eine Depotwirkung, die Freisetzung erfolgt entsprechend der Verwitterung.

Die Phosphoraufbringung mit der Tiermehlasche zeigte nicht die gewünschten Erfolge. Weder die Konzentration der Bodenlösung noch die mikrobielle Aktivität erhöhte sich gegenüber der Kontrolle und den übrigen Mischungen. Phosphor liegt in der Tiermehlasche als schwerlösliches Hydroxylapatit vor, zusätzlich wurde besser lösliches Phosphat durch die Zugabe von Calcium in schwerlöslichem Calciumphosphat festgelegt.

Ein geringer Anteil an Kalkmilch im Enthärterschlamm führt zu einer initialen Überschussmineralisation mit Nitrat- und Protonenfreisetzung. Dieser Effekt kann in stickstoffgesättigten Systemen problematisch werden.

Im zweiten Projektteil sollen die Umweltauswirkungen unter Berücksichtigung des Energieeinsatzes einschließlich der notwendigen logistischen Verbindungen und der eingesetzten finanziellen Mittel hinsichtlich der Umweltschutzeffizienz gemessen und im Rahmen einer Produktlinienanalyse bewertet werden – dies im Vergleich zu konventionellen Puffersubstanzen, welche aus primären Rohstoffen veredelt, aber nicht regional differenziert und am Bedarf orientiert hergestellt werden.

Bei der Produktlinienanalyse werden alle Stoffströme (Input und Output orientiert) über den gesamten „Lebensweg“ sowohl der Sekundärrohstoffe, als auch der herkömmlichen Kalke von der Entstehung bzw. Gewinnung über die jeweiligen Aufbereitung bis hin zur Ausbringung im Wald einschließlich deren Transport erfasst und bewertet.

Zur Folgenabschätzung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen wird eine fall-spezifische, entscheidungsorientierte Produktlinienanalyse verwendet. Die ökologischen und ökonomischen Aspekte werden zunächst getrennt voneinander bewertet. Erst am Ende der Analyse werden die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung nebeneinander präsentiert.

Für die Fallstudie wird dabei die Entscheidungssituation der Landesforsten Rheinland-Pfalz zugrunde gelegt. Neben der konkreten Entscheidungsunterstützung der Landesforsten ist mit der Fallstudie allerdings auch die Illustration der Produktlinienanalyse als Entscheidungshilfe auch für andere Entscheidungsträger im Bereich Bodenschutz (andere Forstbetriebe, KMUs, Kalkindustrie usw.) beabsichtigt. Bei der Entwicklung der Kalkulationshilfen zur Erstellung

einer Produktlinienanalyse wurde daher besonderer Wert auf Nutzerfreundlichkeit und leichte, problemadäquate Anpassung der Tools durch potentiellen Entscheidungsträger gelegt.

Die Vorgehensweise des ökologischen Teils beginnt mit einer Festlegung der zu untersuchenden Systemgrenzen sowie einer Auswahl von relevanten Wirkungskategorien und Indikatoren, anhand derer die Bewertung der Umweltauswirkung durchgeführt wird. Die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren erfolgte dabei unter Mithilfe eines Experten-Panels. Es galt maximal fünfzehn Wirkungskategorien auszuwählen und deren Indikatoren und Grenzwerte festzulegen. Darauf aufbauend werden die Sekundärrohstoffe mittels Life Cycle Assessment untersucht. Alle verwendeten Daten stammen aus dem Projekt selbst und aus den persönlichen Kontakten mit Unternehmen, die an dem Projekt beteiligt wurden. Abschließend werden die Berechnungsergebnisse in Verbindung mit ihren ökonomischen Aspekten sowie mögliche Folgen, Alternativen und Verbesserungsvorschläge diskutiert.

4. Literaturverzeichnis

- ABER, J.D., W. MCDOWELL, K.J. NADELHOFFER, A. MAGILL, G. BERNTSON, M. KAMAKEY, S. MCNULTY, W. CURRIE, L. RUSTAD und I. FERNANDEZ (1998), Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypothesis revisited, *BioScience* 48 S. 921-934.
- AbfKlärV (1992), Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), zuletzt geändert durch § 11 DüMV vom 26. November 2003 (BGBl. I S. 2373).
- AFZ (1975), AFZ-Schwerpunktthema: Abwasser; Klärschlamm und Müllkompost im Wald, *Allgemeine Forstzeitschrift* 22, S. 479-481.
- ALEWELL, C., A. PRECHTEL, J. BITTERSÖHL, K. MORITZ, H. MEESENBURG und M. ARMBRUSTER (2001), Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges of Germany?, *Hydrology and Earth System Sciences* 5/3, S. 367-378.
- ALEWELL, C., B. MANDERSCHIED, P. GERSTBERGER und E. MATZNER (2000), Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, S. 509-516.
- ARMSTRONG, M. (2001), *A Handbook of Management Techniques*, 3rd Edition, Kogan Page, London.
- BANNICK, C., H.U. BERTRAM, G. EMBERT und F.J. RÖLLEKE (2001), *Bodenschutz und Abfallverwertung: Rechtsvorschriften und Technische Regelwerke – Einführung und Textsammlung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BANNWARTH, H. (1993), Ökologisches Recycling von Braunkohleasche und Rauchgas (REA-Gips) als Bodenhilfsstoff und Düngemittel in natürlichen und technischen Bodensubstraten, In: *Umwelttechnologieforum UTECH*, Antec-GmbH Berlin, Kongreß Nr. 24 vom 17.-18.02.1993, Springer-Verlag (Hrsg.), S. 61-113.
- BALADA, A. (2002), *Product Sustainability Assessment (PROSA)*, Proceeding of the International Seminar and Conference on Technology and Policy on Indonesian Resources Utilisation, SKETIASI, AOL Verlag; Marburg.
- BALADA, A. (2004), *Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Walde*, Teilprojekt Produktlinienanalyse, Endbericht, Albert-Ludwig-Universität Freiburg, 38 Seiten und Anhang, 143 Seiten.
- BARTSCH, N., J. BAUHUS und T. VOR (1999), Auswirkungen von Auflichtung und Kalkung auf das Sickerwasser in einem Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) im Solling, *Forstarchiv* 70/6, S. 218-223.
- BAUCH, J., H. STIENEN, B. ULRICH und E. MATZNER (1985), Einfluß einer Kalkung bzw. Düngung auf den Elementgehalt in Feinwurzeln und das Dickenwachstum von Fichten aus Waldschadensgebieten, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1148-1150.
- BECKER, K.-W. (1984), Düngung, N-Umsatz und Pflanzenwachstum in ihrer Wirkung auf die langfristige Protonenbilanz von Böden, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 147, S. 476-478.
- BEESE, F. und J. PRENZEL (1985), Das Verhalten von Ionen in Buchenwaldökosystemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1162-1164.
- BEESE, F. und A. WARAGHAI (1985), Ionenstatus und Säure-Neutralisationsverhalten von Buchenblättern, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1164-1166.
- BEESE, F. (1989), Wirkungen von Kalkungs- und Düngemaßnahmen auf Böden und Bäume, In: Hanisch, Bernhard, IMA - Querschnittsseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", *KfK-PEF* 55, S. 271-286.
- BEESE, F. & K.J. MEIWES (1995), 10 Jahre Waldkalkung - Stand und Perspektiven, *Allgemeine Forstzeitschrift* 50/17, S. 946-948.
- BEHRNDT, W. (1988), Technik und Kosten der Waldkalkung, *Der Forst- und Holzwirt* Nr. 8, 171-176.

- BÉRDEN M., S.I. NILSSON, K. ROSÉN und G. TYLER (1987), Soil acidification - extent, causes and consequences, National Swedish Environment Protection Board 3292, 164 Seiten.
- BFH (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft) (2000), Der Waldzustand in Europa - Kurzbericht 2000, erstellt von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 34 Seiten.
- BIHL, C. (2002), DBU-Projekt 15016: Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen beim Bodenschutz im Wald, 1. Zwischenbericht, Januar 2002 unveröffentlicht, 25 Seiten.
- BIHL, C. (2002), Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald, Varianten und Herkunft, Projekt 15016 DBU.
- BIHL, C. (2003), DBU-Projekt 15016: Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen beim Bodenschutz im Wald, 2. Zwischenbericht, Januar 2003 unveröffentlicht, 14 Seiten.
- BIHL, C. (2004), Erschließung und Einsatz mineralischer Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen im Wald, Diss. an der Univ. Trier, 156 Seiten und Anhang, 120 Seiten.
- BioAbfV (1998), Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung) vom 31. September 1998 (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch § 11 DüMV (BGBl. I S. 2373).
- BLOCK, J., A. ROEDER und G. SCHÜLER (1997), Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe - Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz, Allgemeine Forstzeitschrift 1, S. 29-33.
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000), Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, Arbeitskreis C der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II, 167 Seiten.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2003), Bericht über den Zustand des Waldes 2003 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.), Bonn, 57 Seiten.
- BORKEN, W. und F. BEESE (2000), Regradation belasteter Waldböden: Chancen und Risiken der Kompostausbringung, Allgemeine Forstzeitschrift 6, S. 318-321.
- BORKEN, J. PATYK, A. und G.A. REINHARDT (1999), Basisdaten für ökologische Bilanzierung – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau, Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- BREDEMEIER, M. und B. ULRICH (1989), Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden, Allgemeine Forstzeitschrift 11, S. 256-260.
- BRÜMMER G.W., J. GERTH und U. HERMS (1986), Heavy metal species, mobility and availability in soils, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 149, S. 382-398.
- BUBERL, H.G., K. v. WILPERT, G. TREFZ-MALCHER und E.E. HILDEBRAND (1994), Der chemische Zustand von Waldböden, Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE), Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 182, 99 Seiten.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM UMWELTBUNDESAMT (2001), Handbuch Umweltcontrolling, 2. Auflage, Vahlen Verlag, München.
- BUTZ-BRAUN, R. (2003), Veränderungen an Tonmineralen: Ein Vergleich von Alterhebungen und Neubeprobungen, Freiburger Forstliche Forschung 49, S. 13-22.
- BÜTTNER, G. (1998), Bodenzustand und Bestockung, Allgemeine Forstzeitschrift 10, S. 514-516.

- BÜTTNER, G.; C. GERING, U. NELL, S. RUMPF, und K. V. WILPERT (1998), Einsatz von Holzasche in Wäldern, Forst und Holz 53, S. 72-76.
- COENENBERG, A.G. (1992), Kostenrechnung und Kostenanalyse, Verlag Moderne Industrie; Landsberg am Lech.
- CRONAN, C.S. und D.F. GRIGAL (1995), The use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems, Journal of Environmental Quality 24, S. 209-226.
- CURTOIS, H. und G. SCHÜLER (1978), Siedlungsabfälle in der Forstwirtschaft, Bibliographie mit Sachgebietsindex für die Jahre 1960-1978, Arbeitsgruppe Pathologie und Holzschutz, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 53 Seiten.
- DENNINGER, W. (1984), Technische Möglichkeiten der Ausbringung von Mineraldünger im Wald. Allgem. Forstzeitschr., 39, S. 788-792
- DEROME, J. und A. PÄTILÄ (1989), The liming of forest soils in Finland, In: F.H. Brække, K. Bjor & B. Halvorsen, Air Pollution as stress factor in the Nordic forests, Communications of the Norwegian Forest Research Institute 42, S. 147-155.
- DESCHAUER, H. (1995), Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald - Untersuchungen zu den Auswirkungen einer Bioabfalldüngung auf den Elementumsatz, die Schwermetallodynamik und das Verhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in einem humus- und nährstoffarmen Kiefernbestand, Bayreuther Bodenkundliche Berichte 43, 169 Seiten.
- DIMITRI, L. und U. BRESSEM (1988), Einige Bemerkungen zum Ankommen und zur weiteren Entwicklung der Buchen-Naturverjüngung, Forst und Holz 2, S. 32-37.
- DINKELBERG, W. (1994), Positionspapier des LABO-AK 4 zum Einsatz von Kraftwerksaschen zur Kompensationsdüngung versauerungsgeschädigter Waldböden, LABO Bodenbelastung 9151, S. 1-19.
- DüMV (2003), Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) vom 26.11.2003 (BGBl. I S. 2373).
- DüngMG (1977), Düngemittelgesetz vom 15. November 1977 (BGBl. I S. 2134), zuletzt geändert durch Artikel 183 V vom 29. Oktober 2001 (BGBl. I S. 2785).
- EBBEN, U. (1989), Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche, Allgemeine Forstzeitschrift 29-30, S. 781-783.
- EBERLE, U. und R. GRIEBHAMMER (1996), Ökobilanzen und Produktlinienanalyse, Öko-Institut Verlag, Freiburg
- EICHHORN, J. (1995), Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A 124, 169 Seiten.
- ELLENBERG, H. jun. (1983), Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland - Versuch einer ökologischen Betrachtung, Forstarchiv 54, S. 127-133.
- ELLENBERG, H. jun. (1985), Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen, Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136, S. 19-39.
- EMBLEMSVAG, J. (2003), Life-Cycle Costing: Using Activity-Based Costing and Monte Carlo Methods to Manage Future Costs and Risks, John Wiley & Sons, New Jersey.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 12. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1994), Die Industriegesellschaft gestalten: Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Economica Verlag, Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1997), Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen, Zwischenbericht, Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1998), Konzept Nachhaltigkeit: Vom Leitbild zur Umsetzung, Abschlussbericht, Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.

- ERKENBERG, A., J. PRIETZEL und K.-E. REHFUSS (1996), Schwefelausstattung ausgewählter europäischer Waldböden in Abhängigkeit vom atmogenen S-Eintrag, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 159, S. 101-109.
- EYERER, P. (1996), Ganzheitliche Bilanzierung: Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen, Springer Verlag, Berlin.
- EVERS, F.H. und R.F. HÜTTL (1992), Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen, Symptome, Behebung, Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 42, 8 Seiten.
- EVERS, F.H. (1983), Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungsversuchsflächen, Forst und Holzwirt 38, S.317-320.
- EVERS, F.H. (1989), Düngung im Wald: Möglichkeiten und Grenzen, In: Kernforschungszentrum <Karlsruhe> / Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) [Hrsg.]: 5. Statuskolloquium des PEF vom 7. bis 9. März 1989 im Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 50/1, S. 35-60.
- EVERS, F.H. (1994), Magnesiummangel, eine verbreitete Erscheinung in Waldbeständen – Symptome und analytische Schwellenwerte, Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskartierung und Forstpflanzenzüchtung 37, S. 7-15.
- FEGER, K.H., K. LORENZ, S. RASPE und M. ARMBRUSTER (2000), Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre – Schlußbericht, Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlagen und ihre Sicherung, Forschungsbericht FZKA – BWPLUS, 135 Seiten.
- FIEDLER, H.J., F. LEUBE und W. NEBE (1988), Erste Ergebnisse einer Düngung mit MgO-haltigem dolomitischen Kalk zur Minderung von Immissionsschäden in fichtenbeständen, Forst und Holz 16, S. 398-400.
- FVA-BW (Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg) (1999), Neuartige Waldschäden – Monitoring, Bodenzustand und Kompensationsmöglichkeiten, Positionspapier der FVA Baden-Württemberg, 32 Seiten.
- GEHRMANN, J. (2003), Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkungen im Wald - Ist der Wald in Nordrhein-Westfalen durch Versauerung und Eutrophierung gefährdet?, LÖBF-Mitteilungen 2, S. 24-29.
- GENSIOR, A., C. KÖLLING und K.-H. MELLERT (2003), Die Nitratinventur in Bayern, Methodik und Ergebnisse, Freiburger Forstliche Forschung 49, S. 101-113.
- GLOBAL REPORTING INITIATIVE (GRI) (June 2000), Sustainability Reporting Guidelines on Economic Environmental and Social Performances, <http://www.globalreporting.org>.
- GUINÉE, J.B. (2002), Handbook on LCA – An Operational Guide to the ISO Standards, Centre of Environmental Science – Leiden University (CML), Kluwer Academic Publishers, Dodrecht.
- GUNDERSEN, P., B. EMMET und A. TIETMA (1998), Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data, Forest Ecology and Management 101, S. 38-55.
- GUSSONE, H.A. (1984), Empfehlungen zur Kompensationsdüngung, Der Forst- und Holzwirt 6, S. 154-160.
- GUSSONE, H.A. (1987), Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Walde, Der Forst- und Holzwirt 6, S. 158-163.
- HÄUBLER, G. (1994), Das Vorsorge-/Präventionsprinzip in der umweltpolitischen Praxis – unter besonderer Berücksichtigung der Produktlinienanalyse, Peter Lang, Frankfurt am Main.
- HILDEBRAND, E.E. (1986), Zustand und Entwicklung der Austauschigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen, Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, S. 60-76.

- HILDEBRAND, E.E. (1988), Ionenbilanzen organischer Auflagen nach Neutralsalzdüngung und Kalkung, Forst und Holz 43, S. 51-56.
- HILDEBRAND E.E. (1990a), The Influence of forest site fertilization on soil solution chemistry, Seminar über Schonung und Verbesserung des Bodens als Grundlage nachhaltiger Forstwirtschaft vom 26.-30.06.1990, S. 193-204.
- HILDEBRAND E.E. (1990b), Der Einfluß von Forstdüngungen auf die Lösungsfracht des Makroporenwassers, Allgemeine Forstzeitung 24, S. 604-607.
- HILDEBRAND, E.E. (1991), Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben – Methoden und Informationsgewinn, KfK-PEF 85, 201 Seiten.
- HILDEBRAND E.E. (1994), Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor?, Allgemeine Forstzeitung 49, S. 99-104.
- HILDEBRAND E.E. (1996), Warum müssen wir Waldböden kalken?, Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 194, S. 53-65.
- HILDEBRAND E.E. und H. SCHACK-KIRCHNER (2000), Initial effects of lime and rock powder on soil solution chemistry in a dystric cambisol - results of model experiments, Nutrient Cycling in Agroecosystems 56, S. 67-78.
- HEISNER, U., K. V. WILPERT und E.E. HILDEBRAND (2003), Vergleich aktueller Messungen zum Aziditätsstatus südwestdeutscher Waldböden mit historischen Messungen von 1927, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 174, S. 41-44.
- HÖCKE, C. (2004), Fördern Kalkung und Stickstoff-Immissionen die Naturverjüngung von Buche im Baarschwarzwald?, www.geographie.uni-freiburg.de/ipg/gkgl/Sitzungen/pub/hoecke.pdf, 7. Seiten.
- HONIKEL, K.-O- (2001), BSE-Informationen, Informationen und Hintergründe zum Thema BSE - Generelles Verbot der Tiermehlfütterung, Internet-Artikel www.cma.de/c/f/fragen_antworten/hintergrund-03.htm (29.05.2001)
- HÖRMANN, G. (1997), SIMPEL - ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwassermodell zum Einsatz in der Ausbildung - Ein Vergleich mit einem Richards-Modell, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 4, S. 67-72.
- HÖRMANN, G., J. SCHERZER, F. SUCKOW, J. MÜLLER, M. WEGEHENKEL, M. LUKES, K. HAMMEL, A. KNIEß und H. MEESENBURG (2003), Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL, Hrsg.), 97 Seiten.
- HUBER, B. (1994), Verwendung von Gesteinsmehlen jetzt auch wirtschaftlich interessant, Allgemeine Forstzeitschrift 49/4, S. 204-205.
- ISO 14042 (2000), Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment, First Edition 2000-03-01.
- KARTIERANLEITUNG (1996), Bodenkundliche Kartieranleitung, Arbeitsgruppe Boden, 4. Auflage Hannover, 392 Seiten.
- KAHLE, H., C. BERTELS, G. NOACK, U. RÖDER, P. RÜTHER und S.-W. BRECKLE (1989), Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von Buchenjüngwuchs, Allgemeine Forstzeitschrift 29-30, S. 783-188.
- KAKEL, M. und P.E. CLIFFORD (2002), Short-term effects of lime application on soil properties and fine-root characteristics for a 9-year-old Sitka spruce plantation growing on a deep peat soil, Forestry 75/1, S. 37-50.
- KAUPENJOHANN, M. und W. ZECH (1989), Waldschäden und Düngung, Ergebnisse des IMA-Querschnittseminars in Bayreuth, Allgemeine Forstzeitschrift 37, S. 1002-1008.
- KAUPENJOHANN, M. (1989), Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern, Bayreuther Bodenkundliche Berichte 11, 202 Seiten.

- KICHERER, A. (2002), Kostengünstige Produktentwicklung für Mensch und Umwelt: Produktentwicklung mit Ökoeffizienz-Analysen und Sozialindikatoren, Unterlagen zum Vortrag bei der Jahrestagung des Öko-Instituts 2002, Freiburg.
- KILIAN W., F. MUTSCH, R. KREISL u.a. (1994), Die Düngung im Wald II. Teil, Anleitung zur Walddüngung, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Wien, 41 Seiten.
- KLAGES-HABERKERN, S. (1994), Landwirtschaftliche Verwertung von Sekundärrohstoffen – Stand und neue Erkenntnisse, KTBL-Arbeitspapier 21, S. 170-182.
- KLEIN, B., G. RABEN, F. BEESE, B. HORVATH und N. LAMERSDORF (2004), Förderschwerpunkt Bioabfallverwertung: Partielle Regradation versauerter Böden mit dem LoBo-Verfahren zur Vorbereitung von Waldumbaumaßnahmen, Abschlußbericht, 61 Seiten.
- KLEY, G., P. KÖCHER und R. BRENNEIS, Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch thermochemische Behandlung, Beitrag für den Tagungsband „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall“, Symposium vom 06./07. Februar 2003 des Umweltbundesamtes Berlin und der RWTH Aachen, 12 Seiten.
- KÖNIG, N., P. BACCINI und B. ULRICH (1986), Die Bedeutung der Humusstoffe für die Schwermetallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben B3, S.133-182.
- KRAFT, M., A. REIF, M. SCHREINER und E. ALDINGER (2003), Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren, Forstarchiv 74, S. 3-15.
- KREMEIKE, R., LUTOSCH, F. und A. WIBBELT, (1988), Ausbringung von Kalk mit dem Rotenburger System, Der Forst- und Holzwirt Nr. 8, 176-179.
- KrW-/AbfG (1994), Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 2 G vom 24. Januar 2004 (BGBl. I S. 85).
- KÜßNER, R. und A. WICKEL (1998), Entwicklung einer Buchensaat (*Fagus sylvatica* L.) unter Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) im Osterzgebirge, Forstarchiv 69, S. 191-198.
- KUHLMANN, R. (2003), Online-Zeitungsartikel vom 25.07.2003, ngo-online, Heidelberg, http://www.ngo-online.de/ganze_nachricht.php4?Nr=6668 (Download 30.03.2004).
- KYOTO-PROTOCOL, <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.html>.
- LANDESFORSTEN (Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz) (1999): Merkblatt Nr. 9/99, Bodenschutzkalkung und Düngungsmaßnahmen im Wald, 3. (Neu-)Auflage, 48 Seiten.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1997), Bodenversauerung, Ursachen – Auswirkungen – Maßnahmen, Literaturstudie, Handbuch Boden der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 191 Seiten.
- LORENZ, K., K.-H. FEGER und E. KANDELER (2001), The response of soil microbial biomass and activity of a Norway spruce forest to liming and drought, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, S. 9-19.
- MALESSA, V. (1993), Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz), *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A* 98, 233 Seiten.
- MARSCHNER, H. (1989), Effect of soil acidification on root growth, nutrient and water uptake, In: Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen, Ulrich B. (ed.) Internationaler Kongreß Waldschadensforschung: Wissenstand und Perspektiven vom 2-6. Oktober 1989, S. 381-404.
- MARSCHALL, H.E. und S.R. PETERSEN (1995) Life-Cycle Costing, Mechanical Estimating Guidebook for Building Construction, 6th Edition, Mc Graw-Hill, Inc.

- MATTERN (1996): Auswirkungen der vergleichenden Kompensationskalkung auf Gefäßpflanzen, Moose und Pilze in rheinland-pfälzischen Forstökosystemen, unveröffentlichter Forschungsbericht im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 531 Seiten.
- MATTERN (2004): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung - Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf Höhere Pflanzen, Moose und Pilze in der Versuchsanlage Hochspeyer (Pfälzerwald), unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der FAWF Rheinland-Pfalz, 74 Seiten.
- MATZNER, E. (1985), Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling, Allgemeine Forstzeitschrift 43, S. 1143-1147.
- MATZNER, E. (1988), Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 40, 217 Seiten.
- MAYR, H. (1998), Überlegungen zur Verwendung organischer Recyclingsderivate im Wald – Eine Literaturstudie, Monographien Band 100, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie Wien (Hrsg.), 355 Seiten.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2002), Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2002, FAWF, Trippstadt.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (1997), Umweltbericht 1996; Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, www.umdenken.de/ub1996.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (1998), 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinland-pfälzischen Wäldern – Notwendigkeit, Ziele, Nebenwirkungen, Verfahren, Risiken des Nichtstuns; Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 25 Seiten.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (2002): Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 74 Seiten.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (2003), Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2003, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 38 Seiten.
- MURACH, D. (1985), Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen, Allgemeine Forstzeitschrift 43, S. 1151-1154.
- NIEDERBERGER, J., J. SCHÄFFER und K.V. WILPERT (2002), Nährelement- und Schwermetallgehalte von Holzaschen, Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 57, S. 826-828.
- NN (2002), Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept, FVA-Kolloquium in Freiburg vom 5. bis 6. März 2002, Berichte Freiburger Forstliche Forschung 43.
- NOLTE, N. (2000), Flüsternder Hubschrauber kalkt nordrhein-westfälische Wälder, Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes, <http://www.munlv.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/forsten/wald/pdfs/81kalkun.pdf>.
- PATYK, A. und A.G. REINHARDT (1997), Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen, Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- PRIESACK, E. und J.C. MUNCH (2003), Modellierung der Lachgasemission aus deutschen Wäldern, GSF-Jahresbericht 2002, www.gsf.de/jahresbericht/internet_pdfs/071_076_ibo_akt.pdf, S. 71-76.
- PRIETZEL, J, E. KOLB und K.E. REHFUSS (1997), Langzeituntersuchungen ehemals streugennutzer Kiefernökosystemen in der Oberpfalz: Veränderungen von Bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände, Forstwissenschaftliches Centralblatt 116, S. 269-290.

- PRIETZEL, J. und C. KÖLLING (1999), Remobilisierung von Sulfat-Schwefel aus Luftverunreinigungen: Ein praxistaugliches Routineverfahren zur Beurteilung des SO₄-Mobilisierungspotentials in Waldböden, Forstwissenschaftliches Centralblatt 118, S. 329-344.
- PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT (1987), Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen, Kölner Volksblatt Verlag, Köln.
- PRÜM, H.-J. (1986), Ausbringungstechnik, Der Forst- und Holzwirt, 41, S. 447-448
- RAUBUCH, M.P.H. (1992), Wechselwirkungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Parametern in Waldböden unter Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrags, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 89, 130 Seiten.
- RAKHRA, A.S. (1980), Buildings and Life Cycle Costing, Canadian Building Digest, <http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/cbd/cbd212e.html>.
- REHFUESS, K.E. (1995), Was kann Düngung bei den "neuartigen" Walderkrankungen leisten? Auf der Grundlage des Ernährungszustandes, Allgemeine Forstzeitschrift 20, S. 1090-1093.
- REUSS J.O. und D.W. JOHNSON (1986), Acid deposition and the acidification of soils and waters, Ecological Studies 59, Springer Verlag New York, 119 Seiten.
- RIEK, W. und B. WOLFF (1996), Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen 50, 65 Seiten.
- RIEK, W. und B. WOLFF (1998), Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland, Ergebnisse der Nadel-/Blattanalen im Rahmen der BZE, Allgemeine Forstzeitschrift 10, S. 507-510.
- RIEK, W. und T. HAUSSMANN (1998), Die BZE im Spiegel der Europäischen Waldbodenzustandserhebung, Allgemeine Forstzeitschrift 10, S. 520-522.
- ROGASIK, J. (2002), Aus Alt mach Neu – Rückgewinnung des Phosphats aus Fleischknochenmehl und Klärschlamm, FAL wissenschaft erleben 2, S. 4-5.
- ROST-SIEBERT, K. (1983), Aluminium-Toxizität und –Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst) und Buche (*Fagus silvatica* L.), Allgemeine Forstzeitschrift 26/27, S. 686-689.
- ROST-SIEBERT, K. (1985), H- und Al-Ionen-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43/I, S. 447-452.
- RUMPF, S., B. LUDWIG und M. MINDRUP (2001), Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany, Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164, S. 569-575.
- SAUTER, U. und K. FOERST (1987), Hinweise für den Einsatz von Silikatgesteinsmehlen zur Waldbodenverbesserung, Der Forst- und Holzwirt 42, S.27-30.
- SCHÄFER, M. (1989), Effect of acid deposition on soil animals and microorganisms: influence on structures and processes, In: Forschungsbeirat Waldschäden/ Luftverunreinigungen, Ulrich, B. (Hrsg.), Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven vom 2.-6. Oktober 1989, S. 415-430.
- SCHÄFER, M. (1992): Bodentiergemeinschaften (Saprophage, Zoophage) als Abbild der standörtlichen Bedingungen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen 31, S. 129-144.
- SCHÄFFER, J., J. NIEDERBERGER und K.V. WILPERT (2002), Verwendung von Holzasche bei der Kalkung von Waldböden - Chancen und Risiken, Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 57, S. 829-832.
- SCHALTEGGER, S. und A. STURM, (1992), Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen – Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte, Dissertation, Universität Basel, Paul Haupt Verlag, Bern.

- SCHALTEGGER, S., K. MÜLLER und H. HINDRICHSEN (1996), *Corporate Environmental Accounting*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- SCHAUERMANN, J. (1985), Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1159-1161.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1998), *Lehrbuch der Bodenkunde*, 14. neubearbeitet und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.H. Hartge & U. Schwertmann, Ferdinand-Enke-Verlag Stuttgart, 494 Seiten.
- SCHMEISKY, H. und K.M. KAUTZ (1992), Erfahrungen mit einem Wirbelschichtaschen-Dolomit-Gemisch in Gefäß- und Freilandversuchen, *VGB Kraftwerkstechnik* 72/5, S. 465-470.
- SCHMIDT, R. (1986), Erfahrungsbericht über Kompensationskalkungen im Regierungsbezirk Hannover, *Der Forst- und Holzwirt* Nr. 5, 110-115.
- SCHMIDT, W. (1993), Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation, *LÖLF-Mitteilungen* 1, S. 40-49.
- SCHMIDT, W. (2002), Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation, *Forstarchiv* 73, S. 43-54.
- SCHNEIDER, B. und W. ZECH (1989), Einfluss Mg-haltiger Dünger auf Feinwurzelwachstum und -ernährung vermutlich immissionsgeschädigter Fichten, In: Hanisch, Bernhard, IMA - Querschnittsseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", *KfK-PEF* 55, S. 107-118.
- SCHÖNBORN, G. und A. STEINERT (2001), *Sustainability Agenda: Nachhaltigkeitskommunikation für Unternehmen und Institutionen*, Luchterhand, Neuwied, Kriftel.
- SCHÜLER, G. (1987), Neue Wege bei der Kompensationskalkung - Ausbringung einer Kalksuspension aus der Luft auf Fichtenbestände, *Der Forst- und Holzwirt* Nr. 15, 400-401
- SCHÜLER G. (1992): Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen, *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr. 21/92, S. 5-26. SCHÜLER, G. (1993), Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen, *LÖLF-Mitteilungen* 1, S. 30-39.
- SCHÜLER, G. (1996a), Bodenschutz durch standortdifferenzierte Waldkalkung, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 79, S. 133-136.
- SCHÜLER, G. (1996b), Wirkungen und Ökosystemverträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger - Gefährdungen von tiefreichend versauerten Waldböden in Rheinland-Pfalz, *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge* 51, S. 564-568.
- SCHÜLER, G. (1997), Stabilitätserhöhung im Ökosystem Wald durch Bodenschutz, Kompensation von Nährstoffverlusten und naturnahe Waldbewirtschaftung, In: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), *Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, Ökosystemschäden und Gegenmaßnahmen*, Beiträge der 2. Fachtagung am 25. Januar 1996 im Bürgerhaus Mainz-Hechtsheim, S. 74-96.
- SCHÜLER, G. (2002), Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern - Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung, *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 173, S. 1-7.
- SCHULTZ, R. (1987), Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben* A 32, 217 Seiten.
- SCHULZE, E.-D., W. DE VRIES., M. HAUHS, K. ROSÉN, L. RASMUSSEN, C.-O. TAMM und J. NILSSON (1989), Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems, *Water, Air and Soil Pollution* 48, S. 451-456.

- SETAC-EUROPE: SECOND WORKING GROUP ON LCIA (WIA-2) (1999), Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in LCIA, Background Document, Int. J. LCA 4 (s), ecomed, Landsberg.
- SLOVIK, S., W.M. KAISER, C. KÖRNER, G. KINDERMANN, und U. HEBER (1992), Quantifizierung der physiologischen Kausalkette von SO₂-Immissionsschäden, Allgemeine Forstzeitschrift 800-805, S. 913-920.
- SPELSBERG, G. und G. CRÖßMANN (1984), Beobachtungen über die Bodenversauerung im Stammfußbereich zweier Altbuchen, Der Forst- und Holzwirt 39/11, S. 286-288.
- STAHL, B., 1998, Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktbezogener Ökobilanz, Dissertation, Universität Bremen, <http://elib.suub.uni-bremen.de/production/Stahl B1998/Stahl B1998.pdf>.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003a), Umwelt, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001, Fachserie 19 Reihe 2.1, dreijährige Erscheinungsform, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, www.destatis.de.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003b), Produzierendes Gewerbe - Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2002/2003, Fachserie 4 Reihe 8.2, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, www.destatis.de
- SVERDRUP, H. und P. WARFVINGE (1993), The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio, Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, 177 S.
- TrinkwV (Trinkwasserverordnung) (2003), Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), Inkraft getreten am 1. Januar 2003, zuletzt geändert am 25. November 2003 (BGBl. I S. 2304).
- UBA (Umweltbundesamt) (2003), Informationsdatenbank des Umweltbundesamtes im Internet, <http://www.env-it.de/umweltdaten/jsp>, 14.11.2003.
- ULRICH, B. und J. PUHE (1993), Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplungen auf den Treibhauseffekt, In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Dt. Bundestags (Hrsg.), Studienprogramm Bd. 2 Wälder, Economica Verlag Bonn, 202 Seiten.
- ULRICH, B. (1981), Theoretische Betrachtungen des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144, S. 647-659.
- ULRICH, B. (1983a), Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earthalkali cations and chloride, In: Ulrich, B. & Pankrath, J. (Hrsg.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, S. 33-45.
- ULRICH, B. (1983b), Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß von saurem Regen, Allgemeine Forstzeitschrift 38, S. 670-677.
- ULRICH, B. (1985), Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43/I, S. 159-187.
- ULRICH, B. (1986), Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten, Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, S. 421-435.
- ULRICH, B. (1987) Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition, Forstarchiv 58, S. 232-239.
- ULRICH, B. (1988), Ökochemische Kennwerte des Bodens, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151, S. 171-176.
- ULRICH, B. (1996), Ökosystem Wald – Funktionen und Nutzen, aus HAURY, H.-J., G. ASSMANN, B. FROESE & T. JAHN (1996), Patient Wald – sterbenskrank oder kerngesund? Journalistenseminar der Information Umwelt, GSF-Bericht 20, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg GmbH.

- ULRICH, B., K.J. MEIWES, N. KÖNIG und P.K. KHANNA (1984), Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden, *Der Forst- und Holzwirt* 11, S. 278-287.
- ULRICH, B., R. MAYER und P.K. KHANNA (1979), Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling, *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen* 58, Sauerländer-Verlag Frankfurt, 291 Seiten.
- U.S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, FEDERAL HIGHWAY ADMINISTRATION (2003), *Improving Transportation Investment Decisions through Life-Cycle Cost Analysis*, <http://www.fhwa.dot.gov/infrastructure/asstmgmt/lccafact.htm>.
- UMWELTBUNDESAMT (2000), *Handreichung Bewertung in Ökobilanzen*, Hintergrundpapier, <http://www.umweltdaten.de/down-d/methode.pdf>.
- VOGT, R., F. KNAPPE, J. GIEGRICH, und A. DETZEL (2002), *Ökobilanz Bioabfallverwertung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- VAN BREEMEN, N., C.T. DRISCOLL und J. MULDER (1984), Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters, *Nature* 307, S. 599-604.
- VAN BREEMEN, N., J. MULDER und C.T. DRISCOLL (1983), Acidification and alkalization of soils, *Plant and Soil* 75, S. 283-308.
- VAN DEN BURG, J. (1985), *Foliar Analysis for Determination of Tree Nutrient Status – A compilation of literature Data (Überzicht van blad- en naaldanalyses voor de beoordeling van de minerale voedingstorstand van bomen – een samenvoeging van literatuurgegevens)*, Rijksinstituut voor Onderzoek in de bos – En Landschapsbouw „De Dorschkamp“, Rapport Nr. 414, 615 Seiten.
- VEERHOFF, M. und G.W. BRÜMMER (1989), Silikatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59/II, S. 1203-1208.
- VEERHOFF, M. und G.W. BRÜMMER (1991), Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silikatverwitterung unter stark sauren Bedingungen, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66/II, S. 1123-1126.
- VerfVerbG (2001), *Gesetz über das Verbot des Verfütterns, des innergemeinschaftlichen Verbringens und der Ausfuhr bestimmter Futtermittel (Verfütterungsverbotsgesetz – VerfVerbG)*, Neufassung vom 25.März 2001 (BGBl. I S. 463).
- VOR, T. (1999), *Stickstoffkreislauf eines Buchenaltbestandes nach Auflichtung und Kalkung*, Berichte des Forschungszentrums Waldökologie A163, 153 Seiten.
- WEISMÜLLER, I. (2004), *Können basische Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen im Wald eingesetzt werden? – Untersuchungen zur Lösungsschemie, Tiefenwirkung und Pflanzenverträglichkeit*, unveröffentlichte Diplomarbeit im Fachbereich VI, Geowissenschaften der Universität Trier, 140 Seiten.
- WENZEL, B. und B. ULRICH (1988), Phosphatbeigaben zur Kompensationskalkung - Ziele der Phosphatdüngung und Ermittlung der P-Bedürftigkeit, *Forst und Holz* 16, S. 401-402.
- WERNER, W. (1995), Auswirkungen von Dolomit-Kalkung und Kalium-Düngung auf die Nitratausnutzung, das Wachstum und die Vitalität der Krautschicht des Waldökosystems an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein, *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* 32, S. 106-130.
- WEYER, T. (1993), Kalkungsversuche mit carbonatisch und silikatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern, Initialeffekte auf versauerte Waldböden Nordrhein-Westfalens, *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 12, 299 Seiten.
- WILPERT, K. v., J. NIEDERBERGER und J. SCHÄFFER (2002), Holzasche zurück in den Wald - ein Kreislaufkonzept, *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 57, S. 825-826.
- WOLFF, B. und W. RIEK (1998), Chemischer Waldbodenzustand in Deutschland, Ergebnisse der Bodenanalysen im Rahmen der BZE, *Allgemeine Forstzeitschrift* 10, S. 503-506.
- WWW.DER-BRUNNEN.DE, private Internetseite, Stand vom 07.11.2003

- ZEZSCHWITZ, E. von (1985), Qualitätsänderungen des Waldhumus, Forstwissenschaftliches Centralblatt 104, S. 205-220.
- ZEZSCHWITZ, E. von (1989), Humusformenwandel unter Wald, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, S. 1249-1254.

5. Begriffserläuterungen und Abkürzungen:

- Bodenversauerung:** ein Prozess, bei dem säurebildende Stoffe (Protonendonatoren bzw. Elektronenakzeptoren) zugeführt und basenbildende Stoffe (Protonenakzeptoren bzw. Elektronendonatoren) aus dem Boden entfernt werden.
- Charakterisierungsfaktor:** der eingesetzte Faktor, der von einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wird, um das Ergebnis des Stoffstrominventars auf einheitliches Aggregat des Wirkungskategorieindikatoren zu konvertieren.
- Kategorieindikator:** quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie.
- Life Cycle Inventory (LCI)** das Stoffstrominventar, die als Ansatzpunkt des Life Cycle Assessment dient.
- LCI-Ergebnisse:** sind Material- und Energieströme sowie andere physische Aktionen zwischen anthropogenischen Prozessen und der Umwelt, die den Produktionsprozess betreten und verlassen.
- Produktlebenszyklus:** alle Aktivitäten, die eine Produkt oder Produktteile sich unterziehen, unabhängig davon, welche Entscheidungsträger beteiligt sind.
- Puffersubstanz:** eine Substanz, die gasförmig und vor allem gelöste Schadstoffe durch Adsorption an die Bodenaustauscher bindet oder nach Reaktion chemisch fällt und damit weitgehend immobilisiert.
- Sekundärrohstoff:** durch Recycling wiedergewonnener Rohstoff. Die meisten Produkte können durch Recyclingverfahren wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt werden. Notwendig sind allerdings vorgeschaltete Sortier- und Aufbereitungsschritte.
- Wirkungskategorie:** eine Klasse, die Umweltsachverhalte von Interesse darstellt, zu dem LCI-Ergebnisse zugeordnet werden können.

Untersuchte Substanzen und Mischungen

BM	Bismehl
DOL	Dolomit
ES	Enthärter Schlamm
M	Magnesit
M ₁	Magnesitstaub Shanghai
M ₂	Magnesitstaub aus Holzfilzen
ML	Mutterlauge
M _m	Totgebrannter Magnesit

MP	Magniphos
O	Kontrolle/Nullvariante
P	Perlitstaub
PS	Pfannenschlacke
RK	Reaktorkorn mit Kalkkeim
RQ	Reaktorkorn mit Quarzkeim
RQx	Reaktorkorn mit Quarzkeim gebrochen
TMA	Tiermehlasche

Sonstige Abkürzungen

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ALK	Alkalinität
AP	Accidification Potential
BASF	Badische Anilin- und Sodafabrik
BFI	Blattflächenindex
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BS	Basensättigungsgrad
BSE	Bovine Spongiforme Encephalopathie
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BZE	Bodenzustandserhebung
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (Disolved organic carbon)
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngMG	Düngemittelgesetz
EP	Eutrophication Potential
FAETP	Freshwater Aquatic Eco-Toxicity Potential
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
FG	Frischgewicht
GWP	Global Warming Potential
HTP	Human Toxicity Potential
IÄ	Ionenäquivalent
ICP-OES	Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy
IR	Infrarot
ISTA	Internationale Vereinigung für Saatgutprüfung
KAK	Kationenaustauschkapazität
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz

LUFA	Landwirtschaftliche Forschungs- und Untersuchungsanstalt
L-Zeiger	Lichtzeigerpflanzen nach Ellenberg
M _a	Kationensäuren (Al, Fe, Mn)
M _a %	Aziditätsgrad
M _b	Basisch wirkende Kationen (Ca, K, Mg, Na)
M _b %	Basizitätsgrad
N-Zeiger	Stickstoffzeigerpflanzen nach Ellenberg
PLA	Produktlinienanalyse
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
R-Zeiger	Reaktionszeigerpflanzen nach Ellenberg
SNK _(pot)	(Potentielle) Säureneutralisationskapazität
SNR	Säureneutralisationsrate
TG	Trockengewicht
TrinkWV	Trinkwasserverordnung
VerfVerbG	Verfütterungsverbots-Gesetz
ZWS	Zentrale Wirbelschicht-Verbrennungsanlagen